# UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR (UCAD)

ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES DE LA VIE, DE LA SANTÉ ET DE L'ENVIRONNEMENT (ED-SEV)

# **FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES (FST)**



Année: 2017 N° d'ordre: 201712

#### THESE DE DOCTORAT

Spécialité : ENVIRONNEMENT

Présentée par:

# **Simon SAMBOU**

# Dynamique de la végétation et des stocks de carbone de la forêt classée de Patako et sa périphérie (Centre-ouest du Sénégal)



Soutenue le 11-02-2017 devant le Jury composé de

Président M. Amadou Tahirou Diaw, Professeur titulaire, Faculté des Lettres et Sciences

Humaines. Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal

Rapporteurs M. Aliou Guissé, Professeur titulaire, Faculté des Sciences et Techniques.

Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal

M. Saliou Ndiaye, Maître de Conférences, Ecole Nationale Supérieure

d'Agriculture. Université de Thiès, Sénégal

M. Bienvenu Sambou, Maître de Conférences, Faculté des Sciences et

Techniques. Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal

Examinateurs M. Amadou Moctar Dieye, Directeur Technique, Centre de Suivi Ecologique

(CSE), Sénégal

Directeur de Thèse M. Cheikh Mbow, Maître de Conférences, Faculté des Sciences et Techniques.

Université Cheikh Anta Diop, Dakar, Sénégal

Co-Directeur de Thèse Mme Anne Mette Lykke, Chercheur sénior (HDR), Institut de Bioscience,

Université d'Aarhus, Danemark

Année universitaire 2016-2017

Ce travail a bénéficié du soutien financier du programme UNDESERT (EU-FP7 243906)



# **DEDICACE**

A mon clairvoyant papa,

- un temple du savoir -

À mon adorable maman et Tante Longévité, Santé et Grâces divines sur vous,

A mon oncle
Il s'en est allé, sans voir l'aboutissement de ce travail.
Tous, de remarquables éducateurs,
qui m'ont élevé dans la voie de la dignité,
de la droiture et de la rigueur.

Que ce travail vous procure la joie et la satisfaction du devoir accompli.

À mes aimables frères et sœurs,
A ma famille,
A mes formateurs,
A mes collègues,
A mes amis....

Je dédie ce travail pour votre précieuse et longue assistance à ma formation.

ı

# Table des matières

DEDICACE	i
Illustrations	v
Remerciements	viii
Sigles et acronymes	xi
Résumé	xiii
Abstract	XV
Introduction générale	1
Chapitre 1	6
Etat des connaissances sur le carbone, le climat et les forêts	6
1.1. Relation entre forêt, foresterie et atténuation du réchauffement climatique	6
1.1.1. Réchauffement climatique et gaz à effet de serre	
1.1.2. Carbone et cycle du carbone	10
1.1.3. Rôle des forêts dans les échanges Biosphère –Atmosphère	11
1.2. Carbone et enjeux pour le changement climatique	13
1.2.1. Forêts tropicales et dynamique des stocks de carbone	15
1.2.2. Mécanismes de Kyoto et activités de compensation carbone dans le secteur foresterie	
1.2.3. Projets forestiers et marché volontaire du carbone	22
Chapitre 2	25
Cadre biophysique et humain	25
2.1. Présentation de la zone d'étude	25
2.2. Climat et variabilité climatique	26
2.2.1. Variabilité interannuelle de la pluviométrie	26
2.2.2. Variabilité intermensuelle de la pluviométrie	29
2.2.3. Température et humidité de l'air	30
2.2.4. Autres paramètres climatiques	32
2.3. Cadre hydrogéologique	33
2.4. Réseau hydrographique	34
2.5. Principaux types de sols	35
2.6. Flore et végétation	37
2.7. Contexte démographique et socio-économique	38
Chapitre 3.	41

Dynamique de l'occupation du sol et facteurs de dégradation de la forêt classée d Patako et sa périphérie	
3.1. Introduction	41
3.2. Matériels et méthodes	42
3.2.1. Données images	42
3.2.2 Facteurs de déforestation et de dégradation	48
3.3. Résultats	49
3.3.1. Occupation du sol de 1992 à 2015	49
3.3.2. Analyse des changements d'occupation du sol entre 1992 et 2015	53
3.3.3. Estimation du taux annuel de déforestation	60
3.3.4. Facteurs de dégradation	60
3.4. Discussion	62
Conclusion	68
Chapitre 4	70
Diversité floristique et caractéristiques structurales de la végétation ligneuse	70
4.1. Introduction	70
4.2. Matériel et méthodes	71
4.2.1. Plan d'échantillonnage	71
4.2.3. Traitement et analyse des données	76
4.3. Résultats	79
4.3.1. Composition floristique	79
4.3.2. Diversité des espèces végétales ligneuses	84
4.3.3. Analyse des paramètres structuraux de la végétation ligneuse	86
4.4. Discussion	94
Conclusion	97
Chapitre 5.	99
Stocks et dynamique du carbone dans la végétation ligneuse et les sols	99
5.1. Introduction	99
5.2. Matériel et méthodes	100
5.2.1. Évaluation des stocks de carbone de la végétation ligneuse	100
5.2.2. Échantillonnage pour l'évaluation du carbone organique du sol	103
5.2.3. Modélisation de la dynamique du carbone	108
5.4. Résultats	112
5.4.1. Stocks de carbone de la biomasse ligneuse dans la forêt classée de Patako.	112
5.4.2. Stocks de carbone de la biomasse ligneuse de l'agrosystème	117

ANNEXES	I
Bibliographie	
6. Conclusion générale et perspectives	149
Conclusion	147
5.6.2. Bonnes pratiques en matière de gestion durable des stocks de carbone	142
5.6.1. Stock de carbone et sa dynamique dans la biomasse ligneuse et le sol	136
5.6. Discussion	136
5.5.2. Incertitude globale liée à l'inventaire des GES	136
5.5.1. Modélisation des variations de stocks de carbone dans la FCP	130
5.5. Caractérisation de la dynamique des stocks de carbone	129
5.4.3. Teneur et stock du carbone organique des sols	120

# Illustrations

# Liste des figures

Figure 1. Scénarios des émissions mondiales de CO <sub>2</sub>	9
Figure 2. Situation de la zone d'étude	
Figure 3. Variabilité interannuelle de la pluviométrie à Toubacouta (1983-2013)	28
Figure 4. Variabilité interannuelle de la pluviométrie à Kaolack (1983-2015)	
Figure 5. Evolution intermensuelle de la température et de l'humidité relative à Ka	olack
(1983-2015)	31
Figure 6. Evolution intermensuelle de la température et de l'humidité relative à Fatick (	1983-
2015)	32
Figure 7. Unités morphopédologiques de la zone d'étude	36
Figure 8. Répartition de la population par localité	39
Figure 9. Synthèse du traitement des images satellites	47
Figure 10. Occupation du sol de la forêt classée de Patako et sa périphérie	52
Figure 11. Changement d'occupation du sol (1992-2001)	54
Figure 12. Changement d'occupation du sol (2001-2010)	54
Figure 13. Changement d'occupation du sol (2010-2015)	
Figure 14. Changement d'occupation du sol (1992-2015)	55
Figure 15. Taux d'évolution de l'occupation du sol dans la forêt classée de Patako	57
Figure 16. Stratification et de maillage de la zone d'étude	72
Figure 17. Dispositif d'échantillonnage de la végétation ligneuse	75
Figure 18. Distribution des espèces végétales ligneuses par famille	79
Figure 19. Courbes d'accumulation des espèces par type de végétation	85
Figure 20. Régression linéaire de la densité des arbres et des tiges par type de végétation	87
Figure 21. Distribution des densités par classes de diamètre	92
Figure 22. Distribution des densités par classes de hauteur	93
Figure 23. Superposition des unités morpho-pédologiques à l'occupation du sol	104
Figure 24. Dispositif de prélèvement d'échantillons de sol	104
Figure 25. Relation entre la diversité de la végétation ligneuse et les stocks de carbone	117
Figure 26. Distribution spatiale de la teneur en COS en fonction de l'occupation du sol	122
Figure 27. Variabilité du pH et du COS en fonction de la profondeur par occupation de	lu sol
	124
Figure 28. Distribution des stocks de carbone dans les réservoirs BA, BR et COS	130
Figure 29. Emissions cumulées de GES dues aux feux de brousse	135
Figure 30. Cercle vicieux de la dégradation des stocks organiques des sols	144
Figure 31. Effets d'une mauvaise pratique culturale (A) et d'une bonne pratique cultural	le (B)
sur la fertilité des sols	

# Liste des tableaux

Tableau 1. Distribution intermensuelle de la pluviométrie des les stations de Toubacouta,
Kaolack et Fatick30
Tableau 2. Images satellites choisies pour l'analyse de l'occupation du sol43
Tableau 3. Evaluation de la précision de la classification des images Landsat45
Tableau 4. Classification et attributs de l'occupation du sol
Tableau 5. Dynamique de l'occupation du sol dans la forêt classée de Patako51
Tableau 6. Matrice de transfert d'occupation du sol de 1992 à 2001 en pourcentage58
Tableau 7. Matrice de transfert d'occupation du sol de 2001 à 2010 en pourcentage58
Tableau 8. Matrice de transfert d'occupation du sol de 2010 à 2015 en pourcentage59
Tableau 9. Matrice globale de transfert d'occupation du sol entre 1992 et 2015 en
pourcentage59
Tableau 10. Détermination de la taille de l'échantillon
Tableau 11. Classement des espèces dans la savane arbustive80
Tableau 12. Classement des espèces dans la savane arbustive à arborée81
Tableau 13. Classement des espèces dans la forêt claire à savane boisée82
Tableau 14. Classement des espèces dans la forêt galerie
Tableau 15. Indices de végétation dans la forêt classée de Patako86
Tableau 16. Paramètres structuraux de la végétation ligneuse dans la forêt classée de Patako
89
Tableau 17. Analyse de variance par maximum de vraisemblance91
Tableau 18. Équations allométriques utilisées pour l'estimation de la biomasse ligneuse 102
Tableau 19. Distribution des stocks de carbone dans la biomasse aérienne et racinaire 113
Tableau 20. Proportion des stocks de carbone par type de végétation114
Tableau 21. Contribution au stockage de carbone des espèces exploitées pour le bois
d'énergie115
Tableau 22. Contribution au stockage de carbone des espèces exploitées pour le bois d'œuvre
115
Tableau 23. Restauration du couvert végétal et additionnalité carbone119
Tableau 24. Teneur en carbone organique des sols dans les catégories d'occupation du sol 121
Tableau 25. Comparaison de la teneur en COS en fonction des caractéristiques du milieu 126
Tableau 26. Analyse de variance du modèle de régression multivariée
Tableau 27. Distribution du COS par type d'occupation du sol
Tableau 28. Scénario de variation des stocks de carbone en 1992
Tableau 29. Scénario de variation des stocks de carbone en 2001
Tableau 30. Scénario de variation des stocks de carbone en 2010
Tableau 31. Scénario de variation des stocks de carbone en 2015
Tableau 32. Émissions de GES et gaz précurseurs de GES dues aux feux de brousse134

# Liste des photos

Photo 1. Mortalité des arbres dans la vallée	Photo 2. Pâturage d'ovins dans la FCP61
Photo 3. Abattage d'arbres pour le bois d'œuv	vre (A) et (B)61
Photo 4. Exploitation de bois d'énergie	Photo 5. Feux de forêt dans la FCP61
Photo 6. Installation de meule traditionnelle	Photo 7. Carbonisation dans la FCP62
Photo 8. Technique de prélèvement d'échanti	llons par la méthode au cylindre105
Liste des annexes	
Annexe 1. Liste des espèces recensées dans la	a forêt classée de PatakoII
Annexe 2. Tests log-linéaires d'adéquation de	es structures de végétation en diamètreVI
Annexe 3. Tests log-linéaires d'adéquation de	es structures de végétation en hauteur VII
Annexe 4. Acidité des sols dans la la FC de P	atako et sa périphérieVIII
Annexe 5. Echelle de l'acidité et de la salinité	des solsVIII
Annexe 6. Matrice des changements de 1992	à 2001IX
Annexe 7. Matrice des changements de 2001	à 2010IX
Annexe 8. Matrice des changements de 2010	à 2015X
Annexe 9. Matrice des changements de 1992	à 2015X

Annexe 10. Equations utilisées dans le document......XI

# Remerciements

Le travail rapporté dans ce document est autant le fruit d'un labeur personnel que d'un effort d'équipe. Ceci est dû non seulement au caractère transversal du sujet, mais aussi aux grandes qualités humaines des nombreuses personnes impliquées de près ou de loin. Il m'est donc difficile de formuler des remerciements de façon exhaustive à travers ces quelques lignes. Cette aventure a été rendue possible grâce à la mise en commun des expertises d'un groupe pluridisciplinaire composé de géographes-environnementalistes, de botanistes-environnementalistes, de biologistes- environnementalistes et de pédologues.

« À ces amoureux de la nature, dévoués, qui consacrent un temps fou à faire avancer la recherche pour la conservation des écosystèmes et qui gardent espoir qu'un jour, l'HOMME en réalisera toute l'importance et la splendeur ».

Leurs conseils ont été d'un grand apport dans la progression de ce travail. Avec beaucoup de rigueur et d'optimisme, ils ont su orienter mes interrogations afin de mieux appréhender la complexité de cette problématique dans le vaste champ d'investigation qu'est l'environnement.

Je tiens tout d'abord à remercier les éminents membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'évaluer ce travail de recherche. Merci au Pr. Amadou Tahirou DIAW d'avoir accepté de présider ce jury et aux rapporteurs (Pr. Aliou GUISSÉ, Pr. Saliou NDIAYE et Pr. Bienvenu SAMBOU) pour les commentaires pertinents et l'examen minutieux du manuscrit de thèse. Je remercie également Dr Amadou Moctar DIEYE pour avoir pleinement rempli le rôle d'examinateur en évaluant de manière objective le manuscrit.

Je suis particulièrement reconnaissant au Pr. Cheikh MBOW, qui a accepté de diriger cette thèse. Malgré ses contraintes professionnelles, il m'a toujours offert son soutien scientifique et a veillé au bon déroulement de ce travail. Je lui exprime toute ma reconnaissance non seulement pour cet apprentissage mais aussi pour ses multiples lectures et remarques plus qu'édifiantes. Je remercie très chaleureusement Dr. Anne Mette LYKKE qui accepté de codiriger cette thèse. Qu'elle trouve ici toute ma reconnaissance pour le soutien scientifique qu'elle m'a accordée tout au long de la réalisation de ce travail.

Merci également au Programme UNDESERT (EU-FP7 243906), "Understanding and combating desertification to mitigate its impact on ecosystem services" pour m'avoir accordé la bourse de recherche.

Je suis aussi profondément redevable au Pr. Bienvenu SAMBOU, Coordonnateur du programme UNDESERT Sénégal, sans qui cette thèse n'aurait pu être entreprise. Je le remercie, pour les critiques pertinentes, les multiples orientations et conseils qu'il m'a donnés dès l'entame de ce travail jusqu'à son aboutissement. A travers sa personne, je remercie toute l'équipe de recherche URENE « Unité de Recherche sur les Ecosystèmes Naturels et l'Environnement », ma seconde famille, de l'Institut des Sciences de l'Environnement (ISE). Je pense particulièrement à : Dr. Assane GOUDIABY, Dr. Fatimata NIANG DIOP, Dr Idrissa GUIRO, Dr. Mamadou DIOP, Mme Sara D. DIENG BASSENE, Mamadou L. CISSE et Laurice C. FAYE. J'exprime ma reconnaissance à l'endroit de Ablaye DIOUF, chauffeur et compagnon de terrain pour sa disponibilité et son humanisme.

J'exprime également ma reconnaissance aux Dr. François MATTY et Dr. Hyacinthe SAMBOU, pour les échanges enrichissants et leur franche collaboration dans la réalisation de ce travail de recherche. J'adresse également mes sincères remerciements à tout le personnel enseignant, administratif et technique de l'ISE.

Le soutien permanent de mes proches dans cette étape de ma vie a été plus que déterminant. Ainsi, les mots les plus simples étant les plus forts, j'adresse toute mon affection à ma famille, et en particulier ma maman Abidibo MANGA, ma tante Anna Djitinène SAMBOU et mon père Kassina SAMBOU, mes frères (Antoine SAMBOU, Emmanuel SAMBOU, Louis SAMBOU) et sœurs (Madeleine SAMBOU et Mélanie SAMBOU, Rachelle Touty SAMBOU, Stéphanie SAMBOU, aux jumelles Constance et Emma SAMBOU), à mon cousin et ami Mathias SAMBOU, pour leurs encouragement et compréhension. Malgré la distance qui nous sépare leur tendresse et leur amour me guident tous les jours. J'ai une pensée pieuse pour mon très cher oncle, feu Boniface DIATTA « Henki » qui n'a pas vu l'aboutissement de mon travail et je sais qu'il en aurait été fier.

« Sur terre les humains passent comme les feuilles : si le vent fait tomber les unes sur le sol, la forêt vigoureuse, au retour du printemps, en fait pousser bien d'autres; chez les hommes ainsi les générations l'une à l'autre succèdent. » - Homère

« Par délibération, la Faculté des Sciences et Techniques et l'Institut des Sciences de l'Environnement ont décidé que les opinions émises dans les dissertations qui leur sont présentées doivent être considérées comme propres à leurs auteurs et qu'ils n'entendent leur donner aucune approbation ni improbation ».

# Sigles et acronymes

AFAT Agriculture, Foresterie et Autres usages des Terres

ANOVA Analyse de la Variance

ANSD Agence Nationale de la Statistique et de la Démographie

ARLOMOM Arbres Locaux pour un Monde Meilleur

C Carbone

CCNUCC Convention Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique

CDB Convention sur la Diversité Biologique

CE Conductivité Electrique

CERs Certified Emission Reductions

CH<sub>4</sub> Méthane

CIFOR Center for International Forestry Research

CNULCD Convention des Nations Unies pour la Lutte Contre la Désertification

CO Monoxyde de carbone CO<sub>2</sub> Dioxyde de carbone

CONSERE Conseil Supérieur des Ressources Naturelles et de l'Environnement

COP Conference of Parties
COS Carbone Organique du Sol

DEFCCS Direction des Eaux et Forêts, Chasses et de la Conservation des Sols

DHP Diamètre à Hauteur de Poitrine (référence 1,30 m du sol)

dS Décisiemens

FAO Food and Agriculture Organization

FCP Forêt Classée de Patako FRA Forest Resource Assessment

GES Gaz à Effet de Serre

GIEC Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

GLM General Linear Model GMV Grande Muraille Verte

GOFC-GOLD Global Observations of Forest and Land Cover Dynamics

GPS Global Positioning System

Gt Gigatonne

ICRAF World Agroforestry Centre ou Centre International pour la Recherche en

Agroforesterie

ind./ha Densité des individus d'arbres par hectare
IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change
ISE Institut des Sciences de l'Environnement

IVI Indice de Valeur d'Importance LOI Operational Land Imager

MEDD Ministère de l'Environnement et du Développement Durable

MO Matière Organique

MRV Monitoring, Reporting and Verification

Mt Mégatonne

N<sub>2</sub>O Protoxyde d'Azote

OMM Organisation Mondiale de la Météorologie

PAFS Plan d'action forestier du Sénégal

PAN/LCD Programme d'Action National de Lutte Contre la Désertification

PDDF Plan directeur de Développement forestier

PERACOD Programme pour la promotion des énergies renouvelables, de

l'électrification rurale et l'approvisionnement durable en combustibles

domestiques

PFNL Produit Forestier Non Ligneux

PGCRN Projet de Gestion Communautaire des Ressources Naturelles

PGIES Projet de Gestion Intégré des Ecosystèmes du Sénégal

pH Potentiel d'Hydrogène

POGV Projet d'Organisation et de Gestion Villageoise

Ppb Partie par Milliard Ppm Partie par Million

PRL Projet de reboisement du littoral PROBOVIL Projet de Boisement Villageois

PROGEDE Programme de Gestion Durable et Participative des Energies

Traditionnelles et de Substitution

PROGERT Projet de Gestion et de Restauration des Terres dégradées du Bassin

Arachidier

PSE Paiement pour les Services Écosystèmes RCP Representative Concentration Pathways

RED Réduction des Emissions provenant de la Déforestation

REDD+ Réduction des Emissions dues à la Déforestation et à la Dégradation

SIG Système d'Information Géographique SRES Special Report on Emissions Scenarios UCAD Université Cheikh Anta Diop de Dakar

USGS United State Geological Survey

UTCATF Utilisation des Terres, Changement d'Affectation des Terres et de la

Foresterie

UTM Universal Transverse Mercator

WGS World Geodetic System

## Résumé

Ce travail a pour objectif de connaître le potentiel des stocks de carbone et leurs variations dans la forêt classée de Patako et sa périphérie. La démarche a consisté en plusieurs étapes. Dans un premier temps, les types d'occupation du sol ont été identifiés à l'aide d'images Landsat de 1992, 2001, 2010 et 2015, choisies pendant la saison sèche. Une comparaison post-classification a été effectuée et a permis de détecter les changements d'occupation du sol. Cette analyse a abouti à la détermination d'un taux de déforestation dans la forêt classée de Patako. Deuxièmement, un inventaire forestier a été réalisé par échantillonnage stratifié aléatoire du second degré dans des zones relativement homogènes. Les données ont été collectées à partir de 216 placettes carrées (400 m<sup>2</sup>) dans les formations végétales de plateaux et 35 placettes rectangulaires (400 m<sup>2</sup>) dans la forêt galerie. Ces données ont servi à l'analyse de la biodiversité et de la structure de la végétation ligneuse, mais aussi à l'évaluation des stocks de carbone en utilisant des modèles allométriques. La troisième étape de ce travail a consisté à collecter des échantillons composites de sol pour déterminer le Carbone Organique du Sol (COS) entre 0-20 cm et 20-40 cm de profondeur. Enfin, le potentiel d'absorptions et d'émissions de carbone a été modélisé en utilisant différentes catégories d'utilisation des terres.

Les changements détectés entre 1992 et 2015 montrent que le taux de déforestation est relativement faible (0,11%) à l'intérieur de la forêt classée de Patako, tandis que la dégradation du couvert végétal reste importante. L'analyse de la diversité et des paramètres structuraux de la végétation ligneuse montre que la forêt galerie et la forêt claire à savane boisée présentent la plus grande diversité. La richesse spécifique (RS) et l'indice de diversité de Shannon (H') sont respectivement estimés à 76 et 2,81 dans la forêt galerie et 36 et 2,12 pour la forêt claire à savane boisée. Les types de végétation les moins diversifiés sont les formations arbustives. Tous les types de végétation identifiés décrivent une structure en forme de J inversé, avec un coefficient de forme C < 1, attestant ainsi d'un peuplement inéquien et d'une distribution à prédominance des classes de petits diamètres. Cette distribution de la structure influe sur les stocks de carbone.

Les tests ANOVA et Tukey montrent, de façon générale, une différence significative (P < 0.001) entre les moyennes observées. Les quantités de carbone de la biomasse aérienne

sont faibles dans l'agrosystème (2,42 tC.ha<sup>-1</sup>) et la savane arbustive (16,69 tC.ha<sup>-1</sup>), tandis que la savane arbustive à arborée (28,49 tC.ha<sup>-1</sup>) et la forêt claire à savane boisée (45,34 tC.ha<sup>-1</sup>) ont un stock plus élevé. *Combretum glutinosum, Cordyla pinnata, Terminalia macroptera, Combretum nigricans, Lannea acida, Acacia macrostachya, Daniellia oliveri, Pterocarpus erinaceus* et *Prosopis africana*, contribuent à environ 72% à 88% au carbone stocké dans la biomasse de ces types de végétation. La galerie forestière (86,12 tC.ha<sup>-1</sup>), concentre le stock le plus important, à l'image de la biodiversité et de la densité élevée des individus de gros diamètre (> 20 cm) qu'elle abrite. Dans cette formation végétale, la contribution la plus importante est portée par *Khaya senegalensis, Detarium senegalense, Erytrophleum suaveolens, Elaeis guineensis et Ficus spp*.

La distribution spatiale de la teneur et des stocks de Carbone Organique du Sol (COS), sur une profondeur de 40 cm, suit celle des stocks de carbone de la biomasse aérienne. Les faibles stocks de COS sont mesurés dans l'agrosystème (18-20 tC.ha<sup>-1</sup>). Les formations de savane ont un stock intermédiaire (entre 24,45 et 41,05 tC.ha<sup>-1</sup>), tandis que les quantités estimées dans la forêt galerie sont plus élevées (95,12 tC.ha<sup>-1</sup>). Toutefois, le stock de la mangrove (416,72 ± 112,38 tC.ha<sup>-1</sup>) représente plus de trois fois cette valeur et montre ainsi l'énorme potentiel de cet écosystème humide en termes de réservoir de carbone.

Les résultats de la modélisation montrent une faible productivité nette des formations végétales étudiées du fait de leur dynamisme qui provoque de fortes variations de carbone. Celles-ci sont causées par de multiples perturbations parmi lesquelles l'exploitation du bois et les feux de brousse sont les plus importants en termes d'émissions directes ou indirectes de  $CO_2$ . La réduction des émissions induites par la dégradation et le renforcement du potentiel de séquestration du carbone des écosystèmes constituent une des nombreuses options identifiées par le marché régulier et volontaire du carbone pour favoriser l'atténuation du changement climatique, renforcer la capacité d'adaptation et la résilience des populations.

Mots clés: Biomasse, Carbone Organique du Sol, Savane, Forêt classée, agrosystème, Patako

#### **Abstract**

This study was conducted to investigate the potential of carbon stocks and its variations in the Patako Forest and its surrounding areas. In a first step, land use land cover types was identified using Landsat images of 1992, 2001, 2010 and 2015 combined with ground truth data. Post classification comparison was applied for change detection analysis and for determining the rate of deforestation. In a second step, forest inventory was conducted by sampling randomly from a number of plots identified in homogeneous areas. Data was collected from 216 square plots (400 m²) in elevated lands and 35 rectangular plots (400 m²) in gallery forest. These data were used to analyze the biodiversity and structure of woody vegetation, but also to assess carbon stocks using allometric models. In a third step, composite soil samples were collected to determine Soil Organic Carbon (SOC) between 0-20 cm and 20-40 cm depth. Finally the potential of carbon absorptions and emissions was modelled using different categories of land use-land cover.

The detected changes between 1992 and 2015 showed that the rate of deforestation is low (0.11%) within the protected area, while degradation of vegetation cover is mostly important. The analysis of diversity and structural parameters of woody vegetation showed that gallery forest and woodland hold the highest diversity. The species richness and the Shannon diversity indexes are respectively estimated at 76 and 2.81 in gallery forest and 36 and 2.12 for the woodland. The lowest value of diversity was observed in shrub savanna. All the vegetation types showed a reverse J-shaped structure, with a coefficient of form (C < 1), describing uneven-aged stands and a predominant distribution of small size diameter classes < 20 cm.

The ANOVA and Tukey tests applied on the means of carbon stocks showed a significant difference (P <0.001). In elevated land the lowest aboveground carbon stocks was recorded in the agro-ecosystem with 2.42 tC.ha<sup>-1</sup>. In shrub savanna and tree savanna it was estimated respectively at 16.69 tC.ha<sup>-1</sup> and 28.49 tC.ha<sup>-1</sup>, while in the woodland where the highest value was observed, it reached 45.34 tC.ha<sup>-1</sup>. In terms of species contribution, about 72% to 88% of the biomass was hold by *Combretum glutinosum*, *Cordyla pinnata*, *Terminalia*, *macroptera*, *Combretum nigricans*, *Lannea acida*, *Acacia macrostachya*, *Daniellia oliveri*, *Pterocarpus erinaceus* and *Prosopis africana*. In gallery forest the carbon stocks is higher than in elevated

land with 86.12 tC.ha<sup>-1</sup> in respect of its important tree density and the presence of big diameter (> 20 cm). The most important part of carbon is hold by *Khaya senegalensis*, *Detarium senegalense*, *Erytrophleum suaveolens*, *Elaeis guineensis and Ficus spp*. With regard to the SOC, the distribution in the different vegetation types, it showed the same distribution than the aboveground biomass. The low SOC stocks were measured in the agroecosystem (18-20 tC.ha<sup>-1</sup>). An intermediate SOC stock (between 24.45 and 41.05 tC.ha<sup>-1</sup>) were measured in the savannas, while the gallery forest SOC was higher (95.12 tC.ha<sup>-1</sup>). However the mangrove (416.72 ± 112.38 tC.ha<sup>-1</sup>) stored three times more than that value, demonstrating the potential of this humid ecosystem.

The result of carbon modelling showed a low net productivity in the different vegetation types due to the process of degradation which lead to variations in carbon stocks. The dynamics of carbon resulted mostly from disturbances like tree logging and bush fires which are the most important direct and indirect CO<sub>2</sub> emissions factors. Reducing emissions from deforestation and forest degradation and enhancing the potential of carbon sequestration are part of the several options identified by the regular and voluntary carbon market. This possibility can be exploited at the local level to contribute to climate change mitigation, enhance capacity of adaptation and resilience of communities.

Keys words: Biomass, Soil Organic Carbon, Savanna, Classified forest, agrosystem, Patako

# Introduction générale

## Problématique

Le changement climatique constitue une préoccupation majeure pour la communauté internationale et les négociations en faveur de l'atténuation et de l'adaptation sont devenues, de nos jours, un enjeu mondial (GOFC-GOLD, 2011). Dans le secteur de la foresterie, ces négociations mettent l'accent sur les réductions d'émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) (Noble et al. 2001) et l'augmentation des stocks de carbone résultant (Article 3.3) " ... du changement d'affectation des terres induit par les activités humaines et la foresterie à travers le boisement, reboisement et la déforestation " mais aussi (Article 3.4) "... les activités relatives aux terres agricoles et changement d'occupation du sol " (IPCC, 2001, 2007). Les échanges de carbone entre l'atmosphère et les écosystèmes terrestres sont environ dix fois plus importants que les émissions causées par l'utilisation des combustibles fossiles (Sarmiento et Gruber, 2002). La biosphère joue un rôle important dans ces échanges puisqu'une faible variation des taux d'émission ou de séquestration entraîne un changement majeur du bilan du carbone (Houghton, 2007). Outre les absorptions et les émissions de CO<sub>2</sub> résultant des gains et des pertes associées aux réservoirs de carbone, il existe des pratiques qui produisent des émissions, principalement du méthane et du protoxyde d'azote (Iversen et al. 2014).

La conversion permanente de grandes superficies de terres forestières en terres nonforestières entraine une perte considérable de biodiversité et ses nombreux avantages. Celleci assure la résilience des forêts, qui sous-tend la permanence de leurs stocks de carbone
(Kshatriya et al. 2011). La dégradation des formations forestières, et des savanes en
particulier, est souvent liée à une cumulation d'impacts comme la surexploitation du bois
(bois énergie, bois de service et bois d'œuvre), les feux de brousse et le surpâturage (Sambou,
2011). Le processus de dégradation implique une diminution de la capacité de stockage de
carbone des écosystèmes forestiers, favorisant ainsi une augmentation des émissions de GES
vers l'atmosphère.

Le sol est un important puits de carbone (CO<sub>2</sub>) et/ou source d'émission de GES (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O). Schlesinger et Lichter (2001) estiment que les stocks de carbone de la matière organique du sol font environ près d'une fois et demi ceux de la biomasse. Cependant, ce potentiel dépend de l'utilisation ou de la gestion que l'on en fait (Boulmane et al. 2007). La

diminution de la masse importante de matière organique dans les sols superficiels a des répercussions négatives sur la stabilité de la structure et de la compacité du sol, le stockage des nutriments et la vie biologique du sol et donc sur la productivité agricole (Sombroek et al. 1993). Selon Batjes (2005), un changement d'utilisation des terres affecte inévitablement la distribution du carbone dans les sols. A cet effet, les agrosystèmes dégradés peuvent être gérés pour optimiser le stockage du carbone par la végétation, les sols et réduire les émissions de carbone. Le Sénégal dispose d'un grand potentiel d'agrosystèmes à la périphérie des aires protégées.

Du fait de la pression anthropique, combinée à la péjoration climatique, la plupart des écosystèmes forestiers sont soumis, à un processus de dégradation depuis les années soixante (MEDD, 2014). Cette dynamique du couvert forestier a été estimée par la FAO à 45 000 ha/an au cours de la période 2000 à 2005 (FAO, 2005) et correspond à un taux de régression de -0,7%. Ce taux a été revu à la baisse à -0,5%, au cours de la période 2005-2010 car les superficies forestières sont passées de 9,7 millions d'hectares en 2005 à 8,5 millions d'hectares en 2010, soit une perte d'environ 40 000 ha/an (FAO, 2010). Cette dégradation des formations forestières est suivie d'une baisse de la richesse floristique et des stocks de carbone.

Une prise de conscience de la dynamique de dégradation du couvert végétal dans beaucoup d'écosystèmes forestiers et agrosystèmes a conduit l'Etat du Sénégal à adopter une politique de conservation et de gestion des ressources forestières (Diouf et al. 2001). L'orientation politique donnée à cette question s'est traduite par la ratification de plusieurs textes internationaux, parmi lesquels on compte la Convention des Nations Unies pour la Lutte Contre la Désertification (CNULCD) et la Convention sur la Diversité Biologique (CDB). La mise en œuvre de ces textes et conventions a permis de mener plusieurs activités ayant conduit, entre autres, à l'élaboration d'un Programme d'Action National de Lutte Contre la Désertification (PAN/LCD). En outre, pour parer à la dégradation des formations forestières liée à une dépendance aux ressources naturelles, plusieurs stratégies et politiques forestières (Plan directeur de Développement forestier (PDDF) et le Plan d'action forestier du Sénégal (PAFS) ont été élaborées (République du Sénégal, 2006). Les politiques forestières n'intégraient pas la dimension carbone, mais prenaient en compte les problèmes spécifiques aux diverses zones agro-écologiques où le bassin arachidier affiche un grand intérêt national (USAID, 2008).

A l'instar de beaucoup de pays en développement, le Sénégal a élaboré son Plan National d'Action pour l'Adaptation (PANA) et identifié les besoins d'adaptations prioritaires. Un Comité National sur le Changement Climatique (COMNACC) a été mise place et a permis de mieux identifier les besoins en renforcement de capacités dans le secteur de l'agriculture, de la foresterie et autres usages des terres (AFAT) (MEDD, 2015). En effet, d'importants projets et/ou programmes (projet Ecovillage, PROGEDE 2) ont été mis en œuvre en faisant de la séquestration du carbone et de la réduction des émissions de GES, une composante essentielle. Dans le cadre de ces interventions, un intérêt particulier est accordé aux activités d'aménagement participatif des formations forestières et de conservation participative de la biodiversité à la périphérie des aires protégées. D'autres projets de reboisement ont été mis en œuvre dans des contextes différents, mais présentant tous un important potentiel de séquestration de carbone. Dans cette catégorie, on distingue l'Océanium qui a contribué à renforcer le puits de carbone de la mangrove. A l'opposé, le projet de la Grande Muraille Verte (GMV) vise aussi à créer un puits de carbone en luttant contre l'avancée du désert, tandis que le projet «Arbres Locaux pour un Monde Meilleur» (ARLOMOM), vise la restauration du couvert végétal ligneux et des terres dégradées de la périphérie de la forêt classée de Patako dans le centre-ouest du pays.

### Contexte

La forêt classée de Patako est un écosystème forestier, avec des types de végétation diversifiés et dynamiques, en raison d'une pression accrue due à la poussée démographique. La collecte du bois de feu est le premier facteur responsable de la perte de biomasse qui constitue la principale source d'énergie des populations rurales riveraines (Diop et al. 2012). La dégradation de la forêt classée de Patako est exacerbée par une forte dégradation du couvert végétal ligneux dans l'agrosystème adjacent. Ces terres agricoles ont un faible stock de carbone avec une densité moyenne de moins de 2 arbres/ha (intervalle de 0,4 à 4 arbres/ha) et un rythme de déforestation de 3 %/an (Christensen, 2010). Cette dégradation affecte la qualité des services écosystémiques de la zone de terroir et expose les agriculteurs au problème de la baisse de productivité agricole. Ce terroir est caractérisé par une vieille tradition de culture arachidière où les résidus de récolte (paille d'arachide) sont exportés pour servir de fourrage au bétail. Depuis les années 1990, la quasi-totalité des terres arables sont cultivées, avec peu de jachères ou d'autres pratiques de conservation des sols (Tappan et al.

2004). Il est alors nécessaire de prendre en compte les implications des changements de pratiques et d'occupation des terres sur la dynamique de la quantité de carbone stocké dans la biomasse et les sols (Amundson, 2001). Les activités d'agroforesterie, de mise en défens ou de régénération naturelle assistée constituent des stratégies potentiellement attractives d'atténuation des impacts du changement climatique en créant des systèmes agricoles plus résilients (Brown et al. 2007).

La restauration de la biodiversité de l'agrosystème permet de contribuer au renforcement des stocks de carbone de la forêt classée de Patako et de rétablir l'équilibre entre ces deux systèmes (Sambou, 2011). Lever ce défi nécessite la mise en œuvre du plan d'aménagement et la prise en compte effective des recommandations formulées à cet effet. Un des points majeurs reste la connaissance des stocks de carbone et leurs dynamiques spatio-temporelles. Cette connaissance implique une prise en compte de plusieurs facteurs dont l'analyse permet de trouver une réponse claire aux questions suivantes: (i) la forêt classée de Patako est-t-elle une niche de biodiversité végétale et un important puits de carbone ? (ii) le type de végétation détermine-t-il la distribution du stock de carbone organique du sol dans la FCP et l'agrosystème adjacent ? et (iii) les savanes soudaniennes ont-elles un important potentiel de stock de carbone capitalisable dans le cadre d'un projet de compensation carbone ?

#### Objectifs de recherche

L'objectif général est de connaître le potentiel des stocks de carbone et leurs variations dans la forêt classée de Patako et sa périphérie.

Il s'agit de façon spécifique de :

- caractériser la dynamique de l'occupation du sol et les facteurs de déforestation et dégradation;
- déterminer la diversité floristique et les caracteristiques structurales de la végetation ligneuse;
- évaluer les stocks de carbone de la biomasse ligneuse et du sol et leurs variations spatio-temporelles.

#### Structure de la thèse

Ce document est structuré en 5 chapitres.

- Le chapitre 1 fournit la synthèse bibliographique sur l'état des connaissances de la problématique du carbone, sa relation avec le climat et le secteur de la foresterie.
- Le chapitre 2 présente le cadre biophysique et humain de la zone d'étude.
- Le chapitre 3 traite de la dynamique de l'occupation du sol et des facteurs de dégradation du couvert végétal.
- Le chapitre 4 fait l'état de la diversité floristique et des caractéristiques structurales de la végétation dans la forêt classée de Patako.
- Le chapitre 5 est consacré à l'analyse des stocks de carbone et leur dynamique dans la végétation ligneuse et les sols.

# Chapitre 1.

# Etat des connaissances sur le carbone, le climat et les forêts

L'atténuation des effets du changement climatique passe inéluctablement par la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) et/ou l'augmentation du stockage de carbone. Ayant compris le rôle que jouent les écosystèmes forestiers, les agrosystèmes et leur potentiels dans la plupart des pays en développement, la communauté internationale a accordé une place importante au secteur de l'Utilisation des Terres, du Changement d'Affectation des Terres et de la Foresterie (UTCATF). Ce secteur est à la fois un important puits de carbone mais aussi une source d'émissions anthropiques de GES. Au vu de cette relation dichotomique, il est important de comprendre le fonctiomment des forêts et la place qu'on leur accorde dans les efforts de lutte contre le changement climatique.

## 1.1. Relation entre forêt, foresterie et atténuation du réchauffement climatique

#### 1.1.1. Réchauffement climatique et gaz à effet de serre

L'atmosphère est composée d'azote (78,1%) et d'oxygène (20,9%), avec un certain nombre de gaz à l'état de trace dont l'argon (0,93%), et les gaz à effet de serre (GES) tels que le dioxyde de carbone CO<sub>2</sub> (0,035%) et d'autres GES très faiblement représentés. En outre, l'atmosphère contient également de la vapeur d'eau, dont la proportion est très variable, mais dont la quantité est généralement de 1% (IPCC, 2001; IPCC, 2007). Ces composants de l'atmosphère contribuent à « un effet de serre dit naturel ». En effet, la planète Terre reçoit son énergie du soleil. Une partie de cette énergie est absorbée, le reste étant renvoyé dans l'espace sous forme de rayonnement infrarouge et intercepté par les GES. C'est ce processus naturel qui permet à la Terre de se réchauffer et de se maintenir à une température moyenne de +15°C, condition indispensable à la vie sur Terre. Cette moyenne serait de -18°C sans effet de serre naturel.

Toutefois, si ces GES sont naturellement présents dans l'air, les activités anthropiques au cours de ces deux derniers siècles (depuis la révolution industrielle), en produisent d'énormes

quantités, particulièrement le CO<sub>2</sub>, le méthane (CH<sub>4</sub>) et le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O). D'autres gaz comme les chlorofluorocarbones et le soufre (en ppb¹) sont uniquement issus des activités industrielles. La concentration atmosphérique de CO<sub>2</sub> a augmenté de 31% depuis 1750.

Le GIEC (2007) estime que les principaux gaz à effet de serre, à savoir le gaz carbonique (CO<sub>2</sub>), le méthane (CH<sub>4</sub>) et l'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) sont essentiellement produits par la combustion des énergies fossiles et les activités d'exploitation agricole et forestière. Il a été établit, que la concentration de GES a augmenté d'environ 70 % depuis l'ère pré-industrielle.

Il existe, en outre, un lien direct entre l'augmentation de l'effet de serre et le réchauffement de la planète, lien démontré par l'observation du réchauffement du climat de la Terre au cours de cette même période de temps (Hansen et Sato, 2010). L'augmentation totale de température de 1850-2005 est de 0,76 °C (± 0,19). Cette hausse se traduit par une vitesse moyenne du réchauffement, qui varie de 0,10 à 0,16°C par décennie, au cours des cinquante dernières années, soit le double de la moyenne du siècle (IPCC, 2007). Il faut noter que les GES jugés responsables du réchauffement climatique présentent des caractéristiques différentes. Certains comme le CO<sub>2</sub>, le CH<sub>4</sub> et le N<sub>2</sub>O ont un pouvoir de réchauffement global élevé. Cela signifie que, même en petite quantité, ils ont une très grande aptitude à retenir davantage le rayonnement infrarouge (IPCC, 2007).

Quant au CH<sub>4</sub> (deuxième plus important GES), sa concentration atmosphérique a atteint environ 1,824 ppb en 2013. L'accroissement des émissions anthropiques de ce gaz est attribué aux activités d'élevage de bétail, de riziculture, d'exploitation des combustibles fossiles, des décharges, ou encore de la combustion de biomasse. Ces émissions représentent environ 60% des rejets mondiaux. Le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O), a atteint quelques 325,9 ppb à la même période. Si cette concentration est nettement plus faible que celle des deux autres gaz, son impact sur le climat est 298 fois supérieur à celui du CO<sub>2</sub>. Les activités humaines, telles que la combustion de la biomasse, l'usage d'engrais et certains processus industriels, comptent pour environ 40% des émissions mondiales.

\_

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Partie Par Billion (= 1/1.000.000.000) 3 ppm (partie par million) ou ppb (partie par milliard): ratio entre le nombre de molécules de GES et le nombre total de molécules d'air sec

Depuis l'an 2000, les émissions augmentent sans cesse au rythme de 3,1% par an (+2,6% entre 2011 et 2012). Alors qu'elles devraient baisser, les émissions mondiales ont augmenté de 58% entre 1990 (année de référence du protocole de Kyoto) et 2011 (IPCC, 2013). En 2013, l'Organisation Mondiale de la Météorologie (OMM) estime la teneur moyenne de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère à 396 ppm<sup>2</sup>. Cette observation intervient au moment où le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) estime qu'il faut absolument limiter la concentration de GES à 450 ppm en 2050 en vue de limiter la hausse de la température mondiale moyenne à 2°C maximum par rapport à l'ère préindustrielle, conformément à l'objectif fixé par la communauté internationale à la COP 21 de la CCNUCC à Paris (UNFCCC, 2015). Peters et al. (2013) estiment qu'un objectif de maintenir le réchauffement sous la barre des 2°C est atteignable mais à condition que des mesures immédiates et radicales soient prises. Ces mesures doivent permettre de réduire les émissions de CO<sub>2</sub> d'au moins 3% par an et d'atteindre le pic des émissions avant 2020. L'incertitude des émissions historiques est de ± 5%. Selon les experts du GIEC, tout délai supplémentaire entrainera des coûts élevés et augmentera le taux de réduction nécessaire. La baisse envisagée doit s'appuyer sur des "émissions négatives", c'est à dire par la séquestration du carbone, par des biais naturels ou industriels.

Le GIEC a développé plusieurs scénarios d'émission qui ont pour objectif d'obtenir une représentation simplifiée de l'évolution du climat futur. Cette représentation est fondée sur des hypothèses d'évolution des "forces motrices" déterminant les émissions de GES. En effet, les hypothèses servent d'entrée à des modèles permettant ainsi d'obtenir des projections liées aux émissions de GES dans différents domaines et, en particulier sur le climat. IPCC (2013) a publié une étude comparant les trajectoires d'émissions des dernières années à quatre générations de scénarios *ex-ante* (Figure 1): les *Evaluations Scientifiques* ou *Scientific Assessment* en 1990 (SA90)4, les *Scénarios du GIEC* ou *IPCC Scenarios* en 1992 (IS92), les *Rapports Spéciaux sur les Scénarios d'Emissions* ou *Special Report on Emissions Scenarios* (SRES), et les *Trajectoires de Concentration Représentatives* ou *Representative Concentration Pathways* (RCPs) qui ont été présentés dans le son 5<sup>ème</sup> rapport. Ces scénarios, peuvent correspondre à des efforts plus ou moins grands de réduction des émissions de GES au niveau mondial. La plupart des scénarios définis ont des profils plus ou moins similaires, à

\_

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Partie par million

l'exception du RCP3-PD qui semble être le moins probabiliste car prédisant une réduction drastique des émissions de GES dès 2020 ; ce qui est loin d'être le cas.

Il existe une relation linéaire approximative entre les émissions de CO<sub>2</sub> cumulées et la réponse de la moyenne globale des températures. En effet, le cumul des émissions de CO<sub>2</sub> détermine dans une large mesure la moyenne mondiale du réchauffement en surface vers la fin du 21<sup>e</sup> siècle et au-delà. Selon IPCC (2013), la plupart des caractéristiques du changement climatique persisteront pendant de nombreux siècles même si les émissions de CO<sub>2</sub> sont arrêtées. L'inertie du changement climatique est considérable, de l'ordre de plusieurs siècles, et elle est due aux émissions de CO<sub>2</sub> passées, actuelles et futures.

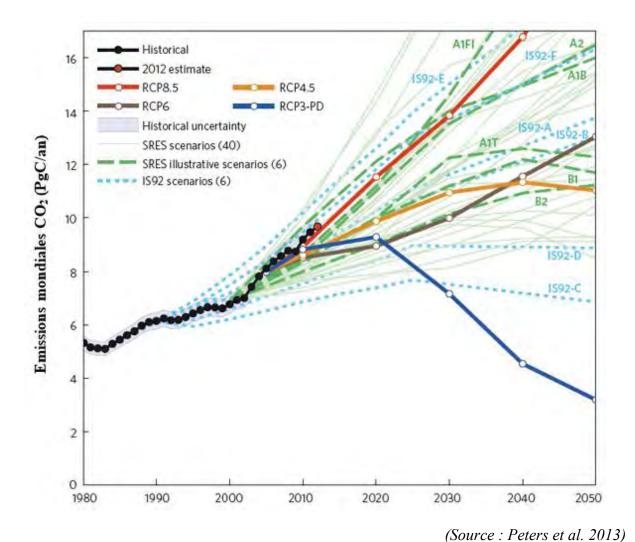


Figure 1. Scénarios des émissions mondiales de CO<sub>2</sub>

L'augmentation sans cesse de la concentration des GES dans l'atmosphère constitue un surplus artificiel qui est responsable du réchauffement du climat. Ce dernier est donc attribué directement ou indirectement à une activité humaine altérant la composition de l'atmosphère mondiale et qui vient s'ajouter à la variabilité naturelle du climat observée au cours de périodes comparables (Nations Unies, 1998). En vue d'atténuer les impacts du changement climatique, la communauté internationale s'est mobilisée (Seguina et Soussana, 2008). Cette mobilisation découle d'une prise de conscience de l'influence de l'homme sur le climat démontrée dans les rapports successifs du GIEC. Dès lors, le CO<sub>2</sub> est devenu un GES plein d'enjeux dont il est important de comprendre la complexité du cycle.

### 1.1.2. Carbone et cycle du carbone

Le carbone terrestre est contenu sous différentes formes dans quatre grands réservoirs (Ricklefs et Miller, 2005). Son cycle est biogéochimique car il est échangé entre la biosphère (la partie de la terre habitée par des organismes vivants), la géosphère (intérieur de la terre, les roches, les minéraux et les reliefs), l'hydrosphère (composée de l'eau de la surface de la terre), et l'atmosphère. Les cycles du carbone entre ces quatre réservoirs se font par un certain nombre de mécanismes différents: la photosynthèse, la respiration, le dégazage, entre autres. Sur des échelles de temps géologiques, le cycle du carbone a une réponse d'autorégulation des variations naturelles de concentration de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère (Cantat et Gires, 2004). Il y a aussi un cycle du carbone biologique relativement rapide où le carbone du CO<sub>2</sub> est accumulé dans la biomasse.

Ces différents réservoirs sont susceptibles de réaliser des échanges entre eux pour rester en équilibre si théoriquement les sommes des flux entrants et sortants sont partout égales. Dans le cas contraire le système est déséquilibré et un des réservoirs s'enrichit ou s'appauvrit en carbone. Dans le cycle du carbone, la biosphère a un rôle particulier. C'est un compartiment qui est directement au contact des activités humaines. Il est donc possible d'agir sur ce compartiment. Le changement d'utilisation et d'affectation des terres fait diminuer son stock de carbone et, par opposition, planter de nouvelles forêts ou protéger les forêts existantes peut le faire augmenter (Houghton et al. 2005). Les processus naturels d'échange de carbone entre l'atmosphère, la végétation et le sol sont : la photosynthèse, la respiration autotrophe (plante) et la respiration hétérotrophe (activité microbienne et tous les microorganismes).

## 1.1.3. Rôle des forêts dans les échanges Biosphère - Atmosphère

L'écosystème forestier représente une unité fonctionnelle qui se perpétue de façon autonome au travers du flux de l'énergie et du cycle de la matière entre ses différentes composantes en constante interaction (Souidi et al. 2014). La compréhension du fonctionnement de la forêt repose sur la connaissance des mécanismes qui régissent les flux d'énergie et de matière au sein de l'écosystème et leur interaction avec le milieu environnant. Les flux carbonés et les flux hydriques constituent les principaux régulateurs de ce fonctionnement. En effet, l'intensité des flux de dioxyde de carbone et de vapeur d'eau entre l'atmosphère et le couvert forestier est régie par des mécanismes biogéochimiques qui sous-tendent la production de biomasse. Le processus de base de ce mécanisme est le couple photosynthèse-respiration, c'est-à-dire la conversion du carbone inorganique du CO<sub>2</sub> en carbone organique des végétaux (photosynthèse) et le processus inverse (respiration) qui consiste à convertir la matière organique en carbone inorganique (Audibert, 2003).

La photosynthèse est un processus par lequel les êtres vivants autotrophes (les végétaux, les algues, les bactéries, etc.) convertissent l'énergie de la lumière solaire en énergie chimique apte à l'utilisation. Au cours de ce processus, les végétaux chlorophylliens fixent le CO<sub>2</sub> atmosphérique, le réduisent et l'intégrent dans les composés organiques. Le procédé est également dénommé procédé de fixation de carbone durant lequel se produisent des composés de carbone qui stockent l'énergie chimique destinés à être utilisés dans la croissance cellulaire (Audibert, 2003). Ainsi, la lumière, l'eau, la chlorophylle et le dioxyde de carbone sont les exigences de base pour ce processus. Cela explique le rôle des puits de carbone dans la production de biomasse, qui contrebalance l'émission des CO2 à travers le stockage de carbone atmosphérique (Hopkins, 2003). Les végétaux chlorophylliens, autotrophes par la photosynthèse, constituent le maillon fondamental de la production de matière organique du globe. Ils sont de ce fait le point de départ de chaînes de transfert de matière ou d'énergie entre les êtres vivants. A travers ce processus, ils contribuent à réguler la teneur en oxygène et en dioxyde de carbone dans l'atmosphère. La valeur de la photosynthèse varie généralement du fait de facteurs génétiques déterminant le type de métabolisme (C3, C4, CAM), de l'état de santé (sénescence, flétrissement) et des facteurs écologiques (Bethenod et al. 1982; Crèvecœur et Ledent, 1984).

La respiration des plantes est la réaction inverse de la photosynthèse. Au cours de cette réaction, les plantes absorbent l'oxygène (oxydation des sucres) et libère du gaz carbonique (CO<sub>2</sub>) et de l'eau. Dans un écosystème forestier, on distingue la respiration autotrophe et la respiration hétérotrophe. Ces deux formes de respiration constituent un flux important dans le cycle global du carbone (Raich et Schlesinger, 1992b; Kuzyakov et *al.* 2006). La respiration hétérotrophe est le processus de régulation de la décomposition de la matière organique, du stockage des détritus, du cycle des nutriments et des flux de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère (Schlesinger et Andrews, 2000).

La productivité des écosystèmes forestiers permet de rendre compte de leur fonctionnement et de leur évolution. Elle traduit l'accroissement de la quantité de biomasse par unité de temps et dans un espace bien déterminé (Fortin et al. 2012). L'unité généralement utilisée est la tonne de matière sèche par hectare et par an (t MS/ha/an ou g MS/m²/an) ou encore le volume de bois par hectare et par an (m³/ha/an). Dans un écosystème forestier, on prend en compte trois paramètres essentiels:

- la Productivité Primaire Brute (PPB) qui représente la quantité totale de carbone fixé par la végétation lors de la photosynthèse (ha/an);
- la Productivité Primaire Nette (PPN) qui correspond à la PPB en dehors de la respiration des plantes. PPN équivaut à la biomasse produite par les plantes ;
- la Production Nette de l'Écosystème (PNE) correspond à la PPN et ne considère pas la respiration hétérotrophe. Cette production exclut également d'autres exportations de carbone de l'écosystème, notamment celles liées aux feux de brousse, à l'exploitation forestière, aux pertes dues à l'érosion (Mbow, 2009).

Au cours du vieillissement d'un peuplement forestier, la PPB augmente d'abord rapidement, avant de se stabiliser. En effet, au fur et à mesure que ce peuplement de végétation se développe, sa respiration autotrophe augmente aussi, en occasionnant une baisse progressive de la PPN (Longdoz et al. 2000). Ces auteurs estiment que la PPN varie en fonction des types de forêts, de leur âge, de leur mode de gestion et des conditions climatiques. C'est un indicateur important pour la gestion et l'optimisation des puits et/ou réservoirs carbone (Buysse et Aubinet, 2010).

## 1.2. Carbone et enjeux pour le changement climatique

Les écosystèmes terrestres ont un potentiel important de séquestration de carbone, du fait que le stock contenu dans la végétation (650 Gt) représente presque autant que celui contenu dans l'atmosphère (750 Gt) (GIEC, 2006). Ce carbone se retrouve principalement dans le bois des arbres. En ce sens, les forêts constituent le plus grand réservoir de carbone terrestre car détenant plus de ¾ des stocks dans la biomasse aérienne terrestre (GIEC, 2000 ; Houghton, 2007). Quant aux sols forestiers, ils représentent ~ 40% des stocks totaux du carbone terrestre et sont généralement reconnus comme un grand réservoir (Goodale et al. 2002). La taille de ce réservoir de carbone est cependant difficile à évaluer et fait encore planer beaucoup d'incertitudes dans les estimations globales du CO<sub>2</sub> (Ryan et Law, 2005). En effet, les forêts tropicales sont responsables d'environ 33% de la PPN terrestre et détiennent près du ¼ des stocks de carbone aérien de la terre (Bonan, 2008). De surcroit, elles ont la capacité de séquestrer rapidement et plus de carbone que les forêts tempérées et boréales. D'où l'intérêt qu'elles suscitent pour l'atténuation et l'adaptation au changement climatique.

Les nombreux travaux réalisés sur l'estimation de la biomasse et le stockage de carbone dans le secteur UTCATF, surtout dans les régions tropicales en sont la preuve (Houghton, 2005 ; Isaac et al. 2005; Peltier et al. 2007; Coe et al. 2011, etc.). Ces études se justifient d'autant plus que face à l'augmentation de la population mondiale, estimée à 9 milliards d'habitants d'ici 2050 (FAO, 2012), d'importantes superficies forestières seront détruites au profit d'installations de systèmes agricoles en vue de satisfaire la demande alimentaire des populations. Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) suppose qu'environ 10-20% des terres de prairies et de forêts existantes pourraient être converties à d'autres usages d'ici 2050, en raison principalement de l'expansion de l'agriculture et secondairement de l'extension des villes et des infrastructures. En effet, la conversion des forêts en terres agricoles a des conséquences sur le cycle de carbone, car elle se traduit généralement par de grands flux de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère lorsque la biomasse forestière est brûlée (Schlesinger et Andrew, 2000). Ces changements d'utilisation des terres et leurs conséquences sur le cycle de carbone sont à l'origine des actions qui encouragent le boisement et le reboisement des terres agricoles par des systèmes agro-forestiers. Ces actions sont définies par le protocole de Kyoto de la CCNUCC, pour être mis en œuvre dans le monde entier, y compris l'Afrique.

Face aux risques liés au changement climatique, la communauté internationale a réagi en organisant le «sommet de la Terre» à Rio en 1992. A l'issue de cette conférence, les

participants s'accordent sur la nécessité de stabiliser les concentrations atmosphériques de GES. L'objectif est de limiter la brutalité des changements pour que les écosystèmes aient le temps de s'adapter (GOFC-GOLD, 2011). La CCNUCC fut signée en vue de coordonner la négociation de protocoles contraignants sur le plan juridique.

En 1997, les 141 nations signataires du protocole de Kyoto s'engagent à réduire de 5,2 % leurs émissions de six GES entre 2008 et 2012 par rapport aux niveaux de 1990. Dès lors, les négociations en faveur de l'atténuation et l'adaptation au changement mettent l'accent sur les potentialités de réduction des émissions de GES et l'augmentation des stocks de carbone résultant (GIEC, 2003). De manière pratique, cet accord pose les bases d'un marché du carbone. Les états qui dépassent les quotas fixés par les accords peuvent acheter des "crédits carbone" aux états qui ne dépassent pas leurs quotas d'émissions. L'objectif est de motiver les états à limiter leurs émissions de GES en donnant un coût financier à ces émissions de GES.

La CCNUCC pointe la production de biomasse comme une variable essentielle pour l'amélioration de notre connaissance du système climatique (Le Toan et al. 2011). Les activités qui concernent le piégeage du carbone dans la biomasse sont répertoriées sous l'acronyme UTCATF « l'Utilisation des Terres, le Changement d'Affectation des Terres et la Foresterie » ou LULUCF «Land Use, Land Use Change and Forestry » (Frisque, 2007). Des études ont montré que tous les écosystèmes continentaux n'ont pas les mêmes performances en termes de biomasse sur pied et de séquestration du carbone atmosphérique. Les forêts viennent en tête (dominées par les forêts tropicales), suivies des savanes, des prairies et des terres cultivées (GIEC, 2000).

Si de nos jours, et en raison de l'intérêt mondial accordé au cycle du carbone, il est important d'estimer avec précision la biomasse aérienne des écosystèmes forestiers afin d'apprécier les variations de carbone (Henry et al. 2011), il est tout aussi important de quantifier la biomasse des agrosystèmes, notamment dans les parcs agroforestiers. Plusieurs méthodes basées sur des équations allométriques ont été mises au point pour quantifier le stock de carbone dans la partie aérienne des arbres (Djomo et al. 2010). Ces équations répondent au principe de base de l'allométrie qui permet, selon Picard et al. (2012) de prédire une mensuration d'un arbre (par exemple sa biomasse) en fonction d'une autre mensuration (par exemple son diamètre). Une équation allométrique est une formule qui formalise de manière quantitative cette relation. En plus de leur important rôle environnemental, les écosystèmes naturels et cultivés

jouent un rôle agronomique par le stockage du carbone dans le sol à travers le retour au sol de la biomasse aérienne des arbres et le *turn-over* de la biomasse racinaire. La chute des feuilles constituant la litière des forêts, le recyclage des émondes des plantations et des résidus de récolte des cultures, stockent le carbone dans le sol sous forme de matière organique.

#### 1.2.1. Forêts tropicales et dynamique des stocks de carbone

Les forêts tropicales renferment environ 40% du carbone stocké dans la végétation mondiale (Houghton et al. 2001). Elles sont principalement situées autour de l'Équateur dans les grands bassins de l'Amazone, du Congo et de l'Asie du Sud-est. A côté de cette immense entité, on distingue une diversité de formations forestières (forêts denses sèches, savanes, mangrove, etc.). En tant qu'écosystème, une forêt contient du carbone dans plusieurs compartiments. A l'échelle mondiale, le carbone se répartit de la façon suivante: sol (45%), nécromasse (biomasse morte, 11%), et biomasse vivante (aérienne et souterraine, 44%) (FAO, 2000). Ces proportions sont susceptibles de varier significativement d'un biome à l'autre. La biomasse est la masse de la matière vivante que l'on peut convertir en masse de carbone. Il est généralement admis, d'après la composition chimique du bois, que la masse d'atomes de carbone est la moitié de la biomasse (Lamlom et Savidge, 2003). Cette relation varie légèrement selon les essences, la composition et la structure de leur bois ou selon les conditions écologiques.

De nos jours, le carbone stocké dans les forêts tropicales suscite beaucoup d'intérêt. Cela peut s'expliquer par le potentiel des formations forestières tropicales et surtout leur dynamique. A cause de cette dynamique d'énormes quantités de carbone stocké sont susceptibles d'être émis dans l'atmosphère. La déforestation et le changement d'usage des terres en zone tropicale sont responsables de 15 à 20 % des émissions de GES mondiales (Houghton, 2005). La conversion de grandes superficies de terres forestières en terres non-forestières a un impact significatif sur l'accumulation des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère (GOFC-GOLD, 2011). Cet impact se traduit également par une érosion de la biodiversité et une accélération de la dégradation des sols. En Afrique et plus particulièrement au Sénégal, cette dégradation est souvent due à une combinaison d'impacts de plusieurs facteurs comme la surexploitation du bois (bois énergie, bois de service et bois d'œuvre), les feux de brousse et le surpâturage. La dégradation des forêts peut donc être définie comme étant le résultat des activités humaines qui ont un effet négatif sur la forêt, engendrant une perte partielle des

fonctions écosystémiques, mais où une partie de la couverture forestière demeure (Lambin et al. 2003; MEA, 2005). Le niveau des émissions dépend de la quantité de carbone stocké dans la forêt, du niveau des dommages ou de la destruction subis par la couverture végétale et la structure du sol, ainsi que de l'utilisation ultérieure des terres (GOFC-GOLD, 2011). Le processus de dégradation entraîne une diminution de la capacité de stockage de carbone des écosystèmes forestiers et favorise ainsi une augmentation des émissions de GES vers l'atmosphère (GIEC, 2003; Sambou, 2011).

Une meilleure gestion des terres permet d'améliorer la capacité de séquestration du carbone dans la biomasse forestière et les sols. Cependant, ces réservoirs peuvent subir des changements qui affectent positivement ou négativement leurs stocks de carbone. Pour mieux maîtriser la dynamique des stocks de carbone, il est nécessaire d'étudier et de connaître les réservoirs de carbone et leurs réponses face aux différentes utilisations ou système de gestion en vigueur (Batjes, 1999). Par exemple, une augmentation de la mortalité diminue la biomasse vivante et augmente la nécromasse dont une partie du carbone est réémise dans l'atmosphère. Sous l'influence de nouveaux paramètres environnementaux, la biomasse de la forêt peut aussi augmenter.

Les forêts sont des écosystèmes naturellement dynamiques. Après une longue série d'observation, de suivi et de modélisation, les scientifiques ont eu une meilleure compréhension des processus qui impulsent la dynamique forestière et leur influence sur le climat. De nombreux modèles existent, chacun plus ou moins adapté à des intérêts spécifiques ou des zones géographiques (Franklin et al. 2002). Bien que distincts, les uns des autres, chaque modèle décrit et prédit les changements potentiels dans la structure des peuplements forestiers et la dynamique des flux de carbone dans la biomasse et dans les sols. Les sites de haute productivité ont non seulement des taux de séquestration élevés, mais peuvent aussi atteindre ces taux de manière plus efficace que les sites moins les productifs (Oliver et Larson, 1996).

L'âge est un facteur déterminant la capacité de séquestration de carbone des formations forestières. Un peuplement jeune peut séquestrer jusqu'à 5-6 t C ha/an, tandis qu'une forêt vieillissante séquestre une moyenne ~ 2 t C ha/an (Luyssaert et al. 2008). Cependant, bien que leurs taux de séquestration soient plus faibles, elles accumulent la biomasse sur de longues périodes et constituent des puits de carbone non négligeables (Baraloto et al. 2011).

Dans les régions tropicales ~70% de la variation de la biomasse au-dessus du sol peut être expliquée par la densité des grands arbres (Slik et al. 2013). Cette densité varie d'une espèce et/ou d'une formation forestière à l'autre. Cette variation est d'autant plus importante en Afrique qu'il existe une diversité d'espèces et d'écosystèmes forestiers sur un gradient Nord-Sud (des Tropiques à l'Équateur), allant des savanes aux forêts denses. Même s'il a été démontré que les formations forestières denses stockent plus de carbone que celles des savanes, il n'en demeure pas moins que ces dernières, de par leur importante occupation spatiale, constituent des puits de carbone non négligeables (GIEC, 2006; Gibbs et al. 2007; Brown et al. 2007; PROGEDE, 2016).

Les feux de forêt jouent un rôle important dans la dynamique des formations de savanes et de leurs flux de carbone (van der Werf et al. 2010). Les feux constituent un phénomène récurrent qui affecte directement, pendant la saison sèche, la végétation des savanes par consumation de la biomasse et indirectement par modification des processus écologiques et les cycles biogéochimiques, mais aussi les échanges d'énergie et de matières entre les différentes composantes de l'écosystème (Mbow, 2009). Les impacts potentiels du feu dépendent de plusieurs facteurs car selon leur période d'occurrence, leur fréquence, leur intensité, l'état de la biomasse (dessiccation), la vitesse du vent, leur effet sur les formations végétales est très variable (van der Werf et al. 2010). A cela, s'ajoute le processus de décomposition de la matière organique qui entraîne une libération de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère.

# 1.2.2. Mécanismes de Kyoto et activités de compensation carbone dans le secteur de la foresterie

La CCNUCC, dans le cadre de son Protocole de Kyoto (1997), reconnait que les réductions des GES sont nécessaires pour réduire les niveaux d'émissions mondiales et atténuer le réchauffement climatique global. Les pays industrialisés (Annexe I) se sont engagés à réduire quatre principaux GES (dioxyde de carbone, méthane, oxyde nitreux, hexafluorure de soufre) avec une réduction collective de 5,2% en dessous des niveaux de 1990. Les pays signataires ont été autorisés à obtenir ces réductions grâce à des mécanismes flexibles permettant d'acquérir des crédits carbone dans des projets de réduction d'émissions certifiées (RECs) en provenance des pays en développement. A travers ces RECs, la communauté internationale espère promouvoir la gestion durable des forêts, le boisement, le reboisement, la conservation, *etc.* qui agissent comme des puits naturels de carbone (Kanninen et al. 2009).

Le « Mécanisme de développement propre – MDP » est un instrument permettant aux pays ou entités industrielles du Nord d'investir dans des projets de diminution des émissions ou de séquestration de carbone dans les pays du Sud et de recevoir des crédits carbone. Depuis lors, plusieurs Conférences des Parties (COPs) (Marrakech en 2001; Montréal en 2005, Bali en 2007, Copenhague en 2009, Cancún en 2010, Paris en 2015), toutes importantes, ont été orgnaisées pour tenter d'exploirer de nouvelles activités et d'élargir les champs d'éligibilité des mécanismes de commpensation carbone (DeFries et al. 2007).

Le mécanisme REDD+ est le résultat d'un long processus de négociation qui a commencé au lendemain de l'entrée en vigueur du Protocole de Kyoto. En 2005, le mécanisme "Réduction des Emissions provenant de la Déforestation" dans les pays en développement (RED) a été mis en place. A la COP de Bali (en 2007) la CCNUCC a invité toutes les parties à reconnaître "la contribution des émissions causées par le déboisement aux émissions anthropiques mondiales de GES" et la part "de la dégradation des forêts dans les émissions, au même titre que celles causées par la déforestation" (CCNUCC, 2007; Brown et al. 2007). Ainsi, jugé par la suite incomplète, «RED» a été révisé afin d'inclure la «Réduction des Emissions causés par la Déforestation et la Dégradation des forêts» dans les pays en développement (REDD). Le même niveau de priorité a été accordé à "la conservation, la gestion durable des forêts et au renforcement des stocks de carbone des forêts"; ce qui a permis d'intégrer un "+" qui indique le rôle et l'importance de la conservation, la gestion durable des forêts et le renforcement des stocks de carbone des forêts" dans les pays en développement (REDD+).

La COP de Copenhague en 2009 avait pour but de renégocier les accords de Kyoto. Toutes les parties ont reconnu le rôle crucial de la réduction des émissions causées par la déforestation et la dégradation des forêts et la nécessité de renforcer la séquestration du carbone par les forêts (puits de carbone) (Murphy et Drexhage, 2009). En 2011, à la COP de Durban un large éventail de sujets était couvert, notamment la mise en place d'une deuxième période d'engagement au titre du Protocole de Kyoto dont l'échéance était le 31 décembre 2012. La COP de Paris (2015), a debouché sur des accords contraignants engageant les 195 États à réduire leurs émissions de GES et à renforcer leurs efforts de lutte contre le changement climatique. Il a donc fallu prolonger le Protocole de Kyoto, en gardant la même

ossature, mais surtout en invitant les gouvernements à indiquer leur plan prioritaire d'atténuation, d'adaptation et de réduction de la vulnérabilité des populations.

Le mécanisme REDD+ prend en compte cinq options dans le processus de réduction des émissions de GES (CCNUCC, 2011): (i) la réduction des émissions causée par la déforestation, (ii) la réduction des émissions causée par la dégradation des forêts, (iii) la conservation des stocks de carbone dans les forêts, (iv) la gestion durable des forêts et (v) le renforcement des stocks de carbone dans les forêts. En effectuant des activités REDD+, les pays augmentent simultanément la résilience des écosystèmes et des systèmes sociaux. Les incitations financières reçues aident aussi à préserver la biodiversité, à protéger les biens et services des écosystèmes et à résoudre les problèmes de gouvernance forestière (DeFries et al. 2007). Toutefois, réduire la déforestation et la dégradation des forêts suppose d'agir à la fois au sein et en dehors du domaine forestier. D'une part, il convient de mieux valoriser la forêt sur pieds, ses produits ligneux et non ligneux, par le développement et la diffusion de bonnes pratiques écologiquement durables et socialement acceptables. D'autre part, il est important de mettre au point et disséminer des activités alternatives à l'origine des déboisements. La mise en œuvre du mécanisme REDD+ par les pays en développement devrait contenir les éléments suivants: une stratégie ou un plan national d'action, des niveaux d'émissions de référence nationale et sous-nationale pour les forêts, un système de suivi efficace et transparent pour le Suivi, la Notification et la Vérification ou Monitoring, Reporting and Verification (MRV) (CCNUCC, 2011). En outre, la mise en œuvre des stratégies ou plans d'action nationale doivent attaquer les facteurs de déforestation et de dégradation, le régime foncier, la gouvernance forestière, les garanties et inclure toutes les parties prenantes en particulier les communautés locales (Sukhdev, 2012). En contre partie, cette mise en oeuvre doit permettre aussi aux états qui protègent leurs forêts d'accéder au marché du carbone. L'évitement de la déforestation et/ou de la dégradation des forêts génère des "crédits carbone" et la vente de ces crédits sur le marché du carbone permet de compenser la perte économique due à la protection de la forêt (Sukhdev, 2012).

Les activités REDD+ à l'échelle projet sont importantes, non seulement en raison des synergies à différents niveaux, mais aussi parce que la déforestation doit souvent être traitée localement. Cette approche permet de mieux appréhender la diversité des pratiques socioculturelles et la représentation de l'arbre et de la forêt pour les communautés locales. La

compréhension de cette dimension sociale est un facteur de succès pour les projets carbone forestier.

## o Réduction des Emissions dues à la Déforestation et la Dégradation (REDD+)

Les projets REDD+ sont des projets de lutte contre la déforestation et la dégradation non planifiée, c'est-à-dire qui n'a pas été légalement autorisée. En dehors de la REDD+, il existe plusieurs types d'activités de compensation carbone dotés d'un important potentiel de réduction des émissions de GES ou d'augmentation de la séquestration du carbone et qui sont liées au secteur UTCAFT (Diaz et al. 2011).

Le concept UTCATF est défini par la CCNUCC comme étant « un volet de l'inventaire des GES qui couvrent les émissions et les absorptions résultant d'activités directement induites par l'homme et liées à l'utilisation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie ». Les activités dites UTCATF peuvent influencer le cycle mondial du carbone en contribuant à l'ajout de GES dans l'atmosphère, ou à leur retrait (CCNUCC, 2012). La distinction entre ces activités repose sur des méthodologies spécifiques que nous ne détaillons pas dans cette étude.

# o Boisement / Reboisement (B/R ou A/R)

Cela implique la plantation d'arbres sur des superficies non forestières, permettant ainsi d'augmenter le stock de carbone dans la biomasse des nouveaux arbres et dans le sol, cela a été une base pour les projets MDP. Les réductions d'émissions se produisent en raison de la séquestration supplémentaire. Cette pratique implique l'application de techniques forestières qui favorisent la gestion durable des forêts. Cette option peut inclure les bois villageois et familiaux pour la gestion durable des terres.

#### Agroforesterie

L'agroforesterie peut dans certains cas être considérée comme une composante du B/R. Cette pratique présente de multiples avantages et un énorme potentiel en termes de contribution à la réduction des émissions grâce au pouvoir séquestrant des nouveaux arbres plantés et/ou aux émissions évitées. La terre est gérée en utilisant une combinaison d'approches agricoles et forestières. Ces approches permettent de réduire les émissions de carbone par rapport aux pratiques agricoles ordinaires (Pellerin et al. 2013). Ainsi, les parcs agro-forestiers jouent un omportant rôle écologique, en ce sens qu'ils permettent d'améliorer la fertilité des sols, de

lutter contre l'érosion et mieux, d'augmenter considérablement les stocks de carbone organique du sol. L'agriculture a été ciblée comme étant l'un des principaux facteurs de déforestation dans le monde (FAO, 2010). Vu le potentiel de ce sous-secteur à bénéficier de pratiques agroforestières, cela permettrait de contribuer à renforcer les initiatives de gestion des forêts par les petits exploitants tout en atténuant le changement climatique.

### o Gestion Forestière Ameliorée (IFM)

La gestion forestière améliorée vise la gestion des zones forestières existantes en vue de renforcer la capacité de stockage du carbone et/ou réduire les pertes de carbone provenant de l'exploitation. Dans ces forêts, les réductions d'émissions peuvent se produire à travers un stokage de carbone supplémentaire et/ou des émissions évitées (projets de lutte contre la dégradation planifiée). Les activités de gestion sont principalement menées dans les réserves forestières, principalement par le biais de la gestion des incendies et la protection des forêts (Iversen et al. 2014). Cela conduira à la protection des formations boisées et savanes naturelles et de leur biodiversité en tant que puits de carbone.

# o Gestion Participative des Forêts (GPF)

La GPF conduit à l'échelle locale à des améliorations de vastes formations boisées et entraîne une augmentation de la biomasse forestière et des stocks de carbone forestier (Zehabu et Jambiya, 2008). Cette solution permet une protection fiable, une régénération durable et une meilleure utilisation des produits forestiers conformément aux plans de gestion des forêts. Les actions spécifiques comprennent la gestion des incendies et la protection contre les incendies, à travers l'installation de pares-feux. La GPF nécessite la mise en place au sein des communautés d'un système de contrôles réguliers et des mécanismes de plantation d'enrichissement.

#### o Régénération Naturelle Assistée (RNA)

C'est une technique peu coûteuse qui a été utilisée avec succès pour régénérer les forêts naturelles dégradées (Biryahwaho et al. 2012). Les opérations sylvicoles de la RNA comprennent, entre autres, les éclaircies, l'élagage des souches d'arbres, l'élimination des espèces non désirées. La plantation d'arbres est effectuée uniquement dans les zones sans souches vivantes d'arbres et les zones de formations boisées réservées à l'extérieur de la limite de la forêt. Cette forme de gestion forestière est relativement facile à mettre en oeuvre

dans les formations boisées et est connue pour son grand potentiel à fournir des valeurs ajoutées aux populations rurales (Sambou, 2011).

## Moyens Alternatifs de Subsistance (MAS)

Les moyens alternatifs de subsistance constituent un ensemble d'activités (par exemple : la pêche, l'apiculture, etc.) développées dans le but de compléter les programmes, tels que la getion participative des forêts (GPF) et la gestion conjointe des forêts (GCF). Les projets forestiers qui intégrent les MAS contribuent à réduire l'ampleur de la déforestation et de la dégradation des forêts conformément aux objectifs de REDD+ en transformant les économies locales au détriment d'activités qui endommagent les forêts, tels que les activités non durables de production de charbon de bois et de vente de bois de chauffage (Zehabu et Jambiya, 2008). D'autres options des MAS comprennent l'introduction de fourneaux améliorés économes en combustible. Par conséquent, une mise en oeuvre réussie de la REDD+ devrait créer des moyens alternatifs de subsistance et des sources alternatives d'énergie.

Dans le cadre de la Convention Cadre des Nations-Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC), chaque pays doit adopter une définition de la forêt qui répond à trois critères : un taux de couverture minimum du peuplement qui varie entre 10 et 30 % à maturité; une superficie minimum de 0,05 et 1 ha et une hauteur minimum des arbres à maturité pouvant atteindre 2 à 5 mètres (FAO, 2010). Ainsi, la déforestation a été définie comme le passage d'un état de forêt à un état de non-forêt et la dégradation, d'un état de forêt à un état de forêt dégradée (Lambin et al. 2003), où le stock de carbone a été diminué par rapport à son état initial. A partir de ces définitions, on distingue plusieurs sous-catégories de projets de compensation carbone.

#### 1.2.3. Projets forestiers et marché volontaire du carbone

Parallèlement aux marchés de quotas d'émissions régulés de Kyoto, un marché dit volontaire a été mis en place. Les crédits carbone issus de ce marché, appelés Réductions d'Emissions Volontaires (VERs), sont certifiés par des standards volontaires et diffèrent des Unités de Réduction Certifiés d'Emissions (URCE) dans le sens où elles ne peuvent pas être utilisées par les Etats industrialisés pour atteindre leurs objectifs de réduction d'émissions chiffrés

(UNFCCC, 2012). Cependant, elles sont très prisées par les institutions publiques et privées (entreprises, municipalités, particuliers ou ONG) car leur permettant d'acquérir, hors du cadre règlementaire et de toute obligation légale, des titres (crédits) carbone afin de compenser leurs émissions de GES, mais aussi de se donner une image de marque pour leurs politiques de mécénat, de notoriété et d'affichage environnemental. Contrairement aux marchés régulés, le marché volontaire est ouvert aux projets REDD+. L'attrait des acheteurs pour les projets forestiers de séquestration du carbone (projets où l'image est importante avec les multiples co-bénéfices environnementaux et socio-économiques) et la professionnalisation des marchés volontaires du carbone ont permis aux projets forestiers de prendre de nos jours un véritable essor (Diaz et al. 2011).

Le marché volontaire du carbone était initialement perçu comme un « test » pour le marché de conformité. Malgré cela et tenant compte de ses potentialités, il s'est fortement développé ces dernières années. Il existe plusieurs marchés parallèles sur lesquels des crédits carbone peuvent s'échanger (CCNUCC, 2011). Il s'agit principalement du marché Voluntary Overthe-Counter (Voluntary OTC) et le Chicago Climate Exchange (CCX). Le marché volontaire est organisé en un marché primaire et un marché secondaire. Le marché primaire regroupe l'ensemble des opérations réalisées dans le cadre des plateformes formalisées, la principale était jusqu'à récemment la CCX (Chicago Climate Exchange) et la plus récente étant le CTE (Carbon Trade Exchange) tandis que le marché secondaire concerne l'ensemble des opérations réalisées hors de ces plateformes, donc de gré à gré, désigné par le terme OTC (over-the-counter). Le marché OTC est de loin le plus important et le plus ancien (Hamilton et al. 2010) en ce qui concerne les projets forestiers. Les acteurs désireux d'acquérir des crédits carbones s'adressent soit directement au porteur de projet, soit à un intermédiaire spécialisé.

La CCX a été un précurseur dans le domaine des marchés carbone en ce qu'elle a constitué le premier système de plafonnement et d'échanges aux États-Unis ainsi que le premier système multinational et multisectoriel d'échanges d'unités carbone, dans une optique de réduction des émissions (CCNUCC, 2011). En 2011, la CCX a institué le Chicago Climate Exchange Offsets Registry Program qui a pour objet de vérifier et d'enregistrer des « VERs ». Le CTE est une plateforme électronique de transactions qui s'adresse tant au marché réglementé qu'au marché volontaire avec l'objectif d'offrir un marché électronique qui permet l'achat et la vente des URCE et des VER en conformité avec les labels du marché volontaire.

Les projets forestiers sous le marché volontaire (type OTC ou CCX) sont largement majoritaires en comparaison de ceux éligibles au marché de conformité (type MDP). Ceci s'explique notamment par la faible attractivité du MDP forestier pour les porteurs de projets (Diaz et al. 2011). De plus, contrairement aux projets MDP, les crédits forestiers peuvent être permanents sur le marché volontaire, ce qui augmente leur attractivité aux yeux des porteurs de projet. Les pratiques forestières s'en sont trouvées significativement marquées, avec le développement et la professionnalisation de montage de projet carbone (Chenost et al. 2010).

Bien que très libre, le marché volontaire n'est pas dépourvu de toute organisation, ni de tout repère. Des organismes publics nationaux et internationaux ainsi que des ONG ont élaboré des standards ayant vocation à s'appliquer à ce marché. Parmi ces standards, des protocoles et des labels permettent aux acteurs du marché d'y prendre une part active (IPCC, 2007). Les protocoles peuvent être définis comme des cadres méthodologiques mis à la disposition des entités qui souhaitent s'engager dans une démarche de compensation volontaire (Olander et al. 2010). Les principaux protocoles sont: la Norme ISO 14064 qui fournit un cadre permettant de renforcer la crédibilité des opérations réalisées dans la perspective de la compensation volontaire, le GHG protocol qui propose un guide méthodologique pour la comptabilisation des émissions GES et le Plan Vivo qui est un standard destiné à l'encadrement des projets agroforestiers. Il existe plusieurs labels dans le cadre du marché volontaire du carbone. Il s'agit, entre autres, du Gold Standard (GS) qui regroupe des comptes de projet et des comptes d'entités sans lien avec les projets, mais désireux de recevoir des VERs. Le Verified Carbon Standard (VCS) est l'un des plus utilisés sur le marché volontaire du carbone, et plus particulièrement dans le secteur de l'exploitation forestière. Il met surtout le focus sur la véracité de la réduction des émissions et la traçabilité des crédits carbone (IPCC, 2007). Parmi les autres standards régionaux on peut citer: le CCX<sup>3</sup>, l'American Carbon Registry (ACR<sup>4</sup>), le Climate Community and Biodiversity Alliance (CCBA<sup>5</sup>), le CarbonFix<sup>6</sup>, le Social Carbon<sup>7</sup>, etc.

\_

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> CCX: www.theice.com/CCXProtocols.shtml;

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> ACR: www.americancarbonregistry.org/

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> CCBA: www.climate-standards.org/;

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> CarbonFix: www.carbonfi x.info/;

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Social Carbon: www.socialcarbon.org/

# Chapitre 2.

# Cadre biophysique et humain

#### 2.1. Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude est localisée au Sud-Est de la région de Fatick, département de Foundiougne, dans l'arrondissement de Toubacouta. De manière spécifique, elle se situe dans les communes de Keur Saloum Diané et de Keur Samba Guèye (Figure 3). Elle englobe deux entités composées d'une aire protégée (forêt classée de Patako) et sa périphérie (agrosystème adjacent). Selon la définition du dictionnaire de l'environnement et du développement durable, un agrosystème est un écosystème créé par l'exercice de l'agriculture (cultures, élevage). Il est donc contrôlé en permanence par l'homme. L'appellation «forêt classée de Patako» (au singulier) est un terme générique qui désigne le domaine classé de Patako et qui regroupe deux aires protégées qui sont : Patako Est (décret de classement 247 du 08 Février 1934) et Patako sud (décret de classement 248 du 08 Février 1934) avec des superficies officielles respectives de 1 600 ha et 4 350,95 ha, soit un total de 5950,95 ha (DEFCCS: Compendium des forêts classées du Sénégal).

La zone d'étude se situe entre les isohyètes 700 à 800 mm et enregistre des précipitations moyennes annuelles comprises dans cet intervalle. Elle est marquée par une courte saison pluvieuse et une longue saison sèche caractérisée par de fortes amplitudes thermiques journalières et saisonnières. Le relief est relativement plat et homogène. Cependant, quelques dépressions sont notées çà et là, surtout au niveau des vallées principales. Le couvert végétal présente un contraste en termes de densité entre l'aire protégée et sa périphérie.

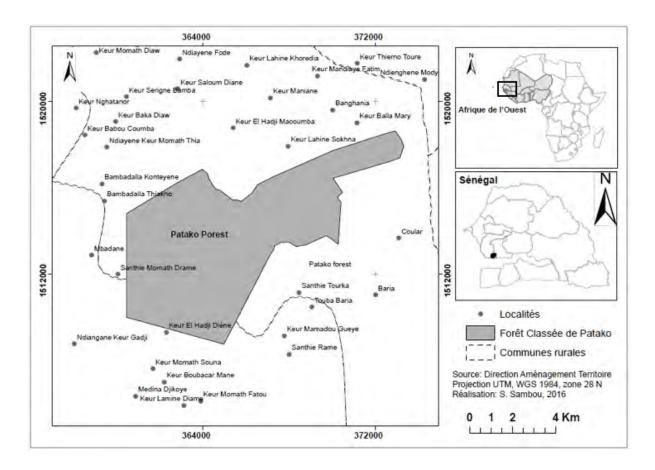


Figure 2. Situation de la zone d'étude

#### 2.2. Climat et variabilité climatique

Le climat de type soudanien constitue l'un des éléments déterminants de la dynamique des écosystèmes de la forêt classée de Patako et de sa périphérie. Les différentes observations effectuées ont pour but de préciser les caractères du climat actuel de la zone et leurs incidences sur la dynamique de l'espace. Régimes des vents, températures, mais surtout précipitations constituent les éléments majeurs du climat de ce domaine. La région se caractérise par deux saisons nettement tranchées dues à l'alternance de circulation des alizés et de la mousson : une saison sèche, de novembre à juin et une saison des pluies, de juin-juillet à octobre.

### 2.2.1. Variabilité interannuelle de la pluviométrie

Les Figures 3 et 4 montrent une évolution en dents de scie des quantités pluviométriques enregistrées dans les stations de Toubacouta et Kaolack. Cette évolution est caractéristique de de la forte variabilité interannuelle des pluies dans la plupart des stations pluviométriques de

la zone soudanienne du Sénégal. Quand la pluviométrie annuelle est inférieure à la moyenne de la série d'observations (30 ans ou normale pluviométrique), on parle d'années déficitaires. Par contre, lorsqu'elle est supérieure à cette moyenne on parle d'années pluviométriques excédentaires. Ainsi, pour mieux apprécier l'ampleur des déficits et des excédents dans la série d'observations considérée une analyse des écarts à la moyenne pluviométrique a été effectuée en combinaison avec les cumuls pluviométriques annuels. Cette représentation graphique permet de donner un aperçu global sur la distribution des quantités de pluies et leur variabilité interannuelle autour de la normale pluviométrique.

L'analyse des anomalies pluviométriques inter-annuelles a permis d'évaluer les fluctuations au cours de la période étudiée. La figure 3 présente l'évolution des anomalies de la moyenne et suggère des anomalies majoritairement positives à partir de 1999 jusqu'à nos jours et le plus souvent négatives en-deçà. Cette période de déficits correspond à la phase de sécheresse qu'a traversé le pays dans son ensemble avec une migration des isohyètes sur un gradient Nord-Sud. La moyenne de la série pluviométrique (752,85 mm) est fortement influencée par le nombre d'années déficitaires à la station de Toubacouta. Cette série donne également des moyennes décennales plus faibles au cours des deux premières décennies, soit 653,55 mm et 709,80 mm respectivement entre 1983-1992 et 1993-2002. Les anomalies annuelles les plus remarquables de la série ont été enregistrées en 1984 (452 mm), 1991 (494 mm), 1995 (429,6 mm) et 2007 (473,5 mm).

Au cours des trois dernières décennies, les années 1989, 1999, 2005 et 2006 apparaissent comme étant les « plus pluvieuses» à la station de Kaolack avec une moyenne de 793,32 mm. Comme en témoignent les anomalies positives et négatives, il y a une forte variabilité des quantités pluviométriques enregistrées. Les années les plus déficitaires en terme de précipitation moyenne se concentrent dans la période 1983-1998.

Toutefois, pour les stations étudiées, les décennies 1980 et 1990 correspondent à une persistance d'années sèches. Par conséquent, la « reprise pluviométrique » au cours des années 2000, avancée (Ozer et al. 2003), semble être très controversée par de fortes variabilités interannuelles surtout dans le bassin arachidier. À ce sujet, l'Hôte et al. (2003) estimaient que la période sèche n'est actuellement pas terminée dans la zone sahélienne, même si on peut la distinguer des années de sécheresse généralisée dans les années 1970 et 1980.

Les résultats de l'analyse pluviométrique confirment que les tendances à la baisse des précipitations moyennes sont beaucoup plus la conséquence d'une diminution dans l'occurrence du nombre de jours pluvieux au cours de la saison de mousson, que d'une baisse dans l'intensité moyenne des pluies. Les déficits pluviométriques enregistrés semblent donc être liés à une augmentation de la fréquence de la durée des séquences sèches au cours de la saison pluvieuse, ainsi qu'à un recul de la date de début de la saison pluvieuse.

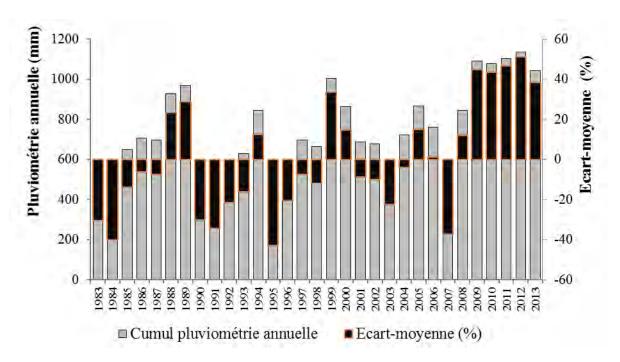


Figure 3. Variabilité interannuelle de la pluviométrie à Toubacouta (1983-2013)

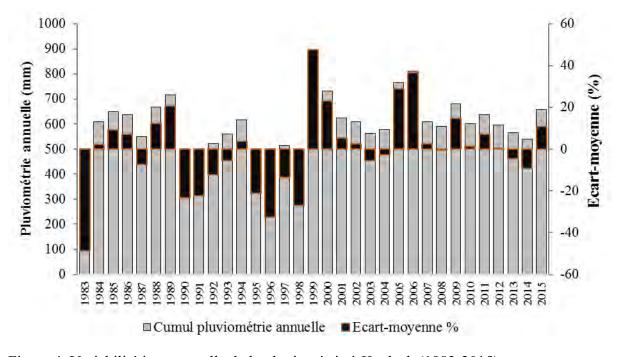


Figure 4. Variabilité interannuelle de la pluviométrie à Kaolack (1983-2015)

# 2.2.2. Variabilité intermensuelle de la pluviométrie

Le Tableau 1 montre la contribution moyenne (1983 à 2015) mensuelle des précipitations pour les stations de Kaolack, Fatick et Toubacouta. L'essentiel des précipitations est enregistré entre les mois de juillet, août et septembre qui contribuent respectivement pour plus de 83,72 %, 85,46 % et 85,76 % aux cumuls pluviométriques annuels. L'analyse des séries pluviométriques montre que les mois de juin, juillet et octobre correspondent généralement aux périodes d'amorce ou de fin de la saison pluvieuse. Le reste de l'année (novembre à mai) correspond à la saison « non pluvieuse» marquée par l'absence quasi absolue de précipitations. Seules quelques averses isolées se manifestent entre les mois de décembre et février. Ces pluies « exceptionnelles» sont appelées pluies de Heug et sont dues à des advections froides ou aux contrastes thermiques entre l'océan et le continent (Khelifa, 1995 ; Mayer, 2014). Ces précipitations, de petites quantités, ne contribuent pas significativement aux cumuls annuels (inférieurs à 1% dans l'ensemble des stations étudiées).

Le régime des pluies est caractérisé par une variabilité intermensuelle marquée par des fluctuations du maximum pluviométrique. En effet, la contribution moyenne mensuelle du mois d'août varie entre 30 % et 34% des précipitations à Toubacouta. Cette variation est estimée à 30-38 % et 30-37 % respectivement pour la station de Fatick et Kaolack (Tableau 1). Quant aux mois de septembre et juillet, ils correspondent respectivement aux deuxième et troisième rangs dans le classement des mois les plus pluvieux de la zone d'étude. Habituellement, le maximum pluviométrique est enregistré au mois d'août avec, cependant, quelques exceptions dans les différentes stations. Par conséquent, qu'il soit précoce (juillet) ou tardive (septembre), le maximum des quantités pluviométriques enregistrées est surtout fonction de l'occurrence et de l'intensité des événements pluvieux dans le mois. A Toubacouta on note en moyenne 243 mm au mois d'août contre 266 mm à Kaolack et 255 mm à Fatick. Il existe une corrélation linéaire (R<sup>2</sup> = 0,66) entre les cumuls pluviométriques annuels de 1983 à 2015 et les cumuls pluviométriques du mois d'août qui apparait à 57 % comme le mois le plus pluvieux de la saison à Toubacouta. Le niveau de corrélation entre les précipitations du mois d'août et le cumul inter-annuel est relativement élevé.

Tableau 1. Distribution intermensuelle de la pluviométrie des les stations de Toubacouta, Kaolack et Fatick

Station de Kaolack (1983-2015)												
	Janv	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
Moyenne	0,44	0,67	0,05	0,04	4,20	51,62	141,19	266,29	186,56	53,85	2,99	1,6
Ecartype	2,12	2,8	0,22	0,25	10,92	42,26	75,4	114,12	86,06	45,7	11,17	5,69
Coef. Var	4,81	4,19	4,52	6,16	2,60	0,82	0,53	0,43	0,46	0,85	3,73	3,55
Station de Fatick (1983-2015)												
Moyenne	0,33	0,48	0,05	0,01	1,22	41,37	132,58	255,24	182,61	50,75	1,07	1,71
Ecartype	1,71	2,24	0,45	0,10	3,32	38,49	72,69	103,81	90,40	48,06	3,74	10,42
Coef. Var	5,13	4,71	8,77	9,38	2,73	0,93	0,55	0,41	0,50	0,95	3,48	6,09
Station de Toubacouta (1983-2013)												
Moyenne	1,86	0,39	0	0	2,69	47,71	157,88	243,13	204,61	45,53	0,79	1,57
Ecartype	5,49	2,14	0	0	7,75	48,11	72,32	137,16	95,87	47,64	4,23	4,93
Coef. var	3,57	6,91	0	0	3,66	0,92	0,44	0,48	0,43	0,89	4,91	4,02

# 2.2.3. Température et humidité de l'air

La température et l'humidité de l'air constituent un paramètre climatique important. Les températures les plus élevées sont observées en saison sèche (avril, mai ou juin) alors que les plus basses sont enregistrées au cœur de l'hiver boréal (décembre à janvier). L'évolution des températures moyennes est marquée par une variabilité interannuelle. La période allant de mars à mai est la plus chaude avec un maximum au mois d'avril. A partir du mois de juin, les températures diminuent progressivement pour atteindre les valeurs les plus faibles en août et septembre. Les amplitudes thermiques se situent en moyenne autour de 14,9° C à la station de Kaolack. Les mois les plus chauds de l'année présentent les amplitudes thermiques les plus élevées. La saison pluvieuse enregistre les plus faibles amplitudes thermiques. Les

températures moyennes annuelles dans les régions de Kaolack et Fatick sont caractérisées par une évolution bimodale passant de 25° C en hiver boréal (décembre-janvier) à 30-31° C pendant les mois d'avril, mai et juin. Les températures moyennes annuelles sont comprises entre 26 et 31°C (figure 5).

L'humidité relative s'exprime en pourcentage et peut être défini comme le rapport de la quantité d'eau effectivement contenue dans l'air et la capacité d'absorption à une température donnée. L'humidité relative moyenne varie entre 60 et 80 % en juin, juillet et août alors que les valeurs minimales ne dépassent guère 35 % entre décembre et février (Figure 5 et 6). L'évolution de l'humidité relative est fortement tributaire de la saisonnalité climatique. Les valeurs d'humidité relative les plus élevées sont enregistrées pendant la saison des pluies (juillet-septembre) à la faveur des masses d'air humides de mousson.

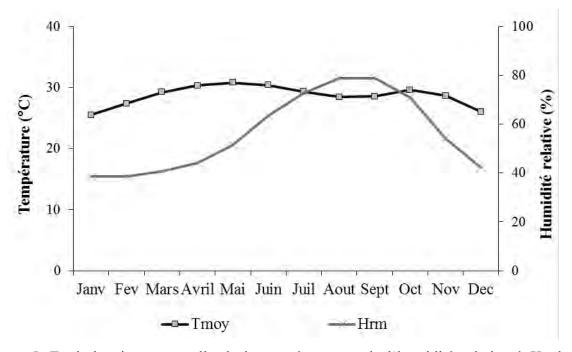


Figure 5. Evolution intermensuelle de la température et de l'humidité relative à Kaolack (1983-2015)

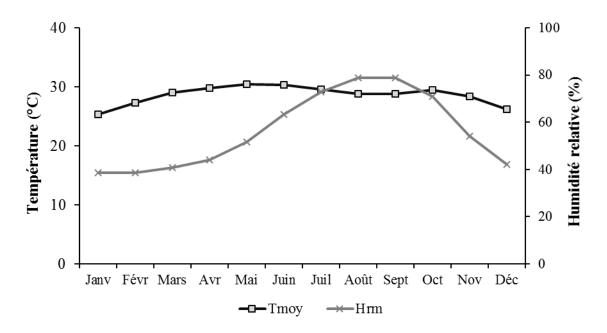


Figure 6. Evolution intermensuelle de la température et de l'humidité relative à Fatick (1983-2015)

#### 2.2.4. Autres paramètres climatiques

L'insolation, fait partie des paramètres climatiques importants car elle est directement ou indirectement liée aux autres paramètres climatiques par le biais de l'activité solaire. Elle varie en fonction du temps d'ensoleillement mais peut être influencée par la saisonnalité (par exemple la présence des nuages pendant la saison des pluies). Le maximum d'insolation est noté entre mars, avril et mai. En revanche, durant les mois d'août et septembre le couvert nuageux est le plus développé ; ce qui explique en grande partie les faibles valeurs de l'insolation.

L'évaporation correspond à un phénomène de perte d'eau sous forme de vapeur. Elle dépend de plusieurs facteurs souvent interdépendants dont la durée de l'insolation, de la température de l'air et de son pouvoir hygrométrique, de la circulation atmosphérique mais aussi de la continentalité ou la proximité par rapport au littoral. Le phénomène de l'évaporation est rythmé par les variations saisonnières. Les plus fortes quantités d'eau évaporée sont enregistrées pendant la saison sèche et correspondent à la période de fortes insolations et de faible humidité relative. Il s'agit de la période de prédominance des vents d'Est. Les valeurs de l'évaporation dépassent rarement 100 mm pendant la saison des pluies. Le rôle de ce

paramètre climatique est fondamental, car il est à l'origine de beaucoup de stress environnementaux.

Le vent est une variable importante dans la caractérisation des saisons. Il constitue un agent de transport de sédiments et un facteur d'érosion ou de transformation des paysages. On distingue principalement trois types de vents dans la zone d'étude: les alizés maritimes, les alizés continentaux ou Harmattan et la mousson.

Les alizés maritimes interviennent de novembre à mars et contribuent très largement au rafraîchissement des températures durant cette période. Ces masses d'air se déplacent généralement à des vitesses allant de 2 à 4,8 m/s et sont de direction Nord et Nord-ouest.

Les alizés continentaux soufflent d'avril à juin et installent la zone d'étude dans un climat chaud et sec. Le long parcours de l'Alizé continental explique sa charge poussiéreuse et son pouvoir hygrométrique quasi nul.

Le vent de mousson est d'influence guinéenne et de direction Ouest-Sud-ouest. Ils sont à l'origine des précipitations qui tombent en saison des pluies. Ils ont des vitesses moyennes comprises entre 0,8 et 2,8 m/s et sont issus de l'anticyclone de Sainte Hélène. Après avoir effectué un long parcours océanique, la mousson arrive sur le continent avec une humidité élevée de l'air qui apporte des pluies de juillet à octobre. Le vent joue un rôle non négligeable sur la température et la pluviométrie de la zone d'étude à travers son rôle de vecteur de transmission d'humidité et de chaleur.

Les variations de direction et de vitesse du vent découlent de la circulation générale de l'atmosphère dans la zone intertropicale. Selon les saisons, les vents soufflant sur le littoral sont d'origine et de direction variables.

#### 2.3. Cadre hydrogéologique

Le bassin hydrogéologique correspond à la partie souterraine du bassin hydrologique. La zone d'étude appartient au vaste bassin sédimentaire sénégalo-mauritanien qui s'étend depuis le Maroc jusqu'en Guinée. Les travaux de cartographie et de télédétection réalisés sur les ressources du Sénégal en 1986 montrent que la zone de Médina Djikoye se situe sur des formations du Continental Terminal. Ces dernières datent de la fin du Tertiaire et reposent sur des sédiments marins de l'Oligo-Miocène. Les faciès hydrogéologiques du Maestrichtien et du Continental Terminal sont les plus importants dans la zone d'étude (Guiro, 2013). Ils abritent une nappe phréatique qui joue un rôle essentiel dans l'approvisionnement et

l'alimentation en eau des villages situés autour de la forêt classée de Patako. On distingue principalement trois grandes nappes d'eau souterraine: l'aquifère superficiel du Continental Terminal, l'aquifère captif du Paléocène, l'aquifère captif du Maestrichtien.

L'aquifère superficiel (nappe phréatique) du Continental Terminal: il fournit une eau douce de qualité, source approvisionnent des populations de la partie Est de la forêt classée de Patako. Son épaisseur est faible (généralement inférieure à 10 mètres). L'aquifère captif du Paléocène, parfois semi-profond: il est généralement situé au-delà de 20 mètres et alimente les puits dont la profondeur moyenne atteint 30 à 40 mètres. L'aquifère captif du Maestrichtien (profond): il est capté à partir de 200 et 400 m de profondeur. Les eaux de cette nappe sont généralement exploitées par les forages implantés dans les localités de Keur Saloum Diané, Ndiaye Kounda, de Keur Samba Guèye, de Sirmang et de Karang (Guiro, 2013).

# 2.4. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique de la zone d'étude est relativement important. Il est dominé par le bolong Koular qui est alimenté par une vallée principale: le Djikoye, qui prend le nom de Minimiyang à hauteur du village de Santhie Tourka. Cette vallée présente un écoulement permanent et est soumise à des intrusions salines par le biais des ramifications du Saloum et de la Gambie. Elle est envahie par de l'eau saumâtre à salée en aval, mais dispose de manière pérenne d'eau douce en amont.

La vallée secondaire qui s'étend de Keur Serigne Bamba à la forêt classée de Patako. Cette vallée est longue d'environ une douzaine de kilomètres avec un écoulement temporaire en amont et permanent en aval. Elle traverse la forêt classée de Patako et fait office de limite entre Patako Est et Patako Sud.

Toutes ces vallées offrent d'importantes opportunités économiques relatives à la pêche, au maraichage et à la riziculture. On compte un nombre important de mares qui sont toutes tributaires des eaux pluviales. Ces mares ont un cycle hydrologique assez court car elles tarissent au bout de trois à quatre mois après la saison des pluies. L'écoulement est directement influencé par le régime saisonnier des pluies, les hautes eaux correspondent à la saison des pluies et les basses eaux à la saison sèche.

### 2.5. Principaux types de sols

Les travaux réalisés par Perez (1994) ont permis de démontrer l'existence d'unités morphopédologiques relativement homogènes définies à partir de leur nature, de leur genèse et de leur dynamique d'évolution. Dans la zone d'étude, on distingue grossièrement six types de sols que sont : les sols peu évolués à hydromorphes, les sols hydromorphes sur matériau alluvial, les sols hydromorphes à gley salé, les sols ferrugineux tropicaux lessivés, les sols ferrugineux tropicaux lessivés à hydromorphes et les sols hydromorphes à vertiques (Maignier, 1965). Les différents types de sols sont répartis suivant les unités morphopédologiques et la toposéquence: plateaux, versants et bas-fonds.

- Les plateaux culminent à 40 m d'altitude et sont presque dépourvus de cuirasse. Dans les zones centrales des plateaux, les sols sont ferrugineux tropicaux lessivés plus ou moins hydromorphes. Ces sols peu profonds comprennent des horizons superficiels de texture grossière et des horizons profonds de texture moyenne. La structure d'ensemble est massive et particulaire avec une porosité faible.
- Les versants sont composés d'un glacis, terrasse très étendu, issu du remblaiement colluvio-alluvial des vallées. Ces sols occupent les bas de pentes concaves des vallées.
   Ils sont peu profonds, avec une texture sableuse, une structure particulaire et font l'objet d'une mise en valeur agricole, maraîchère et fruitière intense, surtout au niveau des rives des Bolong Koular et Djikoye.
- La terrasse présente des sols ferrugineux tropicaux lessivés, d'horizon sableux superficiels à structure massive et pauvre en matière organique. Dans la zone de Patako, ces sols sont les plus représentés du point de vue spatial et sont utilisés dans les activités agricoles malgré leur pauvreté et leur faible capacité de stockage des eaux pluviales.
- Les bas-fonds sont constitués par un bourrelet de berges qui les relient aux terrasses par une faible pente. Le long des berges, les sols ont une texture uniformément sableuse, peu évolués avec des apports alluviaux. Ces sols se retrouvent sur les sommets de pente du plateau à pente convexe. Ils sont profonds, peu durs, avec une texture grossière et une structure massive particulaire. En effet, ces sols sont sujets à de grandes exploitations familiales d'arachide et de mil pendant la saison des pluies.

Dans les bas-fonds proprement dit, les sols se caractérisent par leurs apports alluviaux et hydromorphes. Cette unité est constituée par les cuvettes argileuses qui occupent les fonds de vallées. Ces sols sont principalement hydromorphes avec une tendance vertique localisée par endroits. On distingue également dans cette catégorie des sols hydromorphes à gley salé qui recouvrent le cours inférieur des vallées où l'intrusion des eaux fluviales confère aux sols un caractère halomorphe. Des formations végétales assez particulières se développent dans ces sols salins (mangrove disposée en étages selon le niveau de salinité avec principalement les genres *Rhizophora* et *Avicennia*). Dans la partie supérieure, on note souvent la présence d'efflorescences blanches de sel en surface potentiellement sulfatés acides (tannes).

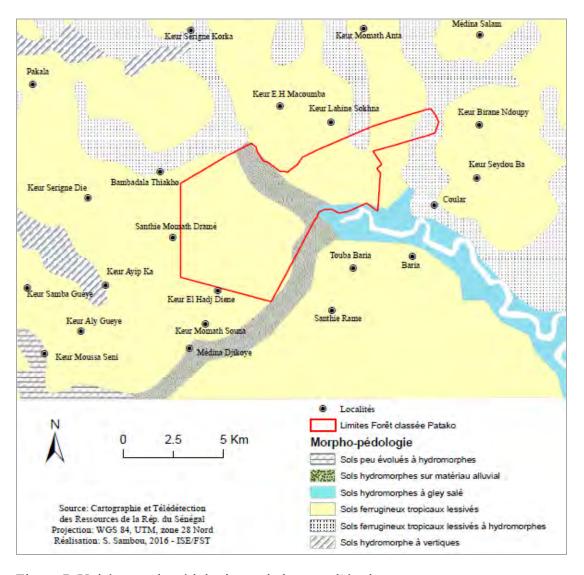


Figure 7. Unités morphopédologiques de la zone d'étude

#### 2.6. Flore et végétation

La forêt classée de Patako est localisée dans une zone de transition entre le domaine sudsoudanien et nord-soudanien. Les formations végétales rencontrées dans cette aire protégée constituent une mosaïque de peuplements avec une flore abondante et diversifiée. Selon les archives nationales du Sénégal (dossier 13 G 14), la région du Saloum était couverte par des formations forestières au cours du 19<sup>e</sup> siècle (ANS<sup>8</sup>, 1932). De nos jours, la végétation est dominée par des formations savanicoles plus ou moins boisées avec, de plus en plus, de faibles étendues de forêts claires surmontées par une galerie forestière dense et/ou dégradée le long des vallées. Les facteurs de dégradation du couvert végétal de la forêt classée de Patako en font une formation forestière en transition avec une abondance d'espèces soudanosahéliennes.

La flore ligneuse de la forêt classée de Patako est composée de 79 espèces regroupées en 63 genres et 28 familles. Dans ce groupe, les *Combretaceae*, les *Fabaceae*, les *Mimosaceae*, les *Anacardiaceae* et les *Rubiaceae* sont les plus diversifiées (Sambou, 2004 ; Sambou, 2011). Ces cinq familles regroupent près de 40 % des genres et 48 % des espèces. Ces résultats sont issus d'un inventaire qui ne concernait que deux types de végétaion: forêt claire à savane boisée et savane arbustive à arborée. *Fabaceae, Ceasalpiniaceae, Mimosaceae, Rubiaceae et Euphorbiaceae* figurent parmi les 13 familles les plus importantes de la flore vasculaire du Sénégal (Sambou, 2004). Quatorze (14) des 28 familles sont représentées par un seul genre et une seule espèce. Le genre *Combretum* est un groupe caractéristique qui renferme le plus grand nombre d'espèces. Huit (08) des 79 espèces ligneuses recensées sont caractéristiques du domaine guinéen. On note une faible intrusion d'espèces exotiques représentée essentiellement par *Azadirachta indica et Anacardium occidentale*.

Les espèces caractéristiques des formations de plateaux sont : Combretum glutinosum, Acacia macrostachya, Terminalia macroptera, Daniellia oliveri, Cordyla pinnata, Combretum nigricans, Pterocarpus erinaceus, Bombax costatum, Prosopis africana, Anogeissus leiocarpa, Ozoroa insignis, etc. Les espèces caractéristiques des formations de vallées (galeries forestières) sont, entre autres, Khaya senegalensis, Phoenix reclinata, Elaeis guineensis, Alchornea cordifolia, Saba senegalensis, Dichrostachys cinerea, etc. Il existe

\_

<sup>&</sup>lt;sup>8</sup> Archives Nationales du Sénégal

cependant, une diversité d'espèces rares tels que Anthocleista procera, Ficus congensis, Calamus sp., Combretum tomentosum, Nauclea latifolia, Ficus sur, Paulinnia pinnata, Kigelia africana. La végétation de cette formation de vallée est constituée d'arbres de grande taille avec une densité plus importante comparée à celle de plateaux. Dans la zone de confluence des deux vallées principales, la végétation est une mangrove essentiellement constituée par Avicennia sp et Rhizophora sp.

Les terroirs environnants étaient couverts par une ancienne formation de savane soudanienne (Sambou, 2011). Ce type de formation a été, cependant, convertie en parc agroforestier avec une faible densité d'arbres. Le couvert ligneux est dominé par des peuplements vieillissants de *Cordyla pinnata* et des plantations d'*Anacardium occidentale*.

La strate herbacée est quant à elle composée en majorité de graminées surtout dans les parties dégradées de la forêt classée et dans l'agrosystème. On peut citer, entre autre, Andropogon gayanus, Andropogon pseudapricus, Pennicetum pedicellatum, Spermacoce radiata, Spermacoce stachydea, Alysicarpus ovalifolius, Pandiaka angustifolia, Schizachyrium exile, Chlorophytum senegalense, Cassia mimosoides, Eragrostis tenella, Indigofera dendroides, Hyptis suaveolens, Sida alba, Striga hermonthica, Typha dominguensis.

# 2.7. Contexte démographique et socio-économique

Les collectivités locales de Keur Samba Gueye et Keur Saloum Diané comptent une population de 60 953 habitants. Cette population est répartie dans 92 villages et représente une densité moyenne de 93 habitants au km² (ANSD, 2015). La commune rurale de Keur Saloum Diané couvre une superficie totale de 297 km² et une densité moyenne avoisinant 79 habitants au km². Dans la commune rurale de Keur Samba Gueye cette densité est de 107 habitants au km² sur une superficie totale de 256 km².

On estime un ratio de 49% de la population pour les hommes contre 51% pour les femmes. Dans la décennie 2005-2015 le taux d'accroissement moyen de la population est 0,20% dans les collectivités locales. On note cependant une légère variation de ce taux allant de 0,19% en 2005 à 0,22% en 2014 et 0,21% en 2015.

Sur le plan de la composition ethnique, la zone d'étude est peuplée majoritairement de Wolof (plus de 62,5%) et de manding (19%) (Diop et al. 2012). Cependant, on compte parmi ces

groupes d'importantes communautés de Sérère, de Peul, de Bambara, de Toucouleur, de Diola, de Tourka et de Laobé. Les localités de Keur Saloum Diané, Baria et Coular sont par ordre d'importance les plus peuplées avec plus de 100 ménages et plus de 1500 habitants chacune (Figure 8). On compte également une multitude de hameaux dont le nombre d'habitants est encore faible. Quatre-vingt-dix-neuf (99%) de la population pratique la religion musulmane et 1% la religion chrétienne (essentiellement des étrangers).

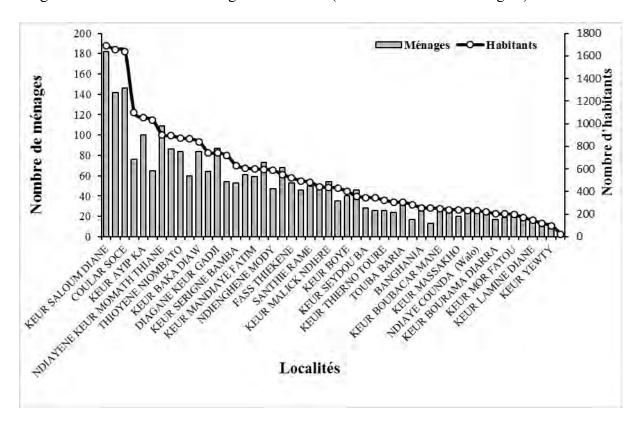


Figure 8. Répartition de la population par localité

La vie socio-économique est dominée essentiellement par deux activités clés. Il s'agit de l'agriculture et de l'élevage. Même si l'agriculture est fortement tributaire de la pluviométrie, elle demeure la principale activité socio-économique de la zone d'étude. Elle est de type semi-intensif et occupe environ 65% de la superficie de la commune rurale de Keur Saloum Diané et 56 % de celle de la commune rurale de Keur Samba Guèye. Les principales cultures sont, entre autres, les cultures vivrières (le mil, le maïs, le sorgho et le riz) et les cultures de rente (arachide, sésame, bissap). Le secteur agricole fait face à de nombreuses contraintes d'ordre physique (érosion, baisse de fertilité des sols) et/ou matériel (manque d'équipements).

Les activités de maraichage se développent de plus en plus le long des vallées de la zone de terroir. Ces vallées constituent ainsi une opportunité pour les populations vivant à proximité du fait de l'existence d'une nappe phréatique affleurant, d'un écoulement d'eau douce permanent ou temporaire.

L'élevage constitue également une importante activité pour les populations. Cette pratique ancestrale est souvent couplée à l'agriculture, ce qui fait du paysan local un agropasteur. De plus on assiste à une recrudescence du phénomène de transhumance de pasteurs issus des régions nord du Sénégal. Cette présence augmente la capacité de charge de l'agrosystème et de l'aire protégée, mais aussi donne parfois lieu à des conflits entre autochtones et transhumants.

Les autres activités socioéconomiques, non moins importantes, se résument à l'exploitation des produits forestiers ligneux et non ligneux, l'artisanat et le commerce. La pêche est très faiblement pratiquée dans la zone.

# Chapitre 3.

# Dynamique de l'occupation du sol et facteurs de dégradation de la forêt classée de Patako et sa périphérie

#### 3.1. Introduction

La dynamique de la végétation, dans les pays africains, est fortement liée aux moyens de subsistance et aux systèmes de production (FAO, 2010, Hansen et al. 2013). L'évaluation des types d'occupation du sol et leur évolution requiert des méthodes d'observation de la terre qui permettent une large couverture spatiale et un suivi historique (Huang et al. 2010). L'utilisation de la télédétection permet une meilleure conception de plans de gestion et donc, une meilleure gestion des ressources forestières (Kadioğullari et al. 2013). Diverses méthodes de télédétection appliquées existent, mais en dépit des réels progrès réalisés, des défis importants sont à relever quant au lien qui existe entre les cartes et les facteurs de changement d'occupation du sol (Hansen et al. 2010). Le lien entre le résultat de traitement des images et les facteurs occasionnels de changement est quelque fois flou, non linéaire et requiert fortement des informations désagrégées sur les pratiques humaines locales (Houghton, 2012). En outre, il y a de nombreuses interactions entre les facteurs de changement. Dans de nombreuses études, les facteurs les plus décrits sont les feux de forêt (Mbow et al. 2000; FAO, 2005 et 2010; Mbow et Nielsen, 2009; Brink et al. 2009) et les facteurs anthropiques surtout le pâturage, l'extension des terres agricoles, la coupe de bois d'énergie et l'extraction du bois d'œuvre.

Dans ce contexte, la résolution des problèmes de dégradation des terres dans les zones semiarides nécessite une compréhension claire de l'effet synergétique des facteurs naturels et socio-économiques (Clevers et al. 2004). Tappan et *al.* (2004) avaient décrit cette dynamique complexe de l'occupation du sol dans les écosystèmes de savane du Sénégal, surtout dans la zone du Bassin arachidier. Le développement rapide de la production d'arachide et la subséquente crise économique et migratoire constitue, entre autres, une des causes principales de changement (Mbow et *al.* 2008). La végétation naturelle a été remplacée par des terres agricoles, où les arbres ont été coupés à cause des techniques culturales et des approches agronomistes qui visaient l'intensification de la production.

La conversion des forêts en terres agricoles et/ou en espaces de pâturage provoque, dans le court et moyen terme, une diminution significative des réservoirs de carbone. Sous le programme de reboisement une zone tampon a été créée pour atténuer l'impact de la pression des communautés locales sur la forêt classée de Patako. Plusieurs activités de foresterie et d'agroforesterie ont été mises en œuvre. Par conséquent, comprendre les facteurs de déforestation à l'échelle locale est essentielle pour la réussite de telles interventions et permet de développer de meilleures stratégies. L'identification et la caractérisation des facteurs de déforestation sont également importantes car étant une préoccupation majeure. La réussite de ce pari permet de renforcer la conservation des forêts et leurs ressources qui occupent une place importante dans les objectifs de développement du Sénégal. Cette étude est une contribution à l'analyse des changements d'occupation du sol en relation avec les caractéristiques multidimensionnelles de la dynamique spatio-temporelle et des pratiques sociales. Il s'agit de : (i) caractériser la dynamique de l'occupation du sol et les changements qui en découlent au bout de deux décennies dans la forêt classée de Patako et sa périphérie ; (ii) identifier les facteurs de déforestation et de dégradation des terres.

#### 3.2. Matériels et méthodes

#### 3.2.1. Données images

La zone d'étude est couverte par la scène Landsat (Path 205, Rows 50) pour chacune des dates considérées. Les images choisies sont acquises à la même période de l'année pendant la saison sèche afin de réduire les problèmes liés au changement phénologique de la végétation (exagération du couvert végétal par les herbacés) et à la différence d'humidité des sols. L'avantage de cette période est d'avoir un faible taux de couverture nuageuse. Ainsi, les

images utilisées sont: une couverture ancienne TM du 5 mars 1992, ETM<sup>+</sup> du 9 janvier 2001 et 28 décembre 2010 et une couverture récente de Landsat 8 LOI (Operational Land Imager) du 9 janvier 2015. Toutes les images sont issues de la base de données de United States Geological Survey (USGS).

Tableau 2. Images satellites choisies pour l'analyse de l'occupation du sol

Données	Path/Row	Dates d'acquisition	Intervalle Spectral (μm )	Localisation spectrale	Résolution (m)	
		-	1.[0.45-0.51]	Bleu	30 x 30	
			2.[0.52-0.60]	Vert	$30 \times 30$	
			3.[0.63-0.69]	Rouge	$30 \times 30$	
Landsat 8	205/50	09/01/2015	4.[0.75-0.90]	Proche-IR	$30 \times 30$	
LOI	203/30	09/01/2013	5.[1.55-1.75]	Moyen-IR	$30 \times 30$	
			6.[10.40-12.50]	IR-Thermique	60 x 60	
			7.[2.09-2.35]	Moyen-IR	$30 \times 30$	
			8.[0.52-0.90]	Panchromatique	15 x 15	
			1.[0.45-0.51]	Bleu	30 x 30	
	205/50		2.[0.52-0.60]	Vert	$30 \times 30$	
Landsat ETM +		28/12/2010	28/12/2010 3.[0.63-0.69]		$30 \times 30$	
			4.[0.75-0.90]	Proche-IR	$30 \times 30$	
		09/01/2001	5.[1.55-1.75]	Moyen-IR	$30 \times 30$	
		09/01/2001	6.[10.40-12.50]	IR-Thermique	60 x 60	
			7.[2.09-2.35]	Moyen-IR	$30 \times 30$	
				Panchromatique	15 x 15	
			1.[0.45-0.52]	Bleu	$30 \times 30$	
	205/50		2.[0.52-0.60]	Vert	$30 \times 30$	
Landsat TM			3.[0.63-0.69]	Rouge	$30 \times 30$	
		05/03/1992	4.[0.76-0.90]	Proche-IR	$30 \times 30$	
			5.[1.55-1.75]	Moyen-IR	$30 \times 30$	
			6.[10.20-12.50]	IR-Thermique	120 x 120	
			7.[2.08-2.35]	Moyen-IR	30 x 30	

# 3.2.1.1. Traitement des images

La première étape du traitement des images est l'analyse visuelle. Elle correspond à une interprétation visuelle, c'est à dire l'application de la méthode classique de la photo-interprétation à l'image satellitaire. Cette méthode consiste à repérer les différentes unités homogènes (Hammi et al. 2007). L'interprétation a été souvent facilitée par nos

connaissances de la zone d'étude, de la végétation et des enquêtes de terrain. Les images utilisées dans le cadre de ce travail ont été déjà géoreférencées (UTM, WGS 1984), avec corrections radiométriques.

A cet effet, des corrections géométriques n'ont pas été réalisées. Pour éviter les décalages du fait de la différence de capteurs Landsat et optimiser la superposition des images pour l'analyse diachronique, les données de 1992, 2001 et 2010 ont été orthorectifiées par rapport à l'image 2015 prise pour référence à partir des points d'amers repérés. Les scènes d'images ont été mosaïquées et un lissage de la dynamique effectués. Pour une question d'harmonie et afin de faciliter la superposition des images pour l'analyse diachronique, les images de 1992 et 2001 ont été recalées par rapport à celle de 2015. L'erreur de calage est inférieure à un pixel Landsat avec un RMS égale à 0,124. Après le calage des images, nous avons créé des compositions colorées en associant les canaux 5 pour l'infrarouge [0,75-0,90 μm], 4 pour le rouge [0,63-0,69 μm] et 3 pour le vert [0,52-0,60 μm] dans l'ordre colorimétrique Rouge, Vert, Bleu pour les images 1992, 2001 et 2010, les canaux 6 pour l'infrarouge [1,560-1,660 μm], 5 pour le rouge [0,845-0,885 μm] et 4 pour le vert [0,630-0,680 μm] pour l'image 2015. C'est sur cette base que nous avons extrait la zone d'étude dans le but d'identifier l'occupation du sol et de caractériser son évolution à partir de la classification des images.

La méthode de classification dirigée (ou supervisée) par maximum de vraisemblance a été utilisée pour toutes les images. Le choix de cette méthode s'explique par l'hétérogénéité des éléments de l'occupation du sol dans la forêt classée et la probabilité de confusion de certaines composantes, en l'occurrence les sols nus et les tannes. L'affectation des pixels se fait sur une comparaison basée sur la probabilité bayésienne selon laquelle chaque classe correspond à la signature spectrale considérée (Weng, 2002 ; Eastman, 2009). La classification hiérarchique commence par la détermination du nombre de classes et le choix des parcelles d'entraînement pour aboutir à une synthèse cartographique au travers des sélections successives des éléments les mieux classés.

Pour éliminer les pixels isolés ou des petites zones non classifiées et pour homogénéiser les résultats de la classification thématique et réaliser la vectorisation, les images classifiées ont

été filtrées. Le filtre est réalisé à partir d'une analyse majoritaire avec une fenêtre de 3x3 pixels. Afin de vérifier la validité de la performance de classification, les zones témoins représentant chacune des classes thématiques ont été choisies à l'aide du logiciel ENVI 4.7 et des données de référence ont été collectées sur le terrain. Les classes retenues sont aussi confrontées aux documents exogènes qui renseignent sur la nature de l'occupation du sol. Ces documents sont des cartes thématiques et des cartes de synthèse. En se basant sur cette importante étape, les erreurs initiales ont été corrigées afin d'avoir une plus grande précision. Les résultats obtenus à partir des matrices de confusion sont assez satisfaisants car les coefficients Kappa sont compris entre 0,91 % et 0,95 % avec une précision globale variant de 92,66 % à 96,08 % (Tableau 3).

Tableau 3. Evaluation de la précision de la classification des images Landsat.

Sources image	Années	Coefficients Kappa	Précision globale
Landsat TM	1992	0,92	93,82 %
Landsat ETM +	2001	0,94	95,54 %
Landsat ETM +	2010	0,91	92,66 %
Landsat 8 LOI	2015	0,95	96,08 %

L'analyse des compositions colorées nous a permis de déterminer neuf (09) classes d'occupation du sol interprétées à l'aide de codes d'abréviation (Tableau 4). La typologie de la végétation a été définie selon la nomenclature de Yangambi (Aubréville, 1957) modifiée (De Wispelaere, 2002). Cette nomenclature est la plus utilisée en Afrique de l'Ouest. Depuis l'accord interafricain sur la définition des types de végétation de l'Afrique tropicale, il est admis que le terme savane désigne une formation végétale terrestre dominée par une strate herbacée continue et des plantes ligneuses (arbres et arbustes) formant une canopée généralement ouverte (Aubréville, 1957; Trochain, 1957; Riou, 1995). Adjanohoun (1964) précise que suivant l'importance ou l'absence de peuplement forestier, la savane peut être considérée comme arborée (arbres et arbustes formant un couvert généralement clairs), arbustive (arbustes disséminés) et herbeuse (arbres et arbustes quasiment absents).

Tableau 4. Classification et attributs de l'occupation du sol

Catégories	Classes d'occupation du sol	Codes affectés aux classes	Description			
	Forêt galerie	FG	Dense et dégradée par endroit			
	Forêt claire à savane boisée	FCSB	Peupleument mixtes d'arbres et arbustes dominés par <i>Daniellia</i> oliveri, <i>Terminalia macroptera</i> et <i>Combretum glutinosum</i>			
Forêt	Savane arbustive à arborée	SAA	Peuplement d'arbustes et d'arbres dominés par Combretum glutinosum, Terminalia macroptera, Acacia macrostachya et Cordyla pinnata			
	Savane arbustive	SA	Peuplement d'arbustes dominés par Combretum glutinosum			
	Mangrove	MA	Peuplement d'Avicennia spp. Rhizophora spp.			
	Zone agricole	ZA	Culture diversifiée, rares pratiques de jachère Parcours du bétail Plantations d'arbres à but commercial (Anacardium occidentale et Mangifera indica)			
A gwasystàma	Eau	EA	Plans d'eau et zones humides			
Agrosystème	Savane herbeuse	SH	Peu ou pas de couverture végétale ligneuse			
	Tanne	TA	Terres dénudées et stériles au bord du cours d'eau			

# 3.2.1.2. Analyse de la dynamique d'occupation du sol

Le résultat obtenu à partir de la classification supervisée a été exporté sous format vecteur dans le logiciel Arc GIS 9.3. Ce transfert de fichiers cartographiques a permis de compléter le traitement et l'analyse des images et de produire des cartes d'occupation du sol (Figure 9). La détection des changements a été faite grâce au croisement des cartes deux à deux (1992-2001, 2001-2010, 2010-2015 et 1992-2015). Le croisement se fait sur la base d'une codification des classes et une comparaison des codes entre deux (02) dates. Les statistiques des changements détectés ont été calculées en comparant les classes d'une année à une autre.

Les tendances de changements ont été calculées sur la base du taux de transfert d'occupation des sols pour chaque classe. L'intensité des transitions a été estimée par rapport à la taille d'une classe au cours de l'année initiale et sa taille au cours de l'année suivante. Ces changements peuvent être positifs (perspective d'augmentation ou de gain) ou négatifs (baisse ou tendance de perte). Trois situations ont été observées et prises en compte dans l'analyse. Il s'agit de la stabilité, des conversions et des modifications. La stabilité dans l'occupation du sol se rapporte à toutes les classes qui n'ont pas été affectées par les changements durant la période d'étude. Le changement a été exprimé sous les termes de conversion et/ou la modification. Par conversion, nous suggérons le remplacement d'une catégorie par une autre (par exemple: la conversion d'une savane boisée en zone agricole). Quant à la modification, elle représente les changements au sein d'une catégorie d'occupation du sol (Lambin et al. 2003 ; Sambou et al. 2014) dus aux changements de ses attributs physiques et fonctionnels (par exemple: la modification savane arbustive à arborée en savane arbustive). Une matrice de transfert d'occupation du sol a été générée à cet effet en calculant la proportion de superficie affectée d'une classe à une autre.

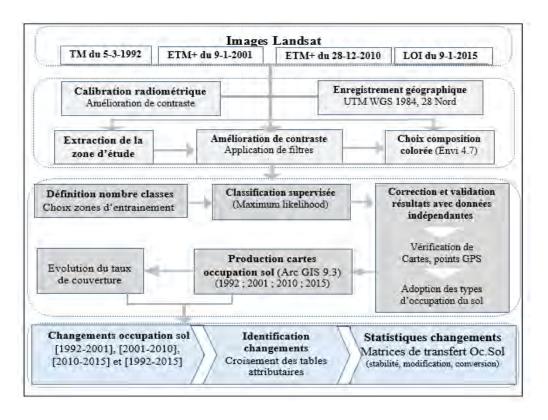


Figure 9. Synthèse du traitement des images satellites

#### 3.2.1.3. Taux de déforestation

Le taux annuel de déforestation est le pourcentage que perd la forêt chaque année au profit d'autres types d'occupation du sol. Ce taux moyen annuel a été calculé sur la base des variations de superficies forestières et de superficies non forestières pendant deux périodes bien déterminées. Dans le cadre de cette étude la période concernée couvre vingt-quatre ans (1992-2015). Différentes méthodes étaient utilisées pour l'estimation des taux annuels de déforestation (Puyravaud, 2003). Mais afin de standardiser les méthodes de calcul et d'éviter les éventuelles confusions la formule, ci-après, proposée par Puyravaud (2003) a été utilisée. Les variables considérées ici sont la superficie forestière (S) et le temps. Ainsi, S1 et S2 représentent respectivement la superficie forestière en hectare au cours de l'année initiale (t<sub>1</sub>) et de l'année finale (t<sub>2</sub>).

Équation 1.

$$Taux = \left(\frac{1}{t_2 - t_1}\right) \times \ln\left(\frac{S_2}{S_1}\right)$$

#### 3.2.2 Facteurs de déforestation et de dégradation

La caractérisation des facteurs de déforestation implique avant tout leur identification. Ainsi, plusieurs facteurs ont été identifiés et répartis en deux catégories. Il s'agit des facteurs directs et des facteurs indirects. Les facteurs directs concernent les effets naturels qui incluent la variabilité et le changement climatique, les inondations et les attaques parasitaires. Les causes anthropiques directes sont des actions ou des facteurs qui influent directement sur la diminution du taux de couverture végétale. Cette forme peut être assimilée à une dégradation de subsistance.

Les facteurs indirects ou sous-jacents de la déforestation sont des interactions complexes de causes démographiques, économiques, culturelles et institutionnelles qui, combinées, intensifient davantage les facteurs anthropiques directs. Des entretiens semi-structurés ont été effectués avec des personnes ressources pour trois groupes d'acteurs locaux (population locale, autorités locales et personnel technique local du Service des Eaux et Forêts). Beaucoup d'informations sur la déforestation ont été exploitées tirées à partir de la littérature existante pour permettre de mieux cerner la problématique. En plus, sur la base des

connaissances de terrain des observations ont été faites aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur de la forêt classée de Patako.

#### 3.3. Résultats

#### 3.3.1. Occupation du sol de 1992 à 2015

Les cartes d'occupation du sol montrent que les trois classes caractéristiques ont été dominantes au cours de la période étudiée (1992 au 2015). Il s'agit de la zone agricole dans la périphérie, la savane arbustive à arborée et la forêt claire à savane boisée dans la zone protégée. On note que l'occupation du sol est très dynamique (Figure 10). En 1992, la périphérie de la forêt classée était couverte par une mosaïque de zone agricole et savane arbustive à arborée. A l'intérieur de la forêt, la savane arbustive à arborée représente (56,6%) tandis que la forêt claire à savane boisée et la forêt galerie occupaient respectivement 28,1% et 14,5%. Une différence significative a été observée entre ces dernières et le reste des classes (eau, savane herbeuse, zone agricole et tanne) car représentant moins de 1% (Tableau 5). Ces classes ont légèrement augmenté (1,2%) neuf ans après (en 2001). En ce qui concerne la forêt claire à savane boisée, une augmentation substantielle de sa taille (51,1%) a été observée au détriment de la savane arbustive à arborée (44,3%) et de la forêt galerie (3,4%). Contrairement à la forêt classée, la périphérie était fortement déboisée et substituée en terres agricoles. A ce rythme d'expansion des terres cultivables en zone de terroir, presque la totalité de la superficie de la savane arbustive à arborée a été éliminée en 2010. Dans le domaine classé, ce type de végétation reste la classe la plus importante (65,7%). Par conséquent, la forêt claire à savane boisée et la forêt galerie couvraient respectivement 19,4% et 3,5%. Les classes marginales représentaient au total 2,9% de la superficie du domaine classé, soit une augmentation de plus de 41% par rapport à 2001. Au vu de cette dynamique de l'occupation du sol, on note l'émergence de la classe nommée « savane arbustive » (8,4%) entre 2001 et 2010. Cette dernière résulte de la fragmentation de la savane arbustive à arborée et elle est généralement localisée dans le centre et dans certaines parties du Nord-est de la forêt (figure 10c).

En ce qui concerne 2015, on note une augmentation sensible de la couverture forestière pour de nombreuses classes comparée à 2001 et 2010 (figure 10d). La savane arbustive à arborée est restée la classe dominante (64,2%), malgré la fragmentation qu'elle subit et qui provoque l'extension de la savane arbustive (14,1%). Cette extension s'est faite au détriment de la forêt

claire à savane boisée (15,3%). La mangrove était caractérisée par une augmentation moyenne de 0,3%, variant de 0,2% à 0,4% entre 1992 et 2015. C'est également le cas de la zone agricole qui a sensiblement augmenté de 5 à 95 ha entre 1992 en 2010 avant de diminuer à 48 ha en 2015. D'autres classes (eau, savane herbeuse, etc.) ont été faiblement représentées à l'intérieur de la forêt classée.

Tableau 5. Dynamique de l'occupation du sol dans la forêt classée de Patako

Classes d'occupation du sol	Codes	1992		2001		2010		2015	
_	Coucs	На	%	ha	%	На	%	ha	%
Forêt galerie	FG	812,3	14,5	191,4	3,4	195,3	3,5	269,5	4,8
Forêt claire à savane boisée	FCSB	1578,3	28,1	2869,5	51,1	1091,9	19,4	844,1	15,0
Savane arbustive à arborée	SAA	3177,9	56,6	2489,5	44,3	3688,4	65,7	3603,1	64,2
Savane arbustive	SA	-	-	-	-	473,3	8,4	796,2	14,2
Mangrove	MA	9,9	0,2	14,0	0,3	19,6	0,3	21,0	0,4
Eau	EA	29,9	0,5	21,7	0,4	41,0	0,7	29,4	0,5
Savane herbeuse	SH	1,0	-	4,6	0,1	10,4	0,2	2,9	0,1
Zone agricole	ZA	5,3	0,1	23,9	0,4	94,6	1,7	47,9	0,9
Tanne	TA	-	-	-	-	-	-	0,5	-
Total		5614,6	100	5614,6	100	5614,6	100	5614,6	100

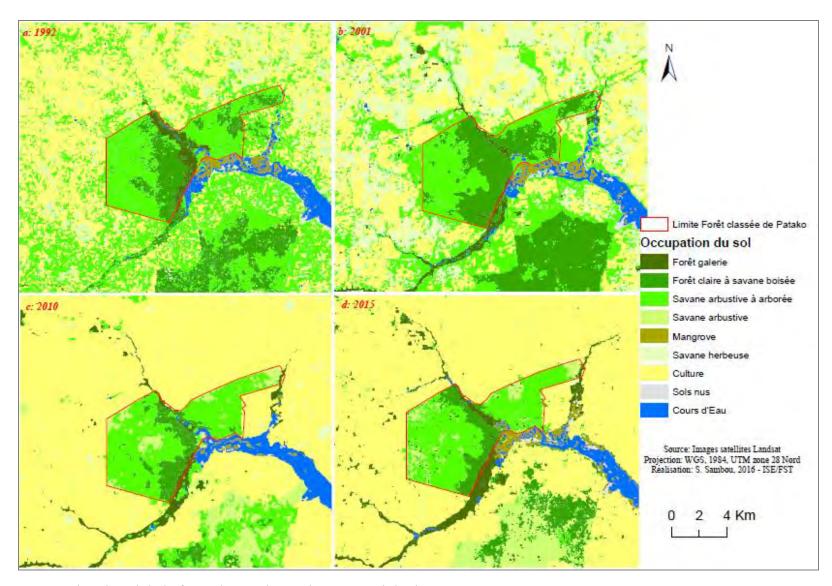


Figure 10. Occupation du sol de la forêt classée de Patako et sa périphérie

#### 3.3.2. Analyse des changements d'occupation du sol entre 1992 et 2015

Les résultats d'analyse des transferts d'occupation du sol montrent d'importants changements durant la période étudiée. Entre 1992 et 2001, beaucoup de classes d'occupation du sol ont été converties en d'autres types dans l'agrosystème. Ces changements ont affecté particulièrement la savane arbustive à arborée et la savane herbeuse (Figure 11; 12; 13) et la dynamique se maintient durant la période 2001-2010. Entre 2010 et 2015 (Figure 14), l'agrosystème est devenu plus stable en raison de la forte intensité d'utilisation des terres arables. Ce phénomène s'est traduit par une raréfaction des jachères. Sachant que les changements dans la zone de terroir se sont opérés de façon unidirectionnelle ou unimodale, nous nous sommes focalisés davantage sur la forêt classée.

En ce qui concerne le transfert d'occupation du sol entre les différentes catégories de classe il a été noté que la modification était plus importante à l'intérieur de la forêt classée de Patako. Ce type de changement a principalement affecté la forêt galerie entre 1992 et 2001. Au moins 83% de sa superficie ont été modifié en forêt claire à savane boisée. Cette dernière a connu une modification de 31,6% en faveur de la savane arbustive à arborée et inversement de 36,9%. Pour ce, une stabilité de 64,6% et 62,3% a été observée respectivement pour ces deux classes. Quant à la conversion, le transfert d'occupation du sol le plus important dans la forêt a été observé dans la zone agricole et la savane herbeuse. Plus de 56,6% ont été convertis de la zone agricole vers la savane herbeuse et en sens inverse de 91,4%.

De 2001 à 2010, la forêt galerie a connu une meilleure stabilité (67,3%) comparée à la période précédente. Une modification moyenne de 19,3% a été observée en faveur de la forêt claire à savane boisée. Cette dernière a diminué de 58,5% au profit de la savane arbustive à arborée. Ce transfert a entraîné une diminution progressive de la superficie de la forêt claire à savane boisée qui subit toujours une forte pression liée aux mauvaises pratiques d'exploitation du bois d'œuvre et des produits forestiers non ligneux. Quant à la conversion, elle a été principalement caractérisée par la savane herbeuse dont la stabilité était devenue quasi nulle. 25,8% de la zone agricole ont été abandonnés et remplacés par la savane arbustive à arborée. Le changement des classes de végétation en faveur des classes marginales (eau, savane herbeuse et zone agricole) étaient généralement faibles (moins de 10%), mais le transfert en sens inverse était plus important en dépit de la bonne stabilité (60,4%)la constatée dans zone agricole.

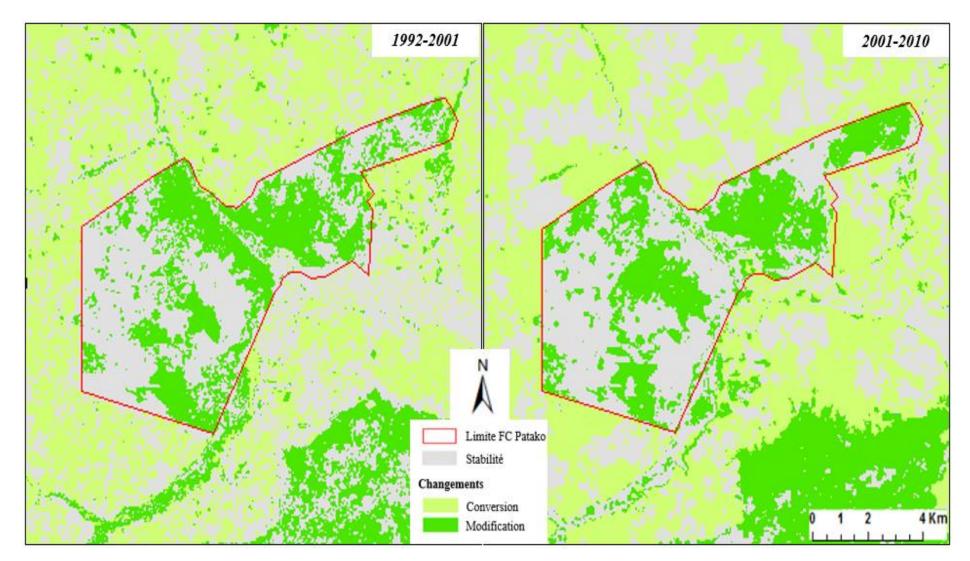


Figure 11. Changement d'occupation du sol (1992-2001)

Figure 12. Changement d'occupation du sol (2001-2010)

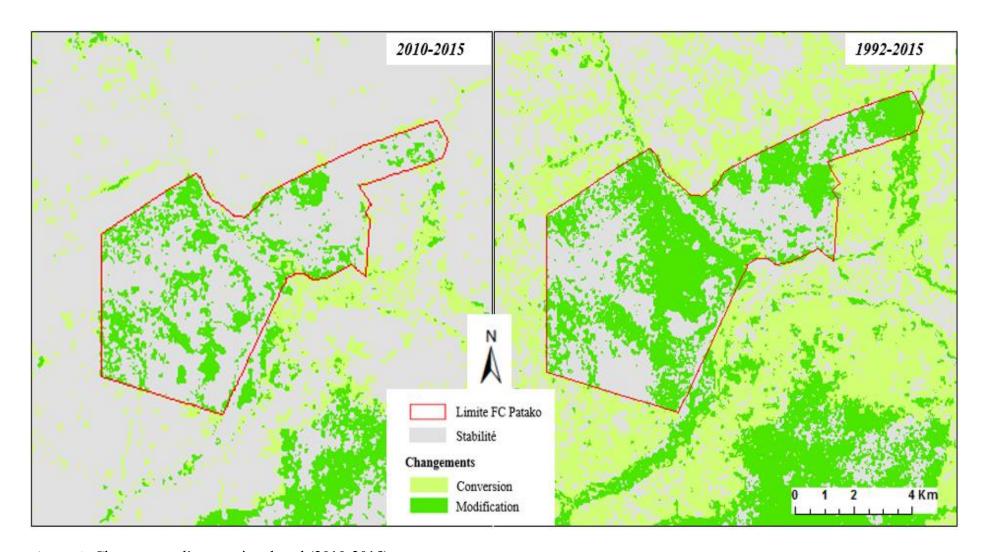


Figure 13. Changement d'occupation du sol (2010-2015)

Figure 14. Changement d'occupation du sol (1992-2015)

De 2010 à 2015, la stabilité de certaines classes d'occupation du sol était plutôt bonne (> 50%) par rapport à d'autres, comme la savane arbustive (3,4%). La modification du couvert végétal a concerné en particulier la forêt claire à savane boisée et la savane arbustive, dont une partie a été respectivement affectée à la savane arbustive à arborée pour plus de 36% et 54%. Les résultats issus de la matrice de transfert d'occupation du sol révèlent que les conversions ont été majoritairement observées dans la savane herbeuse et la zone agricole. Malgré sa petite taille, 54,5% de la savane herbeuse ont été convertis en savane arbustive tandis que 18% et 12% sont devenus respectivement zone agricole et savane arbustive à arborée. Ces changements expliquent la faible stabilité de cette classe. Quant à la zone agricole, plus de 35% de sa superficie ont été convertis en savane arbustive à arborée et 15% en savane arbustive.

En considérant la matrice globale de transfert d'occupation du sol (1992-2015), nous constatons une faible stabilité de la forêt galerie et de la forêt claire à savane boisée. Pour la première classe, au moins 55% ont été modifiés en forêt claire à savane boisée et 18% en savane arbustive à arborée. D'importantes modifications (72,2%) ont également eu lieu en faveur de la savane arbustive à arborée. Le transfert de superficie de la savane arbustive à arborée vers la savane arbustive a été fait progressivement, passant de 12,6% en 2010 à 14,9% en 2015, soit une moyenne de 20,2% entre 1992 et 2015. L'intrusion de la zone agricole dans la forêt classée de Patako est minime. Il est cependant important de noter que cette intrusion a généralement eu lieu dans les endroits où les paysans ne disposent pas de repères précis sur les bornes de délimitation.

De nombreux changements se sont produits dans la forêt classée (Figue 15). La plus importante baisse de couverture végétale (16%) a été observée de 1992 à 2001 dans la forêt galerie. Une baisse substantielle (2,7%) a également été notée dans la même période pour la savane arbustive à arborée tandis que la forêt claire à savane boisée a connu une hausse de 6,6%. Par conséquent, elle a enregistré une perte de 10% de sa superficie entre 2001 et 2010 et 4,8% entre 2010 et 2015. Durant la dernière période, une perte substantielle de 0,4% a été aussi estimée dans la savane arbustive à arborée. Cette baisse a été compensée par par un gain de 10,3% en faveur de la savane arbustive. De façon générale, on note une régression de 4,8% par an dans la forêt galerie et 2,6% par an dans la forêt claire à savane boisée, alors que la savane arbustive à arborée a enregistré une extension de sa superficie pendant la période de

l'étude (1992-2015). Les petites classes d'occupation du sol, la mangrove, savane herbeuse et eau enregistrent des changements significatifs. Cependant, l'un des changements les plus troublants fut l'influence de zone agricole dans la zone protégée. Entre 1992 et 2010, la zone d'emprise de la zone agricole a augmenté de 16,3% avant de diminuer de 13,8% pendant les cinq années suivantes (2010 et 2015).

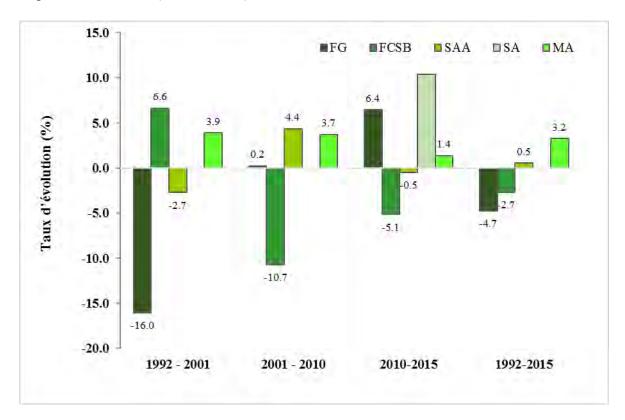


Figure 15. Taux d'évolution de l'occupation du sol dans la forêt classée de Patako

La matrice de transfert d'occupation du sol permet de mettre en évidence les changements intervenus pendant une période donnée. Les valeurs en colonne traduisent la contribution des classes d'occupation du sol de l'année initiale i (exemple 1992) à la constitution de l'occupation du sol de l'année j (exemple 2001). Ainsi, quatre niveaux de transfert ont été définis en fonction des résultats obtenus : faible, moyen, fort, très fort (Tableau 6-9).

Tableau 6. Matrice de transfert d'occupation du sol de 1992 à 2001 en pourcentage											
						1992					
	Classes d'occi	upation du sol	Forêt galerie	Forêt claire à savane boisée	Savane arbustive à arborée	Savane arbustive	Mangrove	Savane herbeuse	Zone agricole	Eau	Tanne
	Forêt galerie		15,2	3,1	0,4		9,6		7,1	17,3	
	Forêt claire à sa	vane boisée	83,1	64,6	36,9		3,6			6,1	
	Savane arbustive à arborée		1,0	31,6	62,3		5,0	8,6	23,8	6,9	
	Savane arbustive										
_	Mangrove		0,2				67,8			12,3	
2001	Savane herbeus	e							56,6		
	Zone agricole		0,4	0,7	0,2			91,4	12,6		
	Eau		0,1		0,1		14,0			57,4	
	Tanne										
	Total		100	100	100		100	100	100	100	
	Légende	Absence de changement	Stabilité	Conversion faible 0 - 10 %	Conversion moyenne 10 - 20 %	Conversion forte 20 - 50%	Conversion très forte > 50%	Modification faible 0 - 10 %	Modification moyenne 10 - 20 %	Modification forte 20 - 50 %	Modification très forte > 50 %

Table	Tableau 7. Matrice de transfert d'occupation du sol de 2001 à 2010 en pourcentage										
	2001										
	Classes d'occup	oation du sol	Forêt galerie	Forêt claire à savane boisée	Savane arbustive à arborée	Savane arbustive	Mangrove	Savane herbeuse	Zone agricole	Eau	Tanne
	Forêt galerie		67,3	2,0	0,1		5,4	3,0	9,3	6,6	
	Forêt claire à savar	ne boisée	19,3	33,8	3,4			79,8		0,8	
	Savane arbustive à	arborée	8,1	58,5	79,8		9,0		25,8	2,1	
	Savane arbustive		0,2	5,5	12,6		0,6	17,3	4,5		
0	Mangrove				0,6		54,3			2,1	
2010	Savane herbeuse				0,4					1,7	
•	Zone agricole		1,0	0,1	2,9				60,4		
	Eau		4,1	0,1	0,2		30,7			86,8	
	Tanne										
	Total		100	100	100		100	100	100	100	
	Légende	Absence de changement	Stabilité	Conversion faible 0 - 10 %	Conversion moyenne 10 - 20 %	Conversion forte 20 - 50%	Conversion très forte > 50%	Modification faible 0 - 10 %	Modification moyenne 10 - 20 %	Modification forte 20 - 50 %	Modification très forte > 50 %

Tablea	Tableau 8. Matrice de transfert d'occupation du sol de 2010 à 2015 en pourcentage											
	2010											
	Classes d'oc	cupation du sol	Forêt galerie	Forêt claire à savane boisée	Savane arbustive à arborée	Savane arbustive	Mangrove	Savane herbeuse	Zone agricole	Eau	Tanne	
	Forêt galerie		86,0	5,3	0,8	0,3	1,5		3,7	20,0		
	Forêt claire à savane boisée		11,0	56,3	5,2	2,2	1,9	11,9	2,8	0,3		
	Savane arbustive à arborée		0,6	36,7	78,9	54,0	10,5	12,1	35,2	1,4		
	Savane arbustive		0,2	1,7	14,9	42,8	18,4	54,5	15,6	1,1		
2015	Mangrove						64,7			18,0		
20	Savane herbeus	e						3,4	1,4			
	Zone agricole		0,1		0,1	0,6		18,0	41,4			
	Eau		1,9				1,6			59,2		
	Tanne					0,1	1,4					
	Total		100	100	100	100	100	100	100	100		
	Légende	Absence de changement	Stabilité	Conversion faible 0 - 10 %	Conversion moyenne 10 - 20 %	Conversion forte 20 - 50%	Conversion très forte > 50%	Modification faible 0 - 10 %	Modification moyenne 10 - 20 %	Modification forte 20 - 50 %	Modification très forte > 50 %	

Tablea	Tableau 9. Matrice globale de transfert d'occupation du sol entre 1992 et 2015 en pourcentage										
						1992					
	Classes d'oc	cupation du sol	Forêt galerie	Forêt claire à savane boisée	Savane arbustive à arborée	Savane arbustive	Mangrove	Savane herbeuse	Zone agricole	Eau	Tanne
	Forêt galerie		23,9	3,0	0,6		4,8			22,5	
	Forêt claire à sa	vane boisée	55,9	14,6	5,0		3,7				
	Savane arbustive à arborée		18,8	72,2	72,7		0,7			0,7	
	Savane arbustive		0,6	9,4	20,2		6,3			1,0	
w	Mangrove				0,4		49,5			13,0	
201	Savane herbeuse	2		0,1	0,1						
	Zone agricole		0,4	0,6	0,9			100,0	100,0	0,3	
	Eau		0,4	0,1	0,1		32,9			62,4	
	Tanne						2,0			0,2	
	Total		100%	100%	100%		100%	100%	100%	100%	
	Légende	Absence de changement	Stabilité	Conversion faible 0 - 10 %	Conversion moyenne 10 - 20 %	Conversion forte 20 - 50%	Conversion très forte > 50%	Modification faible 0 - 10 %	Modification moyenne 10 - 20 %	Modification forte 20 - 50 %	Modification très forte > 50 %

#### 3.3.3. Estimation du taux annuel de déforestation

La déforestation est un processus par lequel les terres forestières sont remplacées par d'autres types d'occupation du sol non forestière, par exemple les espaces agricoles. La forêt classée de Patako couvre une superficie totale d'environ 5614,6 ha. En tenant compte des superficies couvertes par les classes forestières, un taux moyen annuel de déforestation a été estimé. Ces superficies ont légèrement diminué pendant la période d'étude. Elles étaient estimées à 5578,4 ha (99,4%) en 1992, 5564,5 ha (99,1%) en 2001 et 5468,5 ha (97,4%) en 2010. En 2015, une légère augmentation (1,2%) a été enregistrée par rapport à 2010. A cet effet, un taux moyen annuel de déforestation de 0,03% a été estimé entre 1992 et 2001. Durant les 9 années suivantes (2001-2010), ce taux a atteint 0,19% avant de diminuer jusqu'à 0,13% entre 2010 et 2015. Le taux moyen annuel de déforestation pour les trois périodes étudiées est estimé à 0,11 ± 0,08%, tandis que la moyenne globale (1992-2015) est de 0,09%, ce qui pourrait être considéré comme étant relativement faible.

# 3.3.4. Facteurs de dégradation

Il existe une multitude de facteurs qui peuvent être classés en deux catégories : les facteurs directs et les facteurs indirects. Au niveau local, les facteurs de déforestation sont soumis à des interactions complexes avec des impacts à court et long terme. Les photos 1 à 7 illustrent les principaux facteurs et leurs impacts probables. Les localités autour de la forêt classée de Patako n'ont pas le même poids quant à leur empreinte écologique. Les villages situés dans un rayon de 3 km autour de l'aire protégée ont été répartis en quatre secteurs. Il s'agit de ceux situés dans les parties Ouest, Nord et Sud de la forêt. Les habitants des villages situés dans ces secteurs ont plus de facilités d'accès à la forêt comparés à ceux de la zone Est. Cette accessibilité a engendré l'augmentation de la pression anthropique sur les ressources forestières. Dans la partie est de la forêt, la rivière Djikoye constitue une barrière naturelle qui a beaucoup contribué à réduire l'impact des exploitants forestiers habitant cette zone. Pour ces derniers, la zone forestière la plus proche (forêt classée de Baria) joue un rôle important dans l'approvisionnement en bois énergie et de la recherche de pâturage.



Photo 1. Mortalité des arbres dans la vallée

Photo 2. Pâturage d'ovins dans la FCP



Photo 3. Abattage d'arbres pour le bois d'œuvre (A) et (B)



Photo 4. Exploitation de bois d'énergie

Photo 5. Feux de forêt dans la FCP



Photo 6. Installation de meule traditionnelle Photo 7. Carbonisation dans la FCP

#### 3.4. Discussion

#### Occupation du sol de 1992 à 2015

L'approche de la classification supervisée utilisée dans le cadre de cette étude a permis d'améliorer la précision des résultats de traitement cartographique. Cette précision a été évaluée sur la base des coefficients Kappa. Malgré leur variabilité d'une année à une autre, ces coefficients accordent une certaine fiabilité à la classification des images (Landis et Koch, 1977).

La forêt galerie de la forêt classée de Patako est constituée d'une mosaïque de forêt galerie dense temporairement inondée, de forêt galerie dégradée souvent peuplée de grands arbres, de fourrées et d'espèces aquatiques envahissantes (*Typha domingensis* et fougères). D'où le terme générique de forêt galerie dégradée souvent utilisé pour caractériser cette bande. Une telle mosaïque renseigne sur les problèmes de confusion possible car les pixels y ont généralement une forte similitude, et donc difficiles à distinguer. Certains auteurs (Jezching et al. 1991; Foody, 2002; Hansen et al. 2008) ont rapporté que les forêts dégradées peuvent être difficiles à distinguer sur les images avec certains types de formations herbacées denses et fermées. Ces difficultés surviennent particulièrement dans les zones marécageuses ou ripicoles (Corey et al. 2006; Gong et al. 2013). La résolution des images utilisées (30 m) peut être aussi un facteur limitant pour une meilleure précision dans l'analyse spatiale. Elle peut ainsi influencer l'exactitude de la classification des petites zones. Par conséquent, la connaissance du site étudié reste incontournable si on veut éviter des interprétations erronées.

Les cartes d'occupation du sol ont révélé une extension progressive des terres agricoles durant la période étudiée. En 2001, la couverture observée de la forêt claire à savane boisée peut être expliquée, d'une part, par le comportement phénologique de certaines espèces et, d'autre part, par l'augmentation sensible des précipitations entre 1999 et 2000 dans la plupart des stations pluviométriques de la zone soudanienne comparée aux années précédentes.

Une augmentation de la couverture herbacée a été également notée aux dépens de la savane arbustive à arborée. De nos jours, cette catégorie a été convertie en zones agricoles et/ou, selon les années, en jachères. En 2010, la savane herbeuse fut difficile à identifier dans l'agrosystème à cause des pratiques agricoles. En effet, dans le cadre de la lutte contre les mauvaises herbes, les paysans ont l'habitude de désherber une fois pendant la saison pluviale afin d'éviter toute concurrence sévère pouvant inhiber le développement végétatif des cultures comme le mil. Quant à la culture arachidière, ils désherbent généralement deux fois et après la récolte les résidus (la paille) sont exportés pour servir de nourriture au bétail. Ce type d'exploitation agricole dénude le sol et l'expose à la défoliation éolienne pendant la saison sèche.

# Dynamiques d'occupation du sol entre 1992 à 2015

Les changements dans l'occupation du sol sont des processus complexes impliquant des facteurs multiples spécifiques aux lieux et aux contextes socio-économiques et environnementaux. Cette complexité est d'autant plus importante que les interactions entre les facteurs directs, indirects et sous-jacents et restent dominées par les activités anthropiques.

Des changements significatifs ont été observés dans l'agrosystème et la forêt classée de Patako durant la période 1992-2010. Certains types d'occupation du sol ont été transformés à des proportions variées. En zone de terroir, ces transformations résultent principalement d'une conversion des terres. Depuis les années 1970, de nombreuses zones protégées de la zone soudanienne du Sénégal ont connu une importante dynamique spatiale et temporelle (Tappan et al. 2004). Cependant, en dépit de la pression humaine, l'incursion agricole dans la forêt classée de Patako est restée négligeable. Dans cette aire protégée, les changements majeurs se sont manifestés à travers des modifications qui ont affecté l'ensemble des types de végétation mais à des degrés différents. Ces changements peuvent être subtils (Lambin et al. 2003). Certains auteurs ont soutenu qu'une analyse détaillée de la dynamique spatiale permet

d'avoir une meilleure connaissance de l'impact des activités humaines sur les habitats (Hepinstall et *al.* 1997; Sperduto et Congalton, 1996). Les changements résultant de l'utilisation des terres sont généralement complexes et contribuent à altérer les habitats naturels. Mbow et *al* (2013) ont décrit cette transformation comme ayant conduit à la mise en place d'une mosaïque de savane dans la zone de Patako.

Ces changements ont, pour la plupart, affecté la périphérie de la zone protégée. Il a été démontré en 2010 que la presque totalité des terres étaient cultivées dans l'agrosystème. Cela a été également démontré par des études antérieures entre 1972 et 2002 (Guiro et *al.* 2012). Ces changements rapides sont la conséquence d'une intensification de la traction animale dans le bassin arachidier. La promotion de cette technique agricole avait pour objectif l'augmentation de la production agricole en vue de répondre à la demande alimentaire sans cesse croissante et aux opportunités commerciales. L'adoption la traction animale encourageait le déboisement. Il s'ensuit une fragmentation du couvert végétal dont l'impact est visible sur la densité des arbres et la structure des populations (Curran et *al.* 2004; Fischer et Lindenmayer, 2007).

# Taux de changement de l'occupation sol

Dans l'étude de la zone, la combinaison de plusieurs facteurs a entrainé un taux rapide de changement dans l'occupation du sol. Ces facteurs constituent une large variété d'activités humaines incluant les effets de la variabilité climatique. Les types de végétation les plus affectés dans la zone protégée de Patako étaient constitués par la forêt galerie et la forêt claire à savane boisée. Ceci est probablement lié aux types d'espèces exploités dans ces catégories, qui sont essentiellement des arbres de grand diamètre utilisés pour le bois de d'œuvre et service (*Khaya senegalensis, Daniellia oliveri, Pterocarpus erinaceus* et *Cordyla pinnata*). Cependant, la savane arbustive à arborée a connu une extension après deux décennies et ce malgré sa dégradation relativement avancée dans la partie centrale et Nord-Est de la forêt classée. Il est donc important de comprendre la dynamique des formations forestières afin d'assurer une gestion durable des forêts, car les modifications peuvent entraîner à long terme une conversion vers un espace agricole. De 1992 à 2015, la présente étude a révélé un taux annuel de déforestation globalement faible comparée au taux estimé dans l'ensemble du Sénégal qui est d'environ 0,47% par an pour la même période (FAO, 2010). Par opposition à l'aire protégée, un taux annuel de déforestation légèrement supérieure a été estimé dans

l'agrosystème (Christensen, 2010). De nos jours, cet agrosystème reste dominé par des peuplements de *Cordyla pinnata*, très éparses et vieillissants. Ce vieillissement augmente la vulnérabilité aux feux et diminue le potentiel de recrutement de la régénération naturelle.

# Facteurs de déforestation et de dégradation

Cette section passe en revue certains des facteurs les plus importants, directs ou indirects, de la déforestation et de la dégradation. Certains facteurs directs sont naturels : c'est le cas de la variabilité climatique et ses répercussions sur les zones inondables. Depuis les années 70, la zone d'étude a connu, à l'image du Sénégal, une longue période de déficits pluviométriques qui ont affecté les écosystèmes naturels. La moyenne pluviométrie a baissé de 20-49% entre la période 1931-1960 et 1968-1997 (Dore, 2005). Cette baisse a modifié le régime hydrologique des rivières autour de la forêt classée de Patako, avec comme conséquence le développement d'une végétation aquatique dans le lit de la rivière Djikoye. Cependant, depuis le début des années 2000, il y a une augmentation des précipitations malgré la forte variabilité inter-mensuelle et interannuelle observée dans la région du Delta du Saloum.

Les inondations sont devenues une cause de la mortalité des arbres dans les vallées principales. On a constaté que le nombre d'inondations a augmenté en moyenne de 2 par an avant 1990 à plus de 10 dans les années 2000 (Sarr, 2011). Les dépôts de matière organique et de limon drainé par les eaux ont créé des conditions propices à la prolifération d'une plante herbacée envahissante (*Typha domingensis*). Cette plante vivace a un pouvoir asphyxiant important qui inhibe le développement d'autres espèces. De telles conditions écologiques ont augmenté la mortalité des arbres le long des berges et crée de petites ouvertures dans la canopée.

Les attaques de parasites, bien que faiblement observées ne sont pas négligeables dans la description des facteurs naturels de la dégradation. Les espèces du genre *Tapinanthus* sont les plus connues et peuvent conduire à la mortalité des arbres. Edagbo et *al.* (2013) estiment que la probabilité pour que les arbres soient infestés augmente s'il y a des fissures dans l'écorce, ce qui diminue leur capacité de résistance. Ce phénomène est relativement récurrent dans la zone de terroir surtout sur les vieux sujets de *Cordyla pinnata*.

Une importante partie des facteurs directs de la déforestation et de la dégradation est déterminée par les activités humaines telles que l'extraction du bois, le pâturage, l'exploitation des produits forestiers non ligneux (PFNL) et les feux de brousse. L'expansion

de l'agriculture a été la principale force motrice de la déforestation dans la zone de terroir. Au contraire dans l'aire protégée, ce problème est globalement dominé par l'illégale activité de la coupe de bois.

L'extraction de bois a été démontrée comme l'un des facteurs plus importants de la dégradation dans la zone d'étude. Les populations environnantes utilisent le bois comme une source d'énergie primaire pour la cuisine. Les espèces exploitées pour le bois de chauffe et le charbon de bois sont principalement arbustives et exige souvent un abattage des arbres. Même si l'activité d'exploitation charbon n'est pas toujours le principal facteur de dégradation, il contribue de manière significative à la destruction des strates de végétation qui ont déjà été perturbées. En ce qui concerne l'exploitation du bois d'œuvre, nous avons noté que les acteurs effectuent des choix sélectifs entre les espèces et les individus d'une même espèce. On estime que cette pratique est un facteur de la modification du paysage du fait de l'intensité d'utilisation des machines pour l'extraction illégale (Mon et al. 2012). Les espèces les plus menacées dans les formations de savane suite à l'extraction de bois d'œuvre sont : Pterocarpus erinaceus, Cordyla pinnata, Bombax costatum. Par contre, dans la forêt galerie, Khaya senegalensis est abusivement exploitée à cause de la valeur socio-économique de son bois. Même si la proximité par rapport à la forêt classée de Patako est déterminante en considérant le problème de déboisement, on a remarqué que beaucoup d'exploitants illégaux sont des non-résidents. En effet, au-delà de la satisfaction du marché local, le bois d'œuvre est également exporté pour la fabrication de pirogues sur certains sites de pêche du Sénégal.

Ces types d'exploitation forestière ont été reconnues comme étant un problème dans plusieurs zones rurales en Afrique (Madubansi et Shackleton, 2006; van der Plas et Abdel-Hamid, 2005; Ndayambaje et Mohren, 2011; Hiemstra-van der Horst et Hovorka, 2009). Comme résumé par Lykke (1998), les impacts humains continus et/ou largement répandus peuvent entraîner de profondes modifications de la végétation. Les conséquences peuvent être une perte irréversible de biodiversité. En effet, les actions répétées de la coupe des arbres et le surpâturage ont considérablement affecté les formations de savane (savane arbustive à arborée et savane arbustive). Ces éléments ont été considérés comme un indicateur déterminant dans la dégradation des forêts (Lambin, 1999; Frasera et al. 2006; Kotwal et al. 2008). La présence de plusieurs pistes de ralliement (dans toutes les directions) dans l'aire protégée de Patako illustre le niveau de pression sur la végétation naturelle, comme c'est le cas dans beaucoup d'aires protégées du Bassin Arachidier (Tappan et al. 2000).

La pression anthropique liée à l'incursion des éleveurs transhumants Peul se manifeste davantage pendant la saison sèche. Cette incursion est considérée comme un grand facteur de dégradation parce qu'elle constitue une charge animale significative. Les problèmes environnementaux causés par le surpâturage dans l'aire protégée de Patako sont, entre autre, la dégradation de la végétation et l'érosion.

La principale motivation des acteurs de collecte des PFNL est la recherche de profit. Les exsudats des plantes telles que les résines procurent aux populations locales de la valeur ajoutée. Cela est à l'origine de la pression exercée sur les peuplements de *Daniellia oliveri* (produits de parfumerie, notamment de l'encens) avec des pratiques d'exploitation nondurables. D'autres activités telles que l'utilisation des plantes (les feuilles, les écorces, les racines) à des fins de médecine traditionnelle, peut entraîner une dégradation et rend davantage les arbres exploités vulnérables au feu de brousse.

Les pratiques non-durables de l'exploitation forestière constituent une variable clé des régimes annuels de feu dans la forêt classée de Patako. Ici, les feux de brousse sont causés, soit accidentellement ou de façon volontaire, par les opérateurs forestiers afin de faciliter l'accès pendant la saison sèche. Même si son impact a été considéré négligeable sur la végétation affranchie (Lloret et al. 2005), le feu est un facteur permanent dans la dynamique des savanes (Sow et *al.* 2013, Mbow et *al.* 2004).

Les facteurs indirects ont contribué en général à augmenter la déforestation et la dégradation de la forêt classée de Patako. Quatre catégories de facteurs ont été décrites : démographiques, économiques, culturels et institutionnels.

La croissance de la population et l'augmentation des besoins socio-économiques ont impliqué une pression supplémentaire sur les ressources forestières. La zone d'étude a également enregistré une importante vague de migration due à la disponibilité de l'espace et au contexte social. Ce contexte a expliqué la distribution spatiale de l'utilisation des terres (Uneke, 2009). Les politiques agricoles nationales dans les années 1960 et 1970 encourageaient les agriculteurs à débarrasser leurs champs de la plupart des arbres gênants afin de faciliter les labours. C'est ainsi que la densité et la diversité des arbres ont fortement diminué à cause de l'utilisation des technologies de traction animale.

La valeur économique de certaines espèces utilisées pour le bois d'œuvre et le bois d'énergie a beaucoup augmenté ces dernières années à cause de la forte demande locale et extérieure. En effet, l'existence de marchés hebdomadaires autour d'un rayon de 8 km des limites de

l'aire protégée accentue l'exploitation frauduleuse et opportuniste des ressources forestières. Certains villages ont un grand avantage en raison de la présence des vallées fertiles avec de l'eau permanente, un cadre favorable pour le maraichage. En outre, là où cette opportunité n'existait pas, les populations développent des stratégies pour satisfaire leurs besoins économiques de saison sèche, parmi lesquelles l'exploitation de la forêt. Dans ce contexte, Diop et *al.* (2011) estiment que l'existence des communautés locales est étroitement liée à l'utilisation des ressources forestières.

Les facteurs culturels peuvent être des catalyseurs qui influencent les flux entrant. Beaucoup de personnes considèrent les ressources naturelles de la forêt classée de Patako comme appartenant aux populations locales. Cette représentation a conduit à des attitudes peu compatibles avec une gestion durable des ressources forestières (Diop et *al.* 2011).

Les facteurs institutionnels de la déforestation et de la dégradation sont multiformes et complexes. Dans le cadre de l'administration et la gestion de la FC Patako, deux agents techniques sont mobilisés par le service des Eaux et Forêts. Cependant, ils sont fréquemment confrontés à un problème de logistique. En outre, le fait que le poste de service se situe à 22 km de leur site d'intervention, justifie les irrégularités dans la surveillance. L'absence de contrôles rapprochés ouvre la voie à l'exploitation frauduleuse. La conséquence est que l'écosystème paye un lourd tribut lié la pression anthropique et la dévastation causée par les feux), entraînant ainsi de véritables dynamiques spatiales.

#### **Conclusion**

Dans cette étude, la combinaison de facteurs anthropiques directs et indirects expose la complexité de l'analyse de la dynamique d'occupation du sol. Les résultats cartographiques ont montré des changements significatifs durant plus de deux décennies (1992-2015). Dans la forêt classée de Patako le taux de changement varie d'un type de végétation à un autre. De façon globale, la forêt galerie et la forêt claire à savane boisée ont connu une baisse de leur superficie, en raison de l'exploitation sélective de certaines espèces généralement utilisées pour le bois d'œuvre. Ces espèces sont sujettes à une convoitise et constitue l'une des principales causes de la perte du couvert végétal. La savane arbustive à arborée a connu, par contre, une petite extension de sa superficie, en dépit de quelques fragmentations qui ont contribué à l'émergence de la savane arbustive. Dans l'agrosystème la dynamique de changement d'occupation du sol était élevée à cause de l'expansion des terres agricoles. Afin de réduire le problème de la déforestation et/ou de la dégradation, un projet de reboisement

participatif a été mis en œuvre dans la zone de terroir. Le but principal était de créer une zone tampon autour de la forêt classée de Patako en vue de réduire la pression anthropique et de conserver la biodiversité. Dès lors, il est primordial de connaître le potentiel en diversité floristique et les caractéristiques structurantes de l'écosystème.

# Chapitre 4.

# Diversité floristique et caractéristiques structurales de la végétation ligneuse

#### 4.1. Introduction

Depuis quelques décennies, un intérêt particulier est accordé à la conservation de la diversité biologique dans les forêts tropicales. Cette conservation est devenue un enjeu important au regard de la communauté internationale et constitue l'un des principaux objectifs de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB). Les Etats parties de cette convention ont été recommandés à mettre en œuvre de manière périodique leurs stratégies nationales en vue d'évaluer l'état de la biodiversité (Le Danff, 2002 ; Lele et al. 2010).

Toutefois, la biodiversité subit une dégradation dans de nombreuses aires protégées en raison des interactions complexes de divers facteurs (Porter-Bolland et al. 2012; Sambou et al. 2015). Ces interactions sont entre autres la croissance démographique rapide et les perturbations d'ordre anthropiques telles que l'exploitation du bois, l'expansion agricole et le surpâturage (Chazdon, 2008; Stork, 2010). Ces perturbations augmentent la vulnérabilité des écosystèmes surtout celle des forêts non aménagées. La dégradation de la végétation a souvent été définie comme la baisse de productivité des forêts ou une diminution de leur capacité à assumer les rôles et les fonctions de la fourniture de biens et services environnementaux (Jie et al. 2002).

La diversité des espèces est généralement étudiée sous deux aspects: la richesse et l'équitabilité (Gotelli et Colwell, 2001). La biodiversité joue un effet sur les processus écologiques et son renforcement constitue l'un des objectifs les plus importants dans la conception des réserves forestières et des plans d'aménagement. Le maintien de la diversité des espèces natives ou locales est fréquemment mentionné comme objectif de conservation (Gotelli et Colwell, 2001). Pour étudier le potentiel de biodiversité de la forêt classée de Patako, il est indispensable de fournir certaines données de base. C'est pourquoi, ce présent

chapitre vise à analyser les caractéristiques structurales de la végétation ligneuse. Il a également pour but d'évaluer la composition floristique et la diversité biologique des différents types de végétation.

#### 4.2. Matériel et méthodes

#### 4.2.1. Plan d'échantillonnage

Il existe plusieurs méthodes d'inventaire de la flore et de la végétation. Les méthodes de sondage les plus utilisées dans l'inventaire de la flore et de la végétation ligneuses sont les suivantes : échantillonnage systématique, échantillonnage aléatoire simple, échantillonnage stratifié. A partir de ces trois types de méthodes de sondage, une combinaison a été effectuée pour obtenir un échantillonnage stratifié aléatoire à deux degrés (Sambou, 2004).

Le principe de cette méthode est basé sur une analyse cartographique. Cette analyse a permis d'identifier différents types d'occupation du sol (stratification). En vue d'améliorer le niveau de précision dans l'estimation des variables étudiées, il nous a semblé important de stratifier la zone d'étude en sous-populations ou strates. Ces strates sont considérées comme des unités relativement homogènes et ont permis de réduire la variabilité des paramètres mesurés. Ainsi, plusieurs types d'occupation du sol ont été identifiés. L'analyse des différents types d'occupation du sol a nécessité l'acquisition d'une image satellite de moyenne résolution (Landsat du 28 Janvier 2010) couvrant la zone d'étude. Cette image a été traitée à l'aide des logiciels (Envi 4.5 et ArcGIS 10). Des vérifications ont été faites sur le terrain afin de confronter les produits du traitement cartographique à la réalité du terrain. Cette phase a débouché sur une validation des cartes afin d'assurer une meilleure adéquation avec la classification de départ. Les codes S1, S2, S3 et S4, désignant "strates 1 à 4" ont été attribués provisoirement pour la réalisation de l'inventaire (Figure 16). Cette dénomination a été révisée après traitement des données et analyse cartographique complète (Sambou et al. 2015). In fine la classification retenue est la suivante : forêt galerie (S1), forêt claire à savane boisée (S2), savane arbustive à arborée (S3) et savane arbustive (S4).

La procédure d'échantillonnage a nécessité l'application d'un système de maillage sur la carte stratifiée. Le maillage consiste à superposer une grille à la carte d'occupation du sol (Sambou, 2004). Dans le souci d'harmoniser le maillage pour tous les sites inventoriés dans

les formations de plateaux, la taille des mailles a été fixée à 250 m de côté, soit théoriquement 62 500 m<sup>2</sup> de superficie (Sambou et al. 2008). Un numéro a été attribué à toutes les mailles et les coordonnées géographiques de leur centroïde ajoutées à l'aide du logiciel Arc GIS 10.

En effet, seules les mailles homogènes sont prises en compte dans l'échantillonnage afin d'éviter les effets de bordure. Il faut noter que l'homogénéité au sein d'un type de végétation peut être considérée comme étant relative car elle dépend essentiellement de l'échelle spatiale. Une maille est dite homogène si et seulement si elle couvre entièrement une seule strate. L'ensemble des mailles homogènes identifiées constituent la population de sondage. Les mailles hétérogènes ou composites (mailles qui sont à cheval entre plusieurs strates) ont été exclues de la base de sondage.

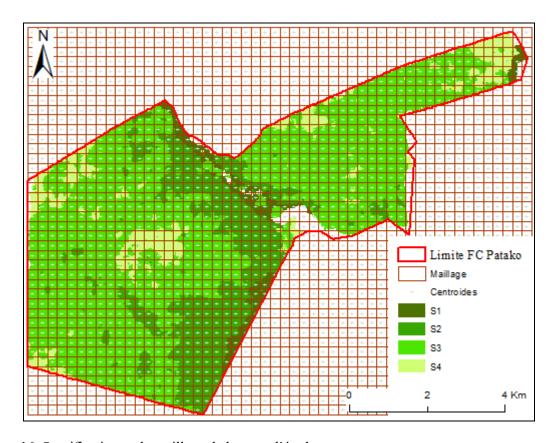


Figure 16. Stratification et de maillage de la zone d'étude

Une fois les mailles homogènes identifiées, pour chaque type de végétation, les coordonnées UTM de leur centroïde ont été enregistrées sous forme de base de sondage. Cet enregistrement a été effectué de façon automatisée par transfert de la base, avec Arc GIS 10, afin d'éviter les erreurs de saisie manuelle. Le lot de coordonnées de chaque type a été

soumis à un tirage aléatoire sans remise (premier degré). Ainsi, les coordonnées des mailles tirées ont été enregistrées dans un GPS sous le *datum* WGS 1984.

Dans chaque maille tirée aléatoirement, et sans remise, huit (08) points échantillons (points GPS) sont disposées sur les médianes et les diagonales selon les directions et le sens suivants : Nord (0°), Nord-Est (45°), Est (90°), Sud-Est (135°), Sud (180°), Sud-Ouest (225°), Ouest (270°), Nord-Ouest (315°). L'emplacement de ces points GPS dans la maille est déterminé sur la base d'un tirage aléatoire, avec remise (second degré), de nombres entiers compris entre 20 et 137. Ces nombres entiers représentent la distance entre le centre de la maille et la position du coin de l'angle inférieur droit de la placette comme l'indique la figure 17. Sur la médiane, cette distance est comprise entre 20 et 105 m alors que sur la diagonale, elle est comprise entre 20 et 137 m.

Les coordonnées géographiques des points échantillons<sup>9</sup> sont enregistrées dans des GPS sous le *datum* WGS 1984 afin de faciliter leur repérage sur le terrain. D'un point de vue pratique, une fois ce point repéré, la direction (par exemple : Nord) est identifiée sous forme de ligne de base principale (L1) et matérialisée à l'aide d'une corde colorée. Une ligne de base secondaire (L2), perpendiculaire à la principale, est également matérialisée du côté gauche à partir du point GPS. Une fois les deux lignes de base obtenues le quatrième angle est matérialisé, ce qui permet d'ajuster le troisième angle et de fermer la placette. Cette procédure d'installation des placettes est valable aussi bien pour les médianes que les diagonales. Les placettes sont de forme carrée avec des dimensions de 20 m sur 20 m de côté (400 m²). L'aire des 08 placettes représente 5,12 % de la superficie totale d'une maille, soit 3200 m².

La végétation de plateau, de types savanes, regroupe trois strates: il s'agit de la forêt claire à savane boisée (56 placettes), la savane arbustive à arborée (144 placettes) et la savane arbustive (16 placettes). En ce qui concerne la forêt galerie, 35 placettes rectangulaires de 10 m × 40 m (400 m²) ont été inventoriées. Pour plus d'opérationnalisation dans la mise en œuvre de la méthode, les placettes rectangulaires ont été subdivisées en deux sous-placettes (10 x 20 m) contiguës séparées par une ligne de référence. La taille minimale de l'échantillon (n) considéré afin de garantir une erreur standard de 5% a été calculée à l'aide de formule suivante (Pearson et al. 2005):

<sup>&</sup>lt;sup>9</sup> Un point échantillon représente le coin de l'angle inférieur droit de chaque placette

$$n = \frac{\left(\sum_{h=1}^{L} N_h \times S_h\right)^2}{\frac{N^2 \times E^2}{t^2} + \left(\sum_{h=1}^{L} N_h \times S_h^2\right)}$$

Où, n = effectif de placettes d'échantillonnage de la population ; N = nombre de placettes d'échantillonnage pour la strate; sh = écart-type de la strate ; E (l'erreur acceptable) selon la précision de l'intervalle de confiance voulue soit 5 % et t (loi de Student calculée sur la base du t-distribution à un niveau de confiance de 95 % = 1,96 avec une probabilité de 0,975 ( $\alpha =$  0,05).

L'échantillonnage de la végétation ligneuse a été réalisé sur un total de 251 placettes de 400 m² chacune. Un taux de sondage pondéré de 0,20, soit 20% a été appliqué lors de la collecte de données. Ce taux de sondage est exprimé par rapport au nombre de placettes totales contenues dans les mailles homogènes. Les proportions inventoriées en rapport avec le poids de la superficie de chaque type de végétation sont les suivantes :

- 35 placettes de 0,04 ha chacune ont été inventoriées dans la forêt galerie avec un taux de sondage de 0,4 %;
- 56 placettes de 0,04 ha chacune ont été inventoriées dans la forêt claire à savane boisée, soit un taux de sondage de 0,20 %;
- 144 placettes de 0,04 ha ont été inventoriées dans la savane arbustive à arborée. Cet échantillon correspond à un taux de sondage de 0,16 %;
- 16 placettes de 0,04 ha chacune ont été inventoriées dans la savane arbustive dégradée et représente un taux de sondage de 0,10 %.

Tableau 10. Détermination de la taille de l'échantillon

Strates	Code strate	Nombre mailles homogènes	Nombre de placettes	Taille échantillon (mailles inventoriées)	Taille échantillon (placettes inventoriées)	Fraction sondée
Savane arbustive	SI	08	64	02	16	0,25
Savane arbustive à arborée	<i>S2</i>	220	1 760	18	144	0,08
Forêt claire à savane boisée	S3	30	240	07	56	0,23
Forêt galerie	S4	473	473	35	35	0,07
Total forêt classée		731	2 537	63	251	0,16

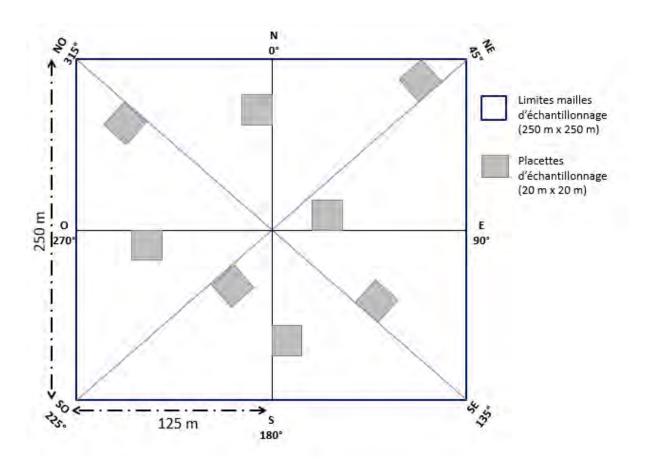


Figure 17. Dispositif d'échantillonnage de la végétation ligneuse

Les mesures effectuées sur les placettes concernent les individus dont la circonférence est supérieure ou égale à 9,5 cm. La catégorie des individus dont la circonférence est inférieure

au seuil de mesure fixé est comptée. Les paramètres collectés ont été soit mesurés, estimés ou observés dans les placettes inventoriées. En plus des paramètres dendromètriques (circonférences et hauteurs), d'autres types de données ont été collectées pour caractériser la station. Il s'agit notamment des souches vivantes, des souches mortes et des traces d'activités humaines (coupes, feux de brousse, carbonisation, pâturage, agriculture).

# 4.2.3. Traitement et analyse des données

# 4.2.3.1. Composition floristique et indices de diversité

Pour décrire la composition floristique, les Indices de Valeur d'Importance (IVI) ont été calculés dans les différents types de végétation. En effet, pour une espece i, IVI est la somme de la densité relative (RDi), de la fréquence relative (RFi) et de la dominance relative (DoRi), telle que démontré dans l'équation suivante :

Équation 3.

$$IVI_i = DR_i + FR_i + DoR_i$$

IVI est un indice quantitatif permettant d'identifier les espèces écologiquement importantes dans une communauté végétale (Adomou et al. 2009). Il varie de 0 (absence de dominance) à 300 (mono-dominance).

La surface terrière (G, en m<sup>2</sup>/ha) est la somme des surfaces des sections transversales à 1,30 m du sol de tous les arbres de la placette ramenée à l'hectare:

Équation 4.

$$G = \frac{\pi}{40000s} \sum_{i=1}^{n} d_i^2$$

 $d_i$  représente le diamètre (en cm) de l'arbre i de la placette considérée et s, la surface de la placette en ha (s=0.04 ha).

Pour analyser la diversité floristique sur le plan quantitatif et qualitatif, un certain nombre d'indices ont été calculés :

- la richesse spécifique (S) qui est le nombre d'espèces enregistré dans chaque type de végétation.
- l'indice de diversité de Shannon Weaver (H') qui est calculé comme suit :

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} \frac{n_i}{N} Log_2\left(\frac{n_i}{N}\right)$$

 $n_i$  est le nombre d'individus présents pour une espèce i, n le nombre d'individus total enregistrés et S, la richesse spécifique (Chidumayo, 1997).

 l'équitabilité de Piélou (J') mesure de degré de diversité de la formation végétale étudiée comparé avec le maximum possible. J' est calculé à l'aide de la formule suivante :

Équation 6.

$$J^{'} = \frac{H'}{H'_{\text{max}}} = \frac{H'}{\log_2 S}$$

- Indice de Simpson et indice de diversité de Simpson

Équation 7

$$D = 1 - \sum \frac{n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

D permet de compléter H' car il s'avère être un indice pratique surtout pour l'analyse des petits échantillons (Magurran, 2004).

Les indices de diversité et leur variabilité ont été calculés à l'aide du package *BiodiversityR* du logiciel R. Des tests ANOVA à un facteur et des tests de Tukey ont été également réalisés en vue de comparer les moyennes des types de végétation et d'évaluer leur niveau de significativité.

# 4.2.3.2. Structures de la végétation

L'établissement de la structure en diamètre a été fait sur la base de l'ensemble des individus, de toutes espèces confondues, recensées par type de végétation. Ces individus ont été répartis par classes de diamètre avec une amplitude 5 cm et un seuil de troncature qui prend en compte la végétation affanchie (individus et tiges au diamètre supérieur ou égal à 5 cm).

En ce qui concerne la structure en hauteur, les individus d'arbres ou arbustres ont été également répartis par classes de hauteur. Les intervalles de classes ont une amplitude de 2 m. Le seuil de troncature pour la structure en hauteur prend en compte les individus ayant atteints au moins 1 m de hauteur. L'établissement des structures a nécessité le calcul des

fréquences absolues et relatives. Ces deux paramètres ont permis de déterminer les densités observées (nombre moyen de tiges par hectare et par classes).

En raison de sa grande souplesse (Husch et al. 2003), la distribution de Weibull a été utilisée pour caractériser la distribution des classes de diamètre des tiges et celle des hauteurs (Sheykholeslami et al. 2011; McGarrigle et al. 2011; Duan et al. 2013). La structure de chaque type de végétation a été ajustée à la distribution de Weibull à 3 paramètres (a, b et c) dont la fonction de densité, f est exprimée pour une tige de diamètre x ou un individu d'arbre de hauteur x comme suit:

Équation 8.

$$f(x) = \frac{c}{b} \left( \frac{x-a}{b} \right)^{c-1} \exp \left[ -\left( \frac{x-a}{b} \right)^{c} \right]$$

x est la variable qui correspond au diamètre de la tige ou à la hauteur de l'arbre ou arbuste ; a est le paramètre de position. Il est nul si toutes les catégories d'arbres sont considérées (les plantules, les individus affranchis, jusqu'aux grands arbres semenciers). Dans le cadre de cette analyse, le paramètre de position est égal à 5 cm pour la structure en diamètre et 1,3 m pour la structure en hauteur ; b est le paramètre de taille ou d'échelle. Il est lié à la valeur centrale des diamètres ou des hauteurs de chaque type de végétation étudié; c est le paramètre de forme qui décrit la structure étudiée. Sa valeur peut prendre plusieurs formes :  $c \le 1$  décrit une structure en «J renversée», caractéristique des peuplements multispécifiques ou inéquiennes. c = 1 montre une distribution exponentiellement décroissante qui caractérise une population en extinction.  $1 \le c \le 3,6$  est le signe d'une distribution asymétrique gauche ou négative. Cette forme caractérise des peuplements monospécifiques avec prédominance d'individus jeunes ou de petits diamètres. c = 3,6désigne une distribution symétrique et une structure normale. Cette distribution est caractéristique des peuplements équiens ou monospécifiques.  $c \ge 3,6$  décrit une distribution asymétrique positive ou asymétrique droite, caractérisant des peuplements monospécifiques à prédominance d'individus âgés ou de gros diamètres.

L'analyse de la structure a été réalisée à l'aide du logiciel Minitab. Pour tester l'adéquation entre la densité observée et la densité théorique de Weibull, une analyse log-linéaire a été effectuée à l'aide de la méthode du maximum de vraisemblance grâce au logiciel SAS (SAS Inc, 1999). L'hypothèse nulle de ce test confirme un bon ajustement des deux structures (théorique et observée) si la valeur de probabilité du test est supérieure à 50% (p > 0.05). La

comparaison des structures des différents types de végétation a été réalisée sur la base de *c* ou paramètre de forme (Bonou et al. 2009). Des tests ANOVA à un facteur ont été effectués sur les paramètres structuraux des types de végétation.

#### 4.3. Résultats

# 4.3.1. Composition floristique

Au total 102 espèces appartenant à 81 genres et 35 familles ont été enregistrés dans la forêt cassée de Patako. Les familles les plus représentées sont les Fabaceae et les Combretaceae, et les Anacardiaceae et les Moraceae. La famille des Fabaceae est subdivisée en trois sous-familles : Caesalpinioideae (7 genres), Faboideae (7 genres) et Mimosoideae (6 genres). Elle compte globalement 25 espèces et représente 24,5% du nombre d'espèces enregistré dans la forêt classée. Les Combretaceae comptent 11 espèces (10,78%), répartie en trois genres (Figure 18). Les Anacardiaceae et Moraceae, quant à elles, comptent 7 genres avec respectivement 5 et 3 espèces chacune. Vingt et une (21) familles sont moins représentées (22 espèces) et sont équitablement réparties entre les genres (au moins une espèce par genre). Il s'agit des Acanthaceae, des Asclepiadaceae, des Asteraceae, des Bignoniaceae, des Cannabaceae, des des Celastraceae. Capparaceae, des Celastraceae. des Chrysobalanaceae, Commeliaceae, des Ebenaceae, des Hymenocardiaceae, des Menispermaceae, des Myrtaceae, des Ochnaceae, des Olacaceae, des Polygalaceae, des Rhamnaceae, des Rutaceae, des Simaroubaceae, des Verbenaceae, des Vitaceae.

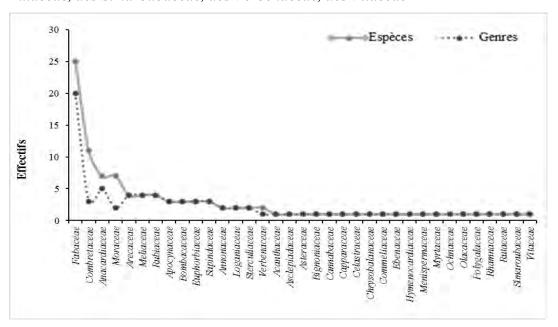


Figure 18. Distribution des espèces végétales ligneuses par famille

Combretum glutinosum est de loin l'espèce la plus abondante dans la forêt classée de Patako. On note une composition floristique relativement similaire dans certains types de végétation avec une dominance nette des Combretaceae (Tableau 11, 12 et 13). Cette dominance explique en grande partie les IVI élevés estimés dans la savane arbustive (160,62) et la savane arbustive à arborée (109,57). Pour ce dernier type de végétation, Terminalia macroptera et Acacia macrostachya ont des IVI de 40,02 et 28,72, soit respectivement 13,34% et 9,57% de l'ensemble des espèces recensées dans cette formation végétale. Dans la forêt claire à savane boisée Terminalia macroptera (IVI= 77,92), Combretum glutinosum (IVI= 76,01) et Cordyla pinnata (IVI= 22,91) sont, par ordre de grandeur, les espèces les plus importantes. Par contre, du point de vue de la composition floristique la forêt galerie se démarque des autres types de végétation (Tableau 14). Les espèces ayant les IVI les plus élevés sont par ordre d'importance Elaeis guineensis (IVI= 47,05) et Khaya senegalensis (IVI= 38,52).

Tableau 11. Classement des espèces dans la savane arbustive

Espèces	Densité Rel. (%)	Dom Rel (%)	Fréq. Rel.	IVI
Combretum glutinosum	70,73	57,98	31,91	160,62
Combretum nigricans	7,32	8,57	17,02	32,91
Cordyla pinnata	4,07	16,27	10,64	30,97
Terminalia avicennioides	8,94	5,47	10,64	25,05
Terminalia macroptera	2,44	1,87	8,51	12,82
Lannea acida	1,63	3,24	4,26	9,12
Prosopis africana	0,81	3,42	2,13	6,36
Bombax costatum	0,81	0,73	4,26	5,80
Acacia macrostachya	0,81	0,14	4,26	5,21
Xeroderris stühlmannii	0,81	1,37	2,13	4,31
Azadirachta indica	0,81	0,55	2,13	3,49
Sterculia setigera	0,81	0,41	2,13	3,35
Total	100	100	100	300

Tableau 12. Classement des espèces dans la savane arbustive à arborée

Espèces	Densité	Dom Rel	Fréq. Rel.	IVI
Especes	Rel. (%)	(%)	(%)	111
Combretum glutinosum	48,62	44,55	16,40	109,57
Terminalia macroptera	15,54	12,18	12,30	40,02
Acacia macrostachya	13,53	5,85	9,34	28,72
Cordyla pinnata	2,51	10,67	6,95	20,13
Lannea acida	2,44	6,57	5,69	14,71
Combretum nigricans	3,32	1,76	6,95	12,03
Strychnos spinosa	1,94	1,10	5,58	8,62
Pterocarpus erinaceus	1,82	1,07	4,90	7,79
Daniellia oliveri	1,88	2,23	1,71	5,82
Prosopis africana	0,50	3,58	0,91	5,00
Bombax costatum	0,81	1,96	2,05	4,82
Detarium microcarpum	1,07	0,99	2,39	4,45
Securidaca longipedunculata	0,50	0,18	3,42	4,10
Stereospermum kunthianum	0,06	0,33	3,64	4,04
Xeroderris stühlmannii	0,94	1,71	1,37	4,02
Sclerocarya birrea	0,31	0,60	2,62	3,54
Terminalia avicennioides	1,07	0,60	1,82	3,49
Sterculia setigera	0,56	1,55	1,14	3,25
Guiera senegalensis	0,25	0,07	2,05	2,37
Piliostigma reticulatum	0,38	0,53	1,03	1,93
Ximenia americana	0,25	0,23	1,25	1,74
Anogeissus leiocarpa	0,38	0,55	0,34	1,26
Dichrostachys cinerea	0,00	0,01	1,25	1,26
Ekebergia senegalensis	0,19	0,08	0,91	1,17
Hexalobus monopetalus	0,50	0,62	0,00	1,12
Hymenocardia acida	0,13	0,03	0,91	1,06
Hannoa undulata	0,00	0,00	0,80	0,80
Parkia biglobosa	0,13	0,03	0,57	0,72
Ozoroa insignis	0,13	0,10	0,34	0,57
Adansonia digitata	0,00	0,00	0,46	0,46
Piliostigma thonningii	0,06	0,06	0,23	0,36
Ficus glumosa	0,00	0,01	0,23	0,24
Cissus populnea	0,00	0,01	0,23	0,23
Acacia nilotica	0,06	0,05	0,11	0,22
Total	100	100	100	300

Tableau 13. Classement des espèces dans la forêt claire à savane boisée

Espèces	Densité Rel.	Dom Rel (%)	Fréq. Rel.	IVI
Terminalia macroptera	34,94	28,51	14,47	77,92
Combretum glutinosum	31,96	30,10	13,95	76,01
Cordyla pinnata	3,67	13,04	6,20	22,91
Acacia macrostachya	6,64	4,10	6,98	17,72
Daniellia oliveri	2,06	6,84	4,65	13,55
Pterocarpus erinaceus	0,00	4,23	9,30	13,53
Prosopis africana	9,28	0,41	1,03	10,72
Xeroderris stühlmannii	3,78	0,00	4,65	8,43
Ximenia americana	0,11	7,61	0,52	8,24
Bombax costatum	1,03	1,26	5,17	7,46
Lannea acida	0,23	1,70	3,88	5,80
Stereospermum kunthianum	0,34	0,01	4,39	4,74
Strychnos spinosa	0,00	0,08	4,65	4,73
Securidaca longipedunculata	0,23	0,15	4,13	4,51
Combretum tomentosum	3,09	0,00	0,26	3,35
Detarium microcarpum	0,00	0,48	2,84	3,33
Sclerocarya birrea	0,34	0,01	2,58	2,94
Combretum nigricans	0,00	0,36	2,33	2,68
Dichrostachys cinerea	0,00	0,00	1,55	1,55
Khaya senegalensis	0,92	0,00	0,26	1,18
Lonchocarpus laxiflorus	0,00	0,14	1,03	1,17
Combretum micranthum	0,57	0,00	0,52	1,09
Anogeissus leiocarpa	0,11	0,18	0,78	1,07
Parkia biglobosa	0,00	0,17	0,78	0,94
Sterculia setigera	0,00	0,27	0,52	0,79
Hannoa undulata	0,00	0,18	0,52	0,69
Albizia chevalieri	0,11	0,16	0,26	0,54
Ficus capensis	0,00	0,01	0,52	0,53
Piliostigma thonningii	0,23	0,00	0,26	0,49
Erythrophleum guineense	0,11	0,00	0,26	0,37
Guiera senegalensis	0,11	0,00	0,26	0,37
Total	100	100	100	300

Tableau 14. Classement des espèces dans la forêt galerie

Espèces	Densité Rel. (%)	Dom Rel (%)	Fréq. Rel. (%)	IVI
Elaeis guineensis	20,34	17,33	9,38	47,05
Khaya senegalensis	7,41	24,17	6,94	38,52
Ceiba pentandra	0,69	17,53	1,04	19,26
Detarium senegalense	4,31	6,67	5,90	16,88
Cola cordifolia	2,24	7,50	3,13	12,87
Phoenix reclinata	7,59	0,92	3,82	12,33
Erythrophleum guineense	2,24	3,28	5,21	10,73
Pterocarpus erinaceus	6,72	0,38	3,13	10,23
Combretum glutinosum	3,97	0,70	5,56	10,22
Aphania senegalensis	3,79	0,36	5,21	9,36
Saba senegalensis	1,79	0,33	5,21	7,33
Syzysium guineense	2,23	4,13	0,00	6,36
Adansonia digitata	0,17	5,26	0,35	5,77
Combretum micranthum	2,24	0,22	3,13	5,58
Dichrostachys cinerea	2,07	0,21	2,78	5,06
Terminalia macroptera	2,07	0,70	2,08	4,86
Ficus glumosa	1,90	0,41	2,43	4,73
Newbouldia laevis	1,90	0,12	2,43	4,45
Anthocleista procera	1,38	0,23	2,08	3,69
Vernonia colorata	1,38	0,18	2,08	3,64
Daniellia oliveri	1,38	0,15	2,08	3,61
Mitragyna inermis	1,38	0,46	1,74	3,57
Piliostigma thonningii	1,21	0,29	1,74	3,23
Holarrhena floribunda	1,21	0,60	1,39	3,20
Ficus capensis	1,21	0,23	1,74	3,18
Anogeissus leiocarpa	0,69	1,35	1,04	3,08
Alchornea cordifolia	1,21	0,12	1,74	3,07
Parkia biglobosa	1,03	0,94	1,04	3,01
Ficus sycomorus	0,17	2,23	0,35	2,75
Nauclea latifolia	1,03	0,27	1,39	2,69
Cissampelos mucronata	1,03	0,08	1,39	2,50
Acacia macrostachya	1,03	0,05	1,39	2,47
Allophyllus africanus	0,86	0,06	1,04	1,96
Combretum nigricans	0,69	0,16	1,04	1,89
Guiera senegalensis	1,21	0,00	0,35	1,55
Neocarya macrophylla	0,34	0,51	0,69	1,54
Cassia sieberiana	0,52	0,32	0,69	1,53
Piliostigma reticulatum	0,34	0,05	1,04	1,43
Avicenia africana	0,52	0,11	0,69	1,32
Combretum tomentosum	0,52	0,06	0,69	1,27
Albizia chevalieri	0,52	0,05	0,69	1,26

Ficus dicranostyla	0,17	0,37	0,70	1,24
Hannoa undulata	1,21	0,00	0,00	1,21
Hexalobus monopetalus	1,21	0,00	0,00	1,21
Lannea acida	0,34	0,03	0,69	1,07
Tamarindus indica	0,34	0,23	0,35	0,92
Dialium guineense	0,34	0,12	0,35	0,81
Azadirachta indica	0,34	0,11	0,35	0,81
Celtis integrifolia	0,34	0,11	0,35	0,80
Combretum paniculatum	0,34	0,05	0,35	0,74
Bombax costatum	0,34	0,02	0,35	0,71
Cordyla pinnata	0,22	0,01	0,35	0,58
Acacia seyal	0,13	0,12	0,35	0,60
Acacia sp	0,11	0,15	0,00	0,26
Total	100	100	100	300

# 4.3.2. Diversité des espèces végétales ligneuses

Dans les différents types de végétation (savane arbustive, savane arbustive à arborée, forêt claire à savane boisée et forêt galerie), le nombre total d'espèces varie de 20 à 76. La richesse spécifique est plus élevée dans la forêt galerie (76), la savane arbustive à arborée (49) et la forêt claire à savane boisée (36). Elle est relativement faible dans la savane arbustive avec 20 espèces. La comparaison des moyennes deux à deux (test de Tukey) a permis de démontrer que la richesse spécifique est significativement différente (P < 0.001) pour la plupart des types de végétation. Cependant, cette différence n'est pas remarquable (P = 0.055) entre la savane arbustive à arborée et la forêt claire à savane boisée. La figure 19 montre pour chaque type de végétation l'accumulation des espèces en fonction de la superficie inventoriée. L'allure des courbes montre que la richesse spécifique est dépendante de la taille de l'échantillon prélevée. En effet, après un effort d'échantillonnage de 6400 m<sup>2</sup>, la forêt galerie a enregistré près de deux fois plus d'espèces que la forêt claire à savane boisée et trois fois plus que la savane arbustive (Figure 19). Entre 6400 m<sup>2</sup> et 20400 m<sup>2</sup>, le nombre d'espèces augmente littéralement dans la forêt galerie avec une légère baisse. Quant aux formations de savane, la tendance des courbes décrit une légère pente dans cet intervalle et commence à se stabiliser au-delà. En outre, la probabilité de rencontrer de nouvelles espèces en fonction de l'effort d'échantillonnage est plus élevée dans la forêt galerie (taux d'augmentation d'espèces = 0,14). Cette probabilité est également importante dans la savane arbustive à arborée (0,13)et relativement faible aussi bien dans la savane arbustive que la forêt claire à savane boisée (0,06).

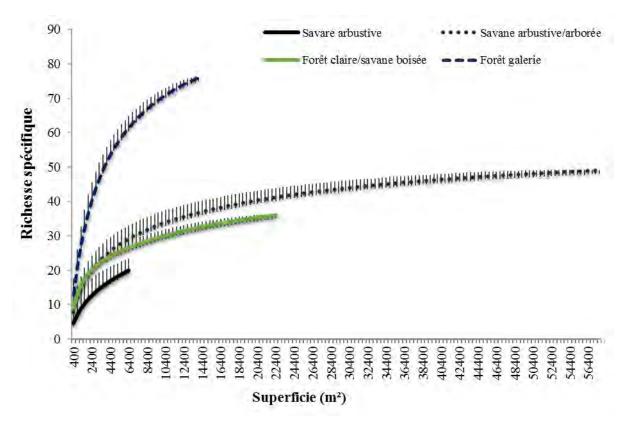


Figure 19. Courbes d'accumulation des espèces par type de végétation

Pour donner une appréciation qualitative de la richesse spécifique, les indices de diversité ont été analysés. L'indice de Shannon (H') est significativement différent d'un type de végétation à l'autre (P < 0.001). Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées dans la forêt galerie (2,81) suivi par la forêt claire à savane boisée (2,12) et la savane arbustive à arborée (1,55). H' reste cependant relativement faible dans la savane arbustive (1,24) comparé aux autres types de végétation (Tableau 15). L'analyse de variance sur la base d'une comparaison multiple des moyennes (test de Tukey) montre qu'il y a une différence significative (P < 0.001) des formations végétales étudiées, à l'exception de la savane arbustive à arborée et la savane arbustive (P = 0.209).

La régularité de la distribution des espèces (équitabilité) est un élément important de la diversité. Une espèce représentée abondamment ou par un seul individu n'apporte pas la même contribution à l'écosystème. À nombre d'espèces égal, la présence d'espèces très dominantes entraîne mathématiquement la rareté de certaines autres. A cet effet, le maximum de diversité est atteint quand les espèces ont une répartition très régulière, c'est-à-dire quand les individus d'arbres ou arbustes enregistrés sont bien répartis entre les espèces. La

répartition des individus est significativement différente d'un type de végétation à l'autre (P < 0.001). La meilleure équitabilité a été observée dans la forêt galerie (J = 0.65) et dans la forêt claire à savane boisée (J = 0.59). Cependant, les individus sont moyennement bien répartis autour des espèces enregistrées dans la savane arbustive à arborée (J = 0.41) et la savane arbustive (J = 0.41). Les valeurs de J varient de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équirépartition des individus dans les espèces). Une équitabilité faible représente une grande importance de quelques espèces dominantes. Tenant compte de cette répartition, l'indice de Simpson révèle également que la diversité la moins élevée se trouve dans la savane arbustive (0,54), tandis que la plus élevée est observée dans la forêt galerie et la forêt claire à savane boisée, avec 0,89 et 0,82 respectivement. Cet indice mesure la manière dont les individus se répartissent entre les différentes espèces au sein d'une formation.

Tableau 15. Indices de végétation dans la forêt classée de Patako

		Type de v	<b>égétation</b>			P-value	
Indices	Savane arbustive Moy. (Ec.typ.)	Savane arbustive à arborée Moy. (Ec.typ.)	Forêt claire à savane boisée Moy. (Ec.typ.)	Forêt galerie Moy. (Ec.typ.)	F- value		
Richesse (RS)	20	49	36	76	31,7	< 2e-16 ***	
Richesse (RS)	4,75 (1,65)a	7,85 (3,09)b	9,12 (2,68)b	12,9 (4,64)c	31,7		
Shannon	1,24	1,55	2,12	2,81	58,9	< 2e-16 ***	
Shamon	1,02 (0,38)a	1,18 (0,28)a	1,6 (0,23)b	1,77 (0,41)c	30,7	. 20 10	
Simpson	0,54	0,63	0,82	0,89	46,8	< 2e-16 ***	
Simpson	0,53 (0,17)a	0,58 (0,11)a	0,73 (0,06)b	0,74 (0,11)b	70,0		
J evenness	0,41	0,40	0,59	0,65	22,2	9.3e-13 ***	
	0,70 (0,19)b	0,6 (0,13)a	0,74 (0,05)b	0,71 (0,12)b	-,-		

# 4.3.3. Analyse des paramètres structuraux de la végétation ligneuse

La densité moyenne varie selon les types de végétation. La densité des individus d'arbres et arbustes la plus élevée a été observée dans la forêt galerie (412  $\pm$  11 individus/ha). Dans les formations de savane, elle est respectivement de 390  $\pm$  23 individus/ha pour la forêt claire à savane boisée et 277  $\pm$  18 individus/ha pour la savane arbustive à arborée. Par contre, une densité relativement faible a été enregistrée dans la savane arbustive (192  $\pm$  17 individus/ha).

La plupart des individus sont multicaules. Cette spécificité a permis de montrer qu'il y a une corrélation positive entre le nombre de tiges et le nombre d'individus d'arbres comme il a été démontré par le test de corrélation ajustée de Pearson (P = 0.87). La densité des tiges varie de  $309 \pm 14$  à  $536 \pm 13$  par ha (Tableau 16). Tout comme pour les individus, la densité moyenne des tiges est très élevée dans la forêt-galerie. Dans ce type de végétation, beaucoup d'individus sont monocaules. Cependant, il existe une diversité d'espèces multicaules dont le nombre de tiges a influencé sur la densité moyenne (*Acacia nilotica, Dichrostachys cinerea, etc.*). En outre, dans les formations de savane beaucoup d'espèces prédominantes font de la multicaulie à la base une stratégie de réponse aux multiples stress causés par les feux de brousse et l'abattage. Les analyses de régression linéaire montrent des  $\mathbb{R}^2$  ajustés qui varient

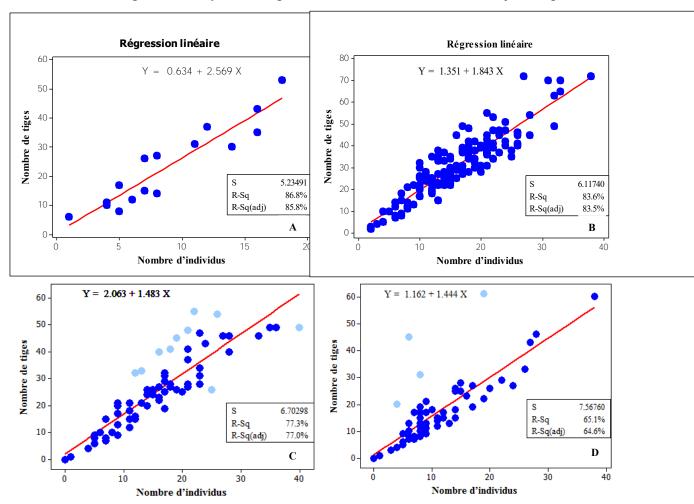


Figure 20. Régression linéaire de la densité des arbres et des tiges par type de végétation A : Savane arbustive ; B : Savane arbustive à arborée ; C : Forêt claire à savane boisée ; D : Forêt galerie

Le diamètre moyen est donc un critère qui permet de différencier les peuplements. Il est compris entre  $9,60 \pm 5,86$  et  $17,50 \pm 23,61$  cm, avec une grande variabilité intra-strate et interspécifique. Cette variabilité concerne également le niveau inter-strates. Cela se traduit par une série de coefficients de variation (CV) compris entre 84% dans la forêt galerie et 21% dans la forêt claire à savane boisée. Des variations moyennes ont été trouvées dans la savane arbustive à arborée (44%) et la savane arbustive (34%).

La surface terrière varie aussi d'un type à un autre. De façon générale, ce paramètre est plus élevé dans la forêt galerie comparé aux formations de savane. Dans le premier cas la surface terrière est  $39,01\pm0,30$  m²/ha, tandis qu'elle est relativement faible dans le second cas, car compris entre  $3,07\pm0,01$  m²/ha et  $4,82\pm0,02$  m²/ha respectivement pour la savane arbustive et la savane arbustive à arborée et  $7,11\pm0,01$  m²/ha pour la forêt claire à savane boisée.

La hauteur moyenne est légèrement différente entre les catégories de savane et les unités de collecte de données. C'est ce qui explique les faibles variations autour des moyennes avec notamment  $04 \pm 01$  m dans la savane arbustive et  $06 \pm 1,50$  m dans la forêt claire à savane boisée. La forêt galerie se caractérise par un nombre important de grands arbres pouvant atteindre environ 30 m de haut. On peut citer en guise d'exemple : *Khaya senegalensis*, *Erytrophleum suaveolens, Detarium senegalense, etc.* Ces gros sujets sont constitués en peuplements mixtes avec de petits individus d'arbres et arbustes. Dans cette formation végétale, la hauteur moyenne est estimée à  $10 \pm 5,75$  m.

Le volume des arbres est très variable d'un type de végétation à un autre. Il est plus faible dans la savane arbustive (13,32  $\pm$  0,58 m³/ha) et la savane arbustive à arborée (18,59  $\pm$  0,12 m³/ha). Une valeur moyenne de 31,47  $\pm$  0,32 (m³/ha) a été estimée dans la forêt claire à savane boisée. Le volume le plus important est enregistré dans la forêt galerie (256  $\pm$  4,55 m³/ha).

Quant au taux de couvrement de la végétation ligneuse, il constitue une caractéristique spatiale importante et représente la projection verticale des houppiers au sol. Il est appliqué aux espèces arborées au sein de chaque type de végétation. Dans la savane arbustive, la couverture moyenne est la plus faible  $(25 \pm 14\%)$  comparée à la savane arbustive à arborée  $(45 \pm 15\%)$  et à la forêt claire et savane boisée  $(55 \pm 13\%)$ . Ces formations sont marquées par des variations graduelles de leur couverture. Le taux moyen le plus élevé a été observé dans

la forêt galerie avec moins de variation d'une placette à une autre (90  $\pm$  11%). On note, par endroits, une fermeture complète des houppiers.

La régénération naturelle est une base pour la compréhension de la dynamique de la végétation ligneuse. Dans la forêt classée de Patako, la densité moyenne est largement supérieure dans la forêt galerie ( $3870 \pm 49$  individus/ha) que dans les trois autres types de végétation réunis (2856 individus/ha). La plus faible densité de régénération naturelle a été observée dans la savane arbustive avec une grande variabilité ( $784 \pm 56$  individus/ha). Cette variabilité est faible dans la savane arbustive à arborée et la forêt claire à savane boisée où les écart-types varient respectivement entre 4 et 12 individus/ha.

Tableau 16. Paramètres structuraux de la végétation ligneuse dans la forêt classée de Patako

Types végétation  (diamètres ≥ 5 cm)	Savane arbustive	Savane arbustive/ arborée	Forêt claire/savane boisée	Forêt galerie
	Moy. ± Ec.t	Moy. ± Ec.t	Moy. ± Ec.t	Moy. ± Ec.t
Densité (individus/ha)	$192 \pm 17$	$277 \pm 18$	$390 \pm 23$	412 ± 11
Densité (tiges/ha)	$309\pm14$	$364\pm15$	$526\pm12$	$536\pm13$
Diamètre moyen (cm)	$9,60 \pm 5,86$	$10{,}10\pm7$	$10,70 \pm 7,11$	$17,50 \pm 23,61$
Surface terrière (m²/ha)	$3,08 \pm 1,82$	$3,97\pm3,52$	$6,82 \pm 3,45$	$25,78 \pm 14,43$
Hauteur moyenne (m)	$04 \pm 1$	$05\pm1,\!50$	$06 \pm 1,50$	$10 \pm 5{,}75$
Volume moyen (m³/ha)	$13,32 \pm 0,58$	$18,59 \pm 0,12$	$31,47 \pm 0,32$	$256 \pm 4{,}55$
Taux de couverture (%)	$25\pm14$	$45\pm15$	$55 \pm 13$	$90 \pm 11$
Régénération naturelle (individus/ha)	$784 \pm 56$	965 ± 4	1107 ± 12	$3870 \pm 49$

# 4.3.3.1. Structure en diamètre de la végétation ligneuse

Les résultats présentés à la figure 21 donnent un aperçu global de la structure en diamètre des types de végétation étudiés. La structure observée révèle une distribution unimodale en « J » renversé. Le paramètre de forme (c < 1) indique qu'une telle structure est caractéristique d'un peuplement multispécifique et inéquienne. Ce paramètre est plus élevé dans la savane

arbustive (0,846), puis dans la forêt claire à savane boisée (0,834), suivi par la savane arbustive à arborée (0,780) et enfin la forêt galerie (0,699). Cette distribution caractérise une dominance des jeunes tiges (classe modale des diamètres inférieurs à 10 cm) ou du moins constitué pour l'essentiel par des espèces arbustives tels que : Combretum glutinosum, C. nigricans, Acacia macrostachya, Terminalia macroptera, Dichrostachys cinerea, Ozoroa insignis, etc.

Les individus de diamètre compris entre 5 cm et 20 cm sont les plus abondants et présentent ainsi une structure asymétrique gauche. La densité des individus de gros diamètres (> 50 cm) sont assez rares, excepté dans la forêt galerie où on note une abondance de grands arbres (N = 20/ha). Ils appartiennent généralement à des espèces comme *Khaya senegalensis*, *Erytrophleum suaveolens*, *Detarium senegalense*, *Cola cordifolia*, *Ficus Spp*, *Elaeis guineense*, *etc*. Les tests log-linéaires révèlent que la distribution théorique de Weibull s'ajuste assez bien à la structure observée dans les différents types de végétation (P > 0,05).

# 4.3.3.2. Structure en hauteur de la végétation ligneuse

La figure 22 montre les structures en hauteur des différents types de végétation identfiés dans la forêt classée de Patako. L'analyse de ces structures fait apparaître, de manière globale, une distribution en hauteur caractérisée par une dissymétrie gauche. La plupart des individus mesurés ont une hauteur inférieure à 7 m. Il y a une forte variabilité de la densité des individus enregistrés dans la classe des hauteurs comprises entre 1 et 3 m. La classe modale dans tous les types de végétation est celle des individus ayant une hauteur comprise entre 3 et 5 m. Cela représente une densité moyenne d'environ 120 individus à l'hectare pour la savane arbustive, 170 pour la savane arbustive à arborée, plus de 220 pour la forêt claire à savane boisée et enfin, 175 pour la forêt galerie respectivement classé de A à D à la figure 22. On note l'absence des classes de hauteurs comprises entre 11 m dans la savane arbustive. Les classes suivantes illustrent une décroissance progressive de la densité en fonction de la hauteur. Cette allure décrit une structure en forme de chapeau se matérialisant par des paramètres de forme (c) > 1 dans tous les types de végétation étudiés. L'analyse log-linéaire réalisée (Tableau 14) pour chacune des structures montre un bon ajustement des densités observées à la distribution de Weibull avec un risque d'erreur de 5 %.

L'analyse log-linéaire effectuée (Tableau 17) pour chacune de ces structures montre globalement qu'il y a un bon ajustement des densités observées à la distribution de Weibull pour les différents types de végétation. Cet ajustement est attesté par les valeurs de probabilité obtenues à partir de l'analyse de variance par maximum de vraisemblance (P > 0,05) avec un seuil de 5 % de risque d'erreur. Cependant, Weibull n'est pas en adéquation par rapport à la distribution observée dans les classes de hauteur de la forêt galerie.

Tableau 17. Analyse de variance par maximum de vraisemblance

Types de végétation	Paramètres	Degrés de liberté	Chi-2	Prob > Chi-2
Savane arbustive	Diamètre	1	0,65	0,4206
	Hauteur	1	0,02	0,8981
Savane abustive à arborée	Diamètre	1	0,00	0,9552
	Hauteur	1	0,19	0,6607
Forêt claire à savane boisée	Diamètre	1	0,00	0,9615
	Hauteur	1	0,73	0,3937
Forêt galerie	Diamètre	1	0,74	0,3904
	Hauteur	1	6,72	0,0096

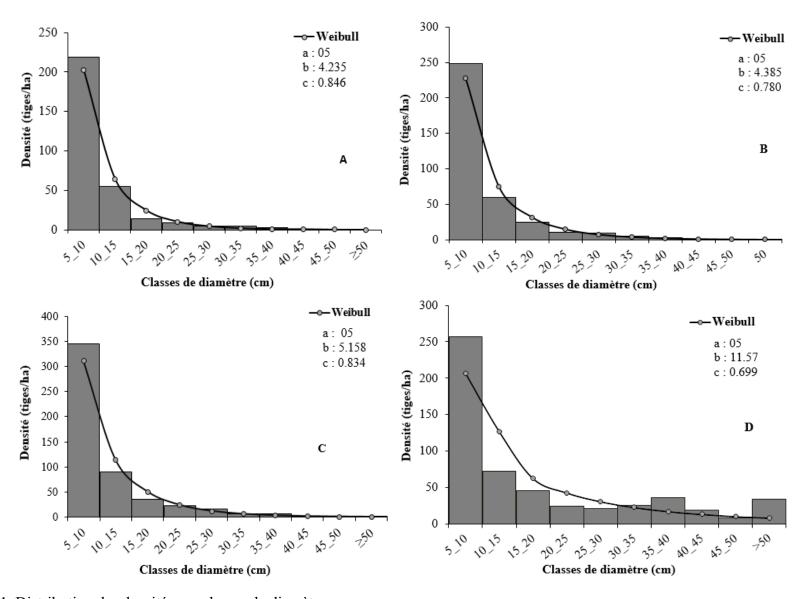


Figure 21. Distribution des densités par classes de diamètre. A : savane arbustive ; B : savane arbustive à arborée ; C : forêt claire à savane boisée ; D : forêt galerie.

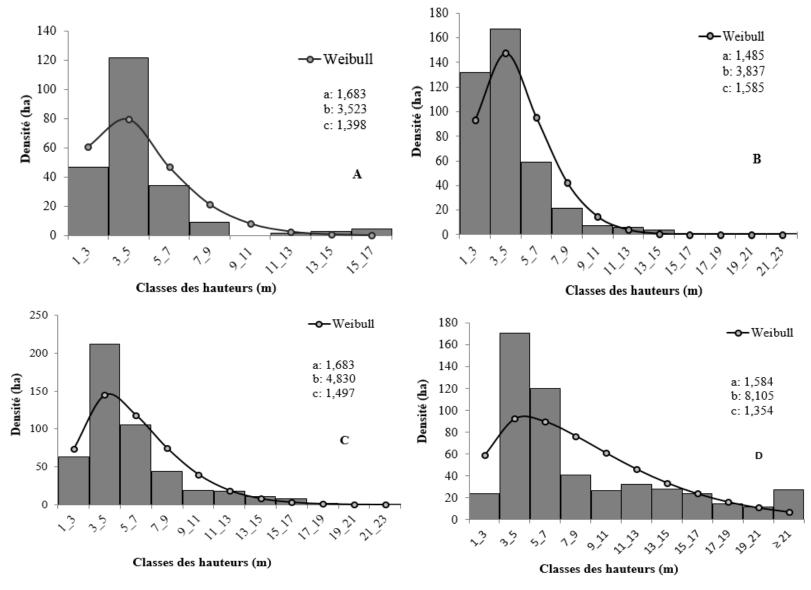


Figure 22. Distribution des densités par classes de hauteur.

A: savane arbustive ; B : savane arbustive à arborée ; C : Forêt claire à savane boisée ; D: Forêt galerie.

# 4.4. Discussion

## Composition de la végétation ligneuse

Une grande diversité de familles, de genres et d'espèces a été répertoriée dans la forêt classée de Patako. Parmi les familles les mieux représentées, il y a les *Fabaceae* et les *Combretaceae*. Nos résultats ont permis de démontrer que la diversité floristique dans cette aire protégée est plus élevée comparée à une précédente étude dans laquelle 73 espèces appartenant à 63 genres et 28 familles ont été enregistrées dans le même site (Sambou et al. 2007). Il faut cependant noter qu'à cette époque la forêt galerie, qui est le type de végétation le plus diversifié, n'a pas été pris en compte dans l'échantillonnage. Ces résultats représentent 4,08% du nombre d'espèces listées dans la flore vasculaire du Sénégal, dont 44,5% et 3,62% respectivement pour les genres et les familles (Ba et Noba, 2001). Dans beaucoup de types de végétation *Combretum glutinosum*, *Terminalia macroptera*, *Cordyla pinnata*, *Elaeis guineensis*, *Acacia macrostachya*, *Khaya senegalensis* sont les espèces dominantes tels que démontrés par les IVI. Pour certaines espèces, la dominance pourrait augmenter en fonction du stress causé des facteurs exogènes dans le passé (Jacobs, 1987). D'autres sont rares avec de faibles IVI, mais ont une importance capitale dans la fourniture de biens et services écosystémiques.

La richesse spécifique de la forêt classée de Patako pourrait être attribuée à l'hétérogénéité de l'habitat. De telles conditions contribuent à l'augmentation de la diversité floristique dans les savanes africaines (Menaut et al. 1995). Malgré sa localisation dans le domaine soudanien du Sénégal ce site constitue un des derniers refuges septentrionaux de quelques espèces d'affinité guinéenne (Dialium guineense, Erytrophleum guineense, Syzygium guineense, etc.). On y trouve également des espèces soudano-guinéennes, principalement le long de la vallée humide (Ficus glumosa var glaberrima, Ficus sycomorus, Ficus platyphylla, Neocarya macrophylla, Detarium senegalense, Alchornea cordifolia, Fagara xanthoxyloides, etc). Selon Diop et al. (2012), les espèces du genre Ficus énumérées ci-dessus sont généralement fréquentes dans les forêts humides de la Casamance, les forêts galeries et les vallées humides de l'Est du Sénégal. Les conditions écologiques favorables expliquent l'adaptation de certaines espèces hors de leur aire éco-climatique.

### Diversité floristique et équitabilité

La diversité prend en compte non seulement le nombre d'espèces, mais également la distribution des individus au sein de ces espèces. Quatre principaux indices de diversité ont été analysés. Il s'agit de la richesse spécifique, de l'indice de Shannon-Weaver et son indice équitabilité et celle de Simpson. L'indice de Shannon est sensible aux variations d'importance des espèces les plus rares. Contrairement à la richesse spécifique, qui est un chiffre brut, l'indice de Shannon-Weaver, le plus utilisé dans la littérature appartient à la catégorie des indices qui prend en compte à la fois la richesse et l'abondance relative des espèces (Ramade, 2009). Ce dernier estime que cet indice conviendrait bien aux études comparatives des peuplements. Quant à l'indice de Simpson, classé dans la catégorie des indices de type II, il est considéré comme étant sensibles aux variations d'importance des espèces les plus abondantes.

La plupart des indices étudiés montrent que le maximum de la diversité des espèces ligneuses se concentre dans la forêt galerie alors que le minimum se trouve dans la savane arbustive. Cette diversité a été démontrée à la fois par Shannon et Simpson. L'indice de Shannon montre des valeurs supérieures à 2 dans les principaux types de végétation, à l'exception de la savane arbustive, ce qui a permis de mettre en évidence le potentiel de la Forêt Classée de Patako en termes de réservoir de biodiversité. Un potentiel similaire a été démontré en Afrique centrale (Kalaba et al. 2013). L'indice de Shanon est généralement compris entre 1,5 et 3,5 et rarement au-dessus 5 (Kent et Cooper, 1992; Magurran, 2004). Cependant, des valeurs plus élevées que celles estimées dans la présente étude ont été trouvées dans des peuplements inexploités de savanes soudaniennes du Bénin et une savane guinéenne du Togo (Kouami et al. 2009).

La diversité floristique enregistrée dans la forêt galerie est d'autant plus importante qu'il y a une bonne répartition des individus entre les espèces. Dans la savane arbustive, la faible diversité peut être attribuée à l'impact des activités humaines telles que l'abattage des arbres pour le bois d'œuvre, l'exploitation du bois d'énergie et le surpâturage. Selon Akpo et al. (1999), une grande diversité implique une plus grande égalité des contributions individuelles.

Inversement, une diversité plus faible signifie une faible régularité de la répartition des individus. La répartition des individus entre les espèces est donc un indicateur clé dans l'effort de mesure de la diversité floristique dans une formation forestière. L'équitabilité de Piélou a consisté à établir le rapport entre la diversité mesurée et la diversité théorique maximum pour un nombre d'espèces données. Certains auteurs estiment que l'indice d'équitabilité de Piélou est un paramètre de comparaison rigoureux ; il est indépendant de la richesse spécifique mais s'avère très pratique pour comparer les dominances potentielles de différents types de végétation (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

L'indice de Simpson confirme la diversité des espèces dans la forêt galerie, la forêt claire à savane boisée et la savane arborée. Dans ces types de végétation Simpson est significativement supérieure à 0,5. Cet indice a été reconnu comme l'une des mesures de diversité les plus pertinentes et robustes car il prendre en compte la variance de l'abondance des espèces et leur distribution dans un type de végétation (Magurran, 2004). La zone d'étude possède une diversité floristique non négligeable et pourrait, à cet effet, être un important pourvoyeur de services écosystémiques. Akwee et al. (2010) estiment que la diversité spécifique est souvent révélatrice d'un meilleur fonctionnement des écosystèmes mais sa connaissance est indispensable dans toute mesure de gestion durable de la forêt classée de Patako.

## Structure de la végétation ligneuse

Les densités d'arbres les plus importantes ont été enregistrées dans la forêt galerie et diminue progressivement dans les formations de savane où le taux de couverture est moins élevé. La forêt galerie est caractérisée par une forte densité de gros diamètres, une surface terrière et un volume moyen assez important. Ces paramètres nous livrent des informations utilises car ils constituent un indicateur clé de gestion forestière. L'importance de ces caractéristiques structurales peut être liée aux conditions d'humidité (Savadogo et al. 2007). Ces conditions écologiques favorables ont entrainé une dominance relative élevée chez certaines espèces telles que *Khaya senegalensis*, *Ceiba pentandra, Elaeis guineensis* et *Detarium senegalense*. Des densités élevées de tiges ont été observées dans tous les types de végétation. Cela pourrait être probablement due aux stratégies de rejets utilisées par une varieté d'espèces comme réponses face aux stress tels que les feux de brousse et les coupes (Pausas, 1999).

Parmi ces espèces, on peut citer *Combretum glutinosum*, *Combretum nigricans*, *Terminalia macroptera*, *Acacia Macrostachya*, qui sont généralement exploitées pour le bois énergie.

De nombreuses études ont été menées dans la zone soudano-sahélienne du Sénégal en mettant l'accent sur l'analyse de la structure de la végétation ligneuse. La structure de la végétation décrite dans cette étude montre que nos résultats sont corroborés par d'autres études ayant adoptées un diamètre seuil de 5 cm ou légèrement inférieur (Sambou et al. 2008; Badji et al. 2013). Cependant, ces auteurs ne sont pas intéressés à utiliser les 3 paramètres de Weibull pour évaluer la qualité de l'ajustement entre la structure observée et théorique.

Dans tous les types de végétation, une diminution continue des effectifs a été observée allant des petites classes de diamètre aux grandes classes. Cette distribution a été bien ajustée à la distribution de Weibull comme indiqué par le paramètre c qui nous renseigne sur la forme de structure. Globalement des structures en J. renversé ont été décrites dans tous les types de végétation étudiés. Cette forme suggère une dominance des petits diamètres. Les gros diamètres sont faiblement représentés dans les formations de savane. Elles se différencient de la structure observée dans la forêt galerie où toutes les classes de diamètre sont représentées malgré une distribution asymétrique. Des structures similaires ont été décrites dans le Parc National du Niokolo-Koba qui est l'un des plus vastes parcs en Afrique de l'Ouest (Madsen et al. 1996). D'autres auteurs en Afrique de l'Ouest ont adopté un diamètre seuil de 10 cm et obtenu le même profil de structure (Bonou et al. 2009 ; Houeto et al. 2013). Ce profil décrit une fonction exponentielle décroissante qui, selon Sambou et al. (2007) renseignent sur la durabilité et le potentiel de renouvellement des peuplements.

Le manque de sources d'énergie alternatives pour réduire la coupe du bois est crucial. Diop et al. (2011) estiment que les communautés locales autour de la forêt classée de Patako ont des préférences en termes d'usages d'espèces. Ces préférences peuvent expliquer la pression exercée sur certaines espèces qui, par conséquent, ont des structures horizontale et verticale qui influencent l'ensemble des peuplements surtout dans les formations de savane.

### **Conclusion**

L'analyse des caractéristiques structurales et de la composition floristique montre que la forêt classée de Patako est un site à grand potentiel de diversité végétale ligneuse. Ce potentiel

reste, cependant, dominé par des espèces caractéristiques de savane telles que *Combretum glutinosum*, *Terminalia macroptera*, *Acacia macrostachya* et *Cordyla pinnata*. Une part importante de la diversité des espèces ligneuses est concentrée dans la forêt galerie, ce qui fait d'elle un refuge d'espèces rares. La structure des différents types de végétation a montré qu'il y a un bon potentiel de renouvellement des peuplements. Toutefois, il est nécessaire d'analyser plus en détail la structure de certaines espèces en tenant compte de leur utilisation et de leur densité. Une telle analyse permet d'avoir une meilleure appréciation de leur état de conservation mais aussi l'effet du mode d'exploitation sur la distribution en classes de diamètre et de hauteur. Les résultats de ce chapitre ont également permis de montrer l'importance de la forêt galerie en termes de densité et de représentation d'arbres de gros diamètre. Il est dès lors primordial de tenir compte de cette spécificité dans les perspectives d'aménagement et de conservation de la biodiversité en vue de renforcer le puits de carbone de la forêt classée de Patako.

## Chapitre 5.

# Stocks et dynamique du carbone dans la végétation ligneuse et les sols

#### 5.1. Introduction

La réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) est devenue, de nos jours, un défi majeur pour la communauté internationale. L'un des défis est de promouvoir la gestion durable de l'utilisation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie, qui constitue un ensemble d'activités communément appelées Utilisation des Terres Changement d'Affectation des Terres et Foresterie (UTCATF). Ces activités couvrent un éventail de catégories d'utilisation des terres, notamment la réduction du déboisement, de la dégradation des forêts et de l'augmentation des stocks de carbone dans les zones non forestières (GIEC, 2006).

Le secteur UTCATF joue un rôle important dans l'atténuation du changement climatique ; il est à la fois une source potentielle d'émissions de GES et de stockage de carbone. L'incidence de ce secteur sur le cycle du carbone a des répercussions à l'échelle globale (Madignier et al. 2014). En effet, un changement d'affectation des terres, comme la conversion de terres forestières en terres non forestières, provoque d'importants rejets de GES dans l'atmosphère (Iversen et al. 2014). Le GIEC (2007) estime les émissions de GES de ce secteur à environ 20 % du total des émissions mondiales d'origine anthropique.

La problématique UTCATF est intimement liée à la subsistance des populations, leur dépendance vis-à-vis des ressources tirées des écosystèmes forestiers et des agrosystèmes, mais aussi à la façon dont ces derniers sont gérés. Dans les pays tropicaux à faible économie, en particulier au Sénégal, le secteur UTCATF présente des potentialités certaines en termes de puits et source de CO<sub>2</sub>. Toutefois, du fait de la multitude des facteurs auxquels il est vulnérable, il est important d'évaluer le potentiel de stock de carbone et sa dynamique à l'échelle locale. Ainsi, au vu des efforts réalisés dans le cadre du projet ARLOMOM (Arbres Locaux pour un Monde Meilleur), il semble pertinent de mener, par la suite, des activités UTCATF qui mettent en synergie la gestion durable de la forêt classée de Patako, la

protection de la biodiversité et la lutte contre la dégradation des sols. La mise en œuvre de telles activités permettrait de réduire la vulnérabilité des terres boisées et non boisées et de mettre à profit les retombées multiples de la comptabilisation carbone aussi bien au plan écologique, social et économique.

## 5.2. Matériel et méthodes

# 5.2.1. Évaluation des stocks de carbone de la végétation ligneuse

L'évaluation des stocks de carbone a nécessité la collecte d'une série de données dendrométriques à partir d'un inventaire de la végétation ligneuse. Cette inventaire a été réalisé sur la base d'une méthode d'échantillonnage stratifié aléatoire du second degré (*Cf: Chapitre 4*). Comme toute mensuration, la grosseur est sujette à des erreurs. Celles-ci peuvent être classées selon deux catégories : les erreurs instrumentales et les erreurs de mesures (Rondeux, 1999). Les erreurs dues aux instruments sont souvent liées à un défaut du matériel utilisé, induisant ainsi en une erreur systématique lors de son usage. Les erreurs de mesures sont, quant à elles, liées à une mauvaise mise en œuvre du matériel par l'opérateur. Trois types d'erreurs de mesure sont couramment rencontrés et ce, aussi bien pour le compas que pour le ruban. Il s'agit de l'inclinaison de l'instrument, du niveau de mesure et de la pression exercée sur l'objectif (Rondeux, 1999).

Il est donc nécessaire de corriger ces erreurs potentielles liées aux mesures. Le premier niveau considéré a consisté à convertir les valeurs de circonférence en diamètre. Ce paramètre est une des principales grandeurs utilisées pour l'estimation des stocks de carbone. Pour les individus multicaules, la circonférence de chaque tige a été mesurée séparément. En vue de minimiser les sources d'erreurs, une circonférence équivalente a été calculée à l'aide de la somme quadratique (Lejeune et Rondeux, 1994; NCPN<sup>10</sup>, 2006; Thiombiano et al. 2016).

Équation 9.

$$SQ_i = \sqrt{\sum_{i=1}^n C_i^2}$$

<sup>&</sup>lt;sup>10</sup> Nature Conservation Practice Note

Avec,  $SQ_i$ : somme quadratique de la circonférence des tiges de l'individu  $_i$ ; n: le nombre de tiges mesurées appartenant à l'individu  $_i$ ;  $C_i$ : la circonférence de chaque tige mesurée à 1,30 m de hauteur. Cette circonférence est convertie en un diamètre consolidé (DHP) applicable aux équations allométriques.

L'allométrie d'un arbre comme ses dimensions structurales se définit par différentes mesures et leurs relations avec la masse ou le volume des individus. Des techniques allométriques ont permis de générer la biomasse des individus ligneux en se basant sur des mensurations de paramètres dendrologiques. Le terme générique utilisé, à cet effet, est « *l'approche non destructive* » par opposition à celle dite « *destructive* » qui a permis l'élaboration des modèles allométriques. L'estimation de la biomasse ligneuse a été faite à l'aide des modèles de régression allométrique. Tenant compte de la diversité des espèces et de la structure particulière de certaines d'entre elles, différents modèles généralistes et spécifiques (Palmiers et lianes) ont été proposés (Tableau 18).

Il est couramment admis que la teneur en carbone du bois correspond approximativement à 50 % de sa masse anhydre (Brown, 1997; Cairns et al. 2003; Chave et al. 2005; Lewis et al. 2009). Cependant, cette valeur peut substantiellement varier d'une espèce à l'autre (Thomas et Malczewski, 2006; Zhang et al. 2009; Mbow, 2009). West (2009) estime que la teneur en carbone de la biomasse sèche varie entre 36 et 61 % selon le type d'espèce et les parties de l'arbre, mais elle est généralement proche des 50 %. Quant au GIEC (IPCC, 2006) différentes valeurs de teneur en carbone de la biomasse ligneuse ont été proposées jusque-là, dont celle par défaut étant de 0,47 tonnes de carbone/tonne de matière sèche.

Dans le cadre de cette étude, l'évaluation des stocks de carbone a été effectuée en utilisant le facteur 0,5, soit 50% de la biomasse sèche. En outre, pour évaluer la teneur en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), la formule suivante qui intègre le rapport entre la masse moléculaire du CO<sub>2</sub> et celle du carbone (approximativement 3,67) a été appliquée.

$$CO_2 = (0.5 * Biomasse) * \frac{44}{12}$$

Tableau 18. Équations allométriques utilisées pour l'estimation de la biomasse ligneuse

Modèles allométriques	Formules de régression	$\mathbb{R}^2$	Domaine	Sources
Polynomial	Modèle générique $BA_{i~(Kg)} = 1,929 \times DHP_i + 0,116 \times DHP_i^2 + 0,013 \times DHP_i^3$	0,93	Savanes soudaniennes et soudano- guinéennes du Sénégal	Mbow et al. (2013)
Exponentiel	Modèle générique $BA_{i\ (Kg)} = \rho \times Exp(-0.730 + 1.784 \times \ln(DHP_i) + 0.207 \times \ln(DHP_i)^2 - 0.0281 \times \ln(DHP_i)^3)$	0,99	Forêts tropicales sèches	Chave et al. (2005)
Exponentiel	Modèle spécifique (Palmiers) $BA_{i (Kg)} = Exp(-2,134+2,530 \times ln(DHP_i))$	-	Pantropical	Brown et al. (1997)
Exponentiel	Modèle générique $BR_{i (Kg)} = Exp(-1,0587+0,8836 \times \ln(BA_i))$	0,84	Pantropical	Cairns et al. (1997)

Équation 11.

Équation 12.

Équation 13.

Équation 14.

 $DHP_i$  = Diamètre à Hauteur de Poitrine d'un arbre i (conventionnellement égale à 1,30 m du sol);  $BA_i$  = Biomasse aérienne de l'arbre i;

 $BR_i$  = Biomasse racinaire de l'arbre i;  $\rho$  = Densité ligneuse du bois pour une espèce donnée  $(g/cm^3)$ ;  $ln(BA_i)$  = logarithme népérien de la biomasse aérienne de l'arbre à partir de laquelle le ratio de biomasse racinaire correspondant est dérivé.

# 5.2.2. Échantillonnage pour l'évaluation du carbone organique du sol

Le travail de terrain comprend trois types de relevés : des observations sur l'occupation du sol, sur l'utilisation des terres et l'échantillonnage de sol proprement dit. Une analyse préliminaire d'images Landsat a permis de dresser un plan d'échantillonnage théorique. Ce plan est basé sur la stratification et a permis de mettre en évidence les différents types d'occupation du sol (Gruijter et *al.* 2006). Le principal critère pris en compte dans cette méthode est la végétation dans ses différents faciès et le second concerne le type de sol. Ainsi, les couches de la carte d'occupation du sol et celles des unités morpho-pédologiques ont été superposées à l'aide du logiciel Arc GIS afin d'apprécier leur distribution (Figure 23).

Dans la démarche, l'échantillonnage dans chaque catégorie d'occupation du sol est basé sur un tirage aléatoire sans remise des mailles d'une grille de 250 m sur 250 m (zone de terroir et les formations forestières de plateaux) et de 20 m sur 20 m de côté (forêt galerie et la mangrove). Ce caractère aléatoire a été utilisé pour éviter toute subjectivité dans le choix des sites. Une fois le tirage effectué, les coordonnées géographiques des sites à prospecter ont été enregistrées dans un GPS dans le but de faciliter leur localisation. Au total, 168 demi-fosses pédologiques ou sondages à la tarière ont été réalisés. Dans chaque site, deux tranches de sol ont été prélevées sur des profondeurs comprises entre 0-20 cm et 20-40 cm. Les prélèvements ont été effectués sur les parois en commençant par les couches inférieures afin d'éviter d'éventuelles contaminations par les couches supérieures. Pour chaque niveau, les tranches issues des six (06) points de prélèvement élémentaire (Figure 24) ont été soigneusement mixées pour en former un seul échantillon composite et réduire ainsi la variabilité locale (Woomer et al. 2004 ; Falahatkar et al. 2014). Cette méthode repose sur l'hypothèse selon laquelle une estimation de la moyenne de la population peut être générée par un seul échantillon composite. Des échantillons composites d'environ 250 g, ont été collectés dans 28 sites représentant globalement 56 échantillons. Ces échantillons ont été pesés à l'aide d'une balance électronique de précision et placés dans des sachets plastiques étanches.

Le prélèvement des échantillons destinés à l'analyse de la densité apparente a été réalisé par la méthode au cylindre. Cette méthode consiste à enfoncer un cylindre d'un volume connu (145 cm³) dans le sol. Dans chaque site deux échantillons ont été minutieusement prélevés en escalier afin d'éviter de perturber le sol (Photo 8).

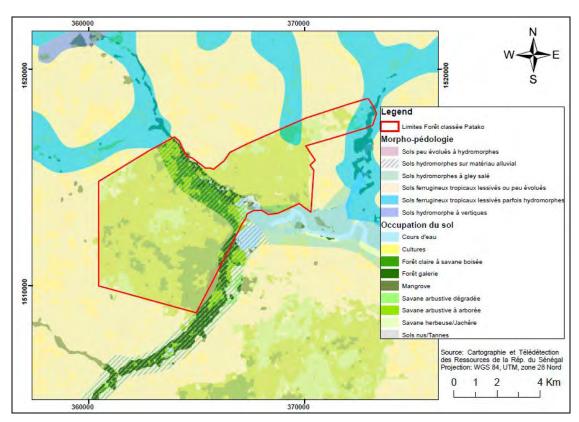


Figure 23. Superposition des unités morpho-pédologiques à l'occupation du sol

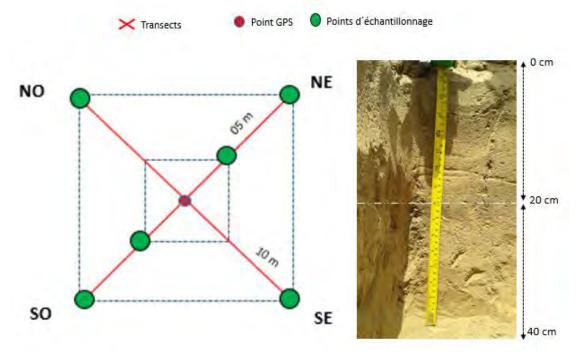


Figure 24. Dispositif de prélèvement d'échantillons de sol



Photo 8. Technique de prélèvement d'échantillons par la méthode au cylindre

# 5.2.2.1. Protocole d'analyse des échantillons de sol

Le calcul des stocks de carbone nécessite d'avoir des mesures de trois paramètres du sol : la densité apparente, les éléments grossiers supérieurs à 2 mm et la teneur ou concentration de carbone organique. Pour mesurer la densité apparente, les échantillons destinés à cet effet ont été introduits à l'étuve pendant 48 heures à 105°C. La masse sèche obtenue a été divisée par le volume donnant ainsi la densité apparente sèche pour chaque couche de sol (g.cm³).

L'analyse des échantillons de sol a été effectuée à l'aide des procédures standards dans les laboratoires (Hinga et *al.* 1980). Le taux d'éléments grossiers est a été estimé après broyage des échantillons de sol et passage dans un tamis de 2 mm. A la fin de cette manipulation, les éléments grossiers restent sur la partie supérieure du tamis tandis que la terre fine qui traverse les mailles de 2 mm est récupérée puis pesée pour déterminer le pourcentage d'éléments grossiers (% Eg).

Enfin le carbone organique a été dosé par la méthode standard de digestion chimique de Wakley et Black (1934). Cette méthode repose sur le principe que le bichromate de potassium oxyde le carbone contenu dans le sol. Le bichromate de potassium change de couleur selon la quantité de produits réduits et ce changement de couleur peut être comparé à la quantité de carbone organique présent dans le sol. La récupération de la teneur en carbone varie de 60 % à 86 %, avec une moyenne de 76 % (Walkley et Black, 1934). En considérant les concentrations de sulfate ferreux et de bichromate de potassium, chaque ml de bichromate

de potassium qui réagit correspond à 4 mg de C. La concentration en carbone dans un échantillon est exprimée en % C et est déterminée comme suit :

Équation 15.

$$C = \frac{(A-B)\times10\times0,004\times100}{P\times A}$$

Avec

*C* : concentration de carbone organique (%*C*)

A : volume de bichromate de potassium utilisé pour le témoin (ml)

B : volume de bichromate de potassium utilisé pour l'échantillon (ml)

10 : volume de bichromate de potassium utilisé pour l'échantillon (ml)

0,004 : nombre de g de C par ml de bichromate

P: poids de l'échantillon titré (g)

100 : facteur pour obtenir un pourcentage.

Les résultats de carbone ont été convertis en Matière Organique (MO) du sol en considérant que 58% du carbone organique de l'humus du sol est constitué de MO (Calvet, 2003). D'autres paramètres tels que la salinité et l'acidité ont été également mesurés. La mesure de ces paramètres s'est faite à partir d'indicateurs clés comme la conductivité électrique et le potentiel hydrogène (pH). La conductivité électrique a été mesurée sur un rapport sol/eau de 1/5 à 25°C tandis que le pH a été dosé à 1/2,5. Ainsi, deux types d'acidité ont été mesurées : l'acidité active (pH eau) et l'acidité échangeable (pH KCl).

# 5.2.2.2. Evaluation des stocks de carbone organique du sol

Les données brutes de COS ont été utilisées pour calculer les stocks de carbone dans le sol pour deux profondeurs : 0 - 20 et 20 - 40 cm. La profondeur supérieure (0-20 cm) a été choisie en partant du principe que le changement d'utilisation des terres affecte en premier lieu le COS dans les horizons supérieurs (Batjes, 1996). Ainsi, pour chaque profil, le COS total a été calculé par sommation des teneurs des horizons prospectés (Bernoux *et al.* 2002). Pour chaque horizon, cette teneur est obtenue en multipliant la concentration de carbone organique du sol dans un échantillon, par la profondeur correspondante et par la densité apparente, avec compensation pour le volume du sol occupé par les fragments grossiers.

L'estimation du carbone organique stocké dans le sol a été effectuée à l'aide de la formule suivante (GIEC, 2003 ; Chen et al. 2009 ; Marco et al. 2010):

Équation 16.

$$COS = \sum_{h=1}^{h=n} COS_h = \sum_{h=1}^{h=n} ([COS] \times \rho \times p \times (1 - Eg) \times 10)$$
horizon

COS = teneur en carbone organique des sols représentative d'occupation du sol étudié, en tonnes C/ha; COS<sub>h</sub> = teneur en carbone organique pour un horizon constitutif du sol, tonnes C/ha; h= horizon ou couche de prélèvement des échantillons de sol; [COS] = concentration de carbone organique dans une masse de sol donnée, obtenue par analyse en laboratoire, g C/kg de sol;  $\rho$  = densité apparente sèche qui est la masse de sol par volume échantillon, tonnes sol par  $m^3$ ; p = profondeur (cm) de l'horizon ou épaisseur de la couche de sol où l'échantillon de sol a été collecté; Eg = pourcentage du volume d'éléments grossiers/100, adimensionnel<sup>11</sup>.

#### 5.2.2.3. Analyse statistique des données sur le carbone organique du sol

Pour l'analyse statistique des échantillons de sol différents tests ont été effectués. Des tests de significativité (P < 0.05) ont été réalisés en vue d'étudier la variabilité du COS au sein d'un type d'occupation du sol et entre les différents types aussi bien sur le plan vertical qu'horizontal. Sur le plan vertical, les stocks de COS présentent un gradient de la surface vers la profondeur. Ce gradient peut être très net, surtout dans les sols forestiers (Elzein et Balesdent, 1995; Bernoux et al. 1998). Quant à la variabilité spatiale, elle se traduit généralement par de forts coefficients de variation, à toutes les échelles de mesure (Wilding et Drees, 1983). Ainsi, la distribution spatiale du COS a été générée par une analyse géostatistique utilisant un algorithme d'interpolation (IDW) sous Arc GIS. Une Analyse multivariée a été effectuée avec pour but d'étudier les relations qui existent entre les différentes variables. En outre, une Analyse de Variance (ANOVA) a été également réalisée à l'aide du Modèle Linéaire Général (GLM type III). Cette analyse a permis de comparer les résultats en fonction des sites d'échantillonnage mais aussi des types d'occupation du sol. L'analyse statistique s'est également effectuée par des tests de comparaison de moyenne de deux échantillons appariés (test Tukey) qui donnent une différence moyennée et un écart type

<sup>&</sup>lt;sup>11</sup> [COS] est généralement calculé pour la fraction de terre fine (le plus souvent < 2 mm). La densité apparente a été corrigée pour la proportion du volume du sol occupée par les éléments grossiers.

en décrivant les niveaux de significativité. Les analyses statistiques ont été conduites à l'aide du logiciel R au seuil de 5 %.

## 5.2.3. Modélisation de la dynamique du carbone

La modélisation de la variation du carbone a été effectuée à l'aide du logiciel GIEC version 2006. Ce logiciel de comptabilisation et de calcul des bilans d'émissions de GES a été mis en place par le GIEC pour une application dans différents secteurs liés à la gestion des ressources naturelles dont celui de l'UTCATF. Pour apprécier la dynamique spatiotemporelle des stocks de carbone dans la forêt classée de Patako et l'agrosystème adjacent, des données de télédétection (occupation et changement d'occupation du sol) ont été combinées aux quantités de carbone estimées dans la biomasse de la végétation ligneuse et le sol en rapport avec la situation de référence (2015) et aux facteurs d'émissions par défaut (niveau 3). Ce système de modélisation fournit des estimations à l'échelle de projet pour les puits et sources de GES liés aux modes d'utilisation des terres, y compris les stocks de carbone séquestré, les émissions de N<sub>2</sub>O et CH<sub>4</sub> dues à la combustion de la biomasse. Il consiste en un ensemble de modules interdépendants qui permettent de prédire la variation des stocks de carbone et des émissions de GES, d'établir des rapports normalisés sur l'état des lieux initial et les différents scénarios de la période considérée.

La méthode de comptabilisation du carbone proposée permet de suivre la variation des stocks de carbone dans les différents types d'occupation du sol et de vérifier l'accroissement des stocks de carbone résultant d'une gestion durable des terres.

#### 5.2.3.1. Estimation de la différence des stocks de carbone

Cette méthode de différence consiste à estimer les stocks des réservoirs de carbone à deux points temporels afin d'évaluer les variations moyennes annuelles des stocks de carbone (Équation 2.5).

$$\Delta C = \frac{\left(C_{t_2} - C_{t_1}\right)}{\left(t_2 - t_1\right)}$$
Équation 17.

Avec,

$$C = \sum_{i,j} \left\{ S_{i,j} \times V_{i,j} \times FECB_{S_{i,j}} \times \left( 1 + Tx_{i,j} \right) \times FC_{i,j} \right\}$$

 $\Delta C$  = Variations annuelles des stocks de carbone dans le pool, tonnes C an<sup>-1</sup>;  $C_{t1}$ = Stock de carbone dans le pool au point temporel  $t_1$ , tonnes C ;  $C_{t2}$ = Stock de carbone dans le pool au point temporel  $t_2$ , tonnes C; S = Superficie, ha; V = Volume de stock en croissance commercialisable, m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>; i = Zone écologique i, j = Domaine climatique j; Tx = Taux de biomasse aérienne par rapport à la biomasse souterraine, tonnes m.s. de biomasse souterraine (tonne m.s. de biomasse aérienne)<sup>-1</sup>;  $FECB_S$  = Facteur d'expansion et de conversion de la biomasse; FC = Fraction de carbone de la matière sèche, tonne C (tonne m.s.)<sup>-1</sup>.

## 5.2.3.2. Estimation des gains annuels de biomasse

Les gains moyens annuels de biomasse ont été estimés à l'aide de l'Équation 2.9. Cette méthode a permis d'évaluer l'augmentation annuelle des stocks de carbone due à la croissance de la biomasse dans les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres. Dans le cadre de cette étude, cette méthode implique le choix des Niveaux 2 et 3 (Équation 2.10) pour lesquels des données d'augmentation annuelle nette ont été utilisées pour estimer  $C_{ce}$  en employant un facteur d'expansion et de conversion de la biomasse.

$$\Delta C_G = \sum_{i,j} \left( S_{i,j} \times Cce_{TOTAL_{i,j}} \times FC_{i,j} \right)$$
 Équation 18.

Avec,

Équation 19.

$$Cce_{TOTAL} = \sum \{I_{V} \times FECB_{A} \times (1 + Tx)\}$$

 $C_{ce\text{-}TOTALE}$  = Croissance annuelle moyenne de la biomasse, tonnes m.s. ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>;  $I_V$  = Accroissement annuel moyen net d'un type de végétation spécifique, m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>.

### **5.2.3.3.** Estimation des pertes annuelles de biomasse

Les pertes annuelles de carbone sont souvent causées par plusieurs facteurs dans un écosystème forestier. Leur estimation prend en compte la diminution des stocks de carbone due aux pertes de biomasse dans les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres (Équation 2.11).

$$\Delta C_{P} = P_{\textit{extraction-de-bois}} + P_{\textit{bois-de-chauffage}} + P_{\textit{perturbations}}$$

 $\Delta C_P$  = Diminutions annuelles des stocks de carbone dues aux pertes de biomasse dans les terres restant dans la même catégorie d'affectation des terres, tonnes C an<sup>-1</sup>.

Les pertes annuelles de carbone dues à l'extraction de bois ont été estimées à l'aide de l'Équation 2.12:

$$P_{extraction-de-bois} = \left\{ R \times FECB_E \times \left(1 + Tx\right) \times FC \right\}$$

R = Extraction annuelle de bois, bois rond,  $m^3$  an<sup>-1</sup>; FECB<sub>E</sub> = Facteur d'expansion et de conversion de la biomasse en volume commercialisable par rapport à l'extraction totale de biomasse, tonnes d'extraction de biomasse ( $m^3$  d'extraction)<sup>-1</sup>. Toutefois, du fait de la non disponibilité des valeurs FECB<sub>E</sub>, le facteur d'expansion de la biomasse pour l'extraction de bois (FEB<sub>E</sub>) et les valeurs de densité ligneuse de base (D) ont été estimés en appliquant la conversion suivante:  $FECB_E = FEB_E \times D$ .

Les pertes annuelles de carbone dues à l'extraction du bois de chauffage ont été estimées grâce à l'Équation 2.13, et les pertes dues aux perturbations de l'écosystème forestier grâce à l'Équation 2.14.

$$p_{bois-de-chauffage} = \left[ \left\{ FG_{arbres} \times FECB_E \times (1+Tx) \right\} FG_{parties} \times D \right] \times FC$$
Équation 22.

 $FG_{arbres}$  = Volume annuel d'extraction de bois de chauffage sur des arbres entiers, m<sup>3</sup> an<sup>-1</sup>  $FG_{parties}$  = Volume annuel d'extraction de bois de chauffage sur des parties d'arbres, m<sup>3</sup> an<sup>-1</sup>

$$p_{\textit{perturbation}} = \left\{ S_{\textit{perturbation}} \times B_w \times (1 + Tx) \times FC \times fp \right\}$$
 Équation 23.

 $P_{perturbation}$  = Autres pertes annuelles de carbone, tonnes C an<sup>-1</sup> (noter qu'il s'agit de la quantité de biomasse perdue dans la biomasse totale;  $S_{perturbation}$  = Superficie affectée par la perturbation, ha an<sup>-1</sup>;  $B_W$  = Biomasse aérienne moyenne pour les superficies affectées par la perturbation, tonnes m.s. ha<sup>-1</sup> et  $f_p$  = Fraction de biomasse perdue en raison de la perturbation. Ce paramètre définit la proportion de biomasse perdue du pool de biomasse.

# 5.2.3.4. Estimation des émissions de GES causées par le brûlage de la biomasse

Les feux de brousse constituent une source d'émission de gaz à effet de serre quasi permanente surtout dans les formations de savane et, en particulier, dans les forêts non aménagées. L'estimation des émissions causées par la combustion de la biomasse a été faite à l'aide de l'Équation 2.27.

Équation 24.

$$P_{feu} = S \times M_B \times c_f \times G_{fe} \times 10^{-3}$$

 $P_{feu}$  = Quantité d'émissions de GES dues au feu, tonnes de chaque GES, par exemple, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, etc ; S = Superficie brûlée, ha ;  $M_B$  = Masse de combustible disponible à la combustion, tonnes ha<sup>-1</sup> ;  $C_f$  = Facteur de combustion, non dimensionnel (valeurs par défaut au tableau 2.6) et  $G_{fe}$  = Facteur d'émissions, g kg<sup>-1</sup> de matière sèche brûlée.

#### 5.2.3.5. Estimation des variations des stocks de carbone des sols

Selon le guide des bonnes pratiques, les pertes des réservoirs de carbone de la biomasse favorisent d'abord, un transfert vers le réservoir de la matière organique morte et par la suite, vers le compartiment sol. L'estimation des variations des stocks de carbone des sols a été faite à l'aide de la méthode par défaut qui prend en compte les variations d'une période de temps bien déterminée. Cette méthode intègre également des valeurs de référence du COS mesurées dans la zone d'étude (Équation 2.25). Les hypothèses de la variation du COS qui ont été émises intègrent la spécificité des types de sol, du climat, des pratiques d'exploitation des terres, mais aussi des variations *quasi* linéaires des stocks de carbone organique des sols en fonction des phases de transition vers un nouvel équilibre.

$$COS = \sum_{c,s,i} \left( COS_{REF_{c,s,i}} \times F_{AfT_{c,s,i}} \times F_{Gestion_{c,s,i}} \times F_{Entr\acute{e}es_{c,s,i}} \times S_{c,s,i} \right)$$
 Équation 25.

COS= Stock de carbone organique des sols ; c = Représente les zones climatiques, s les types de sols, et i le systèmes de gestion ;  $COS_{REF}$  = Stock de carbone de référence, tonnes C ha<sup>-1</sup> ;  $F_{AfT}$  = Facteur de variation des stocks pour des systèmes ou catégorie d'affectation des terres particulière, non dimensionnel ;  $F_{ND}$  se substitue à  $F_{AfT}$  pour le calcul du C des sols des forêts afin d'estimer l'influence des régimes de perturbations naturelles ;  $F_{gestion}$  = Facteur de variation des stocks pour les régimes de gestion, non dimensionnel ;  $F_{Entrées}$  = Facteur de

variation des stocks pour l'entrée de matière organique, également non dimensionnel et S = Superficie de la strate (ha) et ses conditions biophysiques (climat et types de sol).

#### 5.2.3.6. Niveaux d'incertitudes liés aux estimations des variations de carbone

Tout en respectant le principe de l'exhaustivité dans l'inventaire des GES, et conformément aux bonnes pratiques (GIEC, 2006), les gains et les pertes de carbone des forêts ont été estimés. Cette comptabilité carbone a inclus toutes les terres forestières et toutes les catégories d'affectation des terres converties en terres forestières, en prenant en compte les absorptions et les émissions de CO<sub>2</sub> qui leur sont associées.

Pour estimer les variations des stocks de carbone des terres converties en terres forestières, les facteurs d'émissions sont *quasi* identiques à ceux des terres forestières restant terres forestières. A ce propos, le niveau d'incertitude relatif à l'estimation des stocks de biomasse peut être relativement élevé. Cependant, elle a été substantiellement réduite sur la base des observations de terrain et de l'analyse approfondie de la matrice de transfert d'occupation du sol qui met en exergue les catégories de terres converties.

En ce qui concerne l'activité d'extraction de bois (bois rond industriel), le niveau d'incertitude est faible, du fait qu'une telle exploitation n'est pas pratiquée dans la zone d'étude. Toutefois, le niveau d'incertitude est élevé pour l'extraction et la collecte de bois de chauffage et les pertes de biomasse causées par les perturbations. En vue de réduire l'incertitude relative à ces activités, les statistiques forestières nationales ont été utilisées. Ainsi, le niveau d'incertitude a été fixé entre 10 et 15%.

#### 5.4. Résultats

### 5.4.1. Stocks de carbone de la biomasse ligneuse dans la forêt classée de Patako

Le stock de carbone de la végétation ligneuse varie d'un type de végétation à un autre dans la Forêt classée de Patako avec une moyenne de 41,37 tC.ha<sup>-1</sup> (Tableau 19). La forêt galerie renferme le stock le plus élevé aussi bien dans la biomasse aérienne (86,12 tC.ha<sup>-1</sup>) que dans la biomasse racinaire (11,12 tC.ha<sup>-1</sup>). La forêt claire à savane boisée constitue le deuxième

puits de carbone en termes de potentiel moyen de biomasse (51,27 tC.ha<sup>-1</sup>). Quant à la composante arbustive de la végétation, elle se traduit également par des stocks moyens totaux de 32,34 tC.ha<sup>-1</sup> et 19,14 tC.ha<sup>-1</sup>, respectivement pour la savane arbustive à arborée et la savane arbustive.

La différence entre les types de végétation se manifeste par une grande variabilité des stocks de carbone d'une sous-unité d'échantillonnage à une autre. En effet, l'analyse de variance montre une différence significative (P < 0.001), avec des moyennes comprises entre  $0.76\pm0.51~\rm t.C$  et  $3.89\pm2.64~\rm t.C$  respectivement pour la savane arbustive et la forêt galerie. Les quantités élevées estimées dans cette dernière sont dues aux fortes densités de gros arbres, malgré les écarts par rapport au stock moyen ( $\pm2.64~\rm tonnes$  de carbone). Souvent, du fait de l'échelle et de l'homogénéité relative du couvert végétal, de nombreuses placettes de collecte de données étaient localisées sous le houppier des gros arbres. Cela favorise le développement d'arbres de petits diamètres, adaptés à l'ombrage et qui influence leur biomasse. La variabilité des stocks de carbone est également élevée dans la forêt claire à savane boisée ( $2.05\pm1.36~\rm t.C$ ) et la savane arbustive à savane arborée ( $1.29\pm1.33~\rm t.C$ ).

Tableau 19. Distribution des stocks de carbone dans la biomasse aérienne et racinaire

	Biomasse	Biomasse	Biomasse totale			
Type de végétation	aérienne Stock (tC.ha <sup>-1</sup> )	racinaire Stock (tC.ha <sup>-1</sup> )	Stock (tC.ha <sup>-1</sup> )	Moy±E.typ		
Savane arbustive	16,69	2,45	19,14	0,76±0,51 (a)		
Savane arbustive à arborée	28,49	3,85	32,34	1,29±1,33 <sup>(a)</sup>		
Forêt claire à savane boisée	45,34	5,93	51,27	2,05±1,36 (b)		
Forêt galerie	86,12	11,12	97,24	3,89±2,64 (c)		
Forêt classée Patako	-	-	41,37	-		

En considérant l'étendue des différents types de végétation, la savane arbustive à arborée est de loin le type le plus représenté avec 65,36% de la superficie totale de la forêt classée et 51,09% des stocks totaux de carbone (Tableau 20). Avec 844,10 ha (15,31%), la forêt claire à savane boisée stocke globalement 18,97% du carbone séquestré dans la biomasse de cette forêt. Quant à la forêt galerie, bien que représentant moins de 5% (269,50 ha) de la superficie,

son stock total de carbone reste élévé (26 206,18 t.C) comparé à la savane arbustive (15 239,27 t.C).

Tableau 20. Proportion des stocks de carbone par type de végétation

Type de végétation	Superficie (ha)	Superficie (%)	Biomasse totale Stock (t.C)	Biomasse totale Stock (%)
Savane arbustive	796,20	14,44	15 239,27	6,68
Savane arbustive à arborée	3603,10	65,36	116 524,25	51,09
Forêt claire à savane boisée	844,10	15,31	43 277,01	18,97
Forêt galerie	269,50	4,89	26 206,18	11,49
Forêt classée Patako	5 512,90		228 068,67	

### 5.4.1.1. Contribution spécifique au stockage du carbone

Les espèces végétales ligneuses contribuent différemment au stockage de carbone dans la Forêt classéé de Patako (Tableaux 21 et 22). Elles varient en densité, et parfois en grosseurs d'un type de végétation à un autre. Dans la savane arbustive la contribution au stock de carbone est dominée par quatre espèces (88,57%) parmi lesquelles *Combretum glutinosum* occupe la première place avec 56,95 %, soit 7,67±1,30 tC.ha<sup>-1</sup>. *Cordyla pinnata* contribue à hauteur de 18,77 % au stock de carbone, tandis que *Combretum nigricans* (1,07±1 tC.ha<sup>-1</sup>) et *Terminalia avicennioides* (0,65±0,05 tC.ha<sup>-1</sup>) représentent respectivement 7,97 % et 4,88 %.

Les stocks de carbone sont également distribués de manière inéquitable entre les espèces qui constituent les peuplements de la savane arbustive à arborée. Cinq espèces représentent environ 80 % du carbone stocké dans la biomasse de ce type de végétation. En effet, le stock est remarquablement dominé par *Combretum glutinosum* (43,79 %), soit 8,50±0,01 tC.ha<sup>-1</sup>. Les fortes densités enregistrées chez les individus appartenant à cette espèce expliquent sa grande contribution malgré la prédominance des petites classes de diamètre. Le carbone stocké par *Cordyla pinnata* est estimé à 12,43 %. Une proportion légèrement inférieure a été estimée sur les individus de *Terminalia macroptera* (11,81 %). *Lannea acida* contribue à hauteur de 6,42 % aux stocks de carbone (1,24±0,03 tC.ha<sup>-1</sup>, alors que *Acacia macrostachya* occupe 5,36 %.

La contribution des espèces au stock de carbone est plus équitable dans la forêt claire à savane boisée comparée aux autres types de végétation cités plus haut. *Combretum glutinosum* (8,43±0,04 tC.ha<sup>-1</sup>), *Terminalia macroptera* (7,83±0,03 tC.ha<sup>-1</sup>) et *Cordyla pinnata* (4,28±0,05 tC.ha<sup>-1</sup>) représentent respectivement 29,57 %, 27,47 % et 15,04 % des stocks. Ces espèces comptent parmi les plus abondantes des peuplements et contribuent à elles seules à 72 % des stocks de carbone de la forêt claire à savane boisée.

Tableau 21. Contribution au stockage de carbone des espèces exploitées pour le bois d'énergie

Espèces exploitées pour le bois d'énergie	Savane arbustive		Savane arbustive à arborée		Forêt claire à savane boisée		Forêt galerie		P- value
	n	tC.ha <sup>-1</sup>	n	tC.ha <sup>-1</sup>	n	tC.ha <sup>-1</sup>	n	tC.ha <sup>-1</sup>	
Acacia macrostachya	2	$0,02 \pm 0,00$	38	$1,\!04\pm0,\!02$	26	$1,04 \pm 0,01$	4	$0,06 \pm 0,01$	0,035
Combretum glutinosum	136	$7,67 \pm 1,30$	135	$8,\!50\pm0,\!01$	125	$8,43 \pm 0,04$	16	$1,85 \pm 0,17$	0,019
Combretum nigricans	14	$1,\!07\pm1$	9	$0,\!32\pm0,\!01$	2	$0,\!09\pm0,\!02$	3	$0,\!31\pm0,\!09$	0,163
T. avicennioides	17	$0,\!65\pm0,\!05$	3	$0{,}10\pm0{,}03$	-	-	-	-	0,028
Terminalia macroptera	5	$0,\!23\pm0,\!10$	43	$2,\!29 \pm 0,\!04$	136	$7,83 \pm 0,03$	8	$1,73 \pm 0,22$	0,237

Tableau 22. Contribution au stockage de carbone des espèces exploitées pour le bois d'œuvre

Espèces exploitées pour le bois d'œuvre		Savane arbustive		Savane arbustive à arborée		Forêt claire à savane boisée		orêt galerie	P-
		tC.ha <sup>-1</sup>	n	tC.ha <sup>-1</sup>	n	tC.ha <sup>-1</sup>	n	tC.ha <sup>-1</sup>	value
Cordyla pinnata	8	$2,52 \pm 0,31$	7	$4,70 \pm 0,03$	12	$4,28 \pm 0,05$	1	$0,02 \pm 0,00$	0,465
Daniellia oliveri	-	-	5	$2,\!68 \pm 0,\!03$	14	$2,\!07\pm0,\!05$	6	$0,\!18\pm0,\!02$	0,250
Detarium senegalense	-	-	-	-	-	-	17	$14,99 \pm 0,60$	0,001
Khaya senegalensis	-	-	-	-	-	-	30	$40,36 \pm 2,31$	0,001
Lannea acida	3	$0,\!41\pm0,\!16$	7	$1,\!24\pm0,\!03$	4	$0,\!49 \pm 0,\!06$	1	$0,\!02\pm0,\!01$	0,596
Pterocarpus erinaceus	-	-	5	$0{,}19 \pm 0{,}01$	36	$1{,}15\pm0{,}01$	27	$0,65 \pm 0,03$	0,715

Dans la forêt galerie, la contribution la plus importante est assurée par *Khaya senegalensis* (40,36±2,31 tC.ha<sup>-1</sup>) du fait surtout de l'accumulation de biomasse dans les arbres de gros diamètres. Ce stock représente 29,25% des quantités de carbone séquestré dans ce type de végétation. *Elaeis guineensis* représente 17,77%, tandis que *Detarium senegalense* stocke en moyenne 14,99±0,60 tC.ha<sup>-1</sup> (9,68%) du carbone de la forêt galerie. Certaines espèces, bien

que peu abondantes, contribuent beaucoup au stockage de carbone. Il s'agit principalement d'espèces de gros diamètres comme *Cola cordifolia* (7,66%), *Erytrophleum suaveolens* (5,90%), *Ficus spp. etc.* Ces espèces stockent globalement plus de 70% du carbone malgré l'importante diversité enregistrée dans la végétation ligneuse.

#### 5.4.1.2. Biodiversité et stock de carbone

Nous avons démontré dans les sections précédentes que le stock moyen de carbone est compris entre 0,76 et 3,89 t.C. Cette variation a été observée dans l'analyse de la diversité des espèces végétales ligneuses (Indices de diversité de Shannon, H') et suit le même ordre de grandeur. La figure 25 illustre la distribution des stocks de carbone en fonction de la diversité enregistrée dans les sous-unités d'échantillonnage (0,04 ha<sup>-1</sup>). De manière générale, la relation entre ces deux variables n'est pas linéaire si l'on considère le coefficient de corrélation de Pearson (R = 0,41). Cependant, bien que r soit relativement faible, le stock de carbone augmente plus ou moins quand le peuplement est diversifié. L'équation de régression qui décrit cette relation est:

Équation 26

$$C_p = -0.785 + 1.919 \times H_p$$

 $C_p$ : le stock de carbone de la placette p exprimé en tonnes et, H': la valeur d'indice de diversité de Shannon de la placette p.

Les intersections de la projection des moyennes de chaque type de végétation permettent de mieux apprécier la relation qui existe entre la biodiversité et le carbone de la végétation ligneuse. Toutefois, il y a un stock élevé dans certaines stations dans lesquelles la diversité est faible et vice-versa. Cela a été surtout observé dans la forêt galerie et la forêt claire à savane boisée avec des moyennes respectives de 3,89 t.C; H'=1,76 et 2,05 t.C; H'=1,59. La figure 25 décrit également des situations où les stocks moyens de carbone [6-12 t.C] et H'=[1,45-2,25] sont très élevés. Dans la savane arbustive, la savane arbustive à arborée et la forêt claire à savane boisée, beaucoup de stations de collecte de données se caractérisent par une diversité comprise entre H'=0,50 et H'=1,75 avec des individus dominés cependant par des tiges de petits diamètres. Ces petites mensurations impliquent une petite quantité de biomasse, d'où les faibles stocks de carbone (< 1 tonne) enregistrées.

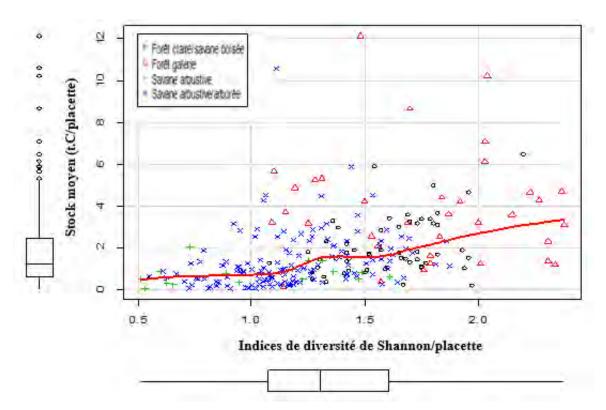


Figure 25. Relation entre la diversité de la végétation ligneuse et les stocks de carbone

# 5.4.2. Stocks de carbone de la biomasse ligneuse de l'agrosystème

Dans l'agrosystème la densité des arbres et le taux de couverture de la végétation ligneuse sont très faibles et contrastent avec ceux enregistrés à l'intérieur de l'aire protégée. Christensen (2010) avait estimé une densité moyenne inférieure à 2 arbres ha-1 pour un intervalle de 0-4 arbres ha-1. La végétation est dominée par un peuplement épars de *Cordyla pinnata* (50 %; ~ 0,80 arbres ha-1), *Azadirachta indica* (26 %; ~ 0,40 arbres ha-1), *Ficus glumosa* (5 % ~ 0,08 arbres ha-1). La biomasse de l'agrosystème varie entre 2-25 tonnes ha-1 avec une moyenne de 8,9 tonnes, soit environ 2,42 tC.ha-1. A quelques endroits, les peuplements de *Cordyla pinnata* constituent des parcs agroforestiers plus ou moins denses. Ces peuplements épargnés par les paysans sont, cependant, vieillissants et il se pose un véritable problème de renouvellement des stocks. Depuis quelques années, on assiste à une dynamique de régénération naturelle d'*Azadirachta indica* sous les houppiers des gros arbres, *Ficus glumosa* en particulier, augmentant ainsi le potentiel en biomasse de la zone de terroir. Cela serait dû à la dissémination des graines de l'espèce par les oiseaux qui transitent d'une cime à une autre. La dynamique a également été observée dans la mise en place de plantations d'une autre espèce exotique (*Anacardium occidentale*).

Dans le but de conserver la diversité végétale ligneuse, de restaurer les terres dégradées de l'agrosystème et d'améliorer les conditions de subsistance des populations locales, un projet pour le Paiement des Services Ecosystémiques (PSE) a été mis en œuvre de manière participative. Ce projet intitulé « Arbres Locaux pour un Monde Meilleur » (ARLOMOM), entend redresser le déséquilibre existant entre l'aire protégée et sa périphérie à travers quatre systèmes de gestion des terres, notamment l'agroforesterie (culture intercalaire), la plantation de bordure, la plantation massive et la régénération naturelle assistée (Tableau 23).

Des espèces locales ont été choisies à cet effet, en accord avec les participants au projet. Leur choix a été fait sur la base de leur importance écologique (fertilisation des sols, lutte contre l'érosion, potentiel élevé de séquestration de carbone) et socio-économique (possibilités d'exploitation des produits forestiers non ligneux, d'exploitation du bois issus des opérations d'élagages dans les plantations massives, etc.). Les plantations agroforestières ont été réalisées en respectant des écartements de 15 m entre les arbres avec un mixage de Faidherbia albida, Cordyla pinnata, Tamarindus indica, Detarium senegalense et Detarium microcarpum. Concernant la plantation de bordure, Cola cordifolia, Pterocarpus erinaceus, Khaya senegalensis, Tamarindus indica et Adansonia digitata, ont été reboisées en alternance autour des parcelles (écartements de 10 m), ramenant ainsi la densité moyenne à 76 arbres ha 1 pour chaque participant individuel. Dans les plantations massives, Pterocarpus erinaceus, Khaya senegalensis, Parkia biglobosa, Detarium microcarpum, Detarium senegalense, Daniellia oliveri et Neocarya macrophylla ont été plantées avec un écartement moyen de 5 m, tandis que pour le système de la RNA Detarium microcarpum, Neocarya macrophylla, Cordyla pinnata, Saba senegalensis et Detarium senegalense ont été reboisées en complément du potentiel de régénération naturelle existant chez des espèces comme Combretum glutinosum, Ziziphus mauritiana, Terminalia macroptera, Pterocarpus erinaceus, Prosopis africana et Daniella oliveri. L'ensemble des espèces précitées ont un important potentiel de séquestration de carbone, mais qui varie d'une situation à une autre.

La densité des arbres dans les parcelles reboisées a beaucoup déterminé le stock de carbone estimé pour chaque type de système de gestion des terres. Les activités agroforestières, avec une densité moyenne de 36 arbres ha<sup>-1</sup>, a enregistré le stock de carbone le moins élevé comparé à la plantation de bordure (40 arbres ha<sup>-1</sup>). Ce système a été choisi en complément de l'agroforesterie et était destiné exclusivement aux participants individuels. Le stock moyen

de carbone cumulé pour un participant est de 22,88 tC.ha<sup>-1</sup>, soit un peu plus que le stock de la savane arbustive.

Tableau 23. Restauration du couvert végétal et additionnalité carbone

Techniques sylvicoles	Densité d'arbres (ha)	Superficie totale plantée (ha)	Carbone séquestré (tC. ha <sup>-1</sup> )	Scénario projet (tCO <sub>2</sub> e.ha <sup>-1</sup> )	Risque buffer (tCO <sub>2</sub> e.ha <sup>-1</sup> )	Carbone certifiable (tCO <sub>2</sub> e)
Agroforesterie	36	29	10,89	36	116	1 044
Plantation de bordure	40	28	11,98	40	123	1 120
Plantation massive	400	8,8	91,82	303	297	2 666
Régénération Naturelle Assistée	400	2,2	91,82	303	74	666
Total	-	-	-	-	610	5 496

Quant à la plantation massive et à la RNA, elles ont été attribuées à des Groupements de Promotion Féminine (GPF). Ici, les efforts de reboisement consentis sont supérieurs, avec des densités avoisinant 400 arbres ha<sup>-1</sup> et un stock potentiel de 91,82 tC.ha<sup>-1</sup> dans chaque catégorie. Toutefois, dans tout projet carbone forestier, il est indispensable pour la plupart des standards, d'établir une évaluation des risques liés à la permanence des stocks de carbone (risque buffer). Ces risques peuvent être liés à une multitude de facteurs écologiques, sociaux, économiques et/ou politico-juridiques. Ainsi, dans le cas du projet ARLOMOM, en suivant la grille d'évaluation des risques du standard Plan Vivo, une rétention de 10 % a été effectuée sur le carbone séquestré par la plantation de chaque participant. Cette rétention a permis de déterminer le scénario du projet, c'est-à-dire l'additionnalité ou encore le bénéfice en carbone dû à la mise en œuvre du projet.

Le stock total certifiable sur le marché du carbone a été estimé à 5 496 tCO<sub>2</sub>e (Tableau 23) dont 2 666 tCO<sub>2</sub>e (48,51 %) sont attribués aux GPFs ayant pratiqué la plantation massive et 39,37 % aux participants individuels dans le système agroforestier en combinaison avec la plantation de bordure. Enfin, le stock certifiable de la RNA a été estimé à 666 tCO<sub>2</sub>e (12,12 %). Cela s'explique par le fait que très peu de terres (2,2 ha) ont été dédiées à cette pratique sylvicole.

### 5.4.3. Teneur et stock du carbone organique des sols

### 5.4.3.1. Teneur en carbone organique des sols

Pour calculer la teneur en carbone du sol la densité apparente a été déterminée pour tous les horizons de prélèvement d'échantillons et dans chaque site. La densité du sol est l'un des paramètres essentiels au calcul des stocks de carbone organique et varie de 0,62 à 1,66 g/cm<sup>3</sup>. Les valeurs les plus faibles ont été trouvées dans la mangrove avec  $0,90\pm0,24$  g/cm<sup>3</sup> entre 0-20 cm de profondeur et  $1,05\pm0,38$  g/cm<sup>3</sup> entre 20-40 cm; tandis que les formations de savane et la zone agricole comptent parmi les sols les plus denses (Tableau 24). Les tests ANOVA ont montré que la densité apparente moyenne est significativement différente d'un type d'occupation du sol à l'autre (P < 0,001); mais tel n'est pas le cas pour les horizons (P = 0,81).

Les concentrations en COS de la forêt classée de Patako et l'agrosystème adjacent varient en moyenne de  $0.32 \pm 0.21$  g.kg<sup>-1</sup> à  $11.99 \pm 6.01$  g.kg<sup>-1</sup> entre 0-40 cm de profondeur. Le minimum de concentration  $(0.01 \text{ g.kg}^{-1})$  est rencontré dans la zone agricole, tandis que le maximum  $(19.94 \text{ g.kg}^{-1})$  se trouve dans la mangrove (Tableau 24). Les concentrations en carbone les plus élevées sont rencontrées dans les horizons 0-20 cm, excepté pour la formation de mangrove où elle est légèrement supérieur en profondeur (20-40 cm).

Les résultats du test ANOVA montrent que les concentrations moyennes de COS sont significativement différentes (P < 0.001) entre les types d'occupation du sol. Le niveau de significativité est cependant faible (P = 0.497) suivant la profondeur (entre 20 et 40 cm) surtout dans la zone agricole (CV = 74,76%). La variabilité est moindre dans les couches superficielles (CV = 51,64% entre 0–20 cm). Les valeurs moyennes de la mangrove et celles de la forêt galerie se distinguent largement des autres. Dans la mangrove on trouve une concentration moyenne de  $11.56 \pm 6.34$  g.kg<sup>-1</sup> dans l'horizon 0-20 cm et  $12.42 \pm 7.05$  g.kg<sup>-1</sup> entre 20 - 40 cm de profondeur. Quant à la forêt galerie, cette variation moyenne verticale est estimée à  $2.52 \pm 0.88$  g.kg<sup>-1</sup> entre 0-20 cm et  $1.31 \pm 0.56$  entre 20-40 cm de profondeur. Les plus faibles concentrations de carbone (inférieures 0.5 g.kg<sup>-1</sup>) dans les horizons 0–20 cm se retrouvent généralement dans la zone agricole. Par contre, dans les formations forestières, notamment dans la forêt claire à savane boisée, la savane arbustive à arborée, la savane

arbustive et les zones de mis en défens, cette faible concentration est rencontrée entre 20-40 cm de profondeur.

Tableau 24. Teneur en carbone organique des sols dans les catégories d'occupation du sol Avec Da= densité apparente du sol et CV= Coefficient de variation

				Carbone Organique du Sol							
Catég ories	8		Da (g/cm³)	Moyenne COS (g.kg <sup>-1</sup> )	Variance	CV (%)	Min	Max			
Agro-		0 - 20	$1,56 \pm 0,07$	$0,40 \pm 0,21$	0,04	51,67	0,13	0,73			
systè- me	Sous culture	20 - 40	$1,45 \pm 0,03$	$0,25 \pm 0,18$	0,03	74,76	0,10	0,58			
	Mise en	0 - 20	$0,90 \pm 0,24$	$0,45 \pm 0,20$	0,04	46,40	0,21	0,59			
	défens	20 - 40	$1,51 \pm 0,06$	$0,19 \pm 0,14$	0,02	73,68	0,03	0,29			
	Savane	0 - 20	$1,61 \pm 0,07$	$0,57 \pm 0,17$	0,028	29,20	0,45	0,76			
	arbustive	20 - 40	$1,49 \pm 0,08$	$0,25 \pm 0,05$	0,002	20,00	0,20	0,30			
	Savane	0 - 20	$1,59 \pm 0,05$	$0,63 \pm 0,07$	0,004	11,00	0,53	0,69			
Terres fores-	arbustive à arborée	20 - 40	$1,49 \pm 0,03$	$0,\!26\pm\!0,\!04$	0,001	15,68	0,24	0,33			
tières	Forêt claire	0 - 20	$1,45 \pm 0,07$	$1,15 \pm 0,42$	0,17	36,11	0,86	1,63			
tieres	à savane boisée	20 - 40	$1,47 \pm 0,07$	$0,34 \pm 0,20$	0,04	57,47	0,21	0,57			
	Forêt	0 - 20	$1,22 \pm 0,18$	$2,52 \pm 0,88$	0,78	35,15	1,59	3,68			
	galerie	20 - 40	$1,44 \pm 0,07$	$1,31 \pm 0,56$	0,32	43,34	0,80	2,20			
	Managazza	0 - 20	$0,90 \pm 0,24$	$11,56 \pm 6,34$	40,15	54,83	6,27	18,58			
	Mangrove	20 - 40	$1,05 \pm 0,38$	$12,42 \pm 7,05$	49,65	56,73	5,97	19,94			

Du point de vue spatial, la combinaison de l'occupation du sol et des teneurs moyennes de COS ont permis de montrer une distribution quasi linéaire par rapport à la présence et à la densité des arbres (Figure 26). La teneur cumulée de COS la plus élevée (23,98 g.kg<sup>-1</sup>) a été mesurée dans la mangrove. Dans les autres terres forestières de la Forêt classée de Patako les moyennes cumulées sont comprises entre 0,82 g.kg<sup>-1</sup> et 3,83 g.kg<sup>-1</sup> respectivement pour la savane arbustive et la forêt galerie. Ces teneurs correspondent au fond vert sombre de la figure 25. Quant aux teneurs les plus faibles, elles varient entre 0,64 g.kg<sup>-1</sup> et 0,65 g.kg<sup>-1</sup> et ont été respectivement mesurées dans les terres mises en défens et la zone agricole. Les faibles concentrations de COS sont majoritairement représentées dans la zone d'étude (fond orange) tel qu'illustrée par la figure ci-dessous.

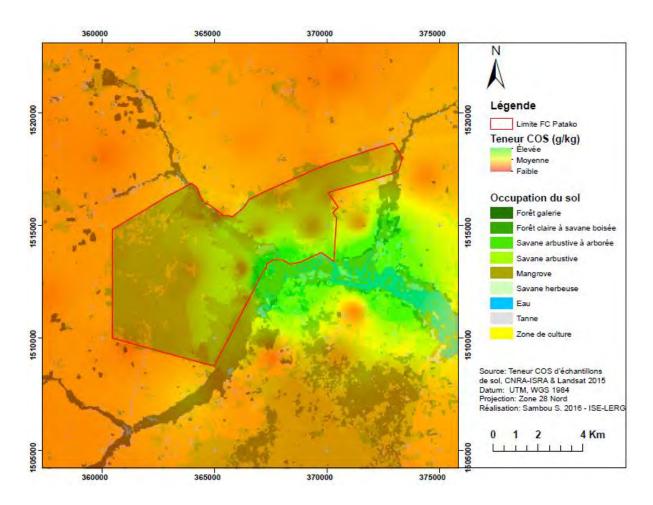


Figure 26. Distribution spatiale de la teneur en COS en fonction de l'occupation du sol

### 5.4.3.2. Facteurs d'influence de la variabilité du carbone organique du sol

La différence observée dans le paysage en termes d'occupation du sol est un facteur déterminant de la variabilité du COS. Considéré dans son ensemble, le COS est significativement différent entre les types d'occupation du sol de la zone de Patako (F= 13,36 ; P <0,001) bien que les proportions mesurées dans la mangrove représentent une importante partie des stocks totaux. Cette variabilité est également influencée, en grande partie, par le taux de couverture de la végétation. En effet, les taux de couverture sont relativement différents d'un type de végétation à un autre (F= 10,54 ; P <0,001). Toutefois, même si une couverture moyenne avoisinante 95 % a été enregistrée dans la forêt galerie, les teneurs en COS de la mangrove sont plus élevées. Dans ces deux milieux (forêt galerie et mangrove) la décomposition de la litière est élevée en raison de l'humidité, ce qui contribue à une augmentation de l'activité microbienne et, par conséquent, à l'augmentation du stock de COS. En revanche, dans les strates forestières de plateau et l'agrosystème, on note une faible

accumulation de litière entrainant une diminution du COS en fonction du taux de couverture végétal. Cela s'explique en grande partie par la défoliation due au stress environnemental (feux de brousse) et par la faible décomposition microbienne de la matière organique pendant la longue période sèche de l'année. Comparativement à la biomasse de la végétation ligneuse, le stock de COS est supérieur dans la forêt galerie en raison de l'importante fraction de matière organique et de la faible occurrence des feux de forêt. En somme le COS varie en fonction des différences morphopédologiques (F= 21,83 ; P <0,001). En effet, six types de sols ont été identifiés dans la zone d'étude (Figure 7; Tableau 25) parmi lesquels la catégorie des sols ferrugineux tropicaux lessivés couvre la plus grande superficie. Ce type de sol se caractérise par une teneur en COS relativement faible comparé à celles mesurées dans des sols à caractère hydromorphes localisés le long des vallées qui abritent la forêt galerie et la mangrove.

L'analyse de la matrice de corrélation montre que le COS est positivement corrélé avec le couvert végétal tel que l'indique la valeur de probabilité de Pearson (P = 0.015). Par contre, CE (dS.m<sup>-1</sup>) n'est pas significativement corrélée avec la teneur en COS (P = 0.622), de même que le pH.

Les résultats d'analyse de l'acidité des sols sont présentés dans la Figure 26. De manière générale les sols de la zone d'étude sont acides avec des valeurs comprises dans la gamme de pH très acides à légèrement acides [4,6-6,6] (Cf. Annexe 5). Le pH eau, également appelé acidité actuelle ou active, est considéré comme celui qui fait subir un stress aux racines et aux micro-organismes. Dans les couches de 0-20 cm de profondeur elle varie entre  $5,57\pm0,50$  (agrosystème) et  $6,35\pm0,32$  (savane arbustive). Dans la plupart des cas, on constate une légère augmentation de l'acidité dans les couches 20-40 cm, excepté dans les parcelles mises en défens  $(5,89\pm0,84)$ , la savane arbustive à arborée  $(5,99\pm0,27)$  et la forêt claire à savane boisée  $(6,31\pm0,23)$ . L'acidité active moyenne (0-40 cm de profondeur) la plus élevée est mesurée dans la mangrove  $(5,40\pm0,56)$  tandis que la plus faible l'est dans forêt claire à savane boisée  $(6,23\pm0,40)$ . Les résultats ANOVA du Modèle GLM démontrent que le pH eau n'est pas significativement différent en fonction du type d'occupation du sol (P>0,05) et de la profondeur.

Le pH KCl est appelé acidité échangeable ou d'échange. L'eau utilisée pour la mesure du pH eau est complétée par du chlorure de potassium (KCl). Le potassium prend la place des ions aluminium et hydrogène présents sur le complexe argilo-humique. Ces ions H<sup>+</sup> sont

facilement extractibles et une fois expulsés sont dosés, en plus de ceux déjà présents dans la solution du sol. Le pH KCl est donc toujours plus acide et plus stable et reflète mieux les échanges de la vie du sol comparé au pH eau qui est souvent considéré comme trop variable selon les années et les conditions de prélèvements. Dans les couches 0-20 cm, le pH KCl varie entre  $5,20\pm0,50$  (agrosystème) à  $5,86\pm0,12$  (forêt claire à savane boisée). Les plus fortes acidités échangeables sont mesurées dans les couches 20-40 cm avec  $4,83\pm0,50$  et  $4,98\pm0,49$  respectivement dans l'agrosystème et la mangrove. A cette profondeur, le pH KCl le plus faible  $(5,76\pm0,34)$  est mesuré dans la forêt claire à savane boisée. Quant au pH moyen (0-40 cm), il est plus élevé dans l'agrosystème  $(5,02\pm0,49)$  et la forêt galerie  $(5,32\pm1,32)$ . On note qu'il n'y a pas différence significative entre les types d'occupation du sol (P=0,393). Cette acidité échangeable ne varie pas également de façon significative en fonction de la profondeur (P=0,189).

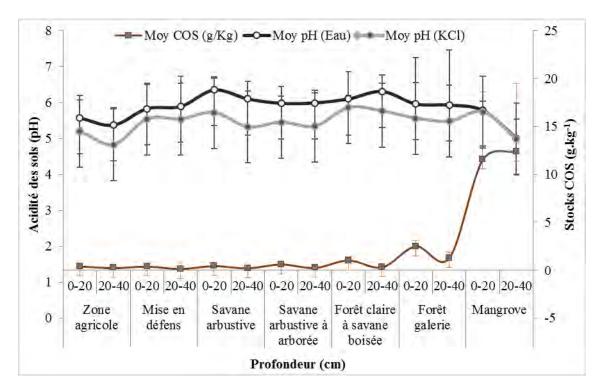


Figure 27. Variabilité du pH et du COS en fonction de la profondeur par occupation du sol

L'écart entre le pH eau et le pH KCl caractérise le potentiel d'acidification du sol. Il renseigne sur les risques d'acidification d'un site dont on connaît par ailleurs le pH eau (Baize, 2000). De façon générale l'écart est plus faible dans les couches 0 – 20 cm comparé aux couches 20 – 40 cm de profondeur. La variabilité des pH en fonction de la profondeur est un paramètre important à prendre en compte dans les stratégies de gestion de la dégradation des sols. Ainsi, le pH optimal est compris entre 6,5 et 8,0, car la plupart des éléments nutritifs

sont assimilables dans cet intervalle de pH (Baize, 2000). En tenant compte de la classification trois catégories sont identifiées :

- Ecart < 0,1 : Il n'y a pas de potentiel d'acidification. Les écarts entre les deux mesures d'acidité sont faibles et sont estimés dans la mangrove (soit 0,04 en moyenne). Ce cas est relativement fréquent pour les sols tropicaux acides et indique que le stade ultime d'acidification est atteint.
- Ecart compris entre 0,2 et 0,5 : on considère qu'il y a un faible potentiel d'acidification. Beaucoup de types d'occupation du sol sont logés dans cette catégorie. Il s'agit, par exemple, des couches 0 20 cm de l'agrosystème (0,37), des parcelles mise en défens (0,29), de la forêt claire à savane boisée (0,24) et de la forêt galerie (0,40). Il s'y ajoute d'autres couches surtout dans les terres forestières.
- Ecart compris entre 0,6 et 1 : on considère que l'acidité échangeable est moyenne. Les valeurs moyennes (couches 0 40 cm) les plus élevées sont mesurées dans les formations forestières avec 0,63 et 0,71, respectivement pour la forêt galerie et la savane arbustive.

Le taux de salinité des sols est généralement faible si l'on se réfère à l'échelle d'appréciation du bureau pédologique de Dakar. Les teneurs mesurées varient entre 11,43 et 163 dS.m<sup>-1</sup> respectivement dans la mangrove et la forêt galerie. La variation des teneurs de salinité n'est significative entre les différents types d'occupation du sol (F=0,693; P= 0,658) et la profondeur de prélèvement (F= 0,41; P= 0,523). Les moyennes des variables sont reportées ( $\pm$  écart-types) dans le tableau 20 (ci-dessous) et la même lettre (a, b et c) indique qu'il n'y pas de différence significative (test Tukey).

Tableau 25. Comparaison de la teneur en COS en fonction des caractéristiques du milieu

Variables		F-value	Pr (>F)	Zone agricoles	Mise en défens	Savane arbustive	Savane arbustive à arborée	Forêt claire à savane boisée	Forêt galerie	Mangrove
Occupation du sol	Moyenne (g.kg <sup>-1</sup> ) (Ecart-type)	13,36	0,001	0,66 (±0,26) <sup>a</sup>	0,64 (±0,34) <sup>a</sup>	0,82 (±0,21) <sup>a</sup>	0,89 (±0,08) <sup>a</sup>	1,49 (±0,61) <sup>a</sup>	3,82 (±1,30) <sup>a</sup>	23,97 (±13,37) <sup>b</sup>
Couvert ligneux	Moyenne (g.kg <sup>-1</sup> ) (Ecart-type)	10,54	0,001	0,28 (±0,49) <sup>a</sup>	1,33 (±1,15) <sup>ab</sup>	2,00 (±2,00) <sup>ac</sup>	2,25 (±0,96) bc	3,33 (±0,58) bc	3,80 (±0,44) °	3,66 (±0,73) bc
Type de sol	Moyenne (g.kg <sup>-1</sup> ) (Ecart-type)	21,83	0,001	0,55 (±0,29) SFTL 0,80 (±0,16) SFTLH	0,64 (±0,34) SFTL	0,82 (±0,21) SFTL	0,89 (±0,08) SFTL	1,49 (±0,61) SFTL	4,02 (±1,49) SH 3,69 (±1,48) SHMA	23,97 (±13,37) SHGS
pH (H <sub>2</sub> O)	Moyenne (g.kg <sup>-1</sup> ) (Ecart-type)	0,807	0,576	5,47 (±0,44) <sup>a</sup>	5,85 (±0,82) <sup>a</sup>	6,22 (±0,34) <sup>a</sup>	5,98 (±0,20) <sup>a</sup>	6,20 (±0,16) <sup>a</sup>	5,94 (±1,39) <sup>a</sup>	5,39 (±0,37) <sup>a</sup>
pH (KCl)	Moyenne (g.kg <sup>-1</sup> ) (Ecart-type)	0,531	0,779	5,01 (±0,42) <sup>a</sup>	5,53 (±0,86) <sup>a</sup>	5,52 (±0,58) <sup>a</sup>	5,39 (±0,29) <sup>a</sup>	5,80 (±0,23) <sup>a</sup>	5,52 (±1,36) <sup>a</sup>	5,35 (±0,34) <sup>a</sup>
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	Moyenne (g.kg <sup>-1</sup> ) (Ecart-type)	0,693	0,658	101,85 (±223,72) <sup>a</sup>	21,15 (±7,42) <sup>a</sup>	49,93 (±60,39) a	40,16 (±35,91) <sup>a</sup>	67,39 (±39,06) <sup>a</sup>	163,57 (±110,08) <sup>a</sup>	11,43 (±4,07) <sup>a</sup>

SFTL: Sols ferrugineux tropicaux lessivés; SFTLH: Sols ferrugineux tropicaux lessivés à hydromorphes; SH: Sols hydromorphes; SHMA: Sols hydromorphes sur matériau alluvial; SHGS: Sols hydromorphes à gley sale.

### Régressions multivariées des facteurs d'influence du COS

En vue d'analyser les principaux facteurs explicatifs de la concentration du COS, plusieurs paramètres sont pris en compte. L'analyse de régression multivariée montre que le modèle élaboré est très significatif (F = 46,49; P < 0,001) avec  $R^2 = 0,91$  et  $R^2$  ajusté = 0,89. Certaines variables expliquent mieux la concentration du COS (Tableau 26). Cela peut être perçu par le niveau de significativé enregistré par rapport à l'occupation du sol (F = 66,69; P < 0,001), la densité apparente du sol (F = 53,50; P < 0,001) et la présence d'activités de paturage (F = 10,13; P = 0,002) dans un site donné. Toutefois, d'autres variables ne sont pas significatives au modèle global. Il s'agit de la profondeur de prélèvement du sol considérée (F = 1,06; P = 0,308) et du pHK (F = 0,043; P = 0,836) mais ils ne pourraient en être dissociées, de risque de réduire la significativité globale du modèle dont l'Akaike Indice Criterion (AIC) = 201,86.

Tableau 26. Analyse de variance du modèle de régression multivariée

Effets	DL	Sommes des carrés	Moyennes des carrés	F-value	Pr (>F)
Occupation du sol	6	698,34	116,39	66,69	< 0,001 ***
Profondeur (cm)	1	1,85	1,85	1,06	0,308
Phk	1	0,08	0,08	0,043	0,836
Densité apparente (cm³/g)	1	93,37	93,37	53,50	< 0,001 ***
Site de pasturage	1	17,67	17,67	10,13	0,002 **

<sup>\*\*</sup> assez significatif; \*\*\* très significatif

### 5.4.3.3. Stock du carbone organique dans le sol

Les stocks de carbone organique de sols (SCOS) sont présentés en tonne par hectare sur une profondeur de 0–40 cm (tableau 27). Les SCOS présentent une variabilité très significative selon les différentes couches de sols, ils sont élevés dans la première couche 0-20 cm. Les vingt premiers centimètres renferment entre 45% et 78% de la totalité du stock de carbone des sols. En dehors de la mangrove, ce stock cumulé varie entre 63% et 78 % du SCOS total.

Les corrélations entre le SCOS des différents types d'occupation du sol sont très significatives (coefficients de corrélations supérieurs à 0,87). L'analyse de corrélation montre que les stocks de carbone organique de sols sont fortement dépendants des conditions environnementales des sites d'études. Ils diminuent de manière significative si l'on considère les écarts entre le stock de la zone de mangrove et les autres catégories. Le SCOS de l'horizon 20-40 cm de la mangrove représente en moyenne 54,52 % avec un taux d'augmentation de 9,04 % en passant de 0-20 cm à 20-40 cm de profondeur. Cette augmentation progressive vers la profondeur est une des caractéristiques intéressantes de la distribution du SCOS et de sa variabilité verticale dans cette zone humide. Par contre, la distribution est généralement inverse pour la majeure partie des types d'occupation du sol. En effet, pour ce cas de figure, le SCOS est plus concentré dans les couches supérieures avec un taux de diminution moyen entre 20-40 cm de profondeur comparé au SCOS de l'horizon de surface (0-20 cm). Le taux de diminution est de l'ordre de 25,27 % (forêt galerie), 55,25 % (forêt claire a savane boisée), 42,57 % (savane arbustive à arborée), 41,90 % (savane arbustive), 51,75 % et 32,22 % respectivement pour les terres mises en défens et la zone agricole. La baisse progressive du SCOS constatée sur la quasi-totalité des sites d'échantillonnage est remarquable dans les types de sols lessivés. Cette variabilité verticale est relativement facile à apprécier à travers l'observation des profils de sol.

Le SCOS total (0-40 cm) varie de 18,64 à 416,72 tCOS.ha<sup>-1</sup> respectivement pour la zone agricole et la mangrove (Tableau 27). Les quantités estimées dans les zones à couverture forestière dégradée sont faibles (≤ 20 tCOS.ha<sup>-1</sup>), comparées à celles dont la densité de la végétation est élevée, de l'ordre de 41,05 à 95,12 tCOS.ha<sup>-1</sup> respectivement pour la forêt claire à savane boisée et la forêt galerie. On distingue également un stock intermédiaire compris entre 24,45 ± 6,15 tCOS.ha<sup>-1</sup> dans la savane arbustive et 26,24 ± 3,66 tCOS.ha<sup>-1</sup> dans la savane arburée à arbustive. Le SCOS de la mangrove (416,72 ± 112,38 tCOS.ha<sup>-1</sup>) doit être considéré avec beaucoup d'intérêt du fait de la particularité de cet écosystème qui représente au moins 65 % des stocks totaux moyens. Cette distribution reflète la disponibilité de matière organique (MO) dans les différents types d'occupation du sol.

Tableau 27. Distribution du COS par type d'occupation du sol

Type de végétation	Stock moyen (t.COS.ha <sup>-1</sup> )	Stock moyen (t.MO.ha <sup>-1</sup> )	Stock total (t.COS)	Stock total (t.MO)
Zone agricole	$18,64 \pm 7,45$	$32,14 \pm 12,84$	-	-
Mise en défens	$19,\!98 \pm 10,\!40$	$34,44 \pm 17,93$	-	-
Savane arbustive	$24,45 \pm 6,15$	$42,15 \pm 10,60$	19467,09	33561,26
Savane arbustive à arborée	$26,24 \pm 3,66$	$45,24 \pm 6,31$	94545,34	162996,17
Forêt claire à savane boisée	$41,\!05 \pm 12,\!63$	70,77 + 21,77	34650,30	59737,12
Forêt galerie	$95,12 \pm 27,85$	$163,98 \pm 48,01$	25634,84	44194,46
Mangrove	$416,72 \pm 112,38$	$718,43 \pm 193,74$	8751,12	15086,93

# 5.5. Caractérisation de la dynamique des stocks de carbone

Avant de caractériser la dynamique des stocks de carbone dans la zone d'étude, il est important de donner un aperçu global sur le potentiel des principaux réservoirs de carbone existant (Figure 28). Ce potentiel constitue la base de la modélisation des stocks de carbone et l'estimation de leurs variations spatiotemporelles. Comme il a été démontré plus haut, le stock de carbone de la biomasse racinaire des arbres est fonction de la biomasse aérienne. Ces deux compartiments présentent des atouts en termes de puits de carbone du fait du potentiel des formations de savanes. Toutefois, en raison des perturbations annuelles qu'elle subit (feux de brousses, consumation du bois coupés, *etc.*), la forêt classée de Patako contribue de manière non négligeable aux émissions de CO<sub>2</sub>.

En outre, le SCOS est positivement corrélé à la biomasse du compartiment aérien. Les végétaux apportent de la matière organique au sol. Dans l'agrosystème de la zone de Patako, en dehors des espaces couverts par les houppiers des arbres, en particulier les peuplements de *Cordyla pinnata*, les apports de matières organiques sont occasionnés par les résidus de récolte et des racines mortes. Dans les terres forestières, par contre, il s'agit d'apports issus des parties aériennes (épigées) et souterraines (endogées). Les apports épigés correspondent aux pluviolessivats entraînés par les eaux de pluies qui apportent au sol de la matière organique. Quant aux apports endogés, ils correspondent à la minéralisation de la matière organique morte issus des racines des arbres.

Le changement d'usage des terres (conversion d'un espace boisé ou d'une zone de culture) s'accompagne de modifications des caractéristiques physico-chimiques du milieu, du mode et du régime d'incorporation des entrées organiques et de la nature même de la matière organique du sol. En fonction des caractéristiques du sol, de son activité biologique et des événements qui l'affectent (fertilisation, labour, *etc.*), le carbone peut être stocké, par rétention sous forme organique, ou déstocké, par libération dans l'atmosphère de carbone minéral sous forme de CO<sub>2</sub>. Le sol est donc un puits ou une source de carbone, en fonction des dynamiques de dégradation des matières organiques fraîches apportées, d'humification et de minéralisation de la matière organique morte du sol.

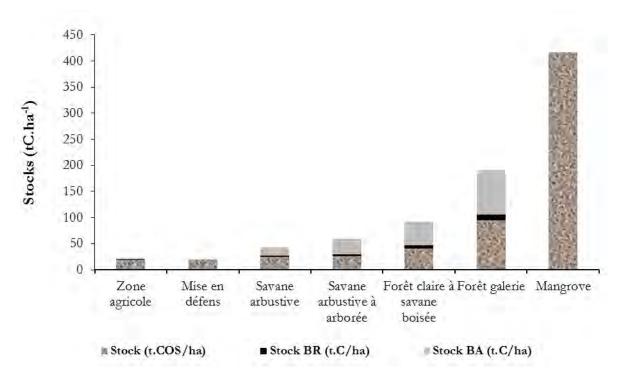


Figure 28. Distribution des stocks de carbone dans les réservoirs BA, BR et COS

### 5.5.1. Modélisation des variations de stocks de carbone dans la FCP

# 5.5.1.1. Variations des absorptions et pertes de carbone

Les scénarios d'augmentation des stocks de carbone varient d'une année à une autre et dépendent de plusieurs facteurs dont la variation des superficies de la catégorie des terres restant terres forestières occupe une place importante. En effet, l'occupation du sol n'étant pas statique, les stocks de carbone évoluent à la faveur de l'extension ou de l'amenuisement des superficies boisées. En 1992, ces dernières étaient estimées à 5578,4 ha dans la forêt

classée de Patako, contre 5533,9 ha en 2015 (Tableau 28-31), soit une diminution de 0,79% (44,5 ha). La catégorie des terres restant terres forestières, se caractérise également par une variation interne des différents types de végétation. Ces variations engendrent des fluctuations du carbone dans la biomasse et dans le sol.

Le scénario de 1992 prédit une augmentation annuelle de 6532,78 tC.an<sup>-1</sup> et un accroissement moyen de 1,17 t.MS.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> dans la biomasse aérienne. La savane arbustive à arborée dispose de 56 % de cette augmentation des stocks de carbone, tandis qu'elle représente 44,54 % en 2001. Au cours de cette dernière, l'augmentation annuelle potentielle est de 6438,22 tC.an<sup>-1</sup> avec un facteur d'accroissement moyen de 1,16 t.MS.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. La forêt claire à savane boisée et la savane arbustive à arborée couvrent respectivement 51,54 % et 44,54 % du potentiel d'accroissement des stocks de carbone de la forêt classée.

En 2010, le scénario présenté montre une augmentation annuelle de 6329,65 tC.an<sup>-1</sup>. L'accroissement moyen de la biomasse est estimé à 1,16 t.MS.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>, soit une baisse substantielle par rapport à l'année 2015 (1,15 t.MS.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>). La savane arbustive à arborée représente 67,13 % (4249,04 tC.an<sup>-1</sup>) des stocks de carbone en 2010, et 64,48 % (4110,77 tC.an<sup>-1</sup>) en 2015, contre 19,87 % et 15,25 % dans la forêt claire à savane boisée, respectivement pour les mêmes années (Tableau 30 et 31).

La dynamique du carbone dans les écosytèmes forestiers se manifeste aussi par des pertes de biomasse. Ces pertes sont, dans la plupart des cas, occasionnées par des activités anthropiques donnant lieu à une exportation de biomasse hors du système. On distingue : les pertes de carbone due à l'exploitation du bois d'œuvre, les pertes due au bois énergie et d'autres types de pertes causées par des perturbations. Ainsi, dans la comptabilité carbone, toutes ces pertes potentielles sont soustraites des absorptions (ou gain brute). En considérant uniquement ces deux paramètres, les tendances du bilan se dessinent car les absorptions de carbone de l'année de base de l'inventaire sont plus élevées que celles de l'année finale, tandis que l'on assiste à l'effet contraire pour les pertes.

Tableau 28. Scénario de variation des stocks de carbone en 1992

Catégories occupation du sol	Terres restant terres forestières (ha)	Accroissemen t annuel biomasse aérienne (t.MS/ha/an)	Accroissement moyen annuel biomasse aérienne et racinaire (t.MS/ha/an)	Augmentati on annuelle stocks carbone (t.C/an)	Perte annuelle carbone due au l'exploitation du bois (t.C/an)	Perte annuelle carbone due au bois énergie (t.C/an)	Autres pertes annuelle carbone (t.C/an)	Baisse annuelle stocks carbone due à la perte de biomasse (t.C/an)	Perte annuelle stocks carbone due aux sols organiques drainés (t.C/an)
Forêt claire à savane boisée	1578,30	1,8	2,30	1818,20	10,80	9,85	130,58	151,24	-
Forêt galerie	812,30	2	2,56	1039,74	5,70	1,55	9,31	16,56	-
Mangrove	9,90	1,8	2,81	13,90	0,69	0,35	1,40	2,45	10,88
Savane arbustive	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Savane arbustive à arborée	3177,90	1,8	2,30	3660,94	6,75	12,90	115,20	134,86	-
Total	5578,40	-	-	6532,78	23,94	24,65	256,49	305,11	10,88

Tableau 29. Scénario de variation des stocks de carbone en 2001

Catégories occupation du sol	Terres restant terres forestières (ha)	Accroissement annuel biomasse aérienne (t.MS/ha/an)	Accroissement moyen annuel biomasse aérienne et racinaire (t.MS/ha/an)	Augmentati on annuelle stocks carbone (t.C/an)	Perte annuelle carbone due au l'exploitation du bois (t.C/an)	Perte annuelle carbone due au bois énergie (t.C/an)	Autres pertes annuelle carbone (t.C/an)	Baisse annuelle stocks carbone due à la perte de biomasse (t.C/an)	Perte annuelle stocks carbone due aux sols organiques drainés (t.C/an)
Forêt claire à savane boisée	2869,50	1,8	2,30	3305,66	6,75	5,60	284,37	296,72	-
Forêt galerie	191,40	2	2,56	244,99	0,85	0,13	-	0,98	-
Mangrove	14	1,8	2,81	19,65	-	-	-	-	17
Savane arbustive	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Savane arbustive à arborée	2489,50	1,8	2,30	2867,90	9,45	13,56	1152	1175,02	-
Total	5564,40	-	-	6438,20	17,06	19,29	1436,37	1472,72	17

Tableau 30. Scénario de variation des stocks de carbone en 2010

Catégories occupation du sol	Terres restant terres forestières (ha)	Accroissemen t annuel biomasse aérienne (t.MS/ha/an)	Accroissement moyen annuel biomasse aérienne et racinaire (t.MS/ha/an)	Augmentatio n annuelle stocks carbone (t.C/an)	Perte annuelle carbone due au l'exploitation du bois (t.C/an)	Perte annuelle carbone due au bois énergie (t.C/an)	Autres pertes annuelle carbone (t.C/an)	Baisse annuelle stocks carbone due à la perte de biomasse (t.C/an)	Perte annuelle stocks carbone due aux sols organiques drainés (t.C/an)
Forêt claire à savane boisée	1091,90	1,8	2,30	1257,87	8,78	4,75	182,81	196,34	-
Forêt galerie	195,30	2	2,56	249,98	4,67	0,69	-	5,36	-
Mangrove	19,60	1,8	2,81	27,52	-	-	-	-	26,67
Savane arbustive	473,30	1,8	2,30	545,24	2,70	5,01	44,00	51,72	-
Savane arbustive à arborée	3688,40	1,8	2,30	4249,04	10,80	10,88	693,25	714,91	-
Total	5468,50	-	-	6329,65	26,95	21,33	920,06	968,33	26,67

Tableau 31. Scénario de variation des stocks de carbone en 2015

Catégories occupation du sol	Terres restant terres forestières (ha)	Accroissemen t annuel biomasse aérienne (t.MS/ha/an)	Accroissement moyen annuel biomasse aérienne et racinaire (t.MS/ha/an)	Augmentatio n annuelle stocks carbone (t.C/an)	Perte annuelle carbone due au l'exploitation du bois (t.C/an)	Perte annuelle carbone due au bois énergie (t.C/an)	Autres pertes annuelle carbone (t.C/an)	Baisse annuelle stocks carbone due à la perte de biomasse (t.C/an)	Perte annuelle stocks carbone due aux sols organiques drainés (t.C/an)
Forêt claire à savane boisée	844,10	1,8	2,30	972,40	4,72	3,72	435,26	443,71	-
Forêt galerie	269,50	2	2,56	344,96	2,85	0,19	1,24	4,28	-
Mangrove	21	1,8	2,81	29,48	-	0,01	-	0,01	16,32
Savane arbustive	796,20	1,8	2,30	917,22	0,67	4,22	87,04	91,92	-
Savane arbustive à arborée	3603,10	1,8	2,30	4110,77	3,04	13,88	105,60	1072,92	-
Total	5533,90	-	-	6374,83	11,28	22,02	629,14	1612,84	16,32

#### 5.5.1.2. Variations des émissions de carbone

L'exploitation du bois est une source importante d'émissions de GES du secteur UTCATF. Cette source d'émissions est dominée par les usages de la biomasse-énergie (usage direct en tant que bois de feu, ou carbonisation), lesquels contribuent pour beaucoup aux émissions de GES comparé aux autres usages du bois notamment pour l'artisanat, la fabrication d'outils, *etc.*). Les outils artisanaux issus du bois soulèvent la question du devenir de la biomasse exportée hors du système forestier. En définitive, la combustion de la biomasse sous forme de bois énergie et/ou de carbonisation occasionne des émissions directes de CO<sub>2</sub> et autres GES. Cela est d'autant plus important que la technologie utilisée a une faible efficacité énergétique.

La forêt classée de Patako est une aire protégée à dominance savane et dont l'occurrence des feux de brousse est quasi annuelle. Cependant, les superficies affectées varient d'une année à une autre, surtout en fonction des stratégies d'aménagement mises en place et de l'engagement des populations locales à faire face au phénomène dévastateur des feux de brousse.

Les résultats des émissions de gaz à effet de serre donnent la répartition suivante : en 1992, année de référence, le méthane (CH<sub>4</sub>) émis équivaut à 0,03 Gg, tandis que le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) reste relativement faible avec environ 0,01 Gg (Tableau 32). Les émissions de GES les plus importantes sont survenues en 2001 et 2015, avec respectivement 0,17 Gg et 0,19 Gg pour le CH<sub>4</sub> et 0,02 Gg pour le N<sub>2</sub>O.

Tableau 32. Émissions de GES et gaz précurseurs de GES dues aux feux de brousse

Années	G	ES	Gaz précurseurs			
	(Gg.CH <sub>4</sub> )	(Gg.N <sub>2</sub> O)	(Gg.CO)	(Gg.NOx)		
1992	0,03	0,01	0,98	0,06		
2001	0,17	0,02	4,97	0,30		
2010	0,07	0,01	1,94	0,12		
2015	0,19	0,02	5,47	0,33		

Parmi les gaz précurseurs, les résultats montrent que le monoxyde de carbone (CO) est émis en grande quantité comparé aux oxydes d'azote (NOx). Au début des années 2000, ces gaz

précurseurs ont considérablement augmenté au vue de la dynamique de dégradation du couvert végétal ligneux qui a prévalu dans la zone et de l'occurrence saisonnière des feux de brousse.

Le cumul de GES de la période d'inventaire est présenté en équivalent CO<sub>2</sub> dans la figure 29. Le N<sub>2</sub>O est un puissant gaz à effet de serre avec un potentiel de réchauffement global (PRG) de 298 et qui subsiste longtemps dans l'atmosphère (environ 120 ans). Quant au CH<sub>4</sub>, son PRG est estimé, de nos jours, à 25 avec une durée de séjour dans l'atmosphère d'environ 12 ans. D'où l'intérêt qu'on leur accorde dans la comptabilisation des émissions de GES. Dans la zone d'étude ces gaz sont principalement produits par la combustion de matière organique.

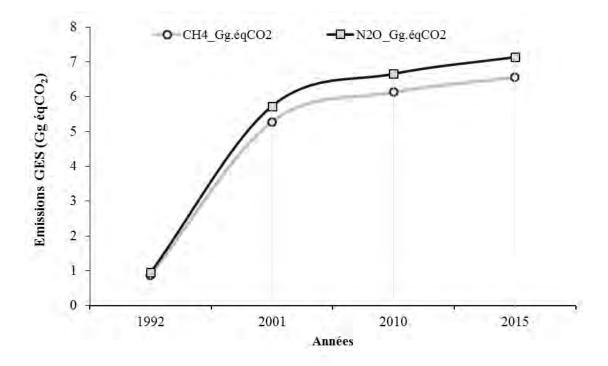


Figure 29. Emissions cumulées de GES dues aux feux de brousse

Dans la zone de terroir, une bonne partie des émissions de GES est saisonnièrement causée par le secteur agricole. En effet, les activités agricoles produisent d'énormes quantités de résidus de matières organiques qui sont généralement brûlés sur place. Cette pratique permet de débarrasser les surfaces récoltées des débris et herbes poussées occasionnellement et d'apprêter ainsi les champs pour la nouvelle saison culturale. Comme dans le cas du brûlage des savanes, le brûlage des résidus agricoles ne constitue pas une véritable source d'émission de CO<sub>2</sub> car une bonne partie du CO<sub>2</sub> émis dans l'atmosphère est réabsorbée au cours des prochaines cultures. Par contre, le brûlage des résidus agricoles s'accompagne d'une

émission de gaz comme le méthane (CH<sub>4</sub>), le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O), le monoxyde de carbone (CO) et les oxydes d'azote (NO<sub>X</sub>).

# 5.5.2. Incertitude globale liée à l'inventaire des GES

L'analyse des incertitudes est présentée conformément aux recommandations de la CCNUCC. Cette évaluation a été appliquée à chaque source d'émissions, à la fois sur les données d'activité et sur les Facteurs d'Émissions (FE) mis en œuvre. L'analyse des incertitudes a été faite en prenant en compte les sources-clés d'émissions/absorptions. De manière générale, les résultats de l'analyse des incertitudes sont largement tributaires des taux d'incertitudes estimés approximativement pour chacune des sources. Les données d'activités utilisées pour la détermination des incertitudes au cours de la période de l'inventaire des GES varient entre 10 et 15 %. Ainsi, pour l'ensemble des sources couvertes par l'analyse, l'incertitude globale agrégée a été estimée à 15 % pour le N<sub>2</sub>O, 21,21 % (CH<sub>4</sub>) et 14,14 % (CO<sub>2</sub>) avec en moyenne 16,78 %.

Il faut préciser, que dans la majorité des cas, et compte tenu de l'absence de FE nationaux, ce sont les FE par défaut du GIEC qui ont été adoptés, ce qui explique donc les valeurs élevées des incertitudes s'y rapportant. En termes de priorités, il serait donc tout à fait pertinent de se focaliser d'abord sur l'amélioration des FE en perspectives des inventaires de GES pour le secteur UTCATF. Entre autres sources, le rapportage des feux requière également beaucoup d'améliorations, surtout en ce qui concerne les émissions directes de GES non CO<sub>2</sub>.

Le traitement croisé des incertitudes avec l'analyse des sources clés d'émissions dans la forêt classée de Patako, fournit des indications sur les cibles prioritaires d'amélioration de l'inventaire. En définitive, les activités d'extraction de bois d'œuvre et d'énergie, se faisant souvent de façon illégale et incontrôlée présentent des niveaux d'incertitudes qui méritent prioritairement une attention particulière.

#### 5.6. Discussion

# 5.6.1. Stock de carbone et sa dynamique dans la biomasse ligneuse et le sol

Les résultats d'évaluation des stocks de carbone dans la biomasse ligneuse de la forêt classé de Patako peuvent être répartis en trois catégories. La première correspond à la composante arbustive et/ou arborée de la végétation dont le stock varie entre 16 et 28 tC.ha<sup>-1</sup>. En comparaison avec d'autres formations forestières du Sénégal, Mbow (2009) considérait ce stock comme intermédiaire. Des quantités similaires ont été estimées dans les années 2003 au niveau des forêts classées de Ouli (12-20 tC.ha<sup>-1</sup>) et de Bala (18-28 tC.ha<sup>-1</sup>). Dans les mêmes latitudes, une étude plus récente a montré des stocks de carbone compris dans cet intervalle au niveau des massifs forestiers de Ribot Escale et Mousdalifa, dans la région de Kaffrine (PROGEDE, 2016). Des stocks relativement faibles ont été estimés dans les formations dégradées de la forêt classée de Wélor (entre 3 et 7 tC.ha<sup>-1</sup>) et une bonne partie des massifs forestiers (Malème Delby, Mbirkilane, Younoféré) de la zone sahélienne du Centre et Nord-Est du pays (1-7 tC.ha<sup>-1</sup>). Ces stocks constituent des indicateurs clés d'un processus de dégradation et de dominance arbustive.

La deuxième catégorie est relative au stock moyen de carbone estimé dans la composante de la forêt claire à savane boisée (45,34 tC.ha<sup>-1</sup>). En effet, même si du point de vue de la taille, cette formation et moins représentative que celles rencontrées dans les latitudes sud du Sénégal, elle entre dans la catégorie des valeurs estimées par Mbow (2009) dans les forêts classées de Mampaye (20-50 tC.ha<sup>-1</sup>) et de Kantora (40-47 tC.ha<sup>-1</sup>). Globalement, de légères différences ont été notées (32-42 tC.ha<sup>-1</sup>) par rapport à la même formation végétale dans la zone d'intervention Est du PROGEDE 2. Toutefois, il faut mentionner que dans la plupart des massifs forestiers de la zone sud du Sénégal, la composante de la végétation boisée est relativement bien concervée et varie en moyenne entre 48 et 52 tC.ha<sup>-1</sup>. D'où l'intérêt de la précision dans la stratification et la définition des types de végétation. A ce propos, nous estimons que le challenge de la surveillance des perturbations, de la dégradation et de l'accroissement de biomasse serait essentiellement de déterminer les zones puits ou sources potentiels de carbone. Les méthodes d'inventaire forestier et de télédétection utilisées pour l'évaluation de la biomasse démontrent toutes les deux des limites mais, ne sont pas en contradiction l'un de l'autre. Au contraire, ces approches peuvent se complèter pour générer de meilleures évaluations de la biomasse. En plus, la composition de la végétation ligneuse,

sa diversité, sa structure verticale et diamètrale influencent de manière significative les stocks de carbone des peuplements (Thompson et al. 2009).

L'essentiel du stock de carbone dans la biomasse se situe au niveau des individus de gros diamètre (> 20 cm). Cependant, la dynamique de séquestration du carbone est portée par les petits individus en pleine croissance (Mbow, 2009). C'est là une des caractéristiques fondamentales des formations de savane. Ces résultats montrent que pour réduire les émissions de carbone issue des savanes, il est primordial de lutter contre la coupe abusive des gros arbres. Par contre, Mbow (2009) suggère que pour promouvoir une contribution durable des savanes à la séquestration du carbone, il est indispensable de mettre en œuvre des stratégies de préservation et de protection des petits sujets.

La troisième catégorie identifiée concerne la composante des galeries forestières. Cette entité de la forêt est certainement la moins étudiée dans le domaine de l'évaluation des stocks de carbone au Sénégal. En effet, compte tenu de son potentiel en biodiversité, elle stocke d'importantes quantités de carbone. Les résultats ont montré que la forêt galerie de la zone d'étude est un refuge pour de nombreuses espèces de gros diamètres et constitue le réservoir de carbone le plus important. Les forêts et les arbres absorbent du CO<sub>2</sub> atmospérique et le stockent sous forme de carbone (C) dans leur biomasse. Ce processus biologique de séquestration du carbone par les forêts a suscité beaucoup d'intérêt, depuis quelques décennies, en tant que méthode attractive d'atténuation du changement climatique (GIEC, 2003; 2007, GOFC-GOLD, 2011). Au delà de favoriser l'atténuation, elles contribuent à renforcer les capacités adaptatives et la résilience des communautés qui en dépendent.

Les pratiques de gestion forestière qui concourent à l'augmentation de la séquestration du carbone incluent : (i) le boisement, le reboisement et la restauration des forêts, (ii) l'augmentation du couvert végétal à travers l'agroforesterie et la plantation d'arbres dans les espaces ruraux, et (iii) le renforcement des stocks de carbone forestier (dans la biomasse et le sol) en adoptant de bonnes pratiques. Les taux de séquestration de carbone dans les terres forestières dépendent non seulement des pratiques de gestion, mais aussi des espèces d'arbres concernées et de l'espace géographique couvert (Lal, 2005). Par exemple, en ce qui concerne la conversion d'une terre agricole en terre forestière, par le biais du reboisement, les taux de séquestration peuvent varier en fonction des espèces choisies (Cunningham et al. 2015). Cette variation a été expérimentée à l'aide de la simulation CO2FIX dans le cadre de la mise en œuvre du projet ARLOMOM autour de la forêt classée de Patako (Sambou, 2011). Un des

critères ayant guidé le choix des espèces reboisées est leur potentiel de séquestration de carbone.

En plus de favoriser la durabilité environnementale, les arbres plantés sont susceptibles de fournir également des revenus et une gamme de produits et services écosystémiques pour les ménages ruraux, contribuant ainsi à la sécurité alimentaire et à l'éradication de la pauvreté (Sambou, 2011). La durabilité environnementale implique aussi la lutte contre de la dégradation des terres et la fixation de l'azote pour substituer l'utilisation d'engrais. L'ensemble de ces avantages environnementaux et socioéconomiques garantissent des bénéfices beaucoup plus importants que ceux tirés de la vente des crédits carbone (Mbow, 2009; FAO, 2010).

# 5.6.1.1. Dynamique des stocks de carbone

La simulation de la dynamique du carbone prend en compte l'impact des activités humaines en intégrant les informations générées sur l'occupation du sol et les changements d'affectation des terres depuis l'année de référence (1992) considérée dans cette étude. La zone de terroir autour de la forêt classé de Patako a connu une dynamique rapide de conversion de terres forestières en terres agricoles (Sambou et al. 2015). Au cours de la même période, d'importantes portions de forêt claire, de savane boisée et de forêt galerie ont diminué en réponse à la pression anthropique. Les mêmes tendances ont été observées plus au sud du Sénégal dans le Département de Vélingara (Liu et al. 2004).

Les changements d'affectation des terres ont été identifiés comme étant une cause majeure de perte de carbone et une source importante de CO<sub>2</sub> atmosphérique (Watson et al. 2000; Wilson et al. 2010; Ayoubi et al. 2012). Les modifications observées dans le paysage de l'agrosystème et des formations de savane ont affecté de manière significative le SCOS. Les résultats ont montré que les sols des formations de savanes représentent près de deux à quatre fois moins de carbone que les sols de la galerie forestière sur une profondeur de 40 cm. Cette distribution suit la classification des types de végétation. En effet, les anciennes terres de savane défrichées et converties en terres agricoles ont les teneurs les moins élevées. Il apparait aussi, qu'il existe une relation positive entre la teneur en COS et le couvert végétal (Woomer et al. 2004; Manlay et al. 2000). Batjes (2001) estimait le stock moyen de l'Afrique de l'Ouest à environ 42 - 45 t COS.ha<sup>-1</sup> pour 1 m de profondeur. La moyenne observée dans la

forêt claire à savane boisée est relativement proche de cet intervalle. Quant au sol de l'écosystème de mangrove de la zone d'étude, il constitue un important puits de carbone. Cette assertion est soutenue par nos résultats qui sont proches des valeurs estimés (433,7 -570,7 t COS.ha<sup>-1</sup>) dans les estuaires d'Afrique centrale entre 0 et 50 cm de profondeur (Ajonina et al. 2014). Feller (1995) déclare qu'un changement d'affectation des terres défavorable, la conversion d'une terre boisée en terre de culture, par exemple, engendre un déstockage de carbone rapide et plus important que le stockage induit par la conversion inverse (Arrouays et al. 2002). Cet impact a été démontré dans le sud du Sénégal par Manlay (2000) qui a trouvé 2,78 kg COS.m<sup>-2</sup> dans les terres de culture arachidière et 5,47 kg COS.m<sup>-2</sup> dans les jachères de 10 ans. La quantité de COS estimée dans les 20 premiers cm de la forêt claire à savane boisée est proche de celle trouvée par Touré et al. (2013) dans les sols sabloargileux (20 ± 6 t COS.ha<sup>-1</sup>) et sols sableux (11 ± 3 t COS.ha<sup>-1</sup>) de Kaffrine, au centre du Sénégal. Dans cette zone, les terres de culture arachidière stockent  $8 \pm 3$  t COS.ha<sup>-1</sup> et  $13 \pm 3$  t COS.ha<sup>-1</sup> respectivement pour les mêmes types de sols de et la profondeur (Touré et al. 2013). A cet intervalle,  $11.75 \pm 6.67$  t COS.ha<sup>-1</sup> ont éte estimés dans la présente étude au niveau de l'agrosystème de Patako qui est globalement dominé par des sols tropicaux lessivés.

Il faut mentioner que la séquestration de carbone dans les sols n'évolue pas de manière linéaire au cours du temps : des expériences menées à long terme montrent que la teneur en carbone des sols augmente rapidement après la mise en place d'un changement d'utilisation du sol ou d'une pratique culturale (Smith et al. 1997a; 1997b) mais que le taux d'accumulation diminue avec le temps. Le stockage du carbone dépend donc du temps de résidence (Balesdent et al. 2000) mais aussi de la cinétique de décomposition de la matière organique par la communauté microbienne du sol. Le potentiel de stockage tend à terme vers un équilibre où les entrées et les sorties se compensent (Lefèvre, 2015). Cet équilibre est déterminé par le contexte biophysique et anthropique et en cela, la matière organique constitue un continuum car elle joue un rôle important dans les fonctionnements physique, chimique et biologiques du sol (Feller, 1995; Manlay, 2000). Selon Dugué (2012) un sol bien pourvu en matière organique offre un milieu plus favorable au développement des cultures et moins sensible aux aléas climatiques. Or, dans l'agrosystème autour de la forêt classée de Patako, la culture arachidière couvre annuellement de vastes superficies et représente une des plus grandes spéculations agricoles. Les pratiques culturales traditionnelles impliquent une exportation de tonnes de matières organiques (paille d'arachide) pour servir de foin au bétail,

laissant ainsi une apparance de sols nus (Sambou et al. 2015). Cela occasionne un déficit de renouvellement des stocks et expose davantage les sols à l'appauvrissement en affectant ses propriétés physiques, chimiques et biologiques (Batjes, 2001). Les résultats ont montré que les sols sont majoritairement affectés par le phénomène d'acidification. Cette forme de dégradation a des répercusions écologiques et environnementales sur l'agrosystème surtout en rapport avec la capacité de rétention d'eau et le cycle du carbone sous forme de stockage et de séquestration du carbone. Le terme général « séquestration », tel qu'il a été utilisé dans le cadre du protocole de Kyoto n'a pas été distingué du terme « stockage », quelque soit la forme de carbone (GIEC, 2007).

La matière organique du sol représente un indicateur clé de la qualité des sols, respectivement pour les fonctions agricoles (production et économie) et environnementales (séquestration du carbone et qualité de l'air). Elle renforce la stabilité et la structure des sols et permet d'augmenter le taux d'infiltration, la capacité de rétention de l'eau, mais aussi la résistance contre l'érosion hydrique et éolienne (Robert, 1996). Robert et Stengel (1999) estiment que la perte de matière organique n'est pas identifiée comme un processus de dégradation spécifique, mais sa teneur dans le sol est généralement faible là où la dégradation est sévère. Or, considérant les faibles densités d'arbres dans le peuplement épars de *Cordyla pinnata* autour de l'aire protégée et des interactions plante-sol-atmophère dans le transfert de flux de carbone, il est important de noter que le potentiel de cette zone en termes d'éligibilité aux projets de boisement/reboisement est élevé. D'ailleurs, Ens et al. (2013) affirment que la quantité de carbone pouvant être séquestrée à travers la réhabilitation des terres dégradées peut être considérable dans des terroirs où cela serait techniquement et socio-économiquement une option viable.

# 5.6.1.2. Dynamique des émissions de CO<sub>2</sub>

Les émissions de carbone des écosystèmes terrestres résultent d'une combinaison de respiration de plantes (autotrophes) et respiration microbienne (hétérotrophes), des activités de déforestation et de dégradation des forêts. Ces activités augmentent considérablement les émissions de plusieurs façons notamment la perte de potentiel de séquestration du carbone par la photosynthèse et la production primaire nette associée, et la combustion de matériel végétal restant à la surface du sol après une perturbation. En effet, en plus du CO<sub>2</sub>, le brûlage des savanes est source d'émission de gaz résultant d'une combustion incomplète et d'autres

facteurs liés à la température de l'air ambiant (GIEC, 2006). Il s'agit des gaz comme le CH<sub>4</sub>, le CO, le N<sub>2</sub>O et les NOx qui sont directement transférés de la biosphère vers l'atmosphère.

De façon générale, la saison des feux de brousse s'étend au Sénégal, de novembre à mai et chaque année d'importantes superficies forestières sont ravagées. Les feux sont essentiellement d'origine anthropique (CSE, 2007). La forêt classée de Patako ne déroge pas à cette règle. Le suivi des feux est assuré au niveau national par le Centre de Suivi Écologique (CSE). L'analyse des images NOAA-AVHRR permet d'obtenir des informations sur ces feux en temps quasi réel. La facilité de détection des feux de brousse à partir des images satellites est due à la température relativement importante comprise entre 500 et 600°C par rapport aux autres parties non consumées (Mbow et al. 2003). Les zones brûlées sont discernables sur l'image sous forme de spots sombres (CSE, 2007). Les feux dits précoces sont destinés à minimiser les risques d'incendies dévastateurs qui consumeraient une importante fraction de biomasse (Menaut, 1993). Par conséquent, il faut noter que la période d'occurrence des feux a des incidences méthodologiques car les facteurs d'émissions diffèrent (GIEC, 2006). Mbow et al. (2003) affirment que la fréquence et l'intensité des feux de brousse ont un impact qui varie dans le temps et l'espace dépendant des superficies affectées et de la température du feu. Depuis le début des années 1990, les émissions de GES composées essentiellement de CH<sub>4</sub>, et de N<sub>2</sub>O et de gaz précurseurs notamment le CO, les NOx, etc. n'ont cessé d'augmenter en dépit des grandes variations interannuelles observées dans la zone d'étude.

Au niveau de l'agrosystème de Patako certains paysans utilisent encore des pratiques agricoles ancestrales faisant ainsi du feu un outil de défrichement et de nettoyage des champs. Toutefois, Mbow (2004) déclare que le Bassin Arachidier n'est pas très favorable à la propagation des incendies à cause des discontinuités de la strate herbacée induites par la présence des zones de culture sur de vastes surfaces. Les interactions entre climat et agriculture sont nombreuses. D'une part, le climat influence l'agriculture via la longueur de la saison de végétation, la température de l'air et du sol, l'absence ou la présence de situation de stress, etc. D'autre part, l'agriculture émet des GES (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O et du CH<sub>4</sub>) qui influencent le climat (Pattey et al. 2007). La qualité et la quantité des apports de matière organique dans les sols ainsi que leur taux de décomposition sont déterminés par les interactions entre le climat et le sol ainsi que par l'utilisation du sol et le régime de restitution des matières organiques (Smith et al. 2004). Les exportations de la production agricole constituent également des

pertes de carbone pour l'agrosystème. Les flux de carbone décrivent un système complexe d'apports et de libération de GES, résumant ainsi de manière simplifiée le cycle biogéochimique du carbone. Les bilans carbone ont été souvent affectés de niveaux d'incertitudes importants liés à des conventions forfaitaires de calcul et d'utilisation des facteurs par défaut. Ces facteurs n'ont pas pris en compte la diversité des pratiques agronomiques et l'utilisation de certains produits utilisés en petites quantités mais qui sont des sources potentielles de GES.

### 5.6.2. Bonnes pratiques en matière de gestion durable des stocks de carbone

Le sol est un système complexe qui tient une place centrale au sein des écosystèmes agricoles et forestiers en intervenant dans la régulation des différents cycles naturels tels que ceux des gaz à effet de serre. De par ses fonctions agro-environnementales, le sol représente à la fois i) un lieu de stockage, un puits de carbone organique et ii) une source par l'émission de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère, gaz à fort effet de serre, qui a une influence sur le changement climatique (Lal et al. 2007). La dynamique du carbone dans les sols forestiers est fonction de deux facteurs. Le premier concerne l'action directe de l'homme sur la végétation et le sol via l'utilisation des terres. En effet, les changements d'usages des sols (défrichements, boisements), l'intensité des prélevements de biomasse ainsi que le travail du sol contribuent à la dynamique de stockage (positive ou négative) des sols. Le second facteur de stockage concerne les modifications du milieu naturel et montre les enjeux liés au climat. Ces enjeux sont plus perceptibles dans le contexte du changement climatique. Ainsi, une augmentation de la température tend à déstocker le carbone du sol en entraînant une minéralisation rapide des matières organiques. Par conséquent, il est nécessaire de suivre la dynamique des stocks de carbone de la biomasse et des sols dans les écosystèmes forestiers ainsi que les agrosystèmes et d'évaluer l'impact des différentes pratiques de gestion.

Il existe une grande variation des teneurs en carbone organique en relation avec les types de sol. Cette teneur en carbone dépend des principaux facteurs à long terme de la formation du sol. Les facteurs déterminant dans la pédogenèse doivent etre considérés pour expliquer le stockage de carbone sur de longues périodes de temps (Batjes, 1996). Toutefois, à court terme, ce sont les changements de couverture végétale ou d'utilisation des terres qui déterminent les variations de carbone. En effet, ces variations sont le plus souvent le résultat d'une mauvaise gestion des terres ou d'un changement positif de l'état du couvert végétal. Le

déboisement, par exemple, entraîne généralement une perte de biomasse et une perte de carbone du sol d'environ 40 à 50% dans le moyen terme. Selon Batges (2001), une part importante de cette perte se réalise dans les 5 ans qui suivent l'activité de déboisement. Le rétablissement de l'équilibre dépendra, en effet, de la nouvelle forme d'utilisation du sol. Ainsi, en mettant en œuvre des activités de boisement, la teneur en carbone organique du sol augmente, progressivement au rythme de l'accroissement des arbres. Cette situation améliore la qualité des sols et favorise une augmentation de l'activité microbiologique.

# 5.6.2.1. Matière organique et fertilité des sols agricoles

Le développement de bonnes pratiques de gestion durable des terres a des effets positifs majeurs sur l'environnement, la résilience des agrosystèmes et la durabilité de l'agriculture. La MO - et donc le COS - assure des fonctions multiples indispensables pour les sols et les agroécosystèmes qu'ils supportent. Ces fonctions sont assurées grâce à leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques :

- stockage et mise à disposition des nutriments pour les plantes. La MO contient beaucoup de nutriments (tels que le carbone) essentiels à la croissance des plantes; elle est d'une grande importance pour le bien-être global du sol, des plantes et des cultures;
- stabilisation des agrégats et de la structure du sol. La MO du sol influence les agrégats du sol et donc la structure du sol. Elle influence également la formation des pores des sols essentiels au transport de l'eau et de l'air. Elle conditionne ainsi de nombreux caractères et propriétés physiques des sols tels que la capacité de rétention en eau, la résistance au tassement, l'aération du sol, la susceptibilité à l'érosion, etc.
- source d'énergie pour les organismes du sol. La MO contient beaucoup de nutriments essentiels pour le bien-être des animaux, insectes et autres organismes qui vivent dans le sol.

Une perte de MO du sol et donc de COS, surtout lorsque les niveaux initiaux sont relativement faibles, comme dans la zone de Patako (région sèche), se traduit invariablement par la dégradation des sols et de leurs fonctions associées, notamment celle de production agricole. Cela provoque un cercle vicieux de dégradation : dégradation des sols, déclin de la productivité agronomique, insécurité alimentaire, malnutrition et famine (Figure 30). Au contraire, augmenter la MO du sol améliore directement la qualité et la fertilité du sol

contribuant ainsi à la résilience et la durabilité de l'agriculture et, de fait, à la sécurité alimentaire des populations locales. Ainsi, la teneur en COS peut être considérée comme un indicateur principal de la qualité des sols, à la fois pour leurs fonctions agricoles et environnementales. L'augmentation de la MO du sol et du stock de carbone qu'elle contient a un impact direct sur la qualité et la fertilité du sol. Des sols plus riches en matière organique permettent également de supporter une végétation plus diversifiée, ce qui, en général, permet l'établissement d'une biodiversité plus riche.

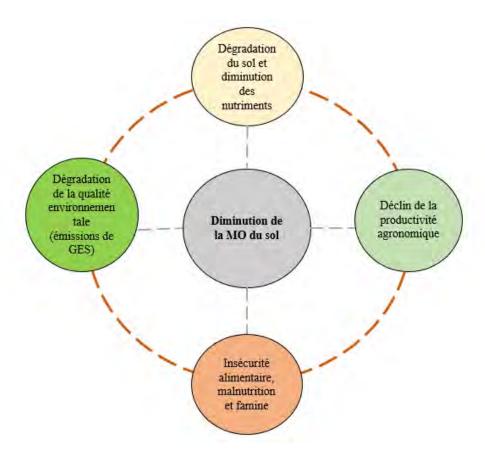


Figure 30. Cercle vicieux de la dégradation des stocks organiques des sols

Les modes de gestion des sols qui permettent de préserver le carbone qui y est stocké sont primordiaux pour le contrôle de la concentration en carbone atmosphérique. Ils contribuent à l'atténuation du changement climatique en ralentissant l'augmentation du taux de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère. Les modifications d'usage des terres (comme la déforestation) et certaines pratiques agricoles inadaptées (comme le brûlis) peuvent conduire à une libération nette de carbone des sols dans l'atmosphère et aggraver les problèmes liés aux gaz à effet de serre.

Les modes de gestion des sols permettant le maintien du carbone stocké contribuent également à une gestion agronomique durable en améliorant la fertilité des sols agricoles. Ils sont la plupart du temps synonymes de réhabilitation et de durabilité de la gestion des terres.

Le maintien d'un certain niveau de carbone dans les sols se traduit souvent par des bénéfices sur de nombreux plans comme la lutte anti-érosive et le maintien de la fertilité. Le maintien, voire l'augmentation, du COS est primordial pour la prévention ou la récupération des terres agricoles dégradées et, *in fine*, pour la sécurité alimentaire des populations rurales vivant autour de la forêt classée de Patako en particulier et du Sénégal de manière genérale.

La figure 31 schématise deux situations très révélatrices des pratiques agricoles. En effet, elle illustre que les mauvaises pratiques culturales induisent un appauvrissement des sols (Figure 31-A), tandis que les bonnes pratiques culturales induisent un feedback positif dans l'interface sol-plante (Figure 31-B).

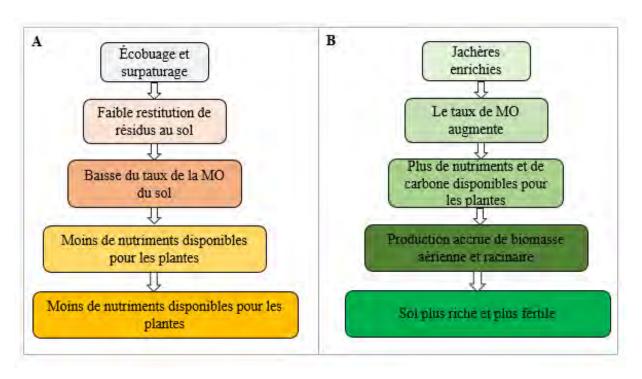


Figure 31. Effets d'une mauvaise pratique culturale (A) et d'une bonne pratique culturale (B) sur la fertilité des sols

#### 5.6.2.2. Techniques culturales favorisant l'apport de matières organiques

Les techniques culturales concernent principalement la gestion de la matière organique des sols par des apports organiques sous forme de compost, de fumure organique ou de paille (ou mulching) :

- La fabrication de compost consiste à mélanger des résidus de culture (tiges de mil, sorgho...) avec des déjections animales. Ces mélanges sont mis dans des fosses et arrosés régulièrement pour favoriser leur décomposition.

- Les fumiers proviennent de parcs agroforestiers comme la « poudrette » d'étables où séjournent les animaux. Cette technique est plus utilisée que le compost car elle nécessite moins de travail.
- Une autre technique consiste, par exemple, à poser la paille de mil ou de sorgho sur le sol à une densité d'environ 3 à 5 tiges par m². Cette paille apporte de la matière organique, diminue l'évaporation de l'eau et fait obstacle à l'érosion éolienne ; elle permet ainsi de maintenir un certain niveau de fertilité du sol.

Ces procédés bénéficient aux organismes vivant dans le sol, accroissent la séquestration de carbone, préservent la biodiversité et contribuent également au bien-être général de l'écosystème pédologique.



Photo 9. Bonnes pratiques d'agriculture durable et de séquestration du carbone

Des pratiques comme le surpâturage, la déforestation et la monoculture sont toutes des formes de gestion du sol non-durables, qui peuvent entraîner une dégradation sévère des sols. L'exploitation de ressources pédologiques saison après saison constitue un problème majeur, car elle épuise le sol. Cependant, il est possible de changer cette mauvaise pratique en adoptant des techniques plus durables comme la rotation des cultures et du bétail afin de maintenir les niveaux de nutriments dans le sol et de renforcer la capacité de stockage de carbone des sols.

Les techniques agroforestières et de Régénération Naturelle Assistée (RNA) contribuent à une bonne gestion de la fertilité des sols. Dans les zones soudano-sahéliennes du Sénégal, en particulier dans le Bassin arachidier, les systèmes agroforestiers associant des arbres à des cultures annuelles représentent une solution durable pour augmenter les stocks de carbone des sols. En plus de ce service environnemental, l'ombrage des arbres réduit la température du sol et l'évapotranspiration des cultures. Les espèces d'arbres sélectionnées doivent être d'une grande utilité pour les ménages et représenter également une valeur commerciale sur le marché local, voire regional. Toutefois, les tentatives de densification du couvert ligneux pour promouvoir l'agroforesterie doivent prendre en compte la compétition souterraine pour l'eau entre la culture et les arbres. Cependant, la RNA des arbres et arbustes peut pallier ces difficultés et même conduire localement à une extension et une densification des arbres dans les terroirs cultivés. Cette technique sylvicole consiste à protéger et à entretenir les espèces ligneuses qui poussent naturellement dans un champ ou un espace sylvo-pastoral. Il s'agit ensuite de sélectionner et de laisser des jeunes pousses naturelles.

# 5.6.2.3. Bonnes pratiques en matière de gestion des feux de forêt

Les feux de brousse sont des feux incontrôlés en milieu rural quelles que soient leur cause et leur origine. La lutte contre les feux incontrôlés a pour objectif de minimiser les effets des feux tardifs sur le couvert végétal, les sols et autres biens de l'homme et cela dans l'optique d'une production agro-sylvo-pastorale soutenue. Les feux de brousse incontrôlés contribuent à fragiliser la végétation responsable de la séquestration du carbone et peuvent contribuer à la perte de la diversité biologique. La lutte contre les feux de brousse comporte des techniques de détection des feux, des techniques préventives et des techniques de lutte active. Une des stratégies consiste en l'application des feux précoces et la réalisation de pare feux. En effet, les actions de lutte préventive doivent amener les populations à trouver une forme de valorisation de la strate herbacée.

#### **Conclusion**

La végétation ligneuse et les sols de la zone d'étude constituent d'importants réservoirs de carbone qui comportent de multiples interactions. De façon générale les résultats ont montré que les stocks de carbone dans la biomasse ligneuse diminuent suivant un gradient de dégradation du couvert végétal et de la densité des arbres. Dans le même ordre, le carbone organique du sol a suivi cette logique de diminution, en mettant en exergue deux extrêmes

notamment la forêt galerie et l'agrosystème. La mangrove a été prise comme un cas isolé en raison de la particularité de cet écosystème. En effet, son stock de carbone organique du sol est de loin plus important comparé aux autres types de formations végétales (environ neuf fois plus) et à l'agrosystème (environ vingt fois plus); ce qui fait de lui un véritable puits de carbone. Cependant, les variations des stocks de carbone ont été fortement tributaires de la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol, mais aussi de l'utilisation des terres. L'intégration de ces catégories d'absorptions/émissions de CO<sub>2</sub> était fondée sur la nécessité d'avoir une cohérence technique dans les calculs, dans la mesure où ces sources d'émissions sont très liées. Le concept d'un secteur unifié « UTCATF » (agriculture, forêts, terres) a permis d'analyser de manière globale et simultanée le stockage de carbone et les émissions de GES tout en évitant les doubles comptages et les omissions. Cette analyse a permis également de jeter les bases d'une meilleure compréhension des facteurs de variation des stocks de carbone et des options de prise de décision notamment les bonnes pratiques de gestion des terres pour limiter les émissions de GES et augmenter la résilience des communautés rurales.

# 6. Conclusion générale et perspectives

Plusieurs approches méthodologiques ont été adoptées dans le cadre de cette étude et ont permis d'explorer les potentialités des réservoirs de carbone les plus importants dans les terres forestières et les terres agricoles. Ces approches concernent d'abord une analyse diachronique de l'occupation du sol, ensuite un inventaire de la végétation ligneuse ayant permis de caractériser le potentiel en biodiversité végétale ligneuse et en stock de carbone dans la biomasse, et enfin une évaluation du potentiel en carbone organique du sol. En définitive, la connaissance de ces potentiels a servi de base à la modélisation des variations de stocks et émissions de carbone dans les différentes catégories d'occupation et d'utilisation des terres.

Si l'on s'en tient à la définition du concept de déforestation, il est important de signaler que ce phénomène est resté relativement faible au sein de l'aire protégée circoncrite car l'expansion des superficies agricoles n'a pas beaucoup évolué depuis les années 1990. Par contre, dans la zone de terroir, la déforestation a été intense entre les années 1990 et 2010 en faveur des terres de cultures. Quant à la dégradation, elle connait, à l'image de beaucoup de forêts classées du Sénégal, une dynamique forte causée par une multitude de facteurs anthropiques parmi lesquels l'exploitation du bois énergie et du bois d'oeuvre, le surpaturage, etc., sont les plus prépondérants. L'analyse spatiale basée sur les changements d'occupation du sol a montré que les plus importantes dynamiques se sont déroulées dans la zone de terroir. Les formations végétales ont connu une régression moins perceptible au niveau de la Forêt Classée de Patako. Cependant, certaines formations notamment la forêt galerie et la forêt claire ont reculé de manière significative.

Depuis des décennies, le taux de déforestation à l'interéieur de l'aire protégée de Patako est relativement faible. Les résultats de la présente étude soutiennent que le défi majeur, pour tout mécanisme incitatif privilégiant la restauration du paysage forestier et la séquestration du carbone, est de lutter contre la dégradation et les facteurs qui y concourrent. A cet effet, nous suggérons que toute tentative de mise en œuvre d'un projet carbone (REDD+, UTCATF) rentable et facilement réalisable ne doit pas sous-estimer les forces socio-économiques qui

sous-tendent la dégradation forestière dans un contexte de forte démographie et de dépendance des communautés rivraines aux ressources de la forêt.

Bien que la structure des peuplements soit inéquienne et multispécifique, le phénomène de la multicaulie caractérise de manière genérale les arbustes dans les formations de savanes. Il existe une corrélation linéaire entre la densité des arbres et le nombre de tiges. Cependant, les structures réalisées montrent une domminance des classes de diamètre < 20 cm et décrivent un J inverse, montrant une bonne adéquation des densités observées par rapport à la distribution théorique de Weibull. L'analyse d'autres paramètres structuraux a permis de démontrer que la forêt classée de Patako a un bon potentiel de régénération naturelle malgré les perturbations qu'elle subit annuellement. En dépit de sa taille réduite, la forêt galerie constitue le type de végétation le plus représentatif en termes de biodiversité, d'équitabilité dans la répartition des effectifs autour des espèces et d'abondance d'arbres de gros diamètres (> 50 cm) comparé aux autres types de végétation. Cette dominance a une influence sur la distribution des stocks de carbone car il a été constaté que les arbres de gros diamètres, même avec un effectif réduit, peuvent constituer un important réservoir de carbone dans leur biomasse. Toutefois, les arbres de la catégorie des petites classes de diamètres entretiennent la dynamique de l'écosystème forestier en assurant le renouvellement des stocks de carbone.

Le potentiel carbone est relativement important mais varie beaucoup d'un type de végétation à un autre. Les tests ANOVA (analyse de la variance) ont montré une différence significative entre la moyenne des données observées. Dans cet ensemble, la contribution spécifique au stockage du carbone est paradoxalement entretenue, d'une part, par les espèces utilisées pour les besoins de bois énergie (Combretum glutinosum, Terminalia macroptera, Acacia macrostachya, Combretum nigricans) et, d'autre part, pour le bois d'œuvre (Khaya senegalensis, Cordyla pinnata, Daniellia oliveri, Detarium senegalense, Pterocarpus erinaceus, Lannea acida). Les prélevements de biomasse entrainent des variations de stocks de carbone se traduisant ainsi par des émissions, à court et moyen termes, de CO<sub>2</sub> atmosphérique (feux de brousse, bois énergie) ou, à long terme, en fonction du devenir ou de l'utilisation qui est faite de cette biomasse (bois d'œuvre et de service).

Le sol est un grand réservoir de carbone dont le potentiel d'atténuation du changement climatique est prouvé. Cependant, son capital carbone est largement tributaire de la disponibilité de matière organique dont la végétation est le principal pourvoyeur (litière composée de feuilles mortes, d'écorces, de débris et résidus de récolte, etc.). Le COS

augmente linéairement avec la surface terrière totale des peuplements. Cependant, la mangrove fait exception à cette règle, puisque malgré sa surface terrière relativement moyenne, son réservoir de carbone du sol est largement supérieur à celui des autres formations végétales réunies. Les résultats ont montré que la concentration du COS est plus élevée dans la mangrove et la forêt galerie comparés aux formations de savane et aux terres agricoles. Plusieurs facteurs expliquent cette concentration enregistrée dans les savanes et les terres agricoles. Il s'agit, entre autres, du type de sol (dominé dans la zone d'étude par une composante de sols tropicaux lessivés), du taux de couverture des arbres, des paramètres physico-chimiques du sol et autres stress environnementaux comme l'occurrence et l'intensité des feux de brousse.

Tenant compte des facteurs déterminants l'accumulation de biomasse (absorption de carbone) et des émissions de CO<sub>2</sub> causées par sa perte, les résultats de la modélisation montrent que les stocks de carbone varient d'une année à une autre. Cette dynamique dépend des variations sptatio-temporelles de l'occupation des terres et du bilan des flux de carbone entrant et sortant. Toutefois, il faut mentionner que la capacité de séquestration de la forêt classée de Patako a diminué, tandis que les émissions de GES ont substantiellement augmentées au fil des années. Dès lors, le défi lié à la réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation se pose avec acuité.

Lever ce défi a nécessité, d'une part, le boisement/reboisement de la zone de terroir (agrosystème) pour la création d'une zone-tampon. Cette initiative a été entreprise par le projet ARLOMOM, avec une forte implication des communautés locales vivant autour de l'aire protégée. La comptabilité carbone de ce projet PSE n'avait pas pris en compte le réservoir sol dont le potentiel ne doit pas être sous-estimé, surtout dans le contexte d'une nouvelle affectation des terres. Il est donc important de considérer les potentialités des différents réservoirs de carbone de la forêt classée de Patako et l'agrosystème adjacent dans les options d'atténuation et/ou d'adaptation au changement climatique. D'autre part, il est envisagé la mise en œuvre du plan d'aménagement de la forêt classée de Patako en vue de promouvoir une gestion durable des stocks de carbone.

De nos jours, il existe une diversité d'outils relativement performants de modélisation des stocks de carbone et de leur dynamique dans les formations multispécifiques des savanes. Par conséquent, il ne faut pas considérer que les seules données générées à partir des simulations de longue durée (*ex-post* et/ou *ex-ante*) peuvent permettre de prédire avec exactitude la

dynamique du carbone de la biomasse ligneuse. Même si les outils de modélisation carbone restent pertinents et peuvent aider à une meilleure connaissance des stocks de carbone et leurs variations spatio-temporelles, les estimations qu'ils fournissent sont souvent assez grossières, car laissant planner un certain nombre d'incertitudes liées à des facteurs biophysiques et socio-économiques (augmentation de la population autour de l'aire protégée, pression supplémentaire sur les ressources forestières et foncières induisant une déforestation et une dégradation, amélioration des technologies d'exploitation du bois, etc.). Bien qu'il y ait eu de nombreuses études réalisées dans ce sens, il y a encore un besoin de développement de méthodes robustes plus adaptées à l'échelle locale. Cette étude n'a pas permis de s'affranchir totalement de l'utilisation des données secondaires pour la modélisation des stocks de carbone. Elle a consisté à combiner des informations spécifiques à la zone d'étude et des informations générales pour produire des facteurs d'expansion et d'accumulation de la biomasse.

Cette étude a apporté un référentiel sur la capacité de stockage de carbone des types de végétation savanicoles et de galerie forestière de la forêt classée de Patako ainsi que l'agrosystème adjacent. Elle a permis d'estimer les stocks de carbone de la biomasse ligneuse vivante (biomasse aérienne, biomasse racinaire) ainsi que la contribution spécifique au stockage du carbone forestier. Cependant, l'évaluation des quantités de carbone séquestrées dans la nécromasse (bois mort sur pied, bois mort gisant et litière) n'a pas été prise en compte dans le cadre de cette thèse. Les apports de ces compartiments sont fonction de la quantité et de l'état de la biomasse ligneuse. Toutefois, il faut mentionner que la contribution de ces compartiments au stockage de carbone n'est pas négligeable dans les formations de savanes. Il est donc essentiel d'intégrer ces compartiments dans les futures campagnes d'évaluation des stocks de carbone et leur dynamique afin de donner un aperçu global sur le potentiel de séquestration de carbone des écosystèmes de savanes.

Par ailleurs, il a été démontré que le COS diminue, de facon générale, sur un gradient vertical suivant la profordeur. Cette diminution laisse entrevoir d'importantes quantités de COS dans les horizons supérieurs, ce qui justifie leur échantillonnage au détriment des celles inférieures. Les niveaux de prélèvement d'échantillons de sol choisis dans le cadre de ce travail de recherche, répondent à un choix d'ordre méthodologique. Même si la méthode est assez représentative, elle a conduit, *ipso-facto*, à des résultats qui ne donnent pas une appréciation hollistique de la distribution verticale du COS et ses variations sur une profondeur totale de 100 cm en considérant des tranches égales (ex : 0-20; 20-40; 40-60; 60-

80; 80-100 cm). Or, la quantité de carbone stockée dans chaque couche pourrait renseigner sur l'horizon qui stocke le plus de carbone, sachant que le carbone est plus stable dans les horizons profonds comparé aux horizons superficiels.

De nos jours, les estimations de la biomasse pour l'évaluation des stocks de carbone se font de plus en plus à l'aide d'équations allométriques. Ces dernières ont été élaborées sur la base de méthodes destructives en tenant compte rigouresement d'un certain nombre de lois statistiques. Face à ces contraintes, beaucoup de chercheurs s'orientent vers la construction de modèles allométriques monospécifiques. En outre, il existe des modèles qui sont conçus dans des conditions forestières et environnementales particulières. Leur application à plusieurs espèces augmente la propagation des erreurs et affecte la fiabilité des données estimées. Pour résoudre ce problème, il est nécessaire d'élaborer un programme integré de gestion des stocks forestiers ligneux qui accorde une place importante à la construction de modèles allométriques dans les formations de savanes.

Des avancées significatives ont été réalisées dans ce domaine à travers les travaux de recherche de l'Institut des Sciences de l'Environnement (Mbow, 2009). Il est cependant envisageable de chercher une plus grande représentativité du point de vue de la taille des échantillons et de la couverture spécifique en vue de réduire les erreurs et l'effet de leur propagation pendant la mise à échelle. Pour ce, les espèces doivent être classifiées en fonction de leur zone écogéographique et écologique et en tenant compte de leur IVI. Cela permettrait de connaître les principales espèces et leur potentielle contribution dans les peuplements de savanes.

En vue de minimiser la dégradation induite par l'abattage des arbres lors de l'échantillonnage destructif de la biomasse, la technologie améliorée de cubage du bois (ex: Criterion RD 1000, dendromètre Trupulse...) devrait être utilisée. En effet, un échantillon relativement représetatif d'arbres dont la biomasse est estimée par le biais de la méthode destructive suffit pour élaborer des facteurs d'expansion. Cette approche implique également l'application des méthodes d'échantillonnage pour la détermination de la densité du bois avec la tarrière de Presler. La densité du bois est un paramètre extrêmement important dans l'estimation de la biomasse par la méthode non destructive car elle varie suivant l'âge, les conditions environnementales et les différentes parties d'un arbre. Ainsi, un vaste programme de recherche permettrait de dynamiser la prise de décision forestière à travers l'élaboration de la structure des peuplements forestiers et agroforestiers et la construction d'équations allométriques robustes et adaptées.

Améliorer les connaissances sur la distribution des stocks dans les différents réservoirs de carbone pourrait faciliter la mise en place d'une banque de données assez représentative. Ces données seront plus pertinentes et consistantes si le dispositif qui a permis de les collecter est intégré et imbriqué (par exemple avec des dimensions qui correspondent à quatre pixels contigues de Landsat, soit : 60 m x 60 m); ce qui donne une appréciation globale des stocks de carbone et leur variabilité sur chaque station. En plus, ce type de dispositif augmente le niveau de confiance des estimations de biomasse dans la mesure où l'évolution de la couverture forestière des stations de collecte de données peut être périodiquement suivie. Toutefois, les méthodes d'analyse des taux de déforestation sont relativement faciles à appliquer, mais les taux de dégradation ne sont pas souvent estimés. La maîtrise de ces approches méthodologiques implique le développement de programmes de recherche sur les facteurs d'émissions spécifiques aux formations de savanes afin de réduire le niveau d'incertitudes lié aux estimations de la biomasse.

# **Bibliographie**

Achard FH., Eva D., Mayaux P., Stibig HJ., Belward A., 2004. Improved estimates of net carbon emissions from land cover change in the tropics for the 1990s. *Global Biogeochemical Cycles*, 18.

Adjanohoun E., 1964. Végétation des savanes et des rochers decouverts en Cotes d'Ivoire Centrale. Office de Recherche Scientifique et Technique d'Outre-Mer (ORSTOM), Paris, 254 p.

Ajonina G.J.G., Kairo G., Grimsditch T., Sembres G., Chuyong D.E., Mibog, A., Nyambane C., FitzGerald, 2014. Carbon pools and multiple benefits of mangroves in Central Africa: Assessment for REDD+. 72pp.

Akpo LE., Grouzis M., Bada F., Pontanier CF., 1999. Effet du couvert ligneux sur la structure de la végétation herbacée de jachères soudaniennes. Note originale. Sécheresse, 10: 253-61.

Amundson R., 2001. The carbon budget in soils. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 29:535-562.

Arbres Locaux pour un Monde Meilleur (ARLOMOM), 2013. Community Payments for Ecosystem Services in Patako. Plan Vivo Technical Specification (TS): Afforestation and Agroforestry, 28p.

Aubréville A., 1957. Accord de Yangambi sur la nomenclature des types africains de végétation. Bois et Forêts des Tropiques 51 : 23-27.

Audibert N., 2003. Limiter les émissions de CO<sub>2</sub> pour lutter contre le réchauffement climatique : enjeux, prévention a la source et séquestration. BRGM/RP-52406-FR, 275 p.

Ayoubi S., Mokhtari Karchegani P., Mosaddeghi MR., Honarjoo N., 2012. Soil aggregation and organic carbon as affected by topography and land use change in western Iran. *Soil and Tillage Research*, 121:18-26.

Ba AT., Noba K., 2001. Flore et biodiversité végétal au Sénégal. Science et changements planétaires/Sécheresse, 12: 149-155

Baccini AN., Laporte SJ., Goetz M., Sung H., Dong., 2008. A first map of tropical Africa's above-ground biomass derived from satellite imagery. *Environmental Research Letters*, 3:045011-9pp.

Badji M., Sanogo D., Akpo LE., 2013. Effet de âge de la mise défens et reconstitution de la végétation ligneuse des espaces des sylvo pastoraux. *Journal of Applied Biosciences*, 64: 4876-4887.

Baize D., 2000. Guide des analyses en pédologie, 2<sup>eme</sup> éd. INRA, 266 p.

Balesdent J., Chenu C., Balabane M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53:215-220.

Baraloto C., Rabaud S., Molto Q., Blanc L., Fortunel C., Herault B., Fine PV., 2011. Disentangling stand and environmental correlates of aboveground biomass in Amazonian forests. *Global Change Biology*, 17:2677-2688.

Batjes NH., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47:151-163.

Batges NH., 1999. Management option for reducing CO<sub>2</sub> concentration in the atmosphere by increasing carbon sequestration in the soil. Dutch National Research Program on Air Pollution and Climate Change, Bilthoven.

Batjes N.H., 2001. Options for Increasing Carbon Sequestration in West Africa Soils: an Exploration Study with Special Focus on Senegal. *Land Degradation and Development*, 12: 131-142.

Bernoux M., De Carvalho M., Volkoff B., Cerri CC., 2002. Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 888-896.

Bethenod O., Jacob C., Rode JC., Morot-Gaudry JF., 1982. Influence de l'âge sur les caractéristiques photosynthétiques de la feuille de maïs, *Zea mays* L. *Agronomie*, *EDP Sciences*, 2:159-166.

Biryahwaho B., Misiko M., Tefera H., Tofu A., 2012. Institutional innovations in African smallholder carbon projects. Case study: Humbo Ethiopia assisted natural regenaration project. CGIAR research programme on climate change agriculture and food security (CCAFS) report N°.8, Copenhagen, Denmark.

Bocoum M., 2004. Méthodes d'analyses des sols. Document de travail. Institut National de Pédologie, Dakar-Sénégal. 55p.

Bonan G.B., 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320:1444-1449.

Bonou W., Glélé Kakaï R., Assogbadjo AE., Fonton HN., Sinsin B., 2009. Characterisation of Afzelia africana Sm. Habitat in Lama forest reserve of Benin. *Forest Ecology and Management*, 258:1084-1092.

Boulmane M., Halim M., El Antry-Tazi S., Berred K., El Harchaoui H., 2007. Evaluation du stock du carbone et dynamique de la décomposition de la matière organique dans les sols de la Maâmora. Ann. Rech. For. Maroc, 39: 185-194.

Bowden RD., Nadelhoffer KJ., Boone RD., Melillo JM., Garrison JB., 1993. Contributions of aboveground litter, belowground litter, and root respiration to total soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 23:1402-1407.

Brink AB., Eva HD., 2009. Monitoring 25 years of land cover change dynamics in Africa: a sample based remote sensing approach. *Applied Geography*, 29:501–512.

Brown S., 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. Report, Rome, FAO, 99 p.

Brown S., Hall M., Andrasko K., Ruiz F., Marzoli W., Guerrero G., Masera O., Dushku A., DeJong B., Cornell J., 2007. Baselines for land-use change in the tropics: Application to avoided deforestation projects. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12: 1001-1026.

Bureau pédologie du Sénégal, 1992. Guide pour l'interprétation des analyses de sols. Ministère du développement rural et de l'hydraulique. Direction de l'Agriculture, 86 p.

Buysse P., Aubinet M., 2010. Soil heterotrophic respiration in croplands: description of important driving factors and comparison of existing semi-mechanistic models. *Biotechnologie Agronomie Societé et Environnement*, 14:707-717.

Bwangoy JB., MC. Hansen DP., Roy G., De Grandi C., Justice O., 2010. Wetland mapping in the Congo Basin using optical and radar remotely sensed data and derived topographical indices. *Remote Sensing of Environment*, 114:73-86.

Cairns MA., Brown S., Helmer EH., Baumgardner GA., 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111:1-11.

Cairns MA., Olmsted I., Granados J., Argaez J., 2003. Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management*, 186:125-132.

Calvet R., 2003. Le sol: propriétés et fonctions, Volume 1. France Agricole Editions, 455 p.

Camp AE., Oliver CD., 2004. Forest Dynamics. Pages 1053-1062 in B. Jeffery, editor. Encyclopedia of Forest Sciences. Elsevier, Oxford.

Cantat O., Gires JO., 2004. Climat, mémoire du temps Les relations climat – espace – société. XVIIe Colloque Association Internationale de Climatologie. Mémorial de Caen, France, 405p.

Caswell H., 2001. Matrix Population Models: Construction Analysis and Interpretation, 2nd edn. Sinauer Associates, Massachusetts, 1–722.

CCNUCC, 2009. Rapport de la quinzième session de la Conférence des Parties tenue à Copenhague du 7 au 19 décembre 2009. Conférence des Parties, CCNUCC, 46 p.

Centre de Suivi Ecologique (CSE), 2007. Etude d'impact des feux de brousse sur l'eau, les sols et la végétation dans la partie guinéenne du bassin du fleuve Sénégal. Rapport final. 130 p.

Chazdon RL., 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320:1458-1460.

Chen H., Marhan S., Billen N., Stahr K., 2009. Soil Or- ganic-Carbon and Total Nitrogen Stocks as Affected by Different Land Uses in Baden-Württemberg (Southwest Germany). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172:32-42.

Chenost C., Gardette Y., Demenois J., Grondard N., Perrier M., Wemaëre M., 2010. Bringing forest carbon projects to the market. 164 pages.

Chidumayo EN., 1997. Miombo Ecology and Management: an Introduction. Intermediate Technology Publications, London.

Christensen S.N., 2010. Socio-economic and ecological determinants of local scale tree distribution, diversity and dynamics in agro ecosystems in West-central Senegal. *Master thesis, Aarhus University*, 19 p.

Clevers J., Bartholomeus H., Müchers S., de Witt A., 2004. Land cover classification with the Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS). *EARSeL eProceedings*, 3.

Coe M.T., Latrubesse E.M., Ferreira M.E., Amsler M.L., 2011. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry*, 105: 119–131.

Corey B., Lawrence R., Montagne C., Patten D., 2006. Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. *Wetlands*, 26:465–474.

Cottam G., and Curtis JT., 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, 37:451-460.

Crèvecoeur M., et Ledent J.F., 1984. Effets de basses températures (0-10° C) sur la croissance juvénile du maïs: quelques aspects de recherche fondamentale. Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique/Bulletin van de Koninklijke Belgische Botanische Vereniging, 382-412.

Curran L.M., Trigg S.N., McDonald A.K., Astiani D., Hardiono Y.M., Siregar P., Kasischke E., 2004. Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. *Science*, 303, 1000–1003.

Cunningham S.C., Mac Nally R., Baker PJ., Cavagnaro T.R., Beringer J., Thomson J.R., Thompson R.M., 2015. Balancing the environmental benefits of reforestation in agricultural regions. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17:301–317.

De Wispelaere G., 2002. Cartographie de la végétation du complexe du « W ». Montpellier : Cirad editions.

DeFries R., Achard F., Brown S., Herold M. Murdiyarso D. Schlamadinger B., et de Souza Jr., C. 2007. Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in

developing countries. Environmental Science and Policy, 10: 385-394.

Diaz D., Hamilton K., Johnson E., 2011. State of the forest carbon markets: from canopy to currency. Ecosystem Marketplace, Washington, D.C., USA.

Diop D., Mbaye M.S., Kane A., Sambou B., Noba K., 2012. Chorologie, écologie et ethnobotanique de certains Ficus sp. L. (Moraceae) au Sénégal. *Biotechnology Agronomy Society and Environment*, 16:13-24

Diop M., Sambou B., Goudiaby A., Guiro I., Niang-Diop F., 2011. Ressources végétales et préférences sociales en milieu rural senegalais. *Bois et Forêts des Tropiques*, 4:57–68.

Diop M., Sambou B., Ly B., 2012. Représentations de la forêt et répercussions sur la gestion des ressources forestières au Sénégal. Vertigo, la revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 12 Numéro 2. DOI: 10.4000/vertigo.12319.

Diop M., Sambou B., Goudiaby A., Guiro I., Niang-Diop F., 2011. Ressources végétales et préférences sociales en milieu rural sénégalais. *Bois et Forêts des Tropiques*, 4:57-68.

Diouf D., Neyra M., Sougoufara B., Lesueur D., 2001. Le Plan d'Action Forestier du Sénégal : bilan et perspectives des activités de reboisement de 1993 à 1998. *ed.* Bois et forêts des Tropiques, Dossier zones sèches, 13 p.

Djomo A.N., Ibrahima A., Saborowski J., Gravenhorst G., 2010. Allometric equations for biomass estimations in Cameroon and pan moist tropical equations including biomass data from Africa. *Forest Ecology and Management*, 260:1873-1885.

Dore M.H.I., 2005. Climate change and changes in global precipitation patterns: What do we know? *Environment International*, 31:1167-1181.

Dugué M.J., 2012. Caractérisation des stratégies d'adaptation au changement climatique en agriculture paysanne. Etude de capitalisation réalisée sur les terrains de coopération d'AVSF. *Agronomie et Vétérinaire Sans Frontière*, 50 p.

Duveiller G.P., Defourny B., Desclée P.M., 2008. Deforestation in Central Africa: Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment*, 112:1969-1981.

Eastman, J.R., 2009. Idrisi taiga guide to image processing. USA: Clark Labs, Worcester, MA.

Edagbo D.E., Ajiboye T.O., Borokini T.I., Ighere D.A., Alowonle A., Michael C., 2013. A study of the conservation status of *Citrus sinensis* as affected by the African Mistketoe, *Tapinanthus bangwensis* in Moor plantation, Ibadan, South-West, Nigeria. *International Journal Current Agricultural Sciences*, 3:5-9.

Ens J., Farrell R.E., Bélanger N., 2013. Early Effects of Afforestation with Willow (*Salix purpurea*, "Hotel") on Soil Carbon and Nutrient Availability, *Forests*, 4:137-154.

FAO, 2005. Global Forest Resource Assessment 2005. Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.), Forestry Papers. Rome, pp. 147.

FAO, 2010. Global Forest Resource Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.), Rome, pp. 378.

FAO, 2012. Méthodologie agro-environnementales. Site Web de la Division des statistiques, Département du Développement Économique et Social. Agri-environmental methodology. Disponible à http://www.fao.org/ economic/ess/ess-agri/ess-resource-meth/fr/

Fischer J., Lindenmayer D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16:265-280.

Foody G.M., 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80:185-201.

Fortin M., Ningre F., Robert N., Mothe F., 2012. Quantifying the impact of forest management on the carbon balance of the forest-wood product chain: A case study applied to even-aged oak stands in France. *Forest Ecology and Management*, 279:176-188.

Franklin J.F., Spies T.A.R., Pelt V.A., Carey B., Thornburgh D.A., Berg D.R., Lindenmayer D.B., Harmon M.E., Keeton W.S., Shaw D.C., Bible K., Chen J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155:399-423.

Frasera E.D.G., Dougilla A.J., Mabeeb E., Reeda M., McAlpine P., 2006. Bottom up and Top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management*, 78:114-127.

Frisque M., 2007. Gestion des matières organiques dans les sols cultivés en Région wallonne. Mémoire de Master en Sciences et Gestion de l'Environnement, Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire, Université Libre de Bruxelles, 102 p.

Gibbs H.K., Brown S., Niles J.O., Foley J.A., 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2:045023.

Gong P., Wang J., Le Y., Zhao Y., Zhao Y., 2013. Finer resolution observation and monitoring of global land cover: first mapping results with Landsat TM and ETM+ data. *International Journal of Remote Sensing*, 34:2607-2654.

Goodale C.L., Apps M.J., Birdsey R.A., Field C.B., Heath L.S., Houghton R.A., Jenkins J.C., Kohlmaier G.H., Kurz W., Liu S., Nabuurs G.J., Nilsson S., Shvidenko A.Z., 2002. Forest Carbon Sinks In The Northern Hemisphere. Ecological Applications, 12:891-899.

Gotelli N.J., Colwell R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4:379–391.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2003. (éds). Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F., Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie. GIEC/IGES, Hayama, Japon, 594 p.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2000. L'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie. Rapport spécial. Résumé à l'intention du décideur, 30 p.

GIEC (Groupe International d'experts sur le Climat), 2007. Ligne directrice 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, volume 4.

GOFC-GOLD, 2011. A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals caused by deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation. GOFC-GOLD Report version. COP17-1, 209 p.

Guiro I., 2013. Incidence des changements d'occupation du sol sur la vulnérabilité des écosystemes de la forêt classée de Patako et sa périphérie (Delta du Saloum, Sénégal). Thèse de Doctorat unique, Université Cheikh Anta Diop de Dakar (UCAD), 209p.

Guiro I., Mbow C., Baret F., Diaw A.T., 2012. Dynamique de l'occupation du sol de la forêt classée de Patako et de sa périphérie de 1972 à 2002. *Revue de Géographie du Laboratoire Leïdi*, 10, 257.

Gunepin M., Derache F., Schuliar Y., Holy X., 2013. Intérêt de l'analyse des isotopes stables en identification médico-légale: Exemple du carbone 13. *Canadian Society of Forensic Science Journal*, 46:197-208.

Hamilton K., Chokkalingam U., Bendana M., 2010. State of the Forest Carbon Market 2009: Taking Root and Branching Out. Ecosystem Marketplace, Washington, DC. US.

Hammi S., Simonneaux V., Alifriqui M., Auclair L., Montes 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). *Sécheresse*, 18:271-7.

Hansen J., Ruedy R., Sato M., Lo K., 2010. Global surface temperature change. *Reviews of Geophysics*, 48, 4.

Hansen M.C., Potapov P.V., Moore R., Hancher M., Turubanova S.A., Tyukavina A., Tha D., Stehman S.V., Goetz S.J., Loveland T.R., Kommareddy A., Egorov A., Chini L, Justice C.O., Townshend J.R., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342:850-853.

Hansen M.C., Roy D.P., Lindquist E., Adusei B., Justice C.O., Altstatt A., 2008. A method for integrating MODIS and Landsat data for systematic monitoring of forest cover and change in the Congo Basin. *Remote Sensing of Environment*, 112:2495-2513.

Hatch M.D., Slack C.R., 1966. Photosynthesis by sugar cane leaves. A new carboxylation reaction in the pathway of sugar formation. *Biochemistry*, 101:103-111.

Henry M., Picard N., Trotta C., Manlay R.J., Valentini R., Bernoux M., Saint-André L., 2011. Estimating Tree Biomass of Sub-Saharan African Forests: a Review of Available Allometric Equations. *Silva Fennica*, 45:477-569.

Hepinstall J.A., Sader S.A., 1997. Using Bayesian statistics, thematic mapper satellite imagery, and breeding bird survey data to model bird species probability of occurrence in Maine. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63:1231-1237.

Hiemstra-van der Horst G., Hovorka A.J., 2009. Fuelwood: the other renewable energy source for Africa? *Biomass and Bioenergy*, 33:1605-1616.

Hinga G., Muchena F.N., Njihia C.M., 1980. Physical and Chemical Methods of Soil Analysis. Internal publication. (Eds.); National Agricultural Laboratories, Nairobi.

Hopkins W.G., 2003. Physiologie végétale, De Boeck Supérieur, 532 p.

Houeto G., Fandohan B., Ouedraogo A., Ago E., Salako V.K., Assogbadjo A.E., Glèlè Kakaï R., Sinsin B., 2013. Floristic and dendrometric analysis of woodlands in the Sudano-Guinean zone: a case study of Belléfoungou forest reserve in Benin. *Acta Botanica Gallica*, 159:387-394.

Houghton J.T., Ding Y.D.J.G., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J., Dai X., Johnson C.A., 2001. Climate change 2001: the scientific basis.

Houghton R.A., 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus*, 55B:378-390.

Houghton R.A., 2005. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global Change Biology*, 11:945-958.

Houghton R.A., 2007. Balancing the Global Carbon Budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35:313-347.

Houghton R.A., 2012. Carbon emissions and the drivers of deforestation and forest degradation in the tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4:1-7.

Huang B., Babcock H., Zhuang X., 2010. Breaking the diffraction barrier: super-resolution imaging of cells. *Cell*, 143:1047-1058.

Hughes R.F., Kauffman J.B., Jaramillo V.J., 1999. Biomass, Carbon, and Nutrient Dynamics of Secondary Forests in a Humid Tropical Region of México. *Ecology*, 80:1892-1907.

Husch B., Beers T.W., Kershaw Jr J.A., 2003. Forest Mensuration, Fourth Edition, Hobokan, NJ: John Wiley and Sons, Inc., 443 p.

Husch B., Miller C.I., Beers T.W., 1982. Forest mensuration. (3rd ed.). New York: John Wiley and Sons, 402p.

IPCC, 2000. Intergovernmental Panel on Climate Change Special Report: Land Use, Landuse Change, and Forestry. Page 375 in Watson R., Noble I., Bolin B., Ravindranath N., Verardo D., Dokken D., editors. Cambridge University Press, Cambridge.

IPCC, 2001. Climate change: the scientific basis. Contribution of working group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *CambridgeUniversity*, Cambridge.

IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston HS. Buendia L. Miwa K. Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IPCC, 2007b. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (R. K. Pachauri & A. Reisinger, Eds.) IPCC: Geneva, Switzerland.

IPCC, 2013. Climate Change 2013: The physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker T.F., Qin D., Plattner G.K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P.M., (eds). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p.

Isaac M.E., Gordon A.M., Thevathasan N., Oppong S.K., Quashie-Sam J., 2005. Temporal changes in soil carbon and nitrogen in West African multistrata agroforestry systems: a chronosequence of pools and fluxes. *Agroforestry Systems*, 65:23-31.

Iversen P., Lee D., Rocha M., 2014. Comprendre l'utilisation des terres dans la CCNUCC, 78p.

Jacobs M. 1987. The Tropical Rain Forest. A first encounter Springer-Verlag. New York, 295 p.

Jezching T., Sticklen J., Jain A.K., 1991. Knowledge-based segmentation of Landsat images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 222-232.

Jie C., Jing-zhang C., Man-zhi T., Zi-tong G., 2002. Soil degradation: a global problem endangering sustainable development. *Journal of Geographical Sciences*, 12:243-252.

Kadioğullari A.İ., Sayin M.A., Çelik D.A., Borucu S., Çil B., Bulut S., 2014. Analysing land cover changes for understanding of forest dynamics using temporal forest management plans. *Environmental Monitoring and Assessment, 186*:2089-2110.

Kalaba F.K., Quinn C.H., Dougill A.J., Vinya R., 2013. Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia. *Forest Ecology and Management*, 304:99-109.

Kanninen M., Murdiyarso D., Seymour F., Angelsen A., Wunder S., German L., 2009. Les arbres poussent-ils sur l'argent ? Implications de la recherche sur la déforestation pour les politiques de promotion de REDD. Bogor, Indonésie : Centre de recherche forestière internationale (CIFOR), 72 p.

Kent M., and Coker P., 1992. Vegetation Description and Analysis, Belhaven Press, London, UK, 363p.

Khelifa A., 1995. Étude des advections froides de la saison sèche en Afrique de l'Ouest, 203 p.

Kindu M., Schneider T., Teketay D., Knoke T., 2013. Land Use/Land Cover Change Analysis Using Object-Based Classification Approach in Munessa-Shashemene Landscape of the Ethiopian Highlands. *Remote Sensing*, 5:2411-2435.

Kotwal P.C., Kandari L.S., Dugaya D., 2008. Bioindicators in sustainable management of tropical forests in India. *African Journal of Plant Science*, 2:99-104.

Kouami K., Yaovi N., Honan A., 2009. Impact of charcoal production on woody plant species in West Africa: A case study in Togo. *Scientific Research and Essay*, 4:881-893

Kshatriya M., Sills E.O., Lin L., 2011. Global database of REDD+ and other forest carbon projects. Interactive map. http://www.forestsclimatechange.org/redd-map/ (15 April 2012).

Kuzyakov Y., 2006. Sources of CO<sub>2</sub> efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 38:425-448.

Lal R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management, 220:242-258.

Lambin E.F., 1999. Monitoring forest degradation in tropical regions by remote sensing: some methodological issues. *Global Ecology and Biogeography*, 8:191-198.

Lambin E.F., Geist J.H., Lepers E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover in tropical regions. *Annual Review of Environmental Resources*, 28:205-241.

Lamlom S.H., Savidge R.A., 2003. A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. *Biomass and Bioenergy*, 25:381-388.

Landis J.R., Koch G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometry*, 33:159-74.

Laporte N., Stabach J.A., Grosch R., Lin T.S., Goetz S.J., 2007. Expansion of industrial logging in Central Africa. *Science*, 316p.

Lefèvre R., 2015. Matière organique stable du sol : dynamique et mécanismes de (dé)stabilisation. Milieux et Changements globaux. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 140 p.

Le Toan T., Quegan S., Davidson M.W.J., Balzter H., Paillou P., Papathanassiou K., Plummer S., Rocca F., Saatchi S., Shugart H., Ulander L., 2011. The biomass mission: Mapping global forest biomass to better understand the terrestrial carbon cycle. *Remote Sensing of Environment*, 115: 2850-2860.

Lejeune P., Rondeux J., 1994. Unité de gestion et économie forestières, Faculté des sciences agronomiques de Gembloux, 2 passage des Déportés, Gembloux, Belgique, 3:189-194.

L'Hote Y., Mahe G., Some B., 2003. The 1990s rainfall in the Sahel: the third driest decade since the beginning of the century. *Hydrological Sciences Journal*, 48:493-496

Liu S., Kairé M., Wood E., Diallo O., Tieszen L.L., 2004. Impacts of land use and climate change on carbon dynamics in south-central Senegal. *Journal of Arid Environments*, 59:583–604.

Arrouays D., et al., eds., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Rapport d'expertise. Paris: INRA.

Lloret F., Estevan H., Vayreda J., Terradas J., 2005. Fire regen- erative syndromes of forest woody species across fire and climatic gradients. *Oecologia*, *146*:461-468.

Longdoz B., Yernaux M., Aubinet M., 2000. Soil CO2 efflux measurements in a mixed forest: impact of chamber disturbances, spatial variability and seasonal evolution. *Global Change Biology*, 6:907-917.

Luyssaert S.E.D., Schulze A., Borner A., Knohl D., Hessenmoller B.E., Law P., Ciais Grace J., 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455:213-215.

Lykke A.M., 1998. Assessment of species composition change in savanna vegetation by means of woody plants size class distributions and local information. *Biodiversity and Conservation*, 7:1261-1275.

Madignier M.L., Benoit G., Roy C., 2014. Les contributions possibles de l'agriculture et de la forêt à la lutte contre le changement climatique. *CGAAER*, *rapport*, (14056), 56p.

Madsen J.E., Dione D., Traoré A.S., Sambou B., 1996. Flora and vegetation of Niokolo-Koba National Park, Senegal. (*eds.*) The Biodiversity of African Plants, *Kluwer Academic Publisher*, pp. 214-219.

Madubansi M., Shackleton C.M., 2006. Changing energy profiles and consumption patterns following electrification in five rural villages, South Africa. *Energy Policy*, 34:4081-4092.

Magurran A.E., 2004. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Science, 215 p.

Maignier R., 1965. Carte pédologique du Sénégal 1/1 000 000 ORSTOM.

Manlay R., 2000. Organic Matter Dynamics in Mixed-Farming Systems of the West African Savannah: A Village Case Study from South Senegal. Ph.D. Thesis, IRD Centre, Montpellier, 192p.

Marco P., Henry M., Blavet D., Bernoux M., 2010. Variation des stocks de carbone organique du sol après plantation forestière : essai de méta-analyse incluant quelques situations d'Amérique latine. *Bois et Forêts des tropiques*, 305: (3).

Mayer R.E., 2014. Notions de Géographie physique. Archives contemporaines, 485 p.

Mbow C., 2009. Potentiel et dynamique des stocks de carbone des savanes soudaniennes et soudano-guinéennes du Sénégal. Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences. Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop, Dakar, 319 p.

Mbow C., Chhin S., Sambou B., Skole D., 2013. Potential of dendrochronology to assess annual rates of biomass productivity in savanna trees of West Africa. *Dendrochronologia*, 31:41-51.

Mbow C., Goïta K., Bénié G.B., 2004. Spectral indices and fire behavior simulation for fire risk assessment in savanna ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 91:1-13.

Mbow C., Mertz O., Diouf A., Rasmussen K., Reenberg A., 2008. The history of environmental change and adaptation in Eastern Saloum, Senegal: driving forces and perceptions. *Global and Planetary Change*, 64:210-221.

Mbow C., 2009. Could carbon buy food? The stakes of mitigation versus adaptation to climate change in African Countries. GLP News Letter 5: 20-23.

Mbow C., 2004. Rapport sur les feux de brousse au Sénégal pour la saison sèche de novembre 2003 à mars 2004, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, 9p. http://www.fire.uni-freiburg.de/GlobalNetworks/Africa/Senegal-Rapport-Feux-2003-2004.pdf.

Mbow C., Sambou B., Ba A.T., Goudiaby A., 2003. Vegetation and fire readiness in main morphological units of Niokolo Koba National Park (Southeast Senegal). *Danish Journal of Geography*, 103:55-62.

Mbow C., Nielsen T.T., Rasmussen K., 2000. Savanna fires in East-Central Senegal: distribution patterns, resource management and perceptions. *Human Ecology*, 28:561-583.

Mbow C., Nielsen T.T., 2009. Senegal case study. SAFNet, Africa environment outlook case studies: impacts of fires on the environment (UNEP and SARDC). Nairobi-Kenya, *UNEP-AEO*: 48.

MEDD, 2014. Cinquième rapport national sur la mise en œuvre de la Convention Internationale sur la Diversité Biologique. République du Sénégal, 105 p.

MEDD, 2015. Contribution Prévue Déterminée au niveau National (CPDN). Septembre 2015, 19p.

Menaut J.C., Saint G., Valentin C., 1993. SALT : "les savanes à long terme" : analyse de la dynamique des savanes d'Afrique de l'Ouest : mécanismes sous-jacents et spatialisation des processus. In: Ruellan A., (ed.) Ecosystèmes intertropicaux : fonctionnement et usages : actes des journées du programme environnement du CNRS. *Lettre du Programme Environnement*, 10: p.34-36.

Ménaut J.C., Lepage M., Abbadie L., 1995. Savannas, woodlands and dry forests in Africa. *In:* Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, UK, USA, 64-92.

Millennium Ecosystem Assessment (M.E.A), 2005. Millennium Ecosystem Assessment Findings. Millennium Ecosystem Assessment.

Mon M.S., Mizoue N., Htun N.Z., Kajisa T., Yoshida S., 2012. Factors affecting deforestation and forest degradation in selectively logged production forest: a case study in Myanmar. *Forest Ecology and Management*, 267:190-198.

Murphy D., Drexhage J., 2009. Etat des négociations de la CCNUCC. *Institut international du développement durable*, 5p.

Nature Conservation Practice Note (N.C.P.N), 2006. Measurement of Diameter at Breast Height (DBH). Agriculture, Fisheries and Conservation Department Conservation Branch.  $n^o$ . 02:6 p.

NATIONS UNIES, 1998. Protocole de Kyoto à la convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpfrench.pdf.

Ndayambaje J.D., Mohren G.M.J., 2011. Fuelwood demand and supply in Rwanda and the role of Agroforestry. *Agroforestry Systems*, 83:303-320.

Noble I., Scholes R.J., 2001. Sinks and the Kyoto Protocol. Climate Policy, 1:5-25.

Oliver C.D., Larson B.C., 1996. Forest Stand Dynamics. 2nd edition. John Wiley & Sons, Inc.

Ozer P., Erpicum M., Demarée G., Vandiepenbeeck M., 2003. The Sahelian drought may have ended during the 1990s. *Hydrological Science Journal*, 48:489-492.

Pearson T., Walker S., Brown S., 2005. Source Book for land use, land-use change and forestry Projects, Winrock International and BioCF, 64 p.

Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 92 p.

Peltier R., Forkong C.N., Ntoupka M., Manlay R., Henry M., Morillon V., 2007. Évaluation du stock de carbone et de la productivité en bois d'un parc à karités du Nord Cameroun. *Bois et Forêts des Tropiques*, 294: 39-50.

Perez L.P., 1994. Genèse du ruissellement sur les sols cultivés du Sud Saloum du diagnostic à l'aménagement de parcelle. Thèse es Sciences. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, 250 p.

Peters G.P., Andrew R.M., Boden T., Canadell J.G., Ciais P., Le Quéré C., Marland G., Raupach M.R., Wilson C., 2013. The challenge to keep global warming below 2 °C. *Nature Climate Change*, 3:4-6.

Picard N., Laurent S.A., Henry M., 2012. Manuel de construction d'équations allométriques pour l'estimation du volume et la biomasse des arbres : De la mesure de terrain à la prédiction. 210 p.

PROGEDE 2, 2016. Évaluation des stocks de carbone dans les massifs forestiers de la zone d'intervention du PROGEDE 2. Rapport général du PROGEDE 2, 73 p.

Puyravaud J.P., 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177:593-596.

Raich J.W., Tufekciogul A., 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry*, 48:71-90.

Ramade F., 1993. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des Sciences de l'Environnement. Édiscience international, Paris, 822 p.

République du Sénégal, 2006. La prise en compte la dimension environnementale, la conservation de biodiversité dans les politiques nationales et la lutte contre la pauvreté : étude de cas du Sénégal, 27p.

Ricklefs R.E., Miller G.L., 2005. Écologie-Environnement, De Boeck Supérieur, 858 p.

Riou G., 1995. Savanes. L'herbe, l'arbre et l'homme en terres tropicales. Masson/Armand Colin, Paris, 270 p.

Robert M., 1996. Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Dunod/Masson, Paris 240 p.

Robert M., Stengel P., 1999. Sols et agriculture: ressource en sol, qualité et processus de dégradation. *Cahiers Agricultures*, 8:301-308.

Rondeux J., 1999. La mesure des arbres et des peuplements forestiers. 2e éd. Gembloux : Les presses agronomiques de Gembloux. 521 p.

Ryan M.G., Law B.E., 2005. Interpreting, Measuring, and Modeling Soil Respiration. *Biogeochemistry*, 73:3-27.

Sambou B., 2004. Evaluation de l'Etat, de la dynamique et des tendances évolutives de la flore et de la végétation ligneuses dans les domaines soudanien et sub-guinéen au Sénégal. Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences Naturelles, UCAD-Dakar, 210 p.

Sambou B., Bâ A.T., Goudiaby A., Sonko I., Mbow C., 2007. Étude de la flore et de la végétation ligneuse pour la détermination des types d'usages compatibles avec une gestion durable de la forêt classée de Patako (Sénégal), *Webbia: Journal of Plant Taxonomy and Geography*, 62: 85-96.

Sambou B., Bâ A.T., Mbow C., Goudiaby A., 2008. Studies of the Woody Vegetation of the Welor Forest Reserve (Senegal) for Sustainable Use. *West African Journal of Applied Ecology*, 13:1-10.

Sambou S., 2011. Estimation du stock de carbone pour l'établissement d'un scénario de référence du projet ARLOMOM dans la forêt classée de Patako et ses alentours (centre-ouest du Sénégal). Mémoire de Master ès Sciences de l'Environnement, UCAD-Dakar, 79p.

Sambou S., Lykke A.M., Sambou H., Sambou B., Guiro I., Mbow C., 2015. Land use-land cover change and drivers of deforestation in the Patako protected area (Center-West of Senegal), *American Journal of Environmental Protection*, 4:306-317.

Sambou H., Sambou B., Diaw A.T., Mbow C., Traore V., 2014. Remote Sensing Mapping of the Rice Field and Vegetal Cover and the Impacts of Soil Factors on Herbaceous in the Sub-Watershed of Boutolate (Lower Casamance, Senegal). *American Journal of Environmental Protection*, 3:73-82.

Sarmiento J.L., Gruber N., 2002. Sinks for anthropogenic carbon. Physics Today, 55: 30-36.

Sarr B., 2011. Return of heavy downpours and floods in a context of climate change. Climate change in the Sahel. A challenge for sustainable development. AGRHYMET monthly bulletin (Special Issue). pp, 9-11.

Saatchi S.S., Harris N.L., Brown S., Lefsky M., Mitchard E.T.A., Salas W., Zutta B.R., Buermann W., Lewis S.L., Hagen S., Petrova S., White L., Silman M., More A., 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *PNAS*, 108p.

SAS Institute Inc., 1999. SAS/STAT User's Guide, Version 8, Cary, NC: SAS Institute Inc.

Schlesinger W.H., Andrew J.A., 2000. Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery. In: Trabalka J.R., Reichle D.E., (Eds.). The Changing Carbon Cycle: a Global Analysis. Springer-Verlag, New York, pp. 194-220

Schlesinger W.H., Lichter J., 2001. Limited carbon storage in soil and litter experimental forest plots under increased atmospheric CO2. *Nature*, 411:466-469

Seguina B., Soussana J.F., 2008. Émissions de gaz à effet de serre et changement climatique : causes et conséquences observées pour l'agriculture et l'élevage. *Courrier de l'environnement de l'INRA* n°55, février 2008.

Sheykholeslami A., Kia Pasha K., Kia Lashaki A., 2011. A Study of Tree Distribution in Diameter Classes in Natural Forests of Iran (Case Study: Liresara Forest). *Annals of Biological Research*, 2:283-290.

Shi M., 2008. Literature Review: Changes and feedbacks of land-use and land-cover under global change, 1-15.

Slik J.W.F., 2013. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecology and Biogeography*, 22:1261-1271.

Smith P., Powlson D.S., Glendining M.J., Smith J.U., 1997a. Using long-term experiments to estimate the potential for carbon sequestration at the regional level: an examination of five European scenarios. Agrokém. Talajtan, 46:25-38.

Smith P., Powlson D.S., Glendining M.J., Smith J.U., 1997b. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology*, 3:67-79.

Sombroek, W.G., Nachtergaele F.O., Hebel A., 1993. Amounts, dynamics and sequestrations of carbon in tropical and subtropical soils. *Ambio*, 22:417-426.

Souidi Z., Hamimed A., Donze F., 2014. Cartographie du risque de dégradation des terres en région semi-aride Cas des Monts de Beni Chougrane dans le Tell occidental algérien, *Geo-Ecology Tropicale*, 38:85-102.

Sow M., Mbow C., Hély C., Fensholt R., Sambou B., 2013. Estimation of herbaceous fuel moisture content using vegetation indices and land surface temperature from MODIS data. *Remote Sensing*, 5:2617-2638.

Sperduto M.B., Congalton R.G., 1996. Predicting rare orchid (small whorled Pogonia) habitat using GIS. *Photogrammetric Enginnering and Remote Sensing*, 62:1269-1279.

Stork N.E., 2010. Reassessing extinction rates. *Biodiversity Conservation*, 19:357-371.

Sukhdev P., 2012. Sustainability: The corporate climate overhaul. *Nature*, 486:27-28.

Tappan G.G., Hadj A., Wood E.C., Lietzow R.W., 2000. Use of argon, corona, and landsat imagery to assess 30 years of land resource changes in West-central Senegal. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66:727-736.

Tappan G.G., Sall M., Wood E.C., Cushing M., 2004. Ecoregions and land cover trends in Senegal. *Journal Arid Environment*, 59:427-462.

Thiombiano A., Glèlè Kakaï R., Bayen P., Boussim J.I. Mahamane A., 2016. Méthodes et dispositifs d'inventaires forestiers en Afrique de l'Ouest : état des lieux et propositions pour une harmonisation. (eds.) Méthode collecte et d'analyse des données de terrain pour l'évaluation et le suivi de la végétation en Afrique. Annales des Sciences Agronomiques, 20: 15-31.

Thompson I.D., Guariguata M.R., Okabe K., Bahamondez C., Nasi R., Heymell V., Sabogal C., 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society*, 18:20.

Thompson I., Mackey B., McNulty S., Mosseler A., 2009. Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. *Technical Series* no. 43-67 p.

Trochain J.L., 1957. Accords interafricains sur la définition des types de végétation de l'Afrique Tropicale. I.E.C, Brazzaville, ORSTOM, Paris. *Bulletin Institut d'Etudes Centrafricaines*, n° 13 et 14, pp. 55-93.

Touré A., Temgoua E., Guenat C., Elberling B., 2013. Land Use and Soil Texture Effects on Organic Carbon Change in Dryland Soils, Senegal. *Open Journal of Soil Science*, 3: 253-262.

Uneke C., 2009. Deforestation and malaria in sub-Saharan Africa: an overview. *The Internet Journal of Tropical Medicine* 6:1.

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). Report of the Conference of the Parties (COP) on its twenty-first session, held in Paris from 30 November to 13 December 2015. UNFCCC/CP/2015/10, 42p. (http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/10.pdf)

United Nations Framework Convention for Climate Change (UNFCCC), 2011. Establishment of an Ad Hoc Working Group on the Durban Platform for Enhanced Action.

United Nations Framework Convention for Climate Change (UNFCCC), 2012. Land use, land-use change, and forestry (LULUCF), in Glossary of climate change acronyms, UNFCCC website (http://unfccc.int/essential\_background/glossary/items/3666.php).

USAID, 2008. Évaluation de la biodiversité et des forêts tropicales au Sénégal, Ecodit, 102 p.

Van der Plas R.J., Ali Abdel-Hamid M., 2005. Can the woodfuel supply in sub-Saharan Africa be sustainable? The case of N'Djamena, Chad. *Energy Policy*, 33:297-306.

van der Werf G.R., Randerson J.T., Giglio L., Collatz G.J., Mu M., Kasibhatla P.S., Morton D.C., DeFries R.S., Jin Y., van Leeuwen T.T., 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009), 10:16153-16230.

Watson R.T., Noble L.R., Bolin B., 200. Land Use, Landuse Change, and Forestry (A Special Report of the IPCC). England. Cambridge University Press. 375 p.

Weng Q., 2002. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *Journal of Environmental Management*, 64:273-284.

West P.W., 2009. Tree and Forest Measurement. 2nd ed. Dordrecht: Springer. 192 p.

Wilson B.R., Barnes P., Koent T., 2010. Measurement and estimation of land-use effects on soil carbon and related properties on a basalt landscape of northern NSW, Australia. Australian *Journal of Soil Research*, 48:421-433.

Woomer P.L., Touré A., Sall M., 2004. Carbon Stocks in Senegal's Sahel Transition Zone. *Journal of Arid Environments*, 59:499–510.

Zehabu E., and Jambiya G., 2008. Community based forest management and carbon payment: Real possibilities for poverty Reduction. *Arc Journal Issue*, 21:25-27.

Zhang Q.Z., Wang C.K., Wang X.C., Quan X.K., 2009. Carbon concentration variability of 10 Chinese temperate tree species. *Forest Ecology and Management*, 258:722-727.

# **ANNEXES**

Annexe 1. Liste des espèces recensées dans la forêt classée de Patako

	Espèces végétales ligneuses	Familles
1	Acacia macrostachya Reichenb. ex DC.	Fabaceae
2	Acacia nilotica H. Karst.	Fabaceae
3	Acacia seyal Del.	Fabaceae
4	Adansonia digitata L.	Bombacaceae
5	Albizia chevalieri Harms	Fabaceae
6	Alchornea cordifolia (Schum. et Thonn.) Mull. Arg.	Euphorbiaceae
7	Allophyllus africanus P. Beauv.	Sapindaceae
8	Anacardium occidentale L.	Anacardiaceae
9	Annona senegalensis Pers.	Annonaceae
10	Anogeissus leiocarpus (DC.) Guill. et Perr.	Combretaceae
11	Anthocleista procera Lepr. ex Bureau	Loganiaceae
12	Antiaris africana Engl.	Moraceae
13	Aphania senegalensis (Juss. ex Poir.) Radlk.	Sapindaceae
14	Avicenia africana P. Beauv.	Acanthaceae
15	Azadirachta indica A. Juss	Meliaceae
16	Bombax costatum Pellegr. et Vuillet	Bombacaceae
17	Cajanus kerstingii Harms	Fabaceae
18	Calamus sp.	Arecaceae
19	Cassia sieberiana DC.	Fabaceae
20	Ceiba pentandra (L.) Gaertn.	Bombacaceae
21	Celtis integrifolia Lam.	Cannabaceae
22	Cissampelos mucronata A. Rich.	Menispermaceae
23	Cissus populnea Guill. Et Perr.	Vitaceae
24	Cola cordifolia (Cav.) R. Br.	Sterculiaceae
25	Combretum aculeatum Vent.	Combretaceae
26	Combretum glutinosum Perr. ex DC.	Combretaceae
27	Combretum lecardii Engl. et Diels	Combretaceae
28	Combretum micranthum G. Don	Combretaceae

29	Combretum nigricans Lepr. ex Guill. Et Perr.	Combretaceae
30	Combretum paniculatum Vent.	Combretaceae
31	Combretum tomentosum G. Don	Combretaceae
32	Cordyla pinnata (Lepr. ex A. Rich) Milne-Redhead	Fabaceae
33	Crataeva adansonii (orth. aberr.) DC.	Capparaceae
34	Crossopteryx febrifuga (Afzel.) Benth.	Rubiaceae
35	Daniella oliveri (Rolfe) Hutch. et Dalz.	Fabaceae
36	Detarium microcarpum Guill. et Perr.	Fabaceae
37	Detarium senegalense J.F.Gmel.	Fabaceae
38	Dialium guineense Willd	Fabaceae
39	Dichrostachys cinerea (L.) Wight et Arn.	Fabaceae
40	Diospyros mespiliformis Hochst. ex A.Rich.	Ebenaceae
41	Ekebergia senegalensis A. Juss.	Meliaceae
42	Elaeis guineensis Jacq.	Arecaceae
43	Entada africana Guill. et Perr.	Fabaceae
44	Erythrophleum africanum (Benth.) Harms	Fabaceae
45	Erythrophleum suaveolens (Guill. et Perr.) Brenan	Fabaceae
46	Fagara zanthoxyloides Lam.	Rutaceae
47	Ficus capensis Thunb.	Moraceae
48	Ficus dicranostyla Mildbr.	Moraceae
49	Ficus glumosa Del.	Moraceae
50	Ficus platyphylla Del.	Moraceae
51	Ficus sur Forssk	Moraceae
52	Ficus sycomorus subsp gnaphalocarpa (Miq.) C.C. Berg	Moraceae
53	Gardenia erubescens Stapf et Hutch.	Rubiaceae
54	Guiera senegalensis J. F. Gmel.	Combretaceae
55	Gymnema sylvestre (Retz) Schultes	Asclepiadaceae
56	Hannoa undulata (Guill. et Perr.) Planch.	Simaroubaceae
57	Hexalobus monopetalus (A. Rich.) Engl. et Diels	Annonaceae
58	Holarrhena floribunda (G. Don) Dur. et Schinz	Apocynaceae
59	Hymenocardia acida Tul.	Hymenocardiaceae

60	Khaya senegalensis (Desr.) A. Juss.	Meliaceae
61	Lannea acida A .Rich.	Anacardiaceae
62	Lannea microcarpa Engl. Et K. Krause	Anacardiaceae
63	Lannea velutina A. Rich.	Anacardiaceae
64	Lonchocarpus laxiflorus Guill. et Perr.	Fabaceae
65	Lophira lanceolata Van Tiegh. ex Keay	Ochnaceae
66	Maytenus senegalensis (Lam.) Exell	Celastraceae
67	Mitragyna inermis (willd.) Kuntze	Rubiaceae
68	Neocarya macrophylla (Sabine) Prance ex F. White	Chrysobalanaceae
69	Newbouldia leavis (P.Beauv.)	Bignoniaceae
70	Ozoroa insignis Del.	Anacardiaceae
71	Parkia biglobosia (Jacq.) Benth.	Fabaceae
72	Paullinia pinnata L.	Sapindaceae
73	Pericopsis laxiflora (Benth.) Van Meeuwen	Fabaceae
74	Phoenix reclinata Jacq.	Arecaceae
75	Piliostigma reticulatum (DC.) Hochst.	Fabaceae
76	Piliostigma thonningii (Schumach.) Milne-Redh.	Fabaceae
77	Prosopis africana (Guill. et Perr.) Taub.	Fabaceae
78	Pseudocedrela kotschyi (Schweinf.) Harms	Anacardiaceae
79	Pterocarpus erinaceus Poir.	Fabaceae
80	Raphia sudanica A. Chev.	Arecaceae
81	Saba senegalensis (A. DC.) Pichon	Apocynaceae
82	Sarcocephalus latifolius (Smith) Bruce	Rubiaceae
83	Sclerocarya birrea (A. Rich.) Hochst.	Anacardiaceae
84	Securidaca longipedunculata Fres.	Polygalaceae
85	Securinega virosa (Roxb.) Baill.	Euphorbiaceae
86	Spondias monbin L.	Anacardiaceae
87	Sterculia setigera Del.	Sterculiaceae
88	Stereospermum kunthianum Cham.	Bignoniaceae
89	Strychnos spinosa Lam.	Loganiaceae
90	Sygygium guineense (Willd.) DC. var guineense	Myrtaceae
91	Tamarindus indica L.	Fabaceae

92	Terminalia avicennioides Guill. et Perr.	Commeliaceae
93	Terminalia macroptera Guill. et Perr.	Combretaceae
94	Trichilia emetica Vahl	Meliaceae
95	Uapaca togoensis Pax	Euphorbiaceae
96	Vernonia colorata (Willd.) Drake	Asteraceae
97	Vitex doniana Sweet Hort. Brit.	Verbenaceae
98	Vitex madiensis Oliv.	Verbenaceae
99	Voacanga africana Stapf	Apocynaceae
100	Xeroderris stühlmannii (Taub.) Mendoça et Sousa	Fabaceae
101	Ximenia americana L.	Olacaceae
102	Ziziphus mauritiana Lam.	Rhamnaceae

Annexe 2. Tests log-linéaires d'adéquation des structures de végétation en diamètre

### **Savane arbustive**

Maximum Likelihood Analysis of Variance

Source	DF	Chi-Squa	are Pr > ChiSq
class	9	687.30	<.0001
distr	1	0.65	0.4206
class*distr	6	6.25	0.3958

## Savane arbustive à arborée

Maximum Likelihood Analysis of Variance

Source	DF	Chi-Square	e Pr > ChiSq
•••••	•••••	•••••	
class	9	900.91	<.0001
distr	1	0.00	0.9552
class*distr	9	4.99	0.8352

### Forêt claire à savane boisée

Maximum Likelihood Analysis of Variance

Source	DF	Chi-Squa	are Pr > ChiSq
	•••••		••
class	9	1254.49	<.0001
distr	1	0.00	0.9615
class*distr	9	9.83	0.3642

## Forêt galerie

Maximum Likelihood Analysis of Variance

Source	Dl	F Chi-Squa	are Pr > ChiSq
			••
class	9	1004.98	<.0001
distr	1	0.74	0.3904
class*distr	9	50.48	<.0001

Annexe 3. Tests log-linéaires d'adéquation des structures de végétation en hauteur

### **Savane arbustive**

Maximum Likelihood Analysis of Variance

Source	DF	Chi-Square	Pr > ChiSq
class	13	1221.17	<.0001
distr	1	0.02	0.8981
class*distr	13	13.48	0.4112

## Savane arbustive à arborée

Maximum Likelihood Analysis of Variance

Source		DF	Chi-Square	re Pr > ChiSq	
	class	10	419.05	<.0001	
(	distr	1	0.19	0.6607	
cla	ass*distr	10	28.09	0.0017	

## Forêt claire à savane boisée

Maximum Likelihood Analysis of Variance

Source	DF	Chi-Square	e Pr > ChiSq
class	10	615.26	<.0001
distr	1	0.73	0.3937
class*distr	10	31.87	0.0004

## Forêt galerie

Maximum Likelihood Analysis of Variance

Source	DF	Chi-Squa	are $Pr > ChiSq$
•••••	•••••	•••••	
class	9	422.96	<.0001
distr	1	6.72	0.0096
class*distr	9	67.76	<.0001

Annexe 4. Acidité des sols dans la la FC de Patako et sa périphérie

Catégories	Occupation du sol	n	Prof. (cm)	pH (Eau) Moy ± E. typ	pH (KCl) Moy±E.typ	Ecarts pH
			0 - 20	$5,57 \pm 0,50$	$5,20 \pm 0,50$	0,37
Agrosystème	Sous culture	7	20 - 40	$5,\!37 \pm 0,\!49$	$4,83 \pm 0,50$	0,54
			0 - 40	$5,47 \pm 0,48$	$5,02 \pm 0,49$	0,45
	Mise en		0 - 20	$5,83 \pm 0,67$	$5,54 \pm 0,69$	0,29
	défens	3	20 - 40	$5,89 \pm 0,84$	$5,54 \pm 0,90$	0,35
	uciciis		0 - 40	$5,86 \pm 0,75$	$5,54 \pm 0,81$	0,32
	Savane		0 - 20	$6,35 \pm 0,32$	$5,72 \pm 0,37$	0,63
	arbustive	3	20 - 40	$6,10 \pm 0,49$	$5,32 \pm 0,87$	0,78
			0 - 40	$6,23 \pm 0,40$	$5,52 \pm 0,63$	0,71
	Savane	4	0 - 20	$5,98 \pm 0,20$	$5,45 \pm 0,24$	0,53
	arbustive à		20 - 40	$5,99 \pm 0,27$	$5,34 \pm 0,41$	0,65
Terres	arborée		0 - 40	$5,99 \pm 0,22$	$5,40 \pm 0,32$	0,59
forestières	Earlt alaina à		0 - 20	$6,10 \pm 0,09$	$5,86 \pm 0,12$	0,24
	Forêt claire à savane boisée	4	20 - 40	$6,31 \pm 0,23$	$5,76 \pm 0,34$	0,55
	savane boisee		0 - 40	$6,21 \pm 0,19$	$5,81 \pm 0,24$	0,40
			0 - 20	$5,96 \pm 1,29$	$5,56 \pm 1,21$	0,40
	Forêt galerie	4	20 - 40	$5,93 \pm 1,54$	$5,48 \pm 1,56$	0,45
			0 - 40	$5,95 \pm 1,34$	$5,32 \pm 1,32$	0,63
			0 - 20	$5,78 \pm 0,26$	$5,74 \pm 0,23$	0,04
	Mangrove	3	20 - 40	$5,01 \pm 0,52$	$4,98 \pm 0,49$	0,03
			0 - 40	$5,40 \pm 0,56$	$5,36 \pm 0,54$	0,04

Annexe 5. Echelle de l'acidité et de la salinité des sols

Acidité d	les sols (1:2,5)		Salinité des sols (1:5)				
Gammes de pH <sup>a</sup>	Degré d'acidité		CE (dS.m <sup>-1</sup> ) * 1000 <sup>b</sup>	Degré de salinité			
< 4,5	Extrêmement acide	_	0–500	Non salin			
4,6-5,2	Très acide		500-1000	Légèrement salin			
5,3-5,5	Acide		1000-2000	Salin			
5,6-6,0	Modérément acide		2000–4000	Très salin			
6,1-6,6	Légèrement acide		> 4000	Extrêmement salin			
6,7-7,2	Neutre						
7,3 – 7,9	Légèrement alcalin						
8,0 - 8,5	Alcalin						
> 8,6	Très alcalin						

<sup>&</sup>lt;sup>a</sup> (Bocoum, 2004); <sup>b</sup> (Bureau pédologie du Sénégal, 1992)

						1992					
	Classes	FG	FCSB	SAA	SA	MA	SH	ZA	EAU	TA	Total
	FG	123,57	48,90	12,44		0,95		0,38	5,18		191,42
	FCSB	675,01	1019,13	1173,15		0,36			1,82		2869,46
	SAA	8,11	498,98	1978,55		0,49	0,09	1,25	2,05		2489,53
2001	SA										0,00
	MA	1,34	0,06	2,26		6,69			3,69		14,04
	SH	0,04	0,04	1,50				2,98			4,56
	ZA	3,58	10,89	7,83			0,92	0,66			23,89
	EAU	0,65	0,32	2,18		1,38			17,15		21,67
	TA										0,00
	Total	812,30	1578,31	3177,91		9,88	1,01	5,27	29,89		5614,57

Annexe 6. Matrice des changements de 1992 à 2001

Annexe 7. Matrice des changements de 2001 à 2010

						2001					
	Classes	FG	FCSB	SAA	SA	MA	SH	ZA	EAU	TA	Total
	FG	128,75	58,74	3,34		0,75	0,14	2,21	1,43		195,35
	FCSB	37,00	970,90	83,80			3,64		0,18		1095,52
	SAA	15,41	1677,83	1987,25		1,26	0,00	6,16	0,45		3688,36
2010	SA	0,43	156,62	314,32		0,09	0,79	1,08			473,33
	MA		0,18	14,66		4,31			0,45		19,61
	SH		1,26	8,82					0,36		10,44
	ZA	1,93	2,32	72,31				14,44			91,00
	EAU	7,90	1,62	5,02		7,63			18,80		40,97
	TA										0,00
	Total	191,42	2869,46	2489,53		14,04	4,56	23,89	21,67		5614,57

Annexe 8. Matrice des changements de 2010 à 2015

						2010					
	Classes	FG	FCSB	SAA	SA	MA	SH	ZA	EAU	TA	Total
	FG	168,01	58,06	30,09	1,38	0,29		3,51	8,21		269,54
	FCSB	21,48	614,42	193,58	10,37	0,37	1,24	2,63	0,14		844,23
	SAA	1,17	400,94	2908,37	255,41	2,06	1,27	33,27	0,56		3603,05
2015	SA	0,45	18,10	550,49	202,66	3,61	5,69	14,75	0,43		796,19
	MA	0,09	0,06	0,67	0,09	12,69			7,38		20,99
	SH	0,09		1,00	0,10		0,36	1,30			2,85
	ZA	0,27	0,17	3,20	3,06		1,88	39,19			47,76
	EAU	3,79	0,12	0,96	0,00	0,31			24,25		29,43
	TA				0,27	0,27					0,54
	Total	195,35	1091,88	3688,36	473,33	19,61	10,44	94,64	40,97		5614,57

Annexe 9. Matrice des changements de 1992 à 2015

						1992					
	CLASSES	FG	FCSB	SAA	SA	MA	SH	ZA	EAU	TA	Total
	FG	193,85	47,84	20,26		0,48			7,10		269,54
	FCSB	454,04	230,45	159,28		0,37			0,00		844,14
	SAA	153,05	1140,00	2309,72		0,07			0,21		3603,05
2015	SA	5,15	147,99	642,11		0,63			0,31		796,19
	MA	0,29		11,64		4,95			4,10		20,99
	SH		1,04	1,82							2,85
	ZA	3,25	9,15	30,07			1,01	4,28	0,09		47,85
	EAU	2,91	1,86	1,65		3,29			19,72		29,43
	TA			0,27		0,20			0,07		0,54
	Total	812,55	1578,31	3176,83		9,99	1,01	4,28	31,59		5614,57

## Annexe 10. Equations utilisées dans le document

Équation 1	48
Équation 2.	74
Équation 3.	76
Équation 4.	76
Équation 5.	77
Équation 6.	77
Équation 7	77
Équation 8.	78
Équation 9.	100
Équation 10.	101
Équation 11.	102
Équation 12.	102
Équation 13.	102
Équation 14.	102
Équation 15.	106
Équation 16.	107
Équation 17.	108
Équation 18.	109
Équation 19.	109
Équation 20.	110
Équation 21.	110
Équation 22.	110
Équation 23.	110
Équation 24.	111
Équation 25.	111
Équation 26	116

Dynamique de la végétation et des stocks de carbone de la forêt classée de Patako et sa périphérie (Centre-ouest du Sénégal)

Auteur: Simon SAMBOU

#### Résumé

Ce travail a pour objectif de connaitre le potentiel des stocks de carbone et leurs variations dans la forêt classée de Patako et sa périphérie. La démarche a consisté en plusieurs étapes. Dans un premier temps, les types d'occupation des sols ont été identifiés à l'aide d'images Landsat de 1992, 2001, 2010 et 2015, choisies pendant la saison sèche. Une comparaison post-classification a été effectuée et a permis de détecter les changements d'occupation du sol. Cette analyse a abouti à la détermination d'un taux de déforestation dans la forêt classée de Patako. Deuxièmement, un inventaire forestier a été réalisé par échantillonnage stratifié aléatoire du second degré dans des zones relativement homogènes. Les données ont été collectées à partir de 216 placettes carrées (400 m²) dans les formations végétales de plateaux et 35 placettes rectangulaires (400 m²) dans la forêt galerie. Ces données ont servi à l'analyse de la biodiversité et de la structure de la végétation ligneuse, mais aussi à l'évaluation des stocks de carbone en utilisant des modèles allométriques. La troisième étape de ce travail a consisté à collecter des échantillons composites de sol pour déterminer le Carbone Organique du Sol (COS) entre 0-20 cm et 20-40 cm de profondeur. Enfin, le potentiel d'absorptions et d'émissions de carbone a été modèlisé en utilisant différentes catégories d'utilisation des terres.

Les changements détectés entre 1992 et 2015 montrent que le taux de déforestation est faible (0,11%) à l'intérieur de la forêt classée de Patako, tandis que la dégradation du couvert végétal reste importante. L'analyse de la diversité et des paramètres structuraux de la végétation ligneuse montre que la forêt galerie et la forêt claire à savane boisée présentent la plus grande diversité. La richesse spécifique (RS) et l'indice de diversité de Shannon (H') sont respectivement estimés à 76 et 2,81 en forêt galerie et 36 et 2,12 pour la forêt claire à savane boisée. Les types de végétation les moins diversifiés sont les formations arbustives. Tous les types de végétation identifiés décrivent une structure en forme de J inversé, attestant d'un peuplement inéquien et d'une distribution à prédominance des classes de petits diamètres. Cette distribution de la structure influe sur les stocks de carbone.

Les tests ANOVA et tests Tukey montrent, de façon générale, une différence significative (P < 0.001) entre les moyennes observées. Les résultats indiquent des quantités de carbone de la biomasse aérienne faibles dans l'agrosystème (2,42 tC.ha<sup>-1</sup>) et la savane arbustive (16,69 tC.ha<sup>-1</sup>), tandis que la savane arbustive à arborée (28,49 tC.ha<sup>-1</sup>) et la forêt claire à savane boisée (45,34 tC.ha<sup>-1</sup>) ont un stock plus élevé. Combretum glutinosum, Cordyla pinnata, Terminalia macroptera, Combretum nigricans, Lannea acida, Acacia macrostachya, Daniellia oliveri, Pterocarpus erinaceus et Prosopis africana, contribuent à environ 72% à 88% au carbone stocké dans la biomasse de ces types de végétation. La galerie forestière (86,12 tC.ha<sup>-1</sup>), concentre le stock le plus important à l'image de la biodiversité et de la densité élevée des individus de gros diamètre (> 20 cm) qu'elle abrite. Dans cette formation végétale, la contribution la plus importante est portée par Khaya senegalensis, Detarium senegalense, Erytrophleum suaveolens, Elaeis guineensis et Ficus spp. La distribution spatiale de la teneur et des stocks de Carbone Organique du Sol (COS), sur une profondeur de 40 cm, suit celle des stocks de carbone de la biomasse aérienne. Les faibles stocks de COS sont mesurés dans l'agrosystème (18-20 tC.ha<sup>-1</sup>). Les formations de savane ont un stock intermédiaire (entre 24,45 et 41,05 tC.ha<sup>-1</sup>), tandis que les quantités estimées dans la forêt galerie sont plus élevées (95,12 tC.ha<sup>-1</sup>). Toutefois le stock de la mangrove (416,72 ± 112,38 tC.ha<sup>-1</sup>) représente plus de trois fois cette valeur

Les résultats de la modélisation montrent une faible productivité nette des formations végétales étudiées du fait de leur dynamisme qui engendre de fortes variations de carbone. Ces variations sont causées par de multiples perturbations parmi lesquelles l'exploitation du bois et les feux de brousse sont les plus importants en termes d'émissions directes ou indirectes de CO<sub>2</sub>. La réduction des émissions induites par la dégradation et le renforcement du potentiel de séquestration du carbone des écosystèmes constituent une des nombreuses options identifiées par le marché régulier et volontaire du carbone pour favoriser l'atténuation du changement climatique, renforcer la capacité d'adaptation et la résilience des populations.

Mots clés: Biomasse, Carbone Organique du Sol, Savane, Forêt classée, agrosystème, Patako

# Dynamics of vegetation and carbon stocks of the Patako protected forest and its periphery (Mid-west of Senegal)

#### Abstract

This study was conducted to investigate the potential of carbon stocks and its variations in the Patako Forest and its surrounding areas. In a first step, land use land cover types was identified using Landsat images of 1992, 2001, 2010 and 2015 combined with ground truth data. Post classification comparison was applied for change detection analysis after determining the rate of deforestation. In a second step, forest inventory was conducted by sampling randomly from a number of plots identified in homogeneous areas. Data was collected from 216 square plots (400 m²) in elevated lands and 35 rectangular plots (400 m²) in gallery forest. These data were used to analyze the biodiversity and structure of woody vegetation, but also to assess carbon stocks using allometric models. In a third step, composite soil samples were collected to determine Soil Organic Carbon (SOC) between 0-20 cm and 20-40 cm depth. Finally the potential of carbon absorptions and emissions was modelled using different categories of land use-land cover.

The detected changes between 1992 and 2015 showed that the rate of deforestation is low (0.11%) within the protected area, while degradation of vegetation cover is mostly important. The analysis of diversity and structural parameters of woody vegetation showed that gallery forest and woodland hold the highest diversity. The species richness and the Shannon diversity indexes are respectively estimated at 76 and 2.81 in gallery forest and 36 and 2.12 for the woodland. The lowest value of diversity was observed in shrub savanna. Second, all vegetation types showed a reverse J-shaped structure, describing uneven-aged stands and a predominant distribution of small size diameter classes < 20 cm.

The ANOVA and Tukey tests applied on the means of carbon stocks showed a significant difference (P <0.001). In elevated land the lowest aboveground carbon stocks is recorded in the agro-ecosystem with 2.42 tC.ha<sup>-1</sup>. In shrub savanna and tree savanna it is estimated respectively at 16.69 tC.ha<sup>-1</sup> and 28.49 tC.ha<sup>-1</sup> while in the woodland where the highest value is observed, it reached (45.34 tC.ha<sup>-1</sup>). In terms of species contribution, about 72% to 88% of the biomass is hold by Combretum glutinosum, Cordyla pinnata, Terminalia, macroptera, Combretum nigricans, Lannea acida, Acacia macrostachya, Daniellia oliveri, Pterocarpus erinaceus and Prosopis africana. In gallery forest the carbon stocks is higher than in elevated land with 86.12 tC.ha<sup>-1</sup> in respect of its important tree density and the presence of big diameter (> 20 cm). The most important part of carbon is hold by Khaya senegalensis, Detarium senegalense, Erytrophleum suaveolens, Elaeis guineensis and Ficus spp. With regard to the SOC the distribution in the different vegetation types, it showed the same distribution than the aboveground biomass. The low SOC stocks were measured in the agro-ecosystem (18-20 tC.ha<sup>-1</sup>). An intermediate SOC stock (between 24.45 and 41.05 tC.ha<sup>-1</sup>) were measured in the savannas, while the gallery forest SOC was higher (95.12 tC.ha<sup>-1</sup>). However the mangrove (416.72 ± 112.38 tC.ha<sup>-1</sup>) stored three times more than that value.

The result of the modelling showed a low net productivity in the different vegetation types due to the process of degradation which lead to variations in carbon stocks. The dynamics of carbon resulted mostly from disturbances like tree logging and bush fires which are the most important direct and indirect CO<sub>2</sub> emissions factors. Reducing emissions from deforestation and forest degradation and enhancing the potential of carbon sequestration are part of the several options identified by the regular and voluntary carbon market. This possibility can be exploited at the local level to contribute to climate change mitigation, enhance capacity adaptation and resilience of communities.

Keys words: Biomass, Soil Organic Carbon, Savanna, Classified forest, agrosystem, Patako

Discipline: Sciences de l'Environnement