



**UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT**

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique**

ANNEE : 2017-2018

N° D'ORDRE : 003

THESE DE DOCTORAT

Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution

Spécialité : Ecologie végétale

**Dynamiques spatio-temporelles du couvert végétal et
diversité floristique de quelques parcs nationaux et
forêts classées de Côte d'Ivoire dans un contexte de
crises politico-militaires**

CANDIDATE

Nom : KOUAKOU

**Prénoms : AKOUA TAMIA
MADELEINE**

**Soutenue publiquement
le 16 mars 2019**

JURY

**Président : Monsieur KONE Tidiani, Professeur Titulaire, Université Jean
Lorougnon Guédé**

**Co-Directeurs : Monsieur KOUADIO Yatty Justin, Professeur Titulaire,
Université Jean Lorougnon Guédé**

**Monsieur BARIMA Yao Sadaïou Sabas, Maître de Conférences,
Université Jean Lorougnon Guédé**

**Rapporteur : Madame KOULIBALY Annick Victoire, Maître de Conférences,
Université Jean Lorougnon Guédé**

**Examineurs : Monsieur BOGAERT Jan, Professeur Ordinaire, Université de
Liège**

**Monsieur KONAN-WAIDHET Arthur Brice, Maître de
Conférences, Université Jean Lorougnon Guédé**

TABLE DES MATIERES

	Page
DEDICACE.....	vii
REMERCIEMENTS	viii
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	xi
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
LISTE DES FIGURES	xvii
LISTES DES ANNEXES.....	xx
INTRODUCTION.....	1
PARTIE I : GENERALITES	7
Chapitre 1 : Occupation et utilisation des terres	8
1-1 Types de changements d'utilisation et d'occupation des sols.....	11
1-1-1 Déforestation et dégradation des forêts dans le monde.....	11
1-1-2 Déforestation en Côte d'Ivoire.....	15
1-2 Conséquences des changements d'utilisation et d'occupation des sols	16
Chapitre 2 : Télédétection	19
2-1 Définitions.....	19
2-1-1 Rayonnement électromagnétique	19
2-1-2 Interaction avec l'atmosphère	20
2-1-3 Interaction rayonnement cible.....	21
2-1-4 Enregistrement, traitement et interprétation.....	21
2-1-5 Application.....	21
2-2 Satellites et capteurs	22
2-3 Télédétection et étude de la végétation	25
2-4 Avantages et limites de la télédétection	28
Chapitre 3 : Ecologie du paysage	30
3-1 Définition	30
3-2 Paysage.....	31
3-3 Eléments constitutifs du paysage	32
3-3-1 Matrice	33
3-3-2 Tache	33

3-3-3 Corridor	34
3-4 Structure spatiale en écologie du paysage.....	34
3-5 Dynamique des paysages	37
3-5-1 Dynamique antérieure : mesure des changements et processus de transformation spatiale	37
3-5-2 Dynamique future : modélisation.....	38
Chapitre 4 : Etat des recherches sur le couvert végétal en Afrique et rappel des conflits ivoiriens de 2002 à 2011	41
4-1 Etude du couvert végétal en Afrique.....	41
4-2 Etude du couvert végétal en Côte d’Ivoire.....	41
4-3 : Rappel des conflits ivoiriens de 2002 à 2011.....	42
Chapitre 5 : Présentation des zones d’étude.....	45
5-1 Choix des zones d’étude.....	47
5-2 Parc National de la Comoé.....	49
5-2-1 Situation géographique.....	49
5-2-2 Hydrographie.....	50
5-2-3 Climat	50
5-2-4 Sol et relief	51
5-2-5 Végétation	52
5-2-6 Population riveraine	52
5-3 Forêts classées de Mafa, de Soungourou et de Kokondékro.....	53
5-3-1 Situation géographique.....	53
5-3-2 Hydrographie.....	54
5-3-3 Climat	54
5-3-4 Sol et relief	55
5-3-5 Végétation	55
5-3-6 Population riveraine	56
5-4 Parc National de la Marahoué et forêt classée du Haut-Sassandra	57
5-4-1 Situation géographique.....	57
5-4-2 Hydrographie.....	58
5-4-3 Climat	58

5-4-4 Sol et relief	59
5-4-5 Végétation	60
5-4-6 Population riveraine	61
5-5 Parc National du Banco.....	62
5-5-1 Situation géographique.....	62
5-5-2 Hydrographie.....	62
5-5-3 Climat	62
5-5-4 Sol et relief	63
5-5-5 Végétation	64
5-5-6- Population riveraine	65
PARTIE II : MATERIEL ET METHODES	66
Chapitre 6 : Matériel	67
6-1 Matériel biologique	67
6-2 Matériel technique.....	67
6-2-1 Matériel d'inventaire	67
6-2-2 Données spatiales	67
Chapitre 7 : Méthodes	69
7-1 Caractérisation de l'occupation du sol	69
7-1-1 Collecte des données spatiales	69
7-1-2 Traitement des données spatiales	69
7-1-2-1 Correction géométrique.....	69
7-1-2-2 Rééchantillonnage et extraction des zones d'étude.....	69
7-1-2-3 Composition colorée et interprétation visuelle.....	70
7-1-2-4 Classification.....	71
7-1-2-5 Précision cartographique et validation des classifications	72
7-2 Dynamiques et transformations spatiales des paysages	74
7-2-1 Indices de végétation	74
7-2-2 Indices de structure spatiale et taux d'accroissement des proportions des classes d'occupation du sol	75
7-2-3 Matrice de transition.....	77
7-2-4 Processus de transformation spatiale.....	78

7-2-5 Modélisation de la dynamique d'occupation du sol.....	79
7-3 Collecte et traitement des données floristiques	80
7-3-1 Inventaire floristique	80
7-3-1-1 Plan d'échantillonnage	80
7-3-1-2 Sites d'échantillonnage dans les zones d'étude.....	81
7-3-2 Traitement des données floristiques	82
7-3-2-1 Diversité floristique.....	82
7-3-2-2 Composition floristique.....	84
7-3-2-3 Structure de la végétation.....	85
7-3-2-3-1 Structure verticale	85
7-3-2-3-2 Structure horizontale	85
7-4 Analyse statistique.....	86
PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION.....	87
Chapitre 8 : Cartographie de l'occupation du sol.....	88
8-1 Nord-Est de la Côte d'Ivoire : Parc National de la Comoé.....	88
8-2 Centre de la Côte d'Ivoire : forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa	91
8-3 Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire : forêt classée du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué.....	100
8-4 Sud de la Côte d'Ivoire : Parc National du Banco	106
Chapitre 9 : Dynamique de l'occupation du sol.....	111
9-1 Evolution de l'indice de végétation.....	111
9-2 Variation temporelle des superficies des classes d'occupation du sol	113
9-2-1 Parc National de la Comoé.....	113
9-2-2 Forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa	115
9-2-3 Forêt classée du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué	117
9-2-4 Parc National du Banco.....	119
9-3 Transfert d'occupation du sol.....	121
9-3-1 Parc National de la Comoé.....	121
9-3-2 Forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa	124
9-3-3 Forêt classée du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué	130
9-3-4 Parc National du Banco.....	134

9-4 Dynamique de la structure spatiale et processus de transformation spatiale	136
9-4-1 Parc National de la Comoé.....	136
9-4-2 Forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa	140
9-4-3 Forêt classée du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué	149
9-4-4 Parc National du Banco.....	156
Conclusion partielle sur la dynamique passée	159
9-5 Dynamique future.....	160
9-5-1 Parc National de la Comoé.....	160
9-5-2 Forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa	161
9-5-3 Forêts classées du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué	164
9-5-4 Parc National du Banco.....	165
Conclusion partielle	166
Chapitre 10 : Flore des espaces étudiés après la décennie de conflits en Côte d’Ivoire	167
10-1 Diversité floristique.....	167
10-1-1 Diversité alpha.....	167
10-1-2 Familles dominantes.....	171
10-1-3 Diversité beta.....	174
10-2 Composition floristique.....	179
10-2-1 Types biologiques	179
10-2-2 Affinités chorologiques	180
10-2-3 Espèces à statut particulier	181
10-3 Structure de la végétation	185
10-3-1 Structure horizontale	185
10-3-1-1 Densité.....	185
10-3-1-2 Aire basale.....	186
10-3-2 Structure verticale.....	187
Conclusion partielle.....	188
Chapitre 11 : Discussion	189
11-1 Approche méthodologique	189
11-2 Type de végétation et dynamique spatio-temporelle de l’occupation du sol	193
11-3 Diversité floristique des différentes zones d’étude	197

11-4 Conflits armés et conservation des ressources naturelles.....	200
CONCLUSION GENERALE.....	203
REFERENCES.....	209
ANNEXES	245
PUBLICATIONS	289

DEDICACE

*A vous mes bébés, **ATSIN Chidjè Marianne Elvira et AT SIN Chiadon Olivia Maelle Eunice***

*A toi mon époux, **ATSIN Guy Joël Olivier**, ta femme y est arrivée !*

*A toi **KABLAN KAN Aurore Bel Martine**, mon amie, ma petite sœur...*

*A toi mon père adoptif, feu **KOUADIO Fiendi Henri***

*A toi mon géniteur, feu **KOUAKOU Etienne***

*A toi ma grande sœur feu **KOUAKOU Kossia Bema Veronique**,*

*A toi ma mère feu **AFFOUA Marie***

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée avec le soutien du Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique de Côte d'Ivoire, dans le cadre de la mise en œuvre du Contrat de Désendettement et de Développement (C2D) avec l'appui technique de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). Ce ministère nous a également octroyé une bourse de stage d'une durée d'un an à l'Université de Liège (Belgique). L'étude a aussi bénéficié du soutien du programme GEOFORAFRI « renforcement des capacités et accès aux données satellitaires pour le suivi des forêts en Afrique » financé par le Fonds français pour l'Environnement Mondial et du Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique (PASRES), de l'Académie des Sciences, des Arts, des Cultures d'Afrique et des Diasporas africaines (ASCAD). L'accès aux différents espaces domaniaux a été possible grâce à l'accord de la Société de Développement des Forêts en Côte d'Ivoire (SODEFOR) et de l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR). L'étude a été initiée dans le contexte des crises politico-militaires qu'a connu la Côte d'Ivoire. En effet, de 2002 à 2011 la Côte d'Ivoire a connu une succession de crises qui a eu des conséquences aussi bien au niveau social qu'environnemental. Cette étude a pour but d'analyser les conséquences de cette période de crises sur le couvert végétal de la Côte d'Ivoire, principalement dans quelques forêts classées et parcs nationaux.

J'adresse toute ma gratitude à l'équipe dirigeante de l'Université Jean Lorougnon Guédé avec à sa tête la Présidente, le Professeur TIDOU Abiba Sanogo ainsi que les vices Présidents, les Professeurs AKAFFOU Doffou Sélastique et KONE Tidiani pour avoir accepté mon inscription dans cette institution. Je remercie particulièrement le Professeur KONE Tidiani pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Mes remerciements s'adressent également au Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement, le Docteur KOUASSI Kouakou Lazare, Maître de Conférences, pour avoir favorisé le bon déroulement de ce travail.

J'exprime toute ma reconnaissance à mon Directeur de thèse, le Professeur KOUADIO Yatty Justin, pour avoir accepté de diriger de ce travail.

Je remercie mon encadreur et Co-Directeur, le Docteur BARIMA Yao Sadaïou Sabas, Maître de Conférences, initiateur de cette thèse. Il m'est difficile, voire impossible de résumer en quelques mots sa contribution à la réalisation de ce travail. Qu'il reçoive tout simplement toute ma reconnaissance pour le travail abattu.

J'exprime toute ma reconnaissance au Professeur KONATE Souleymane, pour avoir dirigé mes travaux de Master et pour m'avoir initié à la recherche.

Je remercie le Professeur BOGAERT Jan, pour l'intérêt accordé à ce travail et pour m'avoir donné l'opportunité de découvrir un autre monde de travail en m'accueillant à l'Unité Biodiversité et Paysage de la faculté Agro-Bio Tech de l'université de Liège (Belgique).

Je tiens à exprimer toute ma gratitude aux différents rapporteurs de cette thèse, les Docteurs KONE Moussa et KOULIBALY Annick Victoire, Maîtres de Conférences, pour leur contribution à l'amélioration du document.

J'adresse mes remerciements au Docteur KONAN-WAIDHET Arthur Brice, Maître de Conférences, examinateur de cette thèse, pour sa contribution à l'amélioration du document.

Ce travail n'aurait jamais abouti à des résultats sans le concours de tous les membres du Groupe de Recherche Interdisciplinaire en Ecologie du Paysage et en Environnement (GRIEPE) de l'Université Jean Lorougnon Guédé dont je suis membre. Merci à toute l'équipe pour ces moments de convivialité et pour la capacité à combiner travail et gaieté, qui ont pu rendre ces missions de terrain plus agréables. Mes meilleurs sentiments sont adressés à tous les Docteurs de l'équipe, pour leur contribution plus qu'indispensable à l'aboutissement du travail.

Je citerai le Dr SANGNE Yao Charles qui m'a initié au logiciel Envi, le Dr BAMBA Issouf qui m'a enseigné le logiciel ArcGis et le Docteur KPANGUI Kouassi Bruno qui a contribué à l'analyse statistique de mes données. Les Docteurs KOFFI N'guessan Achille et KOUAKOU Kouassi Apollinaire pour leur contribution à toutes les étapes de ce travail.

Je dis merci à tous les doctorants et mémorants de l'équipe pour leur disponibilité et leur amabilité. Il s'agit de M. KOUA Kadio Attey Noël, Mlle ZANH Golou Gisèle, Mlle ASSALE Adjo Annie Yvette, et les mémorants M. KOUASSI Kouassi Germain, M. YEO Zahana et Mlle ALLE Joëlle. Je suis reconnaissante envers M. ASSI Yapo Jean qui a contribué à l'identification des spécimens botaniques sur le terrain et au laboratoire.

Je remercie mademoiselle NGORAN Rachelle, ma tutrice à Daloa, pour son hospitalité. Je remercie mon ami ANZAN Koffi Charles pour ces encouragements et son soutien sans faille tout au long de ces longues années d'étude.

Je garde un excellent souvenir de mes séjours en Belgique (Université de Liège, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux) où j'ai eu le plaisir de collaborer avec de nouvelles personnes. Merci aux membres de l'unité Biodiversité et Paysage, notamment Docteur BOISSON

Sylvain, et le Directeur de l'Unité Professeur DUFRENE Marc pour m'avoir accepté dans son unité, ainsi qu'aux stagiaires que sont le Docteur USENI Sikuzani Yannick et M. SALOMON Waselin.

Je remercie les résidents de la maison Nord-Sud, en particulier Messieurs HOUNDONUGBO Venant Pascal, BARKA Abakoura Gada, KARIMOUN Massalatchi, DOUH Chauvelin, SON Diakalia, BONI Yarou, LOUBOTA Grace, YONDO Koly, KOLY Geopogui, MAKOSSO Allavo Antoine, SOGBEGNON Roméo, MBEANG Antoine, ADJOUUMAN Yao Désiré, YAO Michel, KOUAKOU Alfred, ATTIKORA Jean Paul, N'GOLO Karim et Mademoiselle NOROMAMPIANDRA Razafindrakoto,

Je remercie particulièrement la famille Kablan dont feu Maman KABLAN Simonne, les sœurs Rosine, Sandrine, Marie-Laure et Aurore, sans oublier le frère l'Abbé Jean-Victoire pour les prières et le soutien.

Je suis reconnaissante envers ma famille pour son soutien sans faille, mes parents biologiques qui ne verront jamais ce document, ma mère adoptive, Maman YAH Irène, pour avoir cru en moi et avoir toujours tout fait pour mon épanouissement. A mes frères et sœurs, KOUAKOU Abissa Eugène, KOUAKOU Diane Gisèle, KOUAKOU Edwige, AYA Eugénie, je dis merci pour la fraternité, l'amour partagé et le soutien indescriptible. Je remercie également mon oncle KOUADIO Louis et M. N'DA René, pour leur hospitalité. A mes neveux et nièces, Jean Christ, Mondésir, Emmanuela, Serena et Maeva qui savaient égayer mes journées même quand tout va mal, je dis merci.

Je remercie enfin mon époux, M. ATSIN Guy Joël Olivier et mes enfants, ATSIN Chidjè Marianne Elvira et ATSIN Chiadon Olivia Maelle Eunice pour leur patience, leur encouragement, leur soutien, ainsi que les sacrifices sans lesquels ce travail n'aurait pas aboutit.

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ASCAD	: Académie des Sciences, des Arts, des Cultures d'Afrique et des Diasporas Africaines
BRAO	: Bureau Régional pour l'Afrique de l'Ouest
CCT	: Centre Canadien de télédétection
CERAP	: Centre de Recherche et d'Action pour la Paix
C2D	: Contrat de Désendettement et de Développement
Ep	: Epiphyte
FCHS	: Forêt Classée du Haut-Sassandra
FCK	: Forêt Classée de Kokondékro
FCM	: Forêt Classée de Mafa
FCS	: Forêt Classée de Soungourou
G	: Geophyte
GC	: Espèce de la zone Guinéo-Congolaise
GCi	: Espèce endémique de la Côte d'Ivoire
GC-SZ	: Espèces des zones Guinéo-Congolaise et Soudano- Zambézienne
GCW	: Espèce endémique de l'Afrique de l'Ouest
GEFORAFRI	: renforcement des capacités et accès aux données satellitaires pour le suivi des forêts en Afrique
GRIEPE	: Groupe de Recherche Interdisciplinaire en Ecologie du Paysage et en Environnement
H	: Hémicryptophyte
HRG	: Haute Résolution Géométrique
HRS	: Haute Résolution Stéréoscopique
HRV	: Haute Résolution Visible
HRVIR	: Haute Résolution Visible et InfraRouge
i	: Espèce cultivée ou introduite
IRD	: Institut de Recherche pour le Développement
LANDSAT	: LANDscape SATellite
MJP	: Mouvement pour la Justice et la Paix
MP	: Mégaphanéophyte (arbre ou liane de plus de 32 m de hauteur)

mP	: MésophanérophYTE (arbre ou liane de 8 à 32 m de hauteur)
mp	: Microphanérophyte (arbuste de 2 à 8 m de hauteur)
MPCI	: Mouvement Patriotique de Côte d'Ivoire
MPIGO	: Mouvement Populaire Ivoirien du Grand Ouest
MSS	: Multi-Spectral Scanner
NASA	: National Aeronautics and Space Administration
np	: NanophanérophYTE (arbuste de 0,25 à 2 m de hauteur)
OIPR	: Office Ivoirien des Parcs et Réserves
OLI	: Operational Land Imager
ONU	: Organisation des Nations Unies
Par	: Parasite
PASRES	: Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique
PIR	: Proche Infrarouge
PNB	: Parc National du Banco
PNC	: Parc National de la Comoé
PNM	: Parc National de la Marahoué
PNUE	: Programme des Nations Unies pour l'Environnement
REDD	: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation
RGPH	: Recensement Général de la Population et de l'Habitat
Rhé	: Rhéophyte
SODEFOR	: Société de Développement des Forêts en Côte d'Ivoire
SPOT	: Satellite Pour l'Observation de la Terre
STPCT	: Secrétariat Technique Permanent du Comité Technique du RGPH
SZ	: Espèces de la zone soudano- zambézienne (savanes, forêts claires et steppes de cette région)
Th	: ThérophYTE
TIRS	: Thermal Infrared Sensor
TM	: Thematic Mapper
TM+	: Thematic Mapper plus
UICN	: Union Internationale pour la Conservation de la Nature
USGS	: United States Geological Survey

LISTE DES TABLEAUX

	Pages
Tableau I : Typologie des facteurs de changement d'utilisation des sols	9
Tableau II : Caractéristiques des images satellitaires utilisées.....	68
Tableau III : Exemple de matrice de transition.	78
Tableau IV : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT de 1998, 2002, 2013 et 2018 du Parc National de la Comoé.....	89
Tableau V : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1991 et 2017) et SPOT (2003 et 2012) de la forêt classée de Kokondékro	92
Tableau VI : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1998, 2002 2013 et 2017) de la forêt classée de Soungourou	93
Tableau VII : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1998, 2002, 2013 et 2017) de la forêt classée de Mafa	94
Tableau VIII : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1997, 2002, 2006, 2013 et 2017) de la forêt classée du Haut-Sassandra.....	101
Tableau IX : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1991, 2002, 2013 et 2017) du Parc National de la Marahoué.....	102
Tableau X : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1998, 2002, 2013 et 2017) du Parc National du Banco.....	107
Tableau XI : Matrice de transition des classes d'occupation du sol et indice de stabilité du paysage du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire	123

Tableau XII : Conversion des classes savane arbustive et savane arborée dans les différentes classes d’occupation du sol dans le Sud-Ouest du Parc National de la Comoé avant, pendant et après les conflits en Côte d’Ivoire.....	123
Tableau XIII : Matrice de transition des classes d’occupation du sol et indices de stabilité du paysage de la forêt classée de Kokondékro avant, pendant et après les conflits en Côte d’Ivoire	127
Tableau XIV : Matrice de transition des classes d’occupation du sol et indices de stabilité du paysage de la forêt classée de Soungourou avant, pendant et après les conflits en Côte d’Ivoire	128
Tableau XV : Matrice de transition des classes d’occupation du sol et indices de stabilité du paysage de la forêt classée de Mafa avant, pendant et après les conflits en Côte d’Ivoire	129
Tableau XVI : Conversion de la classe forêt naturelle dans les différentes classes d’occupation du sol dans les forêts classées de Kokondékro (FCK), de Soungourou (FCS) et Mafa (FCM) avant, pendant et après les conflits en Côte d’Ivoire.....	130
Tableau XVII : Matrice de transition des classes d’occupation du sol et indices de stabilité du paysage de la forêt classée du Haut-Sassandra avant, pendant et après les conflits en Côte d’Ivoire.....	132
Tableau XVIII : Matrice de transition des classes d’occupation du sol et indices de stabilité du paysage du Parc National de la Marahoué avant, pendant et après les conflits en Côte d’Ivoire	133
Tableau XIX : Conversion de la classe forêt dans les différentes classes d’occupation du sol dans la forêt classée du Haut-Sassandra avant, pendant et après les conflits, en Côte d’Ivoire	134
Tableau XX : Conversion de la classe forêt dans les différentes classes d’occupation du sol dans le Parc National de la Marahoué avant, pendant et après les conflits, en Côte d’Ivoire	134
Tableau XXI : Matrice de transition des classes d’occupation du sol et indices de stabilité du paysage du Parc National du Banco avant, pendant et après les conflits en Côte d’Ivoire	135
Tableau XXII : Conversion de la classe forêt dense dans les différentes classes d’occupation du sol dans le Parc National du Banco avant, pendant et après les conflits en Côte d’Ivoire.....	136

Tableau XXIII : Indices de structure spatiale calculés en 1998, 2002, 2013 et 2018 pour chacune des classes d'occupation du sol du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé	138
Tableau XXIV : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol du Parc National de la Comoé avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2018) les conflits en Côte d'Ivoire	139
Tableau XXV : Indices de structure spatiale calculés en 1991, 2003, 2012 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Kokondékro	141
Tableau XXVI : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Kokondékro avant (1991-2003), pendant (2003-2012) et après (2012-2017) les conflits en Côte d'Ivoire	142
Tableau XXVII : Indices de structure spatiale calculés en 1998, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Soungourou	144
Tableau XXVIII : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Soungourou avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire	145
Tableau XXIX : Indices de structure spatiale calculés en 1998, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Mafa	148
Tableau XXX : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Mafa avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire	149
Tableau XXXI : Indices de structure spatiale calculés en 1997, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra	151
Tableau XXXII : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire	152
Tableau XXXIII : Indices de structure spatiale calculés en 1991, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol du Parc National de la Marahoué	155
Tableau XXXIV : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol du Parc National de la Marahoué avant (1991-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire	156

Tableau XXXV : Indices de structure spatiale calculés en 1998, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol du Parc National du Banco	158
Tableau XXXVI : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol du Parc National du Banco avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire	159
Tableau XXXVII : Indices de diversité floristique des différents sites échantillonnés	167
Tableau XXXVIII : Indice de diversité floristique des différents transects échantillonnés dans le Parc National de la Comoé	168
Tableau XXXIX : Indice de diversité floristique des différents transects échantillonnés dans les forêts classées de Soungourou (FCS) et Mafa (FCM)	169
Tableau XL : Indice de diversité floristique des différents transects échantillonnés dans la forêt classée du Haut-Sassandra.....	170
Tableau XLI : Indice de diversité floristique des différents transects échantillonnés dans le Parc National du Banco	171
Tableau XLII : Liste des familles dominantes et leurs proportions dans les listes floristiques des différents sites d'échantillonnage ainsi que dans la liste générale.	173
Tableau XLIII : Similitude floristique selon le coefficient de Sørensen entre les différents sites échantillonnés.	174
Tableau XLIV : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects du Parc National de la Comoé.	175
Tableau XLV : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects de la forêt classée de Soungourou	175
Tableau XLVI : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects de la forêt classée de Mafa	176
Tableau XLVII : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects de la forêt classée du Haut-Sassandra.....	177
Tableau XLVIII : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects du Parc National du Banco	178
Tableau XLIX : Liste des espèces à statut particulier recensées dans les différents sites échantillonnés.	182

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1 : Cadre conceptuel de l'occupation et utilisation des sols	10
Figure 2 : Répartition des terres entre les grandes classes d'utilisations du sol en 2010.....	12
Figure 3 : Principaux moteurs de déforestation et de dégradation forestière dans les pays tropicaux et subtropicaux entre 2000 et 2010.....	13
Figure 4 : Processus de télédétection	19
Figure 5 : Spectre électromagnétique.....	20
Figure 6 : Signature spectrale de la végétation, du sol et de l'eau	27
Figure 7 : Réponse spectrale de quelques classes d'occupation du sol.....	27
Figure 8 : Organisation hiérarchique des échelles spatiales.....	32
Figure 9 : Modèle conceptuel de la structure paysagère.	32
Figure 10 : Les principaux éléments définissant les systèmes écologiques.....	35
Figure 11 : Diagramme représentant les dix processus de transformation spatiale.	38
Figure 12 : Territoires phytogéographiques de Côte d'Ivoire.....	47
Figure 13 : Partition de la Côte d'Ivoire pendant la période de crises et situation des zones d'étude	49
Figure 14 : Situation géographique du Parc National de la Comoé.....	50
Figure 15 : Diagramme ombrothermique de la zone de Bouna de 2012 à 2017.....	51
Figure 16 : Situation géographique des forêts classées de Kokondékro, Mafa et Soungourou en Côte d'Ivoire.....	54
Figure 17 : Diagramme ombrothermique de la région de Bouaké de 2015 à 2017	55
Figure 18 : Situation géographique de la forêt classée du Haut-Sassandra et du Parc National de la Marahoué.....	58
Figure 19 : Diagramme ombrothermique de la zone de Daloa de 2012 à 2017.....	59
Figure 20 : Situation géographique du Parc National du Banco	62
Figure 21 : Diagramme ombrothermique de la zone d'Abidjan de 2012 à 2017.....	63
Figure 22 : Exemple d'une composition colorée faite à partir d'une image LANDSAT OLI/TIRS 2013 de la forêt classée du Haut-Sassandra.	70
Figure 23 : Méthode de calcul des indices à partir de la matrice de confusion pour la validation de la classification.	72
Figure 24: Indice de dominance de la plus grande tache pour la mise en évidence de la fragmentation.....	76
Figure 25 : Indice de forme pour la mesure de la complexité de la forme des taches.	76
Figure 26 : Arbre de décision pour l'identification des processus de transformation spatiale.	79
Figure 27 : Représentation graphiques des transects.	80
Figure 28 : Sites d'inventaires floristiques dans le Parc National de la Comoé.	81
Figure 29 : Situation géographique des points de départ des sites d'échantillonnage dans les forêts classées de Mafa, de Soungourou et du Haut-Sassandra et dans le Parc National du Banco.....	82

Figure 30 : Cartes d'occupation du sol du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé en 1998, 2002, 2013 et 2018.	90
Figure 31 : Composition du paysage du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé en 1998, 2002, 2013 et 2018	91
Figure 32 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée de Kokondékro des années 1991, 2003, 2012 et 2017.	96
Figure 33 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée de Soungourou des années 1998, 2002, 2013 et 2017	97
Figure 34 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée de Mafa des années 1998, 2002, 2015 et 2017	98
Figure 35 : Proportions des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Kokondékro en 1991, 2003, 2012 et 2017 et des forêts classées de Soungourou et de Mafa en 1998, 2002, 2013 et 2017	99
Figure 36 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra obtenues à partir d'image LANDSAT de 1997, 2002, 2013 et 2017.....	104
Figure 37 : Cartes d'occupation du sol du Parc National de la Marahoué obtenues à partir d'image LANDSAT de 1991, 2002, 2013 et 2017.....	105
Figure 38 : Proportion des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra et du Parc National de la Marahoué avant, pendant et après les conflits	106
Figure 39 : Cartes d'occupation du sol du Parc National du Banco en 1998, 2002, 2013 et 2017 obtenues à partir d'image LANDSAT (1998, 2017) et SPOT (2002, 2013).....	109
Figure 40: Proportion des classes d'occupation du sol du Parc National du Banco avant, pendant et après les conflits	110
Figure 41 : Evolution du NDVI dans les différentes zones, avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire.....	112
Figure 42 : Taux d'évolution des superficies des classes d'occupation du sol dans le Parc National de la Comoé avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire.	114
Figure 43 : Taux d'évolution des superficies des classes d'occupation du sol dans les forêts classées de Kokondékro, de Mafa et de Soungourou au Centre de la Côte d'Ivoire avant, pendant et après les conflits	116
Figure 44 : Taux d'évolution des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra et du Parc National de la Marahoué avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire.	118
Figure 45 : Taux d'évolution des classes d'occupation du sol du Parc National du Banco avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire	120
Figure 46 : Indice de stabilité du paysage des différentes zones d'étude, avant, pendant et après les conflits.....	160
Figure 47 : Evolution des proportions des classes d'occupation du sol du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé de 2013 à l'horizon 2025 suivant une simulation markovienne	161

Figure 48 : Evolution des proportions des classes d'occupation du sol des forêts classées de Kokondékro, de Soungourou et de Mafa de la fin des conflits à l'horizon 2025 suivant une simulation markovienne.....	163
Figure 49 : Evolution des proportions des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra et du Parc National de la Marahoué de la fin des conflits (2013) à l'horizon 2025 suivant une simulation markovienne.....	165
Figure 50 : Evolution des proportions des classes d'occupation du sol du Sud-Ouest du Parc National du Banco de 2013 à l'horizon 2025 suivant une simulation markovienne.....	166
Figure 51 : Proportions des types biologiques dans les listes floristiques des zones échantillonnées.....	179
Figure 52 : Proportions des affinités chorologiques dans les listes floristiques des zones échantillonnées.....	180
Figure 53 : Densité des arbres dans les différents sites échantillonnés.....	186
Figure 54 : Aire basale dans les différents sites échantillonnés.....	186
Figure 55 : Distribution par classe de hauteur des individus recensés dans chacun des sites.....	187

LISTES DES ANNEXES

	Page
Annexe 1 : Photos de différents types d'occupation du sol rencontrés dans le Parc National de la Comoé au Nord-Est de la Côte d'Ivoire.....	246
Annexe 2 : Photos de différents types d'occupation du sol rencontrés dans les forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa au Centre de la Côte d'Ivoire.	247
Annexe 3 : Photos de différents types d'occupation du sol rencontrés dans la forêt classée du Haut et le Parc National de la Marahoué au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire.	248
Annexe 4 : Photos de différents types d'occupation du sol rencontrés dans le Parc National du Banco dans la ville d'Abidjan au Sud de la Côte d'Ivoire.	249
Annexe 6 : Liste des espèces végétales inventoriées dans les différents sites d'étude.	251

INTRODUCTION

Les forêts tropicales occupaient près de 1094 millions d'hectares, soit environ 10 % du couvert forestier mondial (Mayaux *et al.*, 2004). Ces écosystèmes qui sont les plus anciens (Couvreur & Baker, 2013) renferment la plus grande diversité biologique de la terre (Wright, 2002 ; Parmentier *et al.*, 2007). Cette diversité est le résultat d'une succession de plusieurs phénomènes dont les perturbations (Willig *et al.*, 2003). Plusieurs définitions du concept de perturbation ont été proposées dans le domaine de l'écologie. Selon White & Jentsch (2001), la perturbation peut être définie de deux manières : la première stipule que, la perturbation est une déviation par rapport à la dynamique normale de l'écosystème et la seconde, considère la perturbation comme des changements de variables physiques et mesurables. Dans chacun de ces cas, les perturbations peuvent être naturelles (chablis, feux, sécheresse, herbivores, prédation, etc.) ou anthropiques (prélèvement, coupe de bois, pâturage, fragmentation, etc.) et modifient la composition, la structure et le fonctionnement de l'écosystème (Sausa, 1984). Ainsi, les perturbations altèrent dans le temps et dans l'espace les relations entre les organismes vivants et leur milieu (Wali, 1987). Selon Vallauri (2002), une perturbation peut être caractérisée par sa cause et la nature de son action, son intensité, sa sévérité et ses composantes spatiales (sa localisation). Le rôle des perturbations dans le renouvellement et le maintien de la biodiversité dans les écosystèmes est reconnu dans le monde scientifique (Kuuluvainen, 2002). Naturellement, chaque écosystème est soumis à des perturbations qui sont à l'origine de son organisation. Ainsi, les perturbations naturelles sont fondamentales au développement de la structure et des fonctions des écosystèmes (mécanismes qui évoluent dans un écosystème, et qui lient les organismes et leur environnement) (Attiwil, 1994).

Bien que les différents écosystèmes soient dynamiques et sous influence des perturbations naturelles, les actions humaines sont à l'origine de la majeure partie des perturbations. La plupart des écosystèmes connaissent des perturbations d'origine anthropique (Godron *et al.*, 1983 ; Richmond, 1993 ; Ayres & Lombardero, 2000 ; Brown & Gurevitch, 2004 ; Bellwood *et al.*, 2004 ; Peres *et al.*, 2006 ; Raffa *et al.*, 2008 ; Boudouresque *et al.*, 2009 ; Morris, 2010). Les impacts des modifications engendrées par les perturbations anthropiques sur la biodiversité ont été largement documentés (Ouborg, 1993 ; Eriksson & Ehrlén, 2001 ; Balmford *et al.*, 2005).

L'une des conséquences des perturbations d'origine anthropique est la disparition des espèces (Chapin *et al.*, 2000). Bien que les perturbations naturelles soient à l'origine d'extinction d'espèces, celles liées aux activités anthropiques sont plus inquiétantes. En effet, la perte des espèces liée aux activités humaines est estimée à 100 voire 1000 fois supérieur aux extinctions passées (Millenium

Ecosystem Assessment, 2005). Les activités humaines qui sont essentiellement liées à la conversion des terres pour l'expansion urbaine, l'agriculture ou le pastoralisme, modifient le paysage et conduit à la perte d'habitat de différentes espèces qui peut entraîner leur raréfaction et extinction aboutissant ainsi à l'érosion de la biodiversité (Myers & Knoll, 2001 ; Brooks *et al.*, 2002).

La rapide croissance de la population humaine au cours des derniers siècles, passant d'un milliard d'individus en 1800 à 6 milliards au début du 21^e siècle (Harrison & Pearce, 2000), entraîne une surexploitation des ressources naturelles pour la fourniture de matières premières nécessaires aussi bien à l'alimentation qu'à l'équipement. L'on assiste à un recul du couvert végétal en général et des forêts tropicales en particulier. Ces dernières ont régressé de moitié en un siècle, perdant 1,4 % de leur superficie entre 2000 et 2005 (Asner *et al.*, 2009). Bien que plusieurs causes soient à la base de la perte ou la dégradation des ressources naturelles, l'agriculture est considérée comme la principale cause en ce qui concerne la perte du couvert forestier (Gibbs *et al.*, 2010). Les surfaces agricoles ont doublé ces trois dernières décennies dans les régions tropicales pour atteindre 100 millions d'hectares (Niesten *et al.*, 2004).

Cette situation n'exclut pas le continent africain, notamment les régions tropicales (Achard *et al.*, 2002 ; Mayaux *et al.*, 2003) où la déforestation annuelle a été estimée à 2,8 millions d'hectares pour la période 2010-2015 (FAO, 2015). En Afrique de l'Ouest, l'accroissement rapide des besoins en terres du fait de la croissance démographique rapide et de l'urbanisation spontanée, augmente la pression sur les ressources naturelles et provoque leur dégradation (Gillet *et al.*, 2016). De 2005 à 2010 le taux de déforestation annuelle dans cette partie de l'Afrique était estimé à 0,46 % (FAO, 2010). Pourtant, cette zone regorge d'une importante diversité aussi bien floristique que faunique (Bakarr *et al.*, 2004). Les espaces domaniaux de plusieurs pays d'Afrique de l'Ouest sont ainsi soumis à de fortes pressions anthropiques ; c'est le cas du Mali (Diallo *et al.*, 2011), du Burkina Faso (Tankoano *et al.*, 2016), du Niger (Hamidou *et al.*, 2012), du Bénin (Avakoudjo *et al.*, 2014) et de la Côte d'Ivoire (Veï, 2015 ; Akoué *et al.*, 2017). Ce phénomène s'explique par l'épuisement des surfaces et la réduction de la fertilité des terres arables, poussant les populations à migrer vers des zones protégées où les sols sont fertiles (Youl *et al.*, 2008).

En Côte d'Ivoire, le couvert forestier a été considérablement réduit du fait de l'exploitation forestière et de l'expansion des surfaces cultivées (Chatelain *et al.*, 2004 ; FAO, 2009 ; Koné, 2014). L'essentiel du couvert forestier ivoirien se résume aux surfaces couvertes par les parcs

nationaux et forêts classées (Chatelain *et al.*, 2004 ; Koné, 2014). Comme pour la plupart des pays d'Afrique de l'Ouest, ces zones sont soumises à de fortes pressions anthropiques (N'Da *et al.*, 2008 ; Goné *et al.*, 2013).

La Côte d'Ivoire, pays forestier de l'Afrique de l'Ouest présente, une importante diversité floristique dont les estimations récentes présentent 3797 espèces de plantes supérieures identifiées en forêt comme en savane (Chatelain *et al.*, 2011). Les écosystèmes ivoiriens subissent également des dégradations d'origines climatiques ou anthropiques ; l'action anthropique étant de loin la plus importante. Le développement de ce pays repose sur l'agriculture. Ce choix politique a conduit à une promotion des activités agricoles et principalement les cultures de rente. Ces cultures ont entraîné de nombreux déplacements de populations vers les terres forestières (Koné, 2014). Ainsi, plusieurs milliers d'hectares de forêts ont disparu sous les défrichements agricoles anarchiques. Déjà en 1979, Arnaud & Sournia notaient que l'exploitation intensive de la forêt et la recherche de terres cultivables, en accroissement constant depuis dix ans, consomment 450 à 500 000 ha par an de surfaces boisées. Ainsi, il ne restait plus que 4 millions d'hectares de forêt sur les 12 millions d'hectares qui existaient en 1956 (Arnaud & Sournia, 1979).

Les espaces domaniaux n'ont pas été épargnés par ces défrichements agricoles, malgré l'interdiction de toute activité humaine (N'Da, 2008). Ces différentes pressions sur le couvert végétal ont entraîné la disparition ou la raréfaction d'un nombre important d'espèces végétales, parmi lesquelles figurent des plantes intéressantes, soit par leur rareté, soit par leur endémisme (Aké-Assi, 1988 ; 2001 ; 2002) ou encore par leur statut de conservation selon la liste rouge de l'UICN. Ces pressions sur le couvert végétal ivoirien ont réduit d'une manière considérable le couvert forestier qui présentait en 2004 moins de 20 % de sa couverture originelle (Chatelain *et al.*, 2004).

La région ouest-africaine est un foyer de conflits en Afrique depuis plus de deux décennies (Annan, 2014 ; Hall, 2015). Ces conflits généralement non structurés, impliquent de multiples intervenants, chacun défendant ses propres intérêts (Reno, 2001 ; Buhaug & Rod, 2006). Pendant une décennie, la Côte d'Ivoire a connu des conflits après un coup d'Etat manqué en 2002. Ces événements ont entraîné la partition du pays en deux : le Nord et l'Ouest du pays, contrôlés par des groupements rebelles à l'administration légale et le Sud resté sous administration gouvernementale. Entre ces deux parties, une zone tampon était contrôlée par les forces de l'ONU et les soldats français. Cette partition a eu comme conséquence le déplacement de populations surtout rurales.

Environ 25 000 ivoiriens originaires de l'Ouest de la Côte d'Ivoire étaient encore des déplacés internes en Côte d'Ivoire en 2014 (UNHCR, 2014). Cette période a aussi vu s'accroître l'afflux de populations des pays voisins vers les zones forestières de la Côte d'Ivoire en quête de terres propices à la culture du cacaoyer (Kouakou *et al.*, 2015).

Aussi, l'absence d'administration dans certaines zones de même que la forte démographie dans d'autres auraient accentué les pressions sur le couvert végétal déjà amorcées avant les crises. Cela aurait entraîné une importante modification de la structure et de la composition du couvert forestier, propice à la cacaoculture.

Ces différentes crises politiques et militaires ont affecté l'équilibre social des populations (Chauveau & Richard, 2008 ; Dabalén & Paul, 2014) et l'environnement. En effet, les activités liées à la guerre ont des impacts négatifs directs ou indirects sur tous les niveaux de la biodiversité, des gènes aux écosystèmes (Nackoney *et al.*, 2014).

Les impacts directs peuvent être la chasse ou la destruction de l'habitat par les armées. Les impacts indirects se traduisent par exemple à travers les activités des réfugiés et autres personnes déplacées ou le retrait du personnel de gestion des forêts domaniales (Draulans & Van Krunkelsven, 2002). Les effets indirects des conflits ont souvent des répercussions de plus grande portée que la destruction directe sur les champs de bataille. Enfin, les dépenses militaires pourraient se faire au détriment d'autres programmes gouvernementaux, y compris la gestion des ressources naturelles (Hanson *et al.*, 2009).

Cependant, peu d'études ont évalué les impacts des activités anthropiques sur les ressources naturelles pendant la période de crise en Côte d'Ivoire. Ainsi, la dynamique du couvert forestier au cours de cette période reste encore peu connue. Par ailleurs, les valeurs biologiques, écologiques et de conservation des parcs nationaux et forêts classées à la fin de cette période restent inconnues.

Les crises politico-militaires qu'a connu la Côte d'Ivoire de 2002 à 2011 ont entraîné des combats dans la localité de Bouaké (au Centre de la Côte d'Ivoire) aboutissant à un départ de l'administration légale. La zone forestière de l'Ouest de la Côte d'Ivoire également zone de combat a fortement subi une pression foncière sujette à de nombreux conflits. La zone de Bouna située au Nord-Est en zone savanicole et renfermant le Parc National de la Comoé, l'un des plus importants parcs nationaux du pays, a souffert du manque de l'administration légale. Ce qui aurait accru la menace sur cette zone refuge de biodiversité. La période de crises a été celle d'un déplacement massif des populations fuyant les zones de combats vers la capitale

ivoirienne (Abidjan) où elles se sont installées au détriment des espaces végétalisés (PNUE, 2015).

Cette étude a pour objectif, d'évaluer l'impact des conflits des années 2000 sur le couvert végétal de certaines aires protégées de la Côte d'Ivoire. Ces espaces se répartissent dans les zones Nord-Est (Parc National de la Comoé), Centre-Ouest (forêt classée du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué), Centre (forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa) et Sud-Est (Parc National du Banco) de la Côte d'Ivoire. De façon spécifique il s'agira de :

- déterminer les différentes classes d'occupation du sol et leur dynamique spatio-temporelle ;
- analyser la structure du paysage et déterminer les transformations spatiales opérées dans chacune des classes d'occupation du sol aux différentes dates de l'étude ;
- caractériser la flore des différentes zones d'étude, afin de mettre en exergue les potentialités de conservation.

Les différentes hypothèses qui soutiennent cette étude sont :

- La première hypothèse stipule que la déforestation en Côte d'Ivoire, amorcée depuis des décennies, s'est fortement accentuée pendant la période des conflits. Ainsi, des forêts se sont dégradées ou ont disparu et le paysage est maintenant dominé par des jachères, des exploitations agricoles et des forêts dégradées.

- La seconde hypothèse indique que du fait de la dégradation des écosystèmes pendant la période des conflits, certaines espèces végétales sont devenues rares et d'autres ont disparu des zones refuges de biodiversité représentées par les forêts classées et les parcs nationaux.

- La troisième et dernière hypothèse stipule que l'absence des autorités de gestion des aires protégées liés aux conflits, constituent le principal facteur explicatif des changements observés au niveau du paysage.

Outre l'introduction, le présent travail est subdivisé en trois parties. La première partie sera consacrée aux généralités sur les perturbations, la télédétection, l'écologie du paysage ainsi que les généralités sur les zones d'étude. La seconde partie constituée du matériel et des méthodes présentera le matériel technique et biologique ainsi que les différentes méthodes mises en œuvre au cours de l'étude. La troisième partie est consacrée aux résultats et à la discussion. Les conclusions suivies des recommandations et des perspectives mettront fin à ce document.

PARTIE I : GENERALITES

Chapitre 1 : Occupation et utilisation des terres

Chapitre 2 : Télédétection

Chapitre 3 : Ecologie du paysage

**Chapitre 4 : Etat des recherches sur le couvert végétal en Afrique et
rappel des conflits ivoiriens de 2002 à 2011**

Chapitre 5 : Présentation des zones d'étude

Chapitre 1 : Occupation et utilisation des terres

L'occupation et l'utilisation des terres sont les éléments qui conditionnent la dynamique du système terrestre. Les changements d'occupation et d'utilisation des terres sont des processus naturels ou anthropiques. Ils constituent à la fois une cause et une conséquence des changements globaux (Lambin *et al.*, 2003). Ainsi, le suivi de leur évolution est indispensable à la mise en œuvre des actions environnementales. Ces deux termes restent cependant étroitement liés. Selon Turner *et al.* (1995), l'occupation des terres peut être définie comme étant la couverture physique de l'espace. C'est l'occupation physique observable de la terre et peut être représentée par la végétation (forêt, savane), les sols dénudés, les bâtis ou encore les surfaces en eau. L'utilisation des terres quant à elle, implique la manière dont les éléments biophysique de la terre sont utilisés par l'homme et l'objectif qui sous-tend cette utilisation. L'occupation des terres indique donc un type de couverture physique et l'utilisation des terres implique un volet socio-économique selon l'exploitation que l'on fait de la couverture donnée (Brown & Duh, 2004). En définitive, l'utilisation des terres est la gestion par l'homme de l'occupation des sols. L'utilisation des terres dépend des besoins de l'homme et peut constituer un facteur explicatif des changements de l'occupation de la terre.

Les changements d'occupation et d'utilisation des terres résultent de l'interrelation entre différents facteurs liés à l'homme et à la nature (Gutman *et al.*, 2004). Les principaux facteurs des changements de l'utilisation et de l'occupation des terres peuvent être appréhendés comme suit :

- la nature de l'écosystème, impliquant les paramètres abiotiques (climat, sol, topographie, hydrologie, etc.) et biotiques (faunes et flore), conditionne l'aptitude naturelle d'un espace à connaître des changements ;

- l'homme est le principal acteur des changements d'occupation et d'utilisation des sols (Lambin *et al.*, 2006 ; Lambin *et al.*, 2001 ; Turner *et al.*, 1993). Ces changements sont le fait de plusieurs facteurs qui peuvent varier à l'échelle spatiale et temporelle (Lambin & Geist, 2007 ; Scouvar & Lambin, 2006). Ainsi, Lambin & Geist (2007) présentent les facteurs qui sont résumés au Tableau I.

Tableau I : Typologie des facteurs de changement d'utilisation des sols (Lambin & Geist, 2007)

Facteurs	Rareté de la ressource entraînant une pression de la production sur les ressources	Opportunités de changements créées par les marchés	Politiques d'intervention venant de l'extérieur	Perte des capacités d'adaptation et augmentation de la vulnérabilité	Changement dans l'organisation sociale, dans l'accès aux ressources dans les attitudes
Lent	<p>Croissance naturelle de la population et division des parcelles</p> <p>Cycles de vie domestique menant à des changements dans la disponibilité du travail</p> <p>Perte de productivité des terres dans des secteurs sensibles consécutifs à un usage excessif ou inapproprié</p> <p>Impossibilité de restaurer ou maintenir des ouvrages de protection des ressources environnementales</p> <p>Important surplus d'extraction éloigné du gestionnaire des terres</p>	<p>Augmentation de la commercialisation et de l'agro-industrialisation</p> <p>Amélioration des conditions d'accessibilité via la construction de routes</p> <p>Changements des prix du marché pour les ressources en entrée et en sorties du système (baisse des prix des productions primaires, conditions de commercialisation défavorable au niveau global</p> <p>Possibilité de travail en dehors de l'exploitation agricole</p>	<p>Programme de développement économique</p> <p>Subvention « orientées », distorsion artificielle des prix et incitation fiscales</p> <p>Développement frontalier (pour des raisons géopolitiques ou pour promouvoir des groupes d'intérêt)</p> <p>Faible gouvernance et corruption</p> <p>Titularisation insécuroitaire des terres</p>	<p>Appauvrissement (progression de l'endettement des ménages, absence d'accès au crédit, insuffisance, faiblesse des capacités d'amortissement</p> <p>Effondrement des réseaux informels de sécurité sociale</p> <p>Situation de dépendance pour les ressources extérieures ou pour l'assistance</p> <p>Discrimination sociale (minorités ethniques, femme, classes sociales ou castes inférieures)</p>	<p>Evolution des institutions gérant l'accès aux ressources vers des gestionnaires des terres indépendants (passage d'une gestion communale à une gestion privée</p> <p>Croissance de l'urbanisation</p> <p>Effondrement du système familial étendu</p> <p>Croissance de l'individualisme et du matérialisme</p> <p>Insuffisance de l'éducation publique et faiblesse de l'information sur l'environnement</p>
Rapide	<p>Migration spontanée, déplacement forcé de populations, réfugiés</p> <p>Baisse de la disponibilité des terres en raison de leur préemption pour d'autres usages (réserve naturelles, expropriation...)</p>	<p>Investissement de capitaux</p> <p>Changement des conditions macro-économiques et commerciales au niveau national ou global conduisant à des évolutions de prix (crise financière globale élévation brutale des prix des ressources énergétiques)</p> <p>Nouvelles technologies pour intensifier l'usage des ressources</p>	<p>Changements politiques rapides (dévaluation...à</p> <p>Instabilité gouvernementale</p> <p>Guerre</p>	<p>Conflits internes</p> <p>Epidémies, maladies (HIV...)</p> <p>Risques associés aux risques naturels (menant par exemple à une pénurie agricole, une perte de ressource, une baisse de la capacité de production</p>	<p>Perte des droits d'accès aux ressources environnementales (expropriation pour la mise en culture de grandes portions de terres, grands barrages, projets d'exploitation forestière, de développement touristique, de protection de la faune sauvage), ce qui mène à une marginalisation écologique des plus pauvres</p>

Au vu des différents facteurs présentés dans le Tableau I, les changements subis par la couverture des sols résultent des relations qu'entretient l'homme avec son environnement (Turner *et al.*, 1995 ; Ojima *et al.*, 2005). La nature influence les actions de l'homme, qui en retour agissent sur la nature.

Ainsi, les phénomènes climatiques ou biophysiques susceptibles de modifier l'occupation et l'utilisation des sols sont perturbés ou amplifiés par l'action de l'homme qui exploite les écosystèmes pour en obtenir des biens et des services (Sparfel, 2011). Réciproquement, tout changement dans les modes d'occupation ou d'utilisation des sols a des impacts sur les processus qui contrôlent les écosystèmes. Ce qui induit de fait des modifications au sein de ces écosystèmes, ainsi que sur les biens et services dont l'homme bénéficie.

Les interactions entre l'homme et la nature dans le processus de changement d'utilisation et d'occupation des sols est résumé dans la figure 1.

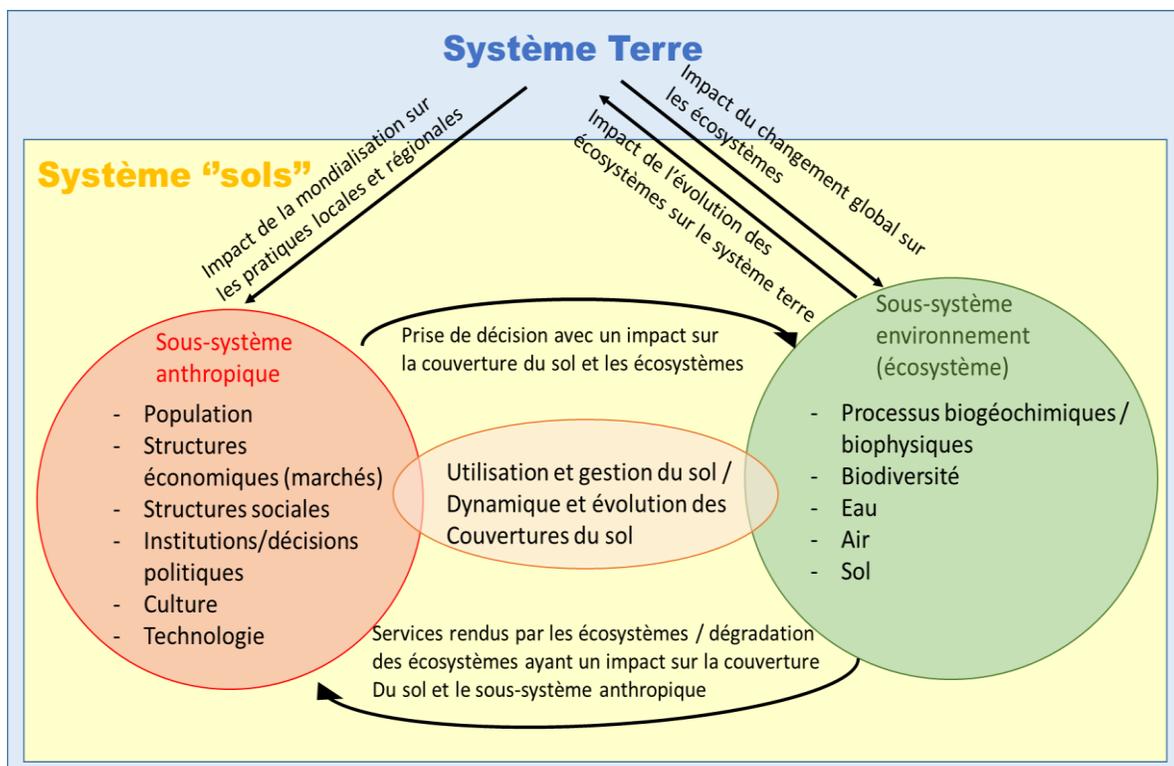


Figure 1 : Cadre conceptuel de l'occupation et utilisation des sols (Ojima *et al.*, 2005 modifié)

1-1 Types de changements d'utilisation et d'occupation des sols

Le rythme et l'ampleur des actions de l'homme dans l'altération du système terrestre sont sans précédent (Lambin *et al.*, 2001). Ces actions sont les plus importantes dans les changements de l'utilisation et de l'occupation des sols. Les principaux types de changement d'utilisation et d'occupation des sols à l'échelle globale sont la déforestation tropicale, l'extension des pâturages, l'intensification de l'agriculture ou encore l'urbanisation (Lambin *et al.*, 2001). Toutefois les changements d'occupation des sols sont de nature et d'ampleur très diverses. Aussi, les causes et les impacts sont variables en intensité, dans le temps et dans l'espace.

1-1-1 Déforestation et dégradation des forêts dans le monde

Selon l'évaluation des ressources forestières mondiales de la FAO en 2015, la superficie forestière mondiale a été réduite de 129 millions d'hectares (3,1 %) sur la période 1990-2015. La déforestation qui est un type de changement d'utilisation et d'occupation du sol, se définit comme la conversion d'une forêt en une autre forme d'occupation spatiale (Kanninen *et al.*, 2007).

Dans la compréhension du phénomène de déforestation, il est important de faire la différence entre la dégradation forestière et la déforestation. Il existe plusieurs définitions de la dégradation forestière liées à la couverture de la canopée, à la fonction écologique, aux stocks de carbone ou à d'autres attributs des forêts (Penman *et al.*, 2003). Cependant, nous considérons dans ce document la définition du programme REDD qui stipule que la dégradation forestière peut être considérée comme une perte partielle de biomasse due à l'exploitation forestière ou à d'autres causes d'élimination de la biomasse. La déforestation étant considérée comme une réduction du couvert forestier sous un seuil de 10 %, une dégradation significative peut avoir lieu avant de franchir le seuil de la déforestation. Les régions présentant les forts taux de déforestation sont l'Amérique du Sud, avec 4,3 millions d'hectares par an, suivis par l'Afrique avec 4 millions d'hectares par an (Kanninen *et al.*, 2007).

Les causes de déforestation et de dégradation peuvent être divisées en causes directes et causes indirectes. Les causes directes sont des facteurs directement liés au défrichage ou à la dégradation des terres. Tandis que les causes indirectes sont des facteurs sociaux qui conditionnent les causes directes (Kanninen *et al.*, 2007).

La compréhension de ces causes est cruciale pour identifier les actions appropriées pour freiner ces phénomènes. Les principales causes directes de déforestation et de dégradation forestière peuvent être rassemblées, selon Geist & Lambin (2002) comme suit :

- l'expansion de l'agriculture ;
- l'exploitation forestière ;
- l'expansion des infrastructures et de l'exploitation minière.

Cette classification des causes de déforestation est soutenue par les évaluations de la FAO en 2016. Selon cet organisme dans les zones tropicales et subtropicales, la déforestation est imputable à l'agriculture commerciale à grande échelle, à l'agriculture de subsistance locale, aux infrastructures, à l'expansion urbaine et à l'extraction minière. Ces différentes causes occupent des proportions respectives de 40%, 33 %, 10 %, 10 % et 7 %, avec cependant des variations importantes selon les régions.

Selon Rautner *et al.* (2013) dans les pays tropicaux et subtropicaux, l'agriculture est la principale cause de déforestation avec une proportion de 80 %. Ces auteurs identifient l'agriculture commerciale comme la plus importante, suivie de l'agriculture de subsistance. A l'échelle mondiale, l'agriculture occupe plus d'un tiers des terres, tandis que les forêts et les autres utilisations représentent un peu moins d'un tiers chacune (FAO, 2016) (Figure 2).

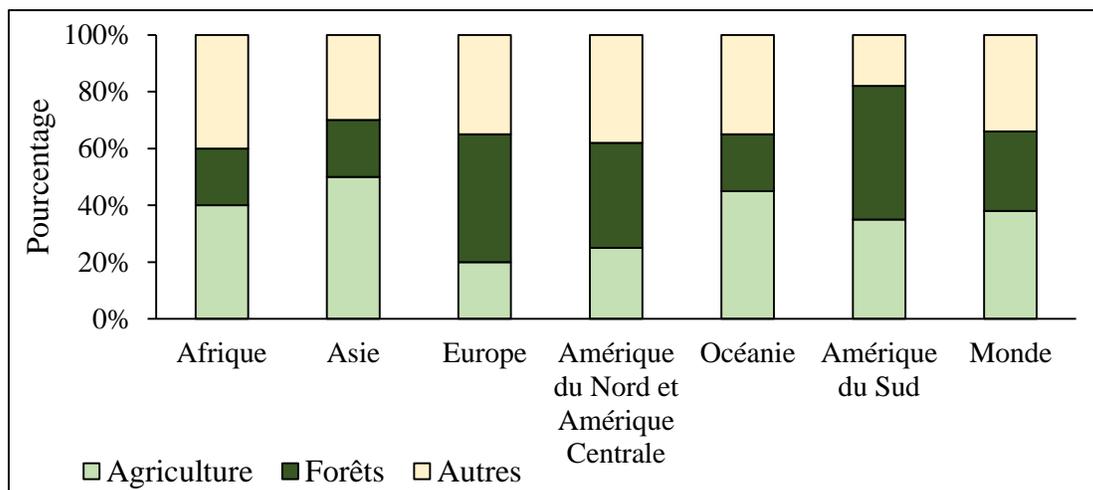


Figure 2 : Répartition des terres entre les grandes classes d'utilisations du sol en 2010 (FAO, 2016 Modifié)

Le qualificatif « autres » désigne les terres qui n'entrent ni dans la catégorie « terres agricoles » ni dans la catégorie « forêts ».

La conversion des forêts en terres agricoles, afin de nourrir les populations locales ou de mettre en place de très grandes exploitations orientées vers l'exportation, est responsable des trois-quarts de la déforestation en Afrique (Hosonuma *et al.*, 2012). Les cultures de rente peuvent être cultivées en plantations agro-forestières sous forêt, dans ces conditions elles sont considérées

comme des causes de dégradation. Tandis que les plantations monospécifiques consécutives à une conversion des forêts, sont considérées comme des facteurs de déforestation (Gillet *et al.*, 2016). L'exploitation forestière est quant à elle la principale responsable des dégradations forestières (Gillet *et al.*, 2016). Les proportions de ces causes de changement d'utilisation et d'occupation du sol diffèrent d'une zone à une autre. L'agriculture commerciale cause 30 % du déboisement en Afrique et en Asie, mais près de 70 % en Amérique latine. En revanche, plus de 80 % de la dégradation en Asie et 70 % en Amérique latine sont dus à l'exploitation forestière, alors qu'en Afrique elle est surtout imputable à la collecte de bois de chauffage (Figure 3). L'exploitation forestière est la principale cause intra-sectorielle de la dégradation de la forêt et peut également conduire à la déforestation.

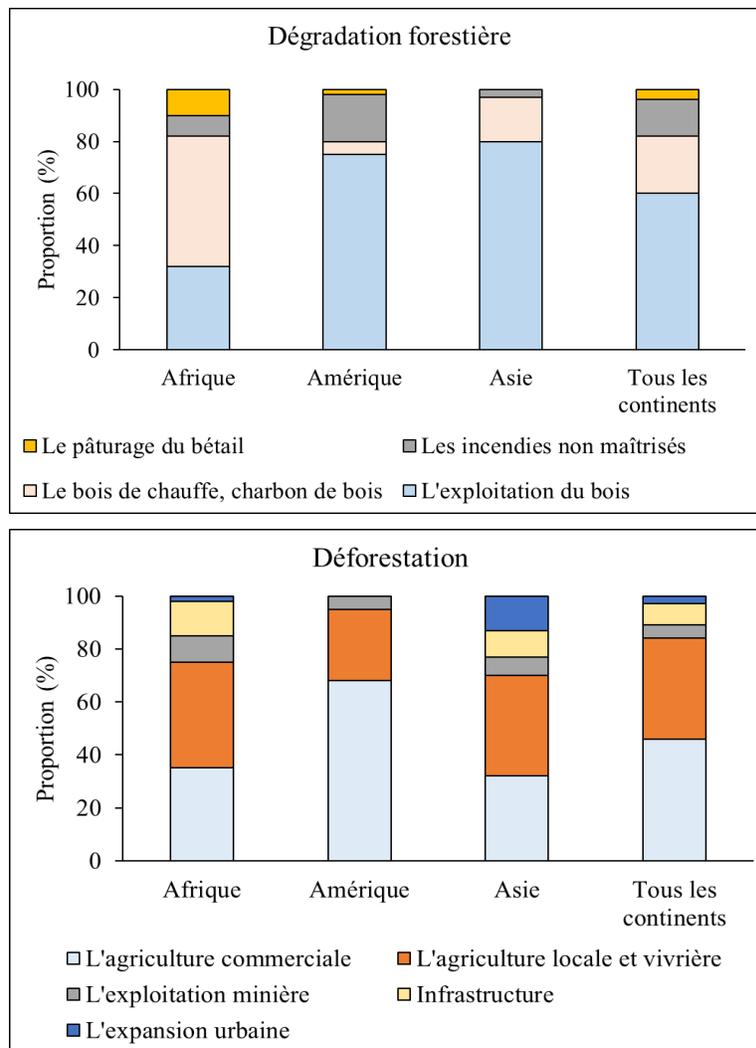


Figure 3 : Principaux moteurs de déforestation et de dégradation forestière dans les pays tropicaux et subtropicaux entre 2000 et 2010 (Rautner *et al.*, 2013 modifié).

Les forêts peuvent également être détruites pour construire des routes, des établissements publics, des barrages hydroélectriques et d'autres infrastructures. Aucune de ces sources n'a tendance à être un facteur important en ce qui concerne la superficie quantitative des forêts défrichées. Mais indirectement, la construction et l'amélioration des routes sont de loin le développement de l'infrastructure qui contribue le plus à la déforestation (Chomitz *et al.*, 2007). Cet impact des infrastructures dans le recul des superficies forestières ne se traduit pas par l'espace qu'elles occupent mais, grâce à la réduction du coût de transport, permettent aux populations d'avoir des activités agricoles dans des régions éloignées. Parmi les facteurs indirects de la déforestation se trouvent les facteurs économiques. Au niveau national, la déforestation est liée au revenu par habitant (Ewers, 2006). En effet, les revenus nationaux sont dans un premier temps basé sur les revenus issus des ressources environnementales exploitées de manière extractive (chasse, pêche, cueillette, exploitation forestière et minière) ou transformées par l'agriculture (Gillet *et al.*, 2016). Les facteurs institutionnels et démographiques se présentent également comme des causes de déforestation. Bamba *et al.* (2010) ont montré l'existence de corrélations hautement significatives entre la densité de la population et la dégradation des écosystèmes forestiers. Une augmentation de la population entraîne une demande plus importante en production alimentaire d'où une pression plus importante liée à l'agriculture. La croissance démographique est particulièrement forte dans les pays en voie de développement, ceux-là même qui sont le moins bien équipés pour y faire face (Martin, 2008). En plus, environ 75 % de la population mondiale habitent dans les pays en voie de développement, avec un bon nombre vivant dans une extrême pauvreté (Koop & Tole, 2001). Presque tous les 3,4 milliards de nouveaux individus qui viendront peupler notre planète d'ici l'année 2050 naîtront dans les pays en développement (Simons, 1998). 3,4 milliards d'individus de plus qui auront besoin de nourriture, d'énergie, d'un logement, d'eau, de bois, de papier et de tous les autres biens et services qui nous sont fournis par les forêts (Martin, 2008). Une proportion importante de ces individus vit dans les régions rurales et dépend de l'agriculture pour satisfaire ses besoins essentiels. Le nombre exact de personnes qui assurent leur subsistance en défrichant les forêts pour y planter des cultures de subsistances est inconnu. Cependant, le chiffre le plus généralement accepté est d'au moins 500 millions, soit une personne sur douze à l'échelle planétaire. Selon Kahn & McDonald (1997), dans les pays en voie de développement, principalement dans les zones rurales, les faibles revenus par rapport aux besoins empêchent les investissements. Ce qui rend le travail peu productif et la

population n'a d'autre solution que d'exploiter la forêt. Ainsi, dans ces pays à faible revenu où la démographie connaît une importante croissance, l'on observe une importante perte de superficie forestière et un gain notable de terres agricoles (FAO, 2016).

En plus de la forte croissance démographique et de la pauvreté comme causes sous-jacentes de déforestation dans les pays en voie de développement, Martin (2008) présente d'autres causes macro-économiques dont entre autres :

- les avantages fiscaux accordés dans de nombreux pays pauvres aux industries et aux grandes exploitations agricoles de pâte à papier, d'hévéaculture, de plantations, etc. ;
- le soutien par certains organismes mondiaux tels le FMI (Fond Monétaire International) de projets à court terme visant à l'exploitation forestière, l'expansion agricole ou le pâturage, dans le but de produire rapidement des valeurs et non d'assurer leur pérennité ;
- la dépendance des petits agriculteurs face aux prix des principales cultures de rente (café, cacao) destinées à l'exportation. Cette dépendance les oblige souvent à réserver les meilleures terres pour ces cultures et à déplacer les cultures vivrières sur les terres pauvres ;
- la faiblesse des politiques et des institutions publiques contribue à la déforestation, d'une part par le manque ou l'incapacité à définir et gérer des programmes à long terme de valorisation des ressources forestières, d'autre part par les permis d'exploitation « achetées » par les exploitants forestiers privés auprès des gestionnaires officiels.

1-1-2 Déforestation en Côte d'Ivoire

La Côte d'Ivoire et le Madagascar apparaissent comme les deux pays d'Afrique où les taux de déforestation annuels sont les plus importants avec respectivement 1,1 à 2,9 % et 1,4 à 4,7 % (Achard *et al.*, 2002). En Côte d'Ivoire, la rapidité et l'ampleur des transformations paysagères font de ce pays un espace privilégié pour étudier les changements d'utilisation et d'occupation du sol. Dans ce pays où l'économie repose sur l'agriculture, les forêts jouent un important rôle. Elles sont exploitées pour les bois d'œuvres et surtout défrichées pour les cultures industrielles d'exportation. Notamment le cacao, le café, l'hévéa, le palmier à huile, l'ananas et la banane sont cultivés sur de grandes superficies. Ainsi, estimé à 16 millions d'hectares à la fin du 19^{ème} siècle (Aké-Assi & Boni, 1988), le couvert forestier est passé à 2,7 millions d'hectares à la fin du 20^{ème} siècle (Koné *et al.*, 2014). Le développement de l'économie de plantation en Côte d'Ivoire a eu pour cadre par excellence les régions forestières. Partie de l'Est dans les années 1880, cette économie s'est propagée dans le sens Est-Ouest, notamment le Sud-Ouest en passant

par le Centre-Ouest. Bien qu'étant la principale cause de déforestation, l'agriculture n'est pas la seule responsable du recul du couvert forestier ivoirien. Koné *et al.* (2014) résumant les causes de déforestation en Côte d'Ivoire comme suit :

- l'expansion agricole due à la pression démographique et au développement des cultures d'exportations (café, cacao, ananas, hévéa, banane, palmier à huile, etc.) ;
- les feux de brousse, dont la pratique peut aggraver les effets des défrichements ;
- l'exploitation forestière qui en plus des prélèvements de bois d'œuvre, facilite les défrichements par l'ouverture des voies d'accès dans les forêts ;
- le code foncier rural qui attribuait la terre à celui qui la mettait en valeur, a entraîné une course à la terre et a favorisé le défrichement de très grandes superficies forestières ;
- le soutien des prix du café et du cacao à travers l'ex Caisse de Soutien et de Stabilisation des Prix du Café et du Cacao, qui a encouragé les paysans à augmenter leurs superficies, contribuant ainsi à la déforestation.

1-2 Conséquences des changements d'utilisation et d'occupation des sols

Les changements dans l'utilisation et l'occupation des sols peuvent être vus sous deux angles : les conversions et les modifications. Les conversions représentent le passage d'un type d'occupation et d'utilisation du sol en une autre. Tandis que les modifications représentent les changements qui ont lieu dans le même type d'occupation du sol.

Les modifications d'occupation et d'utilisation des sols impliquent ainsi des changements moins radicaux que les conversions d'occupation des sols qui peuvent impacter fortement les territoires. Une conversion peut en effet être irréversible et impacter fortement les fonctions liées à la biodiversité (Baudry *et al.*, 2003 ; Hubert-Moy, 2004 ; Rapinel, 2012).

Que ce soit une conversion ou une modification, les changements dans l'utilisation et l'occupation des sols transforment la surface de la planète terre (Metzger, 2001 ; Rindfuss *et al.*, 2004 ; Ouedraogo, 2006 ; Ouedraogo *et al.*, 2010). Ces impacts peuvent cependant être positifs ou négatifs selon les besoins de l'homme (Chabra *et al.*, 2005).

Les impacts positifs des changements d'utilisation et d'occupation des sols peuvent être l'augmentation de la production de nourriture, l'augmentation des richesses, la sécurité des moyens de subsistance, l'amélioration du confort et du bien-être humain. Plusieurs travaux ont relaté les impacts négatifs des changements de l'utilisation et de l'occupation des sols. Ces impacts vont des changements de la composition atmosphérique à la modification des

écosystèmes terrestres (Foley *et al.*, 2005). Ils peuvent être l'altération du fonctionnement des écosystèmes qui pourront induire une altération des cycles biogéochimiques (carbone, eau), du climat global et régional, ainsi que la perte de diversité biologique (Rindfuss *et al.*, 2004 ; Ojima *et al.*, 2005). Le type de changement d'utilisation et d'occupation des sols présentant le plus de dommage pour l'environnement est la déforestation (Brook *et al.*, 2003 ; Sodhi *et al.*, 2004).

La déforestation est considérée comme la principale source de gaz à effet de serre avec un quart de toutes les émissions anthropiques de carbone (Houghton, 1991). Elle est également la principale menace de la diversité biologique (Fearnside, 2002). Les forêts contribuent à protéger la planète du réchauffement global en absorbant plus de 40 % du carbone atmosphérique plus qu'aucun autre écosystème terrestre (Malhi *et al.*, 2008). Chaque année par la photosynthèse et la respiration, ces écosystèmes transforment six fois autant de carbone que la quantité émise du fait de la consommation d'énergie fossile (Lewis, 2006). Aussi, les forêts rejettent-elles de grandes quantités de vapeur d'eau qui refroidissent la surface terrestre et forment des nuages réfléchissant la lumière solaire. Ce qui contribue ainsi à la régulation climatique locale et mondiale (Rautner *et al.*, 2013). Ces fonctions des forêts sont altérées par les activités anthropiques. Le carbone absorbé par les arbres est emmagasiné dans leurs tissus. Lorsque les forêts sont abattues ou brûlées, ce carbone est relâché dans l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone qui absorbe l'énergie solaire et contribue au réchauffement mondial de la température (PRB, 2002). Les forêts contribuent aussi au cycle de l'eau. Elles constituent un système de filtration naturelle et de stockage essentiel qui fournit 75 % de l'eau douce disponible sur la planète (Postel, 1996). A travers l'évapotranspiration, les forêts entretiennent les régimes de précipitation locaux et régionaux (Kumagai *et al.*, 2004).

L'une des conséquences la plus importante des changements d'utilisation du sol est la perte de la biodiversité (Balmford & Bond, 2005). Les forêts tropicales renferment la plus large diversité spécifique connue (Puig, 2001 ; Teyssède, 2004 ; Gillet *et al.*, 2016). Le recul des superficies forestières dans les régions tropicales entraînerait la disparition de 7 % des espèces non exploitées inféodées à ces habitats (Gillet *et al.*, 2016).

Rappelons que la biodiversité est la diversité de toutes les formes du vivant et se décline à trois échelles : la diversité génétique, la diversité des espèces et la diversité des habitats (Godron, 2012). La biodiversité influence le fonctionnement des écosystèmes. La structure d'un écosystème qui inclut la biodiversité, les interactions interspécifiques, l'ordre d'assemblage et de désassemblage

de la communauté et les facteurs abiotiques, influence en effet le fonctionnement de l'écosystème, notamment sa biomasse, sa productivité et sa stabilité (Goudard & Loreau, 2008). Le fonctionnement des écosystèmes procure directement ou indirectement des bénéfices à l'homme. Ces bénéfices sont connus sous le vocable de "services écosystémiques". Plusieurs services écosystémiques ont été répertoriés après l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire en 2005 et ont été regroupés en quatre grands groupes. Le premier groupe est constitué par les services d'approvisionnement qui correspondent à la fourniture en biens (nourriture, bois, fibres textiles, substances pharmaceutiques). Le second groupe est celui des services de régulation environnementale. Ils profitent indirectement aux humains en contrôlant certains paramètres environnementaux tels que le débit des rivières, la qualité de l'air ou encore la pollinisation. Le troisième groupe est constitué par les services de support des écosystèmes. Ils concernent la production primaire, la formation et le maintien de sols fertiles ou encore l'action du vivant sur les cycles des nutriments. Le quatrième groupe est celui des services socioculturels. Ils procurent des bénéfices non matériels intangibles. Ils incluent l'expérience spirituelle, le plaisir associé à des activités récréatives ou culturelles, ainsi que la valeur pédagogique offerte par la nature. Un des plus connus est le potentiel récréotouristique qui fournit un espace et un décor pour les activités de plein air (Limoges, 2009).

L'ensemble de ces services est menacé par la perte de biodiversité suite aux activités anthropiques pouvant conduire à des extinctions d'espèces (Hooper *et al.*, 2005).

Chapitre 2 : Télédétection

2-1 Définitions

Selon le Centre Canadien de télédétection (CCT), la télédétection est la technique qui, par l'acquisition d'images, permet d'obtenir de l'information sur la surface de la terre sans contact direct avec celle-ci. La télédétection englobe tout le processus qui consiste à capter et à enregistrer l'énergie d'un rayonnement électromagnétique émis ou réfléchi, à traiter et à analyser l'information, pour ensuite mettre en application cette information. La télédétection implique une interaction entre l'énergie incidente et les cibles. Le processus de la télédétection au moyen de systèmes imageurs comporte sept étapes (CCT, 2003) (Figure 4).

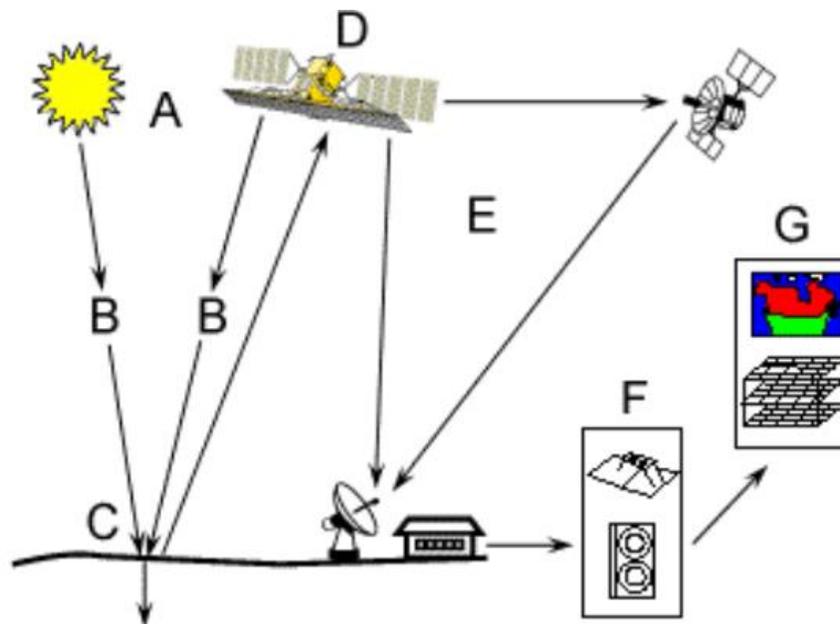


Figure 4 : Processus de télédétection (CCT, 2003)

A = source d'énergie, B = interaction rayonnement-atmosphère, C = interaction rayonnement-cible, D = enregistrement du rayonnement par le capteur, E = transmission, réception et traitement, F = interprétation et analyse.

2-1-1 Rayonnement électromagnétique

Le processus de télédétection commence par une source d'énergie sous forme de rayonnement électromagnétique (Figure 4, au point A) qui illumine la cible. En télédétection passive, le soleil est la principale source d'énergie tandis qu'en télédétection active la source d'énergie est apportée par l'homme. Le rayonnement électromagnétique est constitué de deux composantes qui sont la longueur d'onde et la fréquence. La longueur d'onde est la longueur d'un cycle d'une onde qui

équivalent à la distance entre deux crêtes successives d'une onde. La fréquence représente le nombre d'oscillations par unité de temps. La longueur d'onde et la fréquence sont inversement proportionnelles. Plus la longueur d'onde est faible, plus la fréquence est élevée et plus la longueur d'onde est grande, plus la fréquence est faible. En fonction de leur longueur d'onde ou de leur fréquence, les ondes électromagnétiques sont classées et forment le spectre électromagnétique (Figure 5). Sur ce spectre, l'on distingue la lumière du visible qui représente une petite partie du spectre et qui constitue la lumière détectable par nos yeux. A droite du visible se trouve les rayonnements qui ont une plus faible fréquence dont le rayonnement infrarouge, les micro-ondes et les ondes radio. A gauche du visible se trouvent les plus petites longueurs d'onde et qui constituent l'ultraviolet (CCT, 2003).

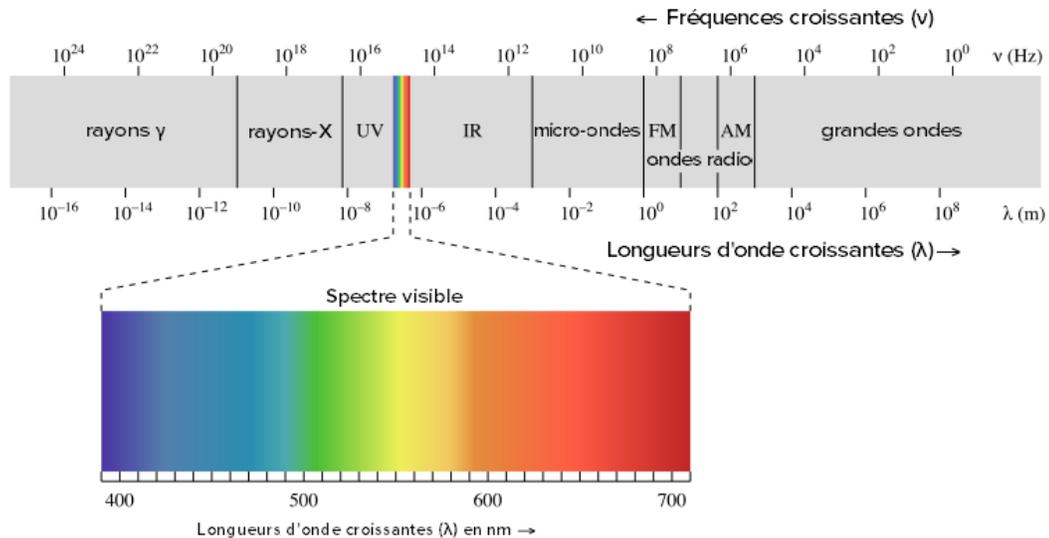


Figure 5 : Spectre électromagnétique (CCT, 2003)

2-1-2 Interaction avec l'atmosphère

Le rayonnement émis par la source d'énergie interagit avec les composantes de l'atmosphère (Figure 4, au point B) avant d'atteindre la cible. Les éléments de l'atmosphère peuvent dévier ou bloquer le rayonnement incident. Ces interactions sont causées par les phénomènes de diffusion et d'absorption. La diffusion se produit lors de l'interaction entre le rayonnement incident et les particules ou les grosses molécules de gaz présentes dans l'atmosphère. Les particules dévient le rayonnement de sa trajectoire initiale. Le niveau de diffusion dépend de plusieurs facteurs comme la longueur d'onde, la densité des particules et des molécules, et

l'épaisseur de l'atmosphère que le rayonnement doit franchir (Journaux, 2006). L'absorption survient lorsque les grosses molécules de l'atmosphère (ozone, bioxyde de carbone et vapeur d'eau) absorbent l'énergie de diverses longueurs d'onde. Il s'agit de la transformation d'une partie du rayonnement émis en chaleur. Ce qui se traduit par une diminution du rayonnement et un affaiblissement du signal mesuré (Kergomard, 2000).

2-1-3 Interaction rayonnement cible

Lorsque le rayonnement n'est pas absorbé ou diffusé dans l'atmosphère, il atteint la cible et interagit avec cette dernière (Figure 4, au point C) qui peut l'absorber, le transmettre ou le réfléchir. La proportion de chaque interaction dépendra de la longueur d'onde du rayonnement, ainsi que de la nature et des conditions de la cible. L'absorption se produit lorsque l'énergie du rayonnement est absorbée par la cible, la transmission lorsque l'énergie du rayonnement passe à travers la cible et la réflexion lorsque la cible redirige l'énergie du rayonnement. En télédétection, c'est le rayonnement réfléchi par la cible qui est mesurée (Journaux, 2006).

2-1-4 Enregistrement, traitement et interprétation

L'énergie émise par la cible est enregistrée par un capteur qui n'est pas en contact avec elle (Figure 4, au point D). L'énergie enregistrée par le capteur est transmise par des moyens électroniques à une station de réception où l'information est transformée en images (numériques ou photographiques) (Figure 4, au point E). Une interprétation visuelle et/ou numérique de l'image traitée est ensuite nécessaire pour extraire l'information que l'on désire obtenir sur la cible (Figure 4, au point F).

2-1-5 Application

La dernière étape du processus consiste à utiliser l'information extraite de l'image pour mieux comprendre la cible, pour découvrir de nouveaux aspects et aider à résoudre un problème particulier.

Le suivi des changements d'occupation et d'utilisation du sol tient une place de plus en plus importante dans l'analyse de la dynamique du système terrestre. Les études utilisant la télédétection pour l'analyse des changements d'utilisation et d'occupation des terres sont nombreuses. La télédétection offre une importante source de données pour étudier les changements spatiaux et temporels des paramètres environnementaux. Elle peut fournir des informations synoptiques pour le suivi des zones géographiques inaccessibles (Biehl &

Landgrebe, 2002 ; Stow *et al.*, 2004 ; Gond & Brognoli, 2005). Elle joue un rôle important dans plusieurs applications tel que la reconnaissance globale, la création de produits cartographiques, l'évaluation des dommages environnementaux, le suivi de l'occupation du sol, la surveillance des rayonnements, la planification urbaine, l'évaluation des sols et l'évaluation du rendement des cultures (Shine & Carr, 2002 ; Nghiem, 2014). La télédétection multi-spectrale peut fournir une importante information spectrale sur les objets à la surface terrestre, en particulier sur le couvert végétal (Biehl & Landgrebe, 2002 ; Shanmugam & Ahn, 2006 ; Perumal & Bhaskaran, 2010 ; Jun & Ghosh, 2011).

L'utilisation de la télédétection offre trois principaux avantages : (1) l'influence de l'observateur est évitée grâce à la grande distance qui sépare le capteur et l'objet ; (2) les mesures peuvent se faire à différentes échelles (local, régionale ou globale) et de façon répétée ; (3) l'existence d'un nombre élevé de capteurs et de bandes spectrales permet d'obtenir une grande variété de données (Quattrochi & Pelletier, 1990). Les données de télédétection sont des sources importantes de description et de différenciation spatiales des phénomènes survenant à la surface de la Terre. Ces observations répétées dans le temps permettent l'évaluation des dynamiques d'occupation des terres et la mise en évidence de processus spatiaux et temporels. Les études des changements d'utilisation et d'occupation du sol se font à plusieurs échelles allant du niveau global au niveau local.

2-2 Satellites et capteurs

Les données de télédétection sont le plus souvent fournies en format d'images numériques. L'image satellite est une image numérique, c'est-à-dire un assemblage de pixels, ou surfaces élémentaires, référencés en ligne et en colonnes formant un maillage régulier de la surface totale balayée par un capteur. Chaque pixel contient une somme d'informations codées par les valeurs des comptes radiométriques et les coordonnées en pixels.

Les satellites sont le support de l'outil « télédétection ». Leur altitude, le type et le plan de leur orbite ont une influence directe sur les données que fournissent les capteurs qu'ils transportent. Ces capteurs sont à l'origine de toutes les données qui parviennent au sol. Ils utilisent les propriétés du spectre électromagnétique (Jaeger, 1987). Bien que les plates-formes terrestres ou aéroportées soient utilisées, ce sont les satellites qui fournissent la majeure partie des données recueillies par télédétection de nos jours. Il existe deux types de capteurs : les actifs et les passifs.

Les capteurs actifs que sont les radars. Ils fonctionnent simultanément comme émetteur et récepteur en micro-onde ou hyper-fréquence. Ces ondes peuvent traverser les formations nuageuses sans modifier l'information et sont de ce fait utilisés dans les zones à forte couverture nuageuse telles les zones équatoriales (Jaeger, 1987).

Les capteurs passifs qui sont ceux utilisés dans cette étude, enregistrent l'énergie émise par le soleil après réflexion sur la surface de la terre. Chaque objet terrestre émet ou réfléchit un rayonnement sous forme d'ondes électromagnétiques, classées en fonction de leur longueur d'onde. Tout objet possède donc une « signature spectrale » qu'il émet ou réfléchit dans chacune des bandes spectrales où opère le capteur. Cependant, différents objets peuvent avoir la même signature spectrale. De ce fait, un nombre élevé de bandes spectrales permet une meilleure discrimination.

Les capteurs sont caractérisés par leurs résolutions qui sont de quatre types : la résolution spatiale, la résolution radiométrique, la résolution spectrale et la résolution temporelle.

La résolution spatiale, correspond à la taille du plus petit élément qui est possible de détecter par un capteur. La capacité à distinguer deux objets voisins différents dépend donc de la résolution spatiale du capteur. Celle-ci peut varier du kilomètre, pour des capteurs à basse résolution spatiale au mètre pour des capteurs à haute et très haute résolution spatiale (Duveiller & Defourny, 2010).

La résolution radiométrique, définit le niveau de séparation des différences selon l'énergie réfléchi. La radiométrie d'un capteur correspond à sa capacité à reconnaître de petites différences dans le rayonnement électromagnétique. Plus la résolution radiométrique d'un capteur est fine, plus le capteur est sensible à de petites différences dans l'intensité de l'énergie reçue (CCT, 2003).

La résolution spectrale est le nombre de plages du spectre dans lesquelles le capteur peut mesurer le rayonnement réfléchi. C'est la capacité d'un capteur à distinguer deux longueurs d'ondes voisines, ce qui correspond ainsi au nombre de bandes spectrales disponibles. Un capteur multi-spectral qui est caractérisé par un faible nombre de bandes spectrales (3 à 5), possède une faible résolution spectrale. Un capteur caractérisé par un nombre important de bandes spectrales possède une haute résolution spectrale. Plus la résolution spectrale est importante, plus la signature spectrale définissant l'objet au sol est précise et permet de bien discriminer les objets terrestres (Dusseux, 2014).

La résolution temporelle correspond à la fréquence de réplication du capteur, qui est la séquence temporelle selon laquelle le capteur aura la possibilité éventuelle de répéter l'acquisition des données d'une même surface. Cette fréquence peut être journalière, hebdomadaire, mensuelle, etc.

C'est donc la capacité de revisite d'un capteur sur un même site et est inversement proportionnelle à la résolution spatiale. Ainsi, un capteur à haute résolution spatiale a une plus faible capacité de revisite qu'un capteur à basse résolution spatiale (Dusseux, 2014).

La plupart des études menées sur la végétation par télédétection, utilisent des images à haute résolution spatiale (2,5 - 30 m), de type SPOT ou LANDSAT (Adjonou *et al.*, 2010 ; El Garouani *et al.*, 2007 ; Pain-Orcet *et al.*, 1998). Le premier Satellite Pour l'Observation de la Terre (SPOT) fut mis en orbite en 1986 par la France en collaboration avec la Belgique et la Suède. Les trois premiers satellites de ce programme sont identiques et dotés de deux capteurs du spectre du visible à haute-résolution (HRV). Ces capteurs permettent l'obtention d'images sur quatre bandes dont une panchromatique. En 1998, SPOT 4 fut mis en orbite. Ce dernier est muni de deux capteurs du spectre visible et infrarouge à haute résolution (HRVIR) ainsi que d'un capteur VEGETATION. Ces nouveaux capteurs avec une bande dans l'infrarouge, présentent les mêmes résolutions spatiales que les trois premiers dont 10 m pour le panchromatique et 20 m pour les autres bandes. Le capteur VEGETATION présent sur ce satellite capte des images dans le bleu, le rouge, le proche infrarouge et l'infrarouge central. Il permet l'observation à long terme de la couverture végétale à une résolution de 1 km. En 2002, le plus récent des satellites du programme, SPOT 5, fut mis en orbite. Ce satellite est muni de trois types de capteurs: une paire de capteurs géométriques à haute résolution (HRG) qui avec une meilleure résolution, enregistre les images dans les mêmes bandes que les HRVIR; une paire de capteurs stéréo à haute résolution (HRS) et un capteur VEGETATION identique à celui du satellite précédent. Les bandes spectrales de ces satellites permettent de suivre l'évolution du couvert végétal aussi bien au niveau global que local, grâce à une couverture mondiale (Oszwald, 2005).

Le programme américain de télédétection spatiale (NASA : National Aeronautics and Space Administration) a été le premier programme civil d'observation de la Terre par satellite. Le premier satellite LANDSAT fut lancé en 1972 avec un capteur MSS (Multi-Spectral Scanner). Deux autres satellites (LANDSAT 2 et LANDSAT 3) du programme furent lancés la même année avec le même type de capteur. A partir de 1982, le programme met en place une nouvelle génération de satellite dont le premier est LANDSAT 4 mis en orbite le 16 juillet 1982. Ce premier satellite de la nouvelle génération des LANDSAT est doté en plus du capteur MSS, d'un capteur du type Thematic Mapper (TM). Ce satellite enregistre une amélioration notable au niveau de la résolution spatiale et spectrale (Desjardins, 2000). Deux autres satellites (LANDSAT 5 et LANDSAT 6) dotés de la

même technologie, furent lancés respectivement en 1984 et 1993. Cependant il est bon de noter que le lancement de LANDSAT 6 a connu un échec. En 1999, le programme lance son septième satellite, LANDSAT 7 doté d'un nouveau capteur multi-bande, Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) (NASA, 2002). Le plus récent de cette série est LANDSAT 8 lancé en 2013. Ce dernier est doté de deux capteurs : Operational Land Imager (OLI) et Thermal Infrared Sensor (TIRS).

Le capteur TM autorise l'approche la plus fine de l'information radiométrique grâce à ses 7 bandes dont les 6 premières servent à l'étude de la végétation, de l'agriculture, ou encore de l'impact anthropique sur l'environnement, et dont la septième est en infrarouge moyen.

Le capteur Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) est une amélioration des capteurs TM. Les bandes utilisées pour l'étude de la végétation sont les bandes 4, 3 et 2 respectivement du proche infrarouge, du rouge et du vert. La bande 4 est très importante pour la classification des types d'occupation du sol. Elle permet la différenciation d'une part entre les sols nus et les espaces cultivés, et d'autre part entre les terres et les espaces en eau. Elle présente une grande sensibilité à la quantité de biomasse contenue dans la végétation. La bande 3 correspond à la longueur d'onde caractéristique de l'absorption de la chlorophylle de la végétation verte. Il s'agit de l'une des bandes radiométriques les plus importantes dans le cadre de l'étude de la végétation (Oszwald, 2005).

Le satellite LANDSAT 8 est entièrement différent des précédents et est équipé de deux capteurs dont le principal est OLI (Operational Land Imager). Ce dernier enregistre les images dans neuf bandes allant du visible au moyen infrarouge. L'étude de la végétation à travers ce satellite utilise les bandes 5, 4 et 3 respectivement du proche infrarouge, du rouge et du vert.

2-3 Télédétection et étude de la végétation

L'étude de la végétation en télédétection se fait à travers l'activité photosynthétique. La lumière émise par le soleil est en partie réfléchi par le couvert végétal puis détectée et analysée. Les plantes absorbent fortement la lumière visible et très peu la lumière du proche infrarouge, leurs propriétés optiques permettent de les distinguer de leur environnement. Ainsi, les bandes du rouge et du proche infrarouge sont les plus utilisées pour l'étude de la végétation (Xie *et al.*, 2008). La réponse spectrale de la végétation est caractérisée par une faible réflectance dans le rouge et une réflectance plus élevée dans le proche infrarouge (Figure 6) (Dusseux, 2014). Ainsi, plus la couverture végétale est dense, plus la réflectance est élevée dans le proche infrarouge et faible

dans le rouge (Figure 7). Rappelons que la réflectance est la capacité d'une surface à réfléchir l'énergie incidente. L'imagerie satellitaire s'impose comme la source de données privilégiée pour l'obtention d'informations relatives à l'occupation des sols et à leur évolution temporelle (Käyhkö *et al.*, 2011 ; Lu, 2006 ; Lunetta *et al.*, 2006). Depuis l'apparition des premières images satellitaires civiles dans les années 1970, la qualité des images s'est considérablement améliorée notamment en termes de résolution spatiale.

Chaque type d'image a ses propres caractéristiques qui peuvent servir à l'étude de la végétation. Les satellites LANDSAT fournissent des images dans plusieurs bandes spectrales permettant de faire ressortir plusieurs caractéristiques des surfaces observées. Contrairement aux images LANDSAT, les images SPOT proposent moins de bandes avec cependant une résolution spatiale plus fine qui permet une meilleure discrimination des types d'occupation du sol. Selon Beaudoin *et al.* (1995), l'utilisation d'un grand nombre de bandes spectrales ne change en rien la différenciation entre les types d'occupation du sol que quelques bandes judicieusement choisies. Nous pouvons ainsi retenir que chacun de ces capteurs est adapté à l'étude de la végétation. Cependant, les images LANDSAT sont les plus utilisées du fait de leur gratuité mais aussi parce qu'elles permettent d'accéder à des données plus anciennes. Certaines études sont menées en combinant ces deux types d'images selon leur disponibilité par rapport aux années déterminées pour l'étude.

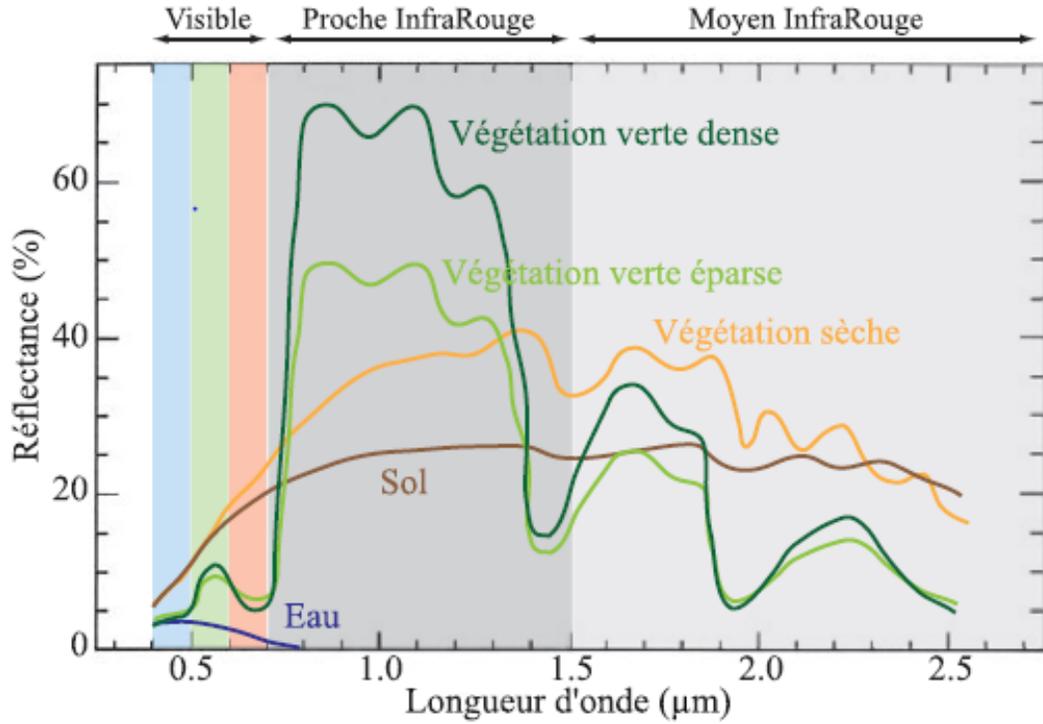


Figure 6 : Signature spectrale de la végétation, du sol et de l'eau (Dusseux, 2014)

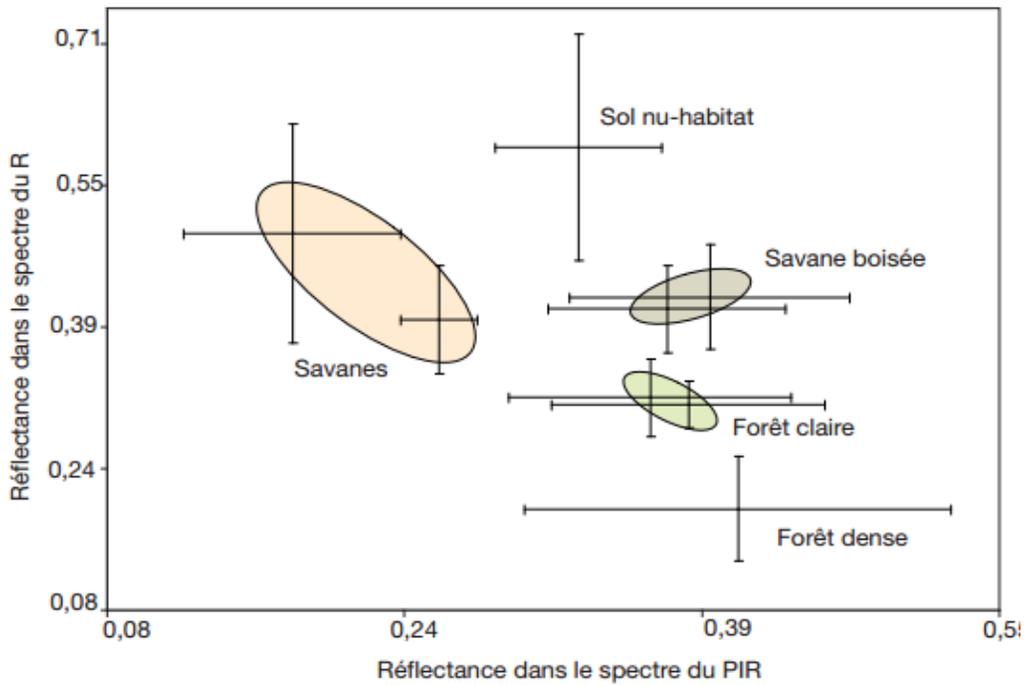


Figure 7 : Réponse spectrale de quelques classes d'occupation du sol (Barima *et al.*, 2009).

2-4 Avantages et limites de la télédétection

Les principaux avantages de la télédétection sont : son approche globale de la couverture du territoire, l'utilisation de capteurs dans une large gamme de longueur d'onde, la répétitivité des passages, un coût moindre et une rapidité de restitution des résultats plus grande par rapport aux systèmes d'information classique (Lenco, 1979). L'approche globale de la couverture du territoire permet de mettre en relation différents phénomènes sur de grandes surfaces. En raison de son approche globale et de sa capacité à donner les limites géographiques au niveau administratif, la télédétection fournit des informations aux gestionnaires des ressources naturelles qui aident dans les prises de décision sur les actions à mener. La capacité des capteurs à observer au-delà du domaine visible permet d'obtenir des informations sur des espaces inaccessibles à l'homme. La répétitivité des survols permet d'étudier la dynamique d'un phénomène donné en permettant une analyse diachronique basée sur l'interprétation de données issues de différentes dates, afin de déterminer la dynamique de l'occupation des sols. Elle permet ainsi de faire l'état des lieux du patrimoine d'une zone administrative en terme physique, de suivre dans le temps et dans l'espace des zones homogènes pour des thèmes donnés en évitant les problèmes liés au découpage spatial d'une agglomération en zones homogènes, en fonction d'un choix de critère (Lenco, 1979). Un autre avantage de la télédétection est que ses informations peuvent être intégrées avec d'autres types de données dans des Systèmes d'Information Géographique (SIG). Ces systèmes constituent des outils particulièrement intéressants pour la gestion des ressources, car les diverses composantes du paysage sont saisies ensemble, dans leurs rapports mutuels écogéographiques (Saley, 2006). Malgré tous ses avantages, la télédétection présente des limites. Ces limites peuvent être le fait des phénomènes à observer, des conditions météorologiques, de la résolution et la sensibilité du capteur. La plus importante des limites dans l'utilisation de la télédétection est la non stabilité de la résolution. En effet, la fiabilité des résultats augmente en fonction de la résolution, ce qui impacte le niveau de transmission, du stockage et du traitement de l'information (Koua *et al.*, 2017). En milieu forestier tropical, l'utilisation de la télédétection est confrontée aux caractéristiques du milieu, à la saturation du signal radiométrique de même que la prégnance radiométrique de la canopée en milieu forestier (Oszwald, 2005). Ainsi, il est difficile de relier les données d'observations aux données télédéctées, notamment lorsque les images satellitaires sont de basses résolutions, car celles-ci ne permettent pas de percevoir les détails les plus fins. En effet, lorsque la résolution spatiale d'une image est basse, les entités géographiques fines contenues dans l'image

sont englouties par les entités géographiques dominant de cette image. De plus, la très grande hétérogénéité des forêts tropicales rend difficile la discrimination des éléments de ce paysage sur une image satellitaire de basse résolution spatiale, car un pixel d'une telle image peut couvrir un ensemble de végétation mixte. Par ailleurs, les images de résolution spatiale moyenne (10 à 30 m) ne permettent pas de mesurer des propriétés spécifiques telles que l'emplacement des arbres et les dimensions de leur couronne, étant donné que ceux-ci sont plus petits que la taille des pixels (Koua *et al.*, 2017). Aussi, des limites existent dans la discrimination de deux entités géographiques sur une résolution spatiale moyenne car elle ne permet pas la distinction par exemple de l'empreinte radiométrique d'une surface mise en jachère de celle d'une surface mise en valeur par du cacao ; tel que le cas de la confusion entre les classes « café/cacao » pratiqué sous ombrage et « vieille jachère » (Koua *et al.*, 2017). En outre, le coût d'acquisition des données est parfois élevé et n'est donc pas à la portée de tous.

Chapitre 3 : Ecologie du paysage

3-1 Définition

Comme la télédétection, l'écologie du paysage est une approche qui permet d'évaluer la dynamique spatio-temporelle du paysage. Cependant la télédétection sert d'outil à l'écologie du paysage qui évalue qualitativement mais aussi quantitativement les changements du paysage et les relations entre ses composantes physique, écologique et sociale (Burel & Baudry, 2000 ; Botequilha Leitão & Ahern, 2002 ; Fujihara & Kikuchi, 2005 ; Geneletti, 2005). Cette discipline a vu le jour à la fin des années 1930, grâce au géographe allemand Alexander Von Humboldt qui considéra le paysage comme le caractère total d'une région sans toutefois formuler la notion d'écologie du paysage. Ce terme a été évoqué par le biogéographe allemand Carl Troll qui souhaitait une discipline qui combinerait la géographie et l'écologie. Ce biogéographe voulait à travers cette discipline, combiner l'approche horizontale des géographes qui correspond aux relations entre les unités spatiales et l'approche verticale des écologues qui sous-entend la relation entre les plantes, animaux, sol, eau dans une unité spatiale relativement homogène (Forman & Godron, 1986). De cette conception, l'écologie du paysage est définie selon Antrop (2001), comme une discipline qui étudie des phénomènes écologiques dans leur contexte spatial. Pour Turner (1989), l'écologie du paysage se rapporte à l'étude des effets de la structure spatiale sur les processus biologiques. Les éléments de la structure spatiale interagissent et évoluent avec le temps (McGarigal & Marks, 1995). Cette dynamique de la structure spatiale modifie ses effets sur les processus biologiques.

L'écologie du paysage revient donc à étudier comment la dynamique des paysages influence l'abondance ou la distribution des espèces (Fahrig, 2003). Cependant, l'écologie du paysage ne se limite pas à l'étude des effets du paysage sur les organismes, elle analyse également les effets de la composante biologique sur la structure spatiale. De ce fait selon Bogaert & André (2013), l'écologie du paysage est née de la forte interdépendance entre l'occupation du sol, le climat et la biodiversité. Selon ces auteurs, la biodiversité dépend directement de l'abondance, de la dispersion spatiale et de la qualité des habitats. L'équilibre énergétique de l'atmosphère dépend des propriétés biophysiques de la surface de la terre.

L'écologie du paysage a permis d'aborder des ensembles spatialement hétérogènes. Elle a été utilisée pour comprendre la différenciation des peuplements, la dynamique des populations ainsi que les flux des matières (Barima, 2009 ; Bamba, 2010 ; Munyenba, 2010 ; Rakotondrasoa,

2012 ; Mama, 2013). En écologie du paysage, l'empreinte de l'homme sur les écosystèmes occupe une place importante. Les activités anthropiques y sont prises en compte de la même manière que les facteurs naturels. Le concept d'anthropisation apparaît et traite de la modification des milieux naturels suite aux activités humaines. De tout ce qui précède, l'écologie du paysage peut être considérée comme une discipline basée sur trois aspects fondamentaux, le rôle de l'homme, l'hétérogénéité spatiale, et de vastes étendus d'analyse (MacGarigal & Marks, 1995).

3-2 Paysage

Plusieurs définitions sont attribuées au terme "paysage" selon les disciplines et les contextes de gestion (McGarigal & Marks 1995). Les premières définitions du terme paysage sont celles du géographe Bertrand (1975) qui stipulent que le paysage est un médiateur entre la nature et la société, ayant pour base une portion d'espace matériel qui existe en tant que structure et système écologique. Forman & Godron (1986) qui, sans s'éloigner de la perception de Bertrand (1975), considère le paysage comme une portion de territoire hétérogène composée d'ensembles d'écosystèmes en interaction qui se répètent de façon similaire dans l'espace. Au fil des années, les tentatives de définition du terme évoluent, selon Wieber (2002), le paysage a toujours un rapport avec un support qui est l'espace géographique et comporte une partie objective analysée par les biogéographes et les écologues et une partie subjective, basée sur l'interprétation de l'observateur. Pour l'écologue, le paysage est un niveau d'organisation des systèmes écologiques supérieur à l'écosystème (Figure 8) et se caractérisant essentiellement par son hétérogénéité et par sa dynamique pour partie gouvernée par les activités humaines (Burel & Baudry, 1999). Quelles que soient les définitions, le paysage est une portion de terrain, une mosaïque qui résulte d'une association de différents éléments qui interagissent les uns avec les autres. La composante physique constitue la base sur laquelle s'appuient les sociétés. Elles y interviennent au travers de leurs activités et de leur composante culturelle. En somme, le paysage est la manifestation spatiale des relations entre les sociétés et leur environnement, dont la structure actuelle est la résultante d'une dynamique évoluant dans le temps (Burel & Baudry, 2000 ; 2003 ; McGarigal & Cushman, 2002).

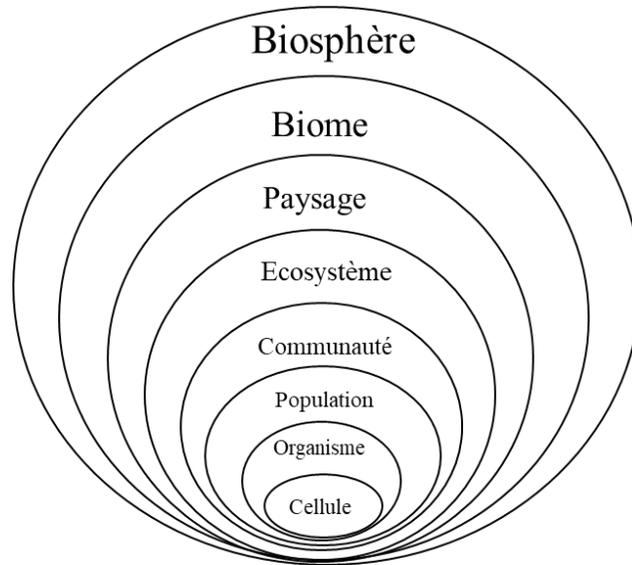


Figure 8 : Organisation hiérarchique des échelles spatiales (Bogaert & Mahamane, 2005 modifié).

3-3 Eléments constitutifs du paysage

Les paysages sont diversifiés, ouverts et composés d'éléments, de composantes spatiales mais partageant tous une structure fondamentale (Burel & Baudry, 2000 ; McGarigal & Cushman, 2002 ; Venturelli & Galli, 2006). Chaque paysage peut être caractérisé à partir de la distribution, de la taille, de la forme, du nombre et de la configuration dans l'espace des éléments de cette structure (Forman & Godron, 1986). Forman (1995) a proposé le modèle tache – corridor – matrice pour conceptualiser les éléments de cette structure (Figure 9).

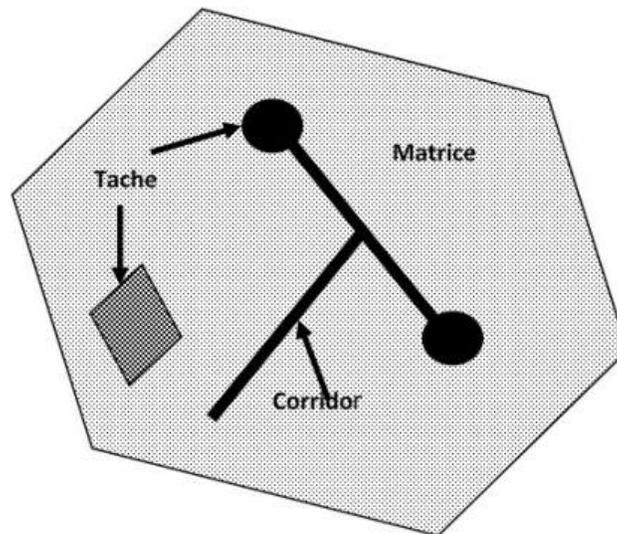


Figure 9 : Modèle conceptuel de la structure paysagère (Burel & Baudry, 2003).

3-3-1 Matrice

La matrice est l'élément de la structure paysagère le plus étendu et le plus connecté. Elle est observée à la fois en tant que support et produit de la biodiversité et joue donc le rôle dominant dans le fonctionnement du paysage (Forman & Godron, 1986). McGarigal & Marks (1995) pour étayer la fonction de la matrice donne l'exemple d'une grande zone contiguë de forêts dense regroupées avec des taches de perturbation. Selon ces auteurs, la forêt dense constitue la matrice car elle est la plus grande dans l'étendue géographique, principalement connectée, et exerce une influence dominante sur la flore, la faune et les processus écologiques. Dans la plupart des paysages, le type de matrice est évident pour le chercheur ou le gestionnaire. Cependant, dans certains paysages, à un certain moment de l'évolution, l'élément matriciel ne sera pas évident. En effet, il se peut qu'il contienne quelques imprécisions par rapport à l'original. En outre, la désignation de la matrice dépend en grande partie du phénomène considéré. Toujours selon ces auteurs, ce qui constitue la matrice dépend de l'échelle d'étude ou de gestion. Par exemple, à une échelle fine, la forêt peut être la matrice avec des taches de perturbation intégrés à l'intérieur ; alors que, à une échelle plus grande, les terres agricoles peuvent être la matrice avec des taches forestières intégrées à l'intérieur.

3-3-2 Tache

Les taches sont des mosaïques d'unités fonctionnelles (Forman & Godron, 1986 ; Burel & Baudry, 2000 ; Burel & Baudry, 2003). Ce sont des espaces qui diffèrent par leur apparence et leur composition de la matrice. Elles peuvent largement varier en taille, en forme, en type, en hétérogénéité et en caractéristiques des frontières. Comme la matrice, l'identification des taches composant le paysage n'est pas évidente ; elles doivent être définies par rapport au phénomène considéré. Par exemple, d'un point de vue de la gestion forestière, une tache peut correspondre à un îlot forestier. Cependant, l'îlot peut ne pas fonctionner comme une tache du point de vue d'un organisme particulier. D'un point de vue écologique, les taches représentent des zones relativement distinctes du point de vue spatial et temporel dans des conditions environnementales relativement homogènes (McGarigal & Marks, 1995). Les limites des taches sont caractérisées par des discontinuités environnementales de la matrice qui sont définis selon un organisme ou un phénomène donné (Wiens, 1976).

3-3-3 Corridor

Les corridors sont des espaces de forme linéaire qui diffèrent de la matrice qui se trouve, elle, de part et d'autre. Les corridors peuvent être des bandes isolées, mais sont généralement attachées à une tâche similaire. Les corridors remplissent des fonctions écologiques dont le plus évident est le transport et le déplacement des espèces et des flux. Ils jouent un double rôle en ce sens où ils divisent et lient les taches. Pour les espèces, les corridors peuvent être considérés comme un filtre, un habitat ou comme une source d'effets biologiques et environnementaux. Les corridors peuvent différer les uns des autres par leur origine, leur largeur, leur degré de connectivité ou la présence ou pas de rupture (Forman & Godron, 1986 ; Burel & Baudry, 1999). Les corridors se distinguent des taches par des caractères fonctionnels. Cependant, Bogaert *et al.* (2000) considère les corridors comme des taches dans le cadre d'une analyse spatiale, concept qui sera adopté au cours de cette étude.

3-4 Structure spatiale en écologie du paysage

La structure spatiale d'un paysage indique la manière dont ses différents éléments sont agencés. Chaque système écologique est caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés : sa configuration, sa composition et son fonctionnement (Noon & Dale, 2002) (Figure 10). Chacun des trois attributs déterminants les systèmes écologiques, peut être visualisé comme un sommet d'un triangle équilatéral (Figure 10), où chaque composante est nécessaire, mais elle-même insuffisante, pour caractériser l'état du système. Indépendamment de l'échelle spatiale ou temporelle, ces éléments se présentent ainsi comme un triangle équilatéral pour souligner leur interdépendance (Noon & Dale, 2002).

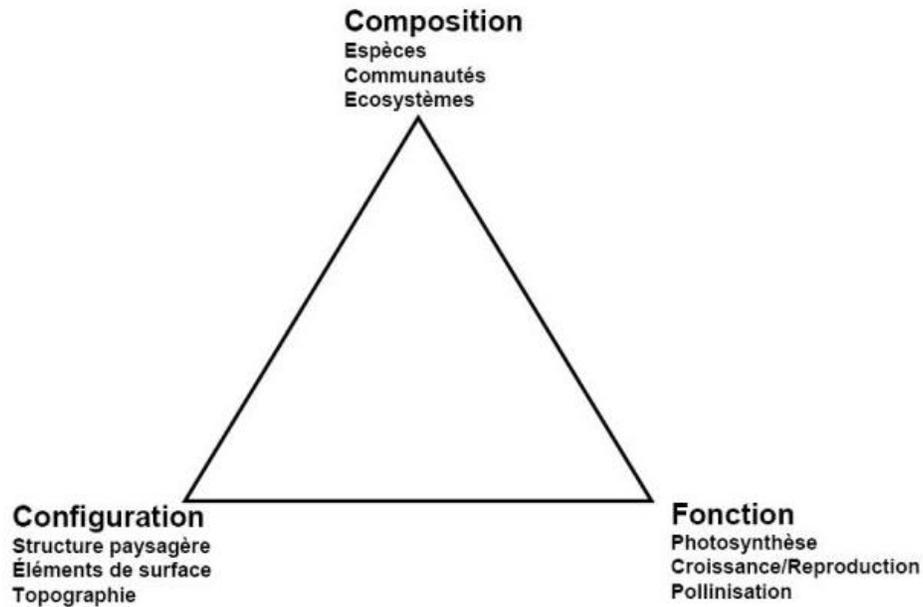


Figure 10 : Les principaux éléments définissant les systèmes écologiques (Noon & Dale, 2002).

Un changement d'un des éléments aura des répercussions sur les deux autres (Bogaert & Mahamane, 2005). Les analyses de la dynamique paysagère en écologie du paysage se font sur les états de la structure spatiale qui permet d'appréhender les processus écologiques (Bogaert & Mahamane, 2005). Les paysages se distinguent par les relations spatiales entre leurs différents éléments qui peuvent affecter individuellement ou concomitamment les processus écologiques qui sont les processus qui animent la dynamique des populations, des communautés et des écosystèmes (Decamps & Decamps, 2007). Ce sont donc les processus de production, de décomposition, les cycles des éléments nutritifs, les perturbations et l'évolution de la succession des espèces, les apports énergétiques et les interactions entre les organismes au sein d'un écosystème.

La composition du paysage se réfère aux caractéristiques associées à la présence et à la quantité de chaque type de taches dans le paysage, mais sans être explicitement spatiale (Decamps & Decamps, 2007). En d'autres termes, la composition du paysage englobe la variété et l'abondance des types de taches dans un paysage, mais pas l'emplacement des taches dans la mosaïque paysagère. La composition du paysage est importante pour de nombreux processus écologiques et organismes (McGarigal & Marks 1995). Il existe de nombreuses mesures quantitatives de la composition du paysage, y compris la proportion du paysage dans chaque type de tache, la richesse des taches, l'uniformité des taches et la diversité des taches. En raison des nombreuses façons dont la

composition peut être mesurée, il incombe au chercheur de choisir la formulation qui représente le mieux ses préoccupations.

La configuration du paysage se réfère à la distribution physique ou au caractère spatial des éléments dans le paysage (Bogaert et al., 2008). La configuration impacte la vie des organismes vivant dans le paysage à travers la taille, la forme ou les relations spatiales (Turner et al., 2001). Tout comme la composition, il existe de nombreuses mesures de la configuration. Le fonctionnement des systèmes écologiques regroupe les mécanismes qui convertissent le matériel inorganique et l'énergie en composants biotiques, ainsi que des actions physiques qui transfèrent des matériaux biotiques et abiotiques entre les composants des systèmes écologiques. Les exemples les plus évidents sont la photosynthèse, le flux d'énergie, le cycle des nutriments, le cycle de l'eau, les perturbations et la succession. Le fonctionnement est un phénomène qui relie les composantes du système et qui initie le renouvellement ainsi que la transformation.

L'intérêt de l'analyse paysagère a suscité la mise en place d'un grand nombre d'indices ou métriques paysagères (Hargis *et al.*, 1998 ; O'Neill *et al.*, 1998 ; Jaeger, 2000 ; Tischendorf & Fahrig, 2000 ; He *et al.*, 2000 ; Saura & Martinez-Millan, 2001 ; Vos *et al.*, 2001 ; Bogaert & Mahamane, 2005). Dans leur ensemble, ces indices rendent compte de divers aspects de l'hétérogénéité des mosaïques paysagères. Plus d'une centaine d'indices ont ainsi été proposés et continuent à l'être. Ce grand nombre d'indices est dû au fait qu'aucun d'entre eux ne peut à lui seul refléter toute la complexité de la structure ou des processus de transformation spatiale (Dale *et al.* 1995). Certains indices décrivent la composition du paysage (variété et abondance relative des types de taches, proportion, aire des taches ou des classes) tandis que d'autres interviennent dans la mesure de la configuration spatiale (taille, périmètre, nombre, forme, densité des taches). Les indices de composition et de configuration sont des outils qui caractérisent les propriétés géométriques et spatiales d'une tache, ou d'une mosaïque de taches (Fortin, 2002). Il est également important d'établir la différence de ces mesures avec les statistiques spatiales (Botequilha Leitão & Ahern, 2002) qui sont des outils qui estiment la structure spatiale sans considérer des zones homogènes (taches) (Bogaert & Mahamane, 2005). Les mesures de configuration et de composition doivent également être distinguées des « mesures de transformation spatiale » qui elles décrivent, l'information qui concerne les changements au cours du temps d'une mosaïque paysagère (Botequilha Leitão & Ahern, 2002 ; Bogaert & Mahamane, 2005).

3-5 Dynamique des paysages

De tout temps, les paysages ont connu des mutations qui ont pu être profondes à certains moments. Liés aux facteurs naturels et/ou humains, ces changements interviennent sur l'espace physique et sur les représentations sociales des populations de manière concomitante ou isolée, de manière visible ou invisible à des échelles spatiotemporelles variables (Guittet & Le Dû-Blayo, 2013). L'évolution naturelle des écosystèmes repose sur la dynamique de l'écosystème qui est le résultat des processus dynamiques dans divers sous-systèmes (Packham *et al.*, 1992 ; Erwin, 2000). De ce fait les paysages changent dans le temps et dans l'espace sous l'effet des perturbations naturelles et anthropiques. L'analyse des dynamiques paysagères permet d'appréhender ces mécanismes d'évolution. Elle rend compte du contexte temporel dans lequel le paysage présent s'est mis en place. Elle présente clairement, d'une façon standardisée et quantitative, l'emprise des perturbations sur le paysage (Zanini *et al.*, 2006).

3-5-1 Dynamique antérieure : mesure des changements et processus de transformation spatiale

La dynamique antérieure peut être analysée à travers une description des changements dans le temps ou à travers le calcul d'indices décrivant la structure et la composition du paysage. D'autres approches complémentaires existent pour analyser cette dynamique, notamment : la matrice de transition, les processus de transformation spatiale, ainsi que la simulation de dynamique qui permet de prédire la dynamique du paysage dans un contexte donné.

La matrice de transition, renseigne sur les changements d'une catégorie *i* d'occupation des terres à une catégorie *j*, réalisée sur une certaine période de temps (Bell, 1974 ; Turner, 1988 cités par Oloukoi *et al.*, 2006). Une matrice, au sens mathématique de ce mot, est un tableau carré ou rectangulaire de chiffres capables d'engendrer des transformations. Ces chiffres expriment les évolutions des classes d'occupation du sol sur une période.

Plusieurs configurations spatiales résultent des perturbations et peuvent être déterminées sur la base de la géométrie des taches. Bogaert *et al.* (2004) ont déterminé dix processus de transformation spatiale (Figure 11). Il s'agit de l'agrégation (fusion de taches), la suppression (disparition d'une ou de plusieurs taches), la création (formation de nouvelles taches), la déformation (changement de forme des taches mais pas de superficie), l'agrandissement (expansion de taille des taches), la perforation (formation de trous dans les taches), le déplacement (translocation des taches), le rétrécissement (réduction de taille des taches), la fragmentation

(rupture de la continuité en plusieurs taches disjointes) et la dissection (subdivision des taches par des lignes).

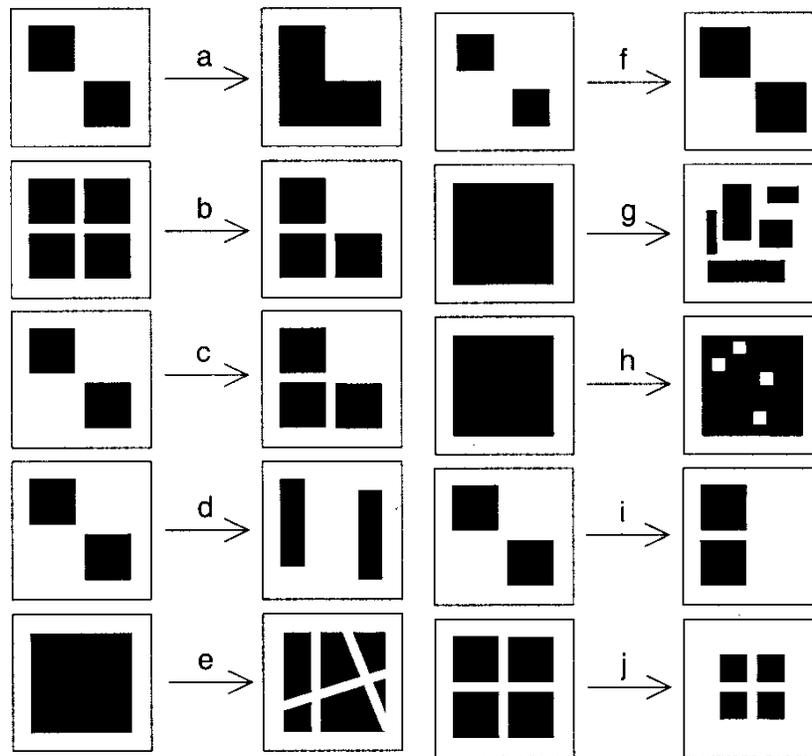


Figure 11 : Diagramme représentant les dix processus de transformation spatiale (Bogaert *et al.*, 2004 Modifié).

Les secteurs noirs se rapportent à la couverture de la zone d'intérêt et les secteurs blancs à la matrice de paysage : (a) agrégation (fusion des taches) ; (b) suppression (disparition de taches) ; (c) création (formation de nouvelles taches) ; (d) déformation (changement de forme des taches mais pas de superficie) ; (e) dissection : (subdivision des taches par des lignes) ; (f) agrandissement (expansion de taille des taches) ; (g) fragmentation (rupture de la continuité en plusieurs taches disjointes) ; (h) perforation (formation de trous dans les taches) ; (i) déplacement : (translocation des taches) ; (j) rétrécissement (réduction de taille des taches).

3-5-2 Dynamique future : modélisation

Les pressions anthropiques sur les milieux naturels ont contribué à accroître l'utilisation de la modélisation pour la simulation de ses impacts. Selon Coquillard & Hill (1997) un modèle est une représentation simplifiée de l'objet réel. Ainsi, il se concentre uniquement sur l'intérêt de l'objet, ignore les détails et sélectionne l'espace et le temps adéquats.

La modélisation peut être définie comme la conception d'un modèle qui a pour objet d'expliquer, de décrire et de prédire le fonctionnement d'un phénomène. Les modèles de simulation de l'occupation du sol s'inscrivent dans la famille des modèles dynamiques. Ce sont des outils et techniques d'analyse spatiale qui permettent d'étudier les causes et les conséquences de l'évolution de l'occupation du sol, dans le but d'une meilleure compréhension de cette dernière. Ce type de

modèle doit donc permettre de prendre en compte un ensemble complexe de paramètres qui influencent le rythme et la nature des changements de l'occupation du sol, afin de pouvoir simuler spatialement ces changements et leurs conséquences sur l'environnement. Plusieurs approches de modélisation de la dynamique de l'occupation des terres ont été développées ces dernières années. Les modèles de dynamique d'occupation des terres exigent des informations sur la relation entre l'occupation des terres et les facteurs socio-économiques et biophysiques (Verburg *et al.*, 2004). Certains modèles sont développés pour simuler et explorer l'occupation actuelle des terres, alors que d'autres s'intéressent aux changements possibles dans le futur (Oloukoi *et al.*, 2006). Les nombreux modèles de simulation existants ont été regroupés en sept (7) grandes catégories (Parker *et al.*, 2003) :

- les modèles mathématiques basés sur une ou plusieurs équations qui recherchent une solution d'équilibre (Sklar & Costanza, 1991) ;
- les modèles systémiques (Gilbert & Troitzsch, 1999) ;
- les modèles basés sur des techniques statistiques telles que des régressions (Mertens & Lambin, 1997) ;
- les modèles experts (Eastman 1999) ;
- les modèles d'évolution, reposant sur les réseaux neuronaux (Balling *et al.*, 1999) ;
- les modèles cellulaires qui comprennent les automates cellulaires et les champs de Markov (Li & Reynolds, 1997) ;
- Les systèmes multi-agents (Wooldridge, 1999).

Parmi ces modèles, nous nous étalerons ici sur la simulation markovienne. La théorie des chaînes de Markov, utilisée dans cette étude, a pour objectif de prendre les décisions optimales dans un monde incertain. Les processus de changement sont simulés à l'aide de techniques stochastiques linéaires. Dans la théorie de Markov, le modèle est contrôlé par des variables aléatoires qui ne peuvent être exprimées que de façon probabiliste (Corgne, 2004). La dynamique d'un système au niveau spatial et temporel est ainsi analysée à partir de probabilités. Un processus d'évolution est dit markovien si la probabilité d'observation de l'état est tributaire d'un nombre fini de ses voisins, qu'ils soient de type spatial ou temporel. Si l'état constaté à l'instant « t » ne dépend que de l'état précédent, il est identifié alors comme étant un modèle de premier ordre. S'il dépend de plusieurs états antécédents, on parlera dans ce cas d'un modèle markovien d'ordre supérieur (Parra, 1997 ; Corgne, 2004). Les paramètres à prendre en compte dans le modèle sont

les probabilités de transition entre deux états qui peuvent être analysées statistiquement à partir d'un échantillon de données. Les résultats des analyses des changements doivent être les plus précis possible pour une estimation exacte de la dynamique des types d'occupation du sol.

Le principal avantage des chaînes de Markov est la simplicité dans la création des matrices de probabilités de transition d'un état à un autre. Malgré sa simplicité et sa fréquente utilisation dans l'étude de la dynamique de l'occupation du sol, la théorie de Markov présente une limite due au fait que les résultats du modèle dépendent uniquement des antécédents du milieu, alors que les facteurs qui motivent le changement sont beaucoup plus complexes et diversifiés.

Chapitre 4 : Etat des recherches sur le couvert végétal en Afrique et rappel des conflits ivoiriens de 2002 à 2011

4-1 Etude du couvert végétal en Afrique

L'imagerie satellitaire est de plus en plus utilisée en Afrique où le couvert végétal est sous fortes pressions anthropiques et perd ainsi plusieurs hectares de leurs étendues chaque année. L'imagerie satellitaire permet de mieux appréhender cette perte et aussi de proposer des plans d'aménagement. Au niveau régional, Brink & Eva (2009) ont analysé la dynamique du couvert végétal en Afrique subsaharienne. Les résultats de ses auteurs font état d'une augmentation de 57 % de la superficie agricole au détriment du couvert végétal naturel qui a enregistré une perte de 21 % de 1975 à 2000. En Algérie, l'analyse d'images LANDSAT de 1987 et 2007 a indiqué une importante régression du couvert végétal au sud-est et au nord-ouest des monts du Tessala en particulier dans les zones forestières (Bouiadjra *et al.*, 2011). En Afrique Centrale, du fait de l'étendue forestière du bassin du Congo, son accessibilité réduite et sa rapide évolution, l'imagerie satellitaire constitue un outil incontournable de suivi. Ainsi, Mayaux *et al.* (2003) ont montré une réduction du couvert forestier de cette zone notamment au Cameroun et en République Démocratique du Congo. En Afrique de l'Ouest, les études de la dynamique de la végétation à l'aide de l'imagerie satellitaire sont nombreuses. Nous avons les travaux de Andrieu & Mering (2008) qui ont montré à travers l'analyse des séries temporelles d'images LANDSAT que, durant les trois dernières décennies, les superficies boisées en mangrove comme en savane ont très peu évolué sur le littoral ouest-africain. Les images satellitaires, notamment les LANDSAT représentent un important outil dans le suivi des espaces protégés (Carol *et al.*, 2004 ; Jusoff & Setiawan, 2003). En Afrique de l'Ouest les travaux relatant l'importance des données satellitaire dans le suivi des espaces protégés sont nombreux. Nous citons entre autres Diallo *et al.* (2011) au Mali, Inoussa *et al.* (2011) au Niger, Tankoano *et al.* (2015 ; 2016) au Burkina Faso, Adjonou *et al.* (2010) au Togo, Tidjani *et al.* (2009) au Niger. Toutes ces études ont montré une régression de la couverture végétale naturelle dans les espaces protégés.

4-2 Etude du couvert végétal en Côte d'Ivoire

En Côte d'Ivoire, l'analyse de la dynamique de la couverture végétale via l'imagerie satellitaire a également intéressé plusieurs chercheurs. Ces analyses ont été aussi bien globales que locales et ont concerné toutes les zones écologiques. Au niveau global c'est-à-dire à l'échelle

du pays, Koné *et al.* (2014) font l'état de la dynamique forestière depuis l'indépendance du pays jusqu'au début du 21^e siècle. Ces auteurs ont montré que depuis son indépendance, la Côte d'Ivoire a perdu plus de 80 % de son couvert forestier. En région montagneuse, zone forestière, Tiesse *et al.* (2017) ont mis en évidence une modification de l'espace naturel. Cette modification s'est matérialisée par une importante réduction des forêts denses, des cultures et jachères au profit des forêts dégradées, des terrains nus et des habitations. En zone savanicole notamment au Centre de la Côte d'Ivoire, Soro *et al.* (2014) ont mis en évidence une diminution des savanes arborées au profit des forêts, cultures et sols nus. Dans les zones de transition forêt-savane ivoiriennes, des travaux sur la dynamique du couvert végétal à partir de l'imagerie satellitale ont été réalisés, à l'Est (Barima *et al.*, 2009 ; 2010a) et au Nord-Est (Goetze *et al.*, 2006) du pays.

4-3 : Rappel des conflits ivoiriens de 2002 à 2011

Depuis son indépendance en 1960, la Côte d'Ivoire avec à sa tête, le Président Félix Houphouët Boigny, a bénéficié d'une réelle stabilité socio-politique. La gouvernance autocratique de ce président a garanti une relative harmonie entre les peuples ainsi qu'une prospérité économique jusqu'à sa mort le 7 décembre 1993 (IDMC, 2005). Après sa disparition, les guerres de succession qui ont suivi ont instauré une instabilité dans le pays, jusqu'à atteindre leur paroxysme en 2002. En effet, le 19 septembre 2002 des soldats rebelles ont tenté de prendre le pouvoir en Côte d'Ivoire en attaquant les villes de Korhogo (Nord), Bouaké (Centre) et Abidjan (Sud) (IDMC, 2005). La résistance opposée par le pouvoir en place à Abidjan, les a obligées à se replier sur les deux autres villes. Ce coup d'Etat manqué, s'est transformé en une rébellion armée, entraînant une partition du pays en deux zones. La zone gouvernementale au Sud et la zone sous contrôle de la rébellion au Nord (Dogoré, 2007). En octobre 2002, un accord de paix fige les zones tenues par les rebelles et celles du gouvernement. Les forces françaises instaurent une « zone de confiance » sur une ligne de non-franchissement.

Le déclenchement de ces conflits a provoqué le déplacement de plusieurs milliers de personnes au sein du territoire ivoirien. Par exemple, au début de ce conflit, il était estimé à 200 000, le nombre de personnes ayant fui la ville de Bouaké sous contrôle des groupements rebelles (IDMC, 2005). Dans l'Ouest, les combats mettant aux prises les différentes forces armées se sont amplifiés et ont été les plus meurtriers (Omar, 2006). En effet, depuis les villes de Man, Danané et de Vavoua qu'elles avaient prises, les troupes des rebelles, menèrent régulièrement des attaques qui ont fait plusieurs victimes au sein de la population civile dans les villages comme dans

certaines villes. Aussi, le Sud-Ouest du pays (zones gouvernementale et de confiance) a connu une fuite importante de populations rurales du fait de l'insécurité causée par l'éclatement de conflits ethniques entre populations autochtones et allogènes/immigrées et par les exactions des différentes milices. Selon Omar (2006), en 2006, environ 750 000 personnes ont changé de région suite au conflit. La moitié de ces personnes s'est installée à Abidjan, alors que d'autres se sont installées à Yamoussoukro, Daloa et Guiglo. Ils habitaient souvent les quartiers les plus précaires dans des conditions très difficiles (Omar, 2006).

La période de crises a été préjudiciable à l'ensemble des forêts domaniales. Selon UICN/BRAO (2008), les pressions sur les aires protégées de la Côte d'Ivoire se sont accentuées du fait de la situation de crise. Ce fut le cas du Parc National du mont Péko qui a été envahi par des milices entraînant d'importants dégâts écologiques et sociaux. Ce parc a fait l'objet d'agression et d'une exploitation anarchique avec l'intrusion sans contrôle des exploitants de bois et la sédentarisation de paysans agricoles (PNUE, 2015). Aussi, le Parc National de la Comoé a été infiltré pour le braconnage et le surpâturage. L'intensité des pressions sur ce parc ont conduit l'ONU à le considérer parmi les patrimoines mondiaux en péril en 2013 (PNUE, 2015).

En vue de revenir à la paix, plusieurs accords ont été signés entre le gouvernement et les différents groupements rebelles. Les négociations ont abouti à plusieurs accords de paix dont les plus importants ont été ceux de Linas-Marcoussis en janvier 2003 et de Ouagadougou en mars 2007. L'accord de Linas-Marcoussis, signé par les principales forces politiques ivoiriennes et les mouvements rebelles, sous le regard de la communauté internationale, a connu un échec lors de son application. Celui de Ouagadougou a été plus prometteur car conclu à l'issue d'un dialogue direct entre le Chef de l'Etat et le responsable politique de la rébellion. Ce dernier accord devait aboutir à l'organisation d'élections générales de sortie de crise. Cependant, tous ces efforts seront une fois de plus anéantis à la suite des élections présidentielles de 2010. Le deuxième tour de l'élection présidentielle tenu le 28 novembre 2010 va plonger le pays dans une crise post-électorale sans précédent. En effet, l'accord politique de Ouagadougou a connu lui aussi un échec suite à ces élections dont les résultats ont fait l'objet de contestations (CERAP, 2017). Ces contestations vont conduire à une guerre dont les points les plus chauds seront Abidjan et la partie Ouest de la Côte d'Ivoire. Durant cette guerre, la violence en Côte d'Ivoire atteindra son paroxysme, car des massacres seront perpétrés sur les populations civiles par les différents belligérants (CERAP, 2017).

La fin officielle des conflits en 2011 n'a cependant pas empêché les poursuites des infiltrations et la dégradation de différents parcs nationaux et forêts classées. Par exemple, ce n'est qu'en 2016 que le Mont Péko fut déguerpi de ses clandestins quand d'autres aires protégées restent encore partiellement occupées par des populations jusqu'à ce jour.

Chapitre 5 : Présentation des zones d'étude

Située en dessous du 10^{ème} parallèle, la Côte d'Ivoire est un pays de l'Afrique de l'Ouest (Figure 12). De par sa position géographique, elle est sous l'influence de deux (2) masses d'air très différentes séparées du Front Inter Tropical (FIT). La première masse d'air chaud et sec est l'harmatan qui se rencontre au Nord du FIT. La seconde masse d'air qui est la mousson, est plutôt humide et se rencontre au Sud du FIT. Selon la latitude, la Côte d'Ivoire présente trois grandes zones climatiques auxquelles s'ajoute le climat particulier de la région des montagnes. Ce sont : le climat soudanien, le climat baouléen et le climat attiéen (Savané & Konaré, 2010).

Le climat soudanien est un climat tropical de transition avec une pluviométrie comprise entre 1000 et 1700 mm et présente deux saisons dont une pluvieuse et une sèche. Le climat baouléen est un climat équatorial de transition atténué, avec deux saisons sèches et deux saisons pluvieuses pour une pluviométrie moyenne entre 1500 et 2200 mm. Le climat attiéen est un climat de transition présentant également deux saisons sèches et deux saisons pluvieuses avec une pluviométrie moyenne entre 1300 et 2400 mm. Le climat des montagnes est un climat à deux saisons dont une sèche et une pluvieuse avec une pluviométrie moyenne entre 1500 et 2200 mm (Savané & Konaré, 2010).

La Côte d'Ivoire bénéficie de deux grands types de formations végétales climatiques qui se partagent l'ensemble du territoire : les formations végétales de savanes au nord couvrent environ 200 000 km² de la superficie totale du pays, tandis que la moitié méridionale est occupée par les forêts denses sur une superficie d'environ 110 000 km² (Kouamé, 2010).

En tenant compte des facteurs écologiques, de la prédominance des formations présentes dans le paysage et leur dynamisme, le territoire ivoirien a été subdivisé en trois (3) régions phytogéographiques. Il s'agit de la région Guinéo-Congolaise, de la région Soudanienne et de la région de transition Guinéo-Congolaise/Soudanienne (Figure 12) (Guillaumet & Adjanohoun, 1971).

La région Guinéo-Congolaise, d'une superficie totale de 156 674 km², est subdivisée en secteur ombrophile, mésophile et montagnard (Figure 12). Cette région, située entre 4°20' et 8°20' N, et entre 2°50' et 8°05' W est représentée par les forêts denses humides et occupe la moitié Sud du pays. La région Guinéo-Congolaise est riche de 3214 espèces végétales dont 71,5 % sont de la région Guinéo-Congolaise (GC) et 28,5 % sont des espèces de transition (GC-SZ) (Kouamé, 2010). Le Secteur ombrophile couvre une superficie de 64150 km² et comprend trois principaux faciès

floristiques : le faciès côtier ou littoral, le faciès du Sud-Est et le faciès du Sud-Ouest. Ce secteur est le plus arrosé du territoire ivoirien et correspond aux forêts sempervirentes qui nécessitent environ 1700 mm de précipitations annuelles et présentent un couvert toujours vert durant tous les mois de l'année (Kouamé, 2010). Le secteur mésophile, d'une superficie totale de 89300 km², correspond aux forêts denses humides semi-décidues, caractérisées par une précipitation annuelle minimale de 1200 mm et un déficit hydrique annuel ne dépassant pas 600 mm. Une grande partie, allant jusqu'à la moitié des espèces du couvert forestier, perd ses feuilles pendant la saison sèche (Kouamé, 2010). Le secteur montagnard est constitué de la région de Man, avec le Mont Nimba culminant à 1750 m d'altitude. C'est l'endroit des plus hauts sommets de la Côte d'Ivoire avec une superficie totale de 3 224 km². Il est aussi l'unique centre de gradient de diversité floristique altitudinal. La forêt montagnarde doit sa particularité à la coexistence des taxons de forêts sempervirentes, de forêts semi-décidues et des prairies sommitales dans des biotopes rapprochés, en réponse au climat d'altitude et au substrat (Kouamé, 2010).

La région Soudanienne est composée d'un seul secteur qui est le secteur soudanien. Ce dernier couvre une superficie de 36150 Km² et se caractérise par la savane à *Burkea africana* Hook (Fabaceae), *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch. & Dalziel (Caesalpiniaceae), *Detarium microcarpum* Guill. & Perr (Caesalpiniaceae), *Entada abyssinica* A. Rich. (Mimosaceae) et *Mitragyna inermis* (Willd.) K. Schum. (Rubiaceae) (Kouamé, 2010).

La région de transition Guinéo-Congolaise/Soudanienne couvre une superficie de 129110 Km² et est constitué du secteur préforestier et du secteur sub-soudanien (Figure 12). Le secteur préforestier, encore appelé secteur de mosaïque de forêts et de savanes, s'étend sur une superficie totale de 37 150 km². Ce secteur se caractérise par une expansion de plusieurs îlots de forêt dense humide du type semi-décidu à *Chaetacme aristata* (Ulmaceae) dans une vaste étendue de savane guinéenne à *Hyparrhenia* spp. (Poaceae), *Andropogon* spp. (Poaceae) et *Imperata cylindrica* (L.) Raeusch (Poaceae). Le secteur sub-soudanien occupe une superficie de 91960 Km². Il se caractérise par quelques îlots de forêt dense tantôt humide à *Mimusops kummel* A. DC. (Sapotaceae) tantôt sèche à *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr. (Combretaceae) dans la savane où apparaissent quelques individus de *Burkea africana*, *Daniellia oliveri*, *Isoberlinia doka* Craib & Stapf (Caesalpiniaceae), *Parinari curatellifolia* Benth. (Chrysobalanaceae), *Vitellaria paradoxa* C. F. Gaertn. (Sapotaceae), etc. (Kouamé, 2010).

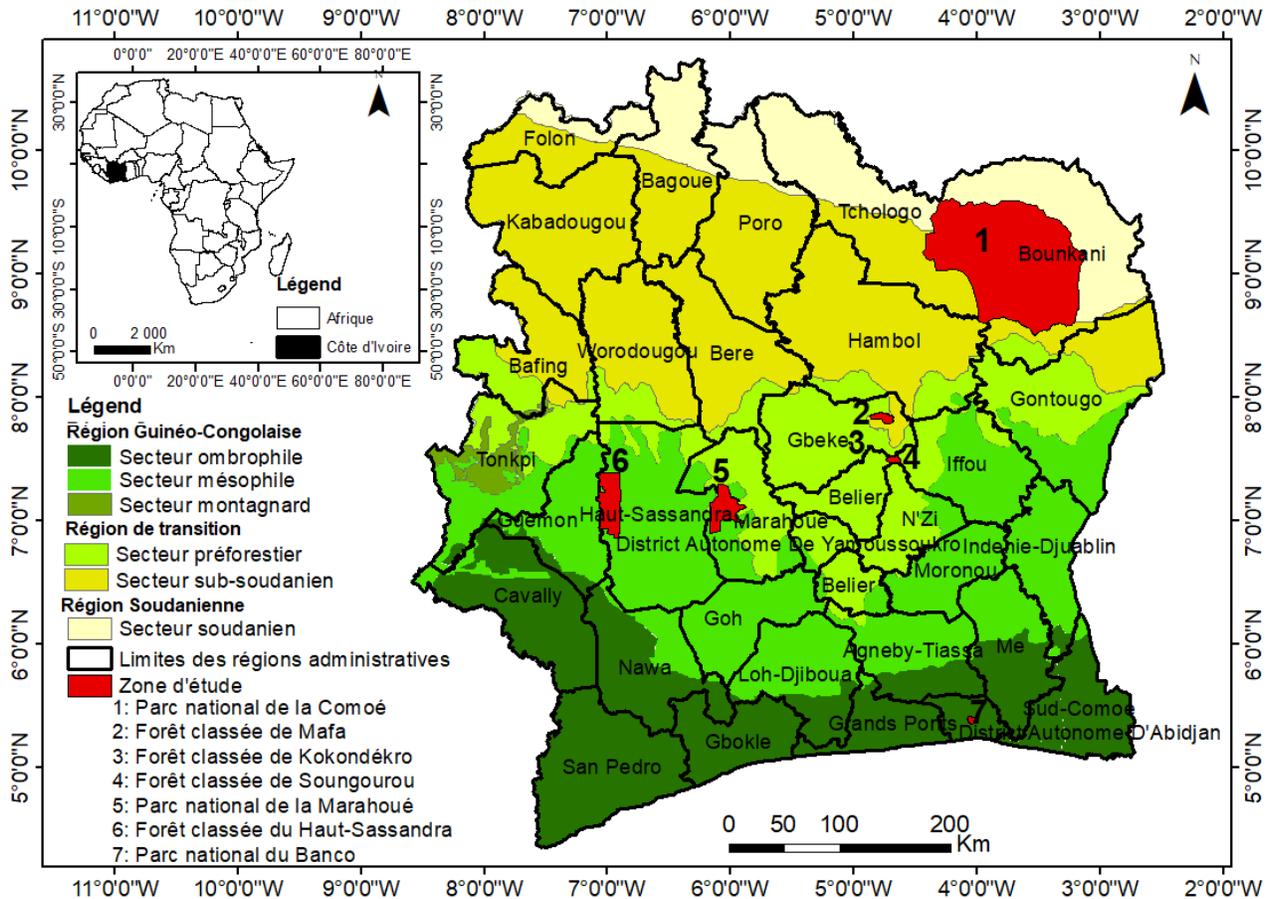


Figure 12 : Territoires phytogéographiques de Côte d'Ivoire (Kouamé, 2010 modifié)

PNC : Parc National de la Comoé, FCM : forêt classée de Mafa, FCK : forêt classée de Kokondékro, FCS : forêt classée de Soungourou, PNM : Parc National de la Marahoué, FCHS : forêt classée du Haut-Sassandra et PNB : Parc National du Banco.

5-1 Choix des zones d'étude

Nos travaux se sont déroulés dans les parcs nationaux de la Comoé, de la Marahoué et du Banco et dans les forêts classées du Haut-Sassandra, de Kokondékro, de Soungourou et de Mafa. Chacun de ces espaces domaniaux a vécu différemment la période des conflits selon leur situation géographique par rapport à la partition de la Côte d'Ivoire.

La zone de Bouaké, dans la partie non gouvernementale pendant les conflits (Figure 13), est la deuxième ville la plus peuplée de la Côte d'Ivoire après Abidjan. Cette zone renferme les forêts classées de Kokondékro, de Soungourou et de Mafa. La localité de Bouaké était la capitale des forces rebelles donc sans administration légale pendant la période de crises. L'absence d'administration légale pourrait engendrer une utilisation irrationnelle des ressources naturelles.

La zone forestière de l'Ouest de la Côte d'Ivoire a fortement subi une pression foncière (d'autochtones et d'allochtones) sujette à de nombreux conflits. Cette zone qui renferme le Parc National de la Marahoué et la forêt classée du Haut-Sassandra, est le front pionnier de la production du cacao, première richesse du pays. Depuis les années 80, le foncier est devenu problématique en Côte d'Ivoire plus particulièrement dans sa partie Ouest. La population dans cette partie du pays, en plus des autochtones, présente une importante proportion d'allochtones et d'allogènes du fait du potentiel agricole de la zone (CERAP, 2017). L'extension agricole entraînant une raréfaction de la ressource foncière a conduit les autochtones à renégocier les transactions foncières avec les allochtones ou les allogènes, irritant ainsi les relations sociales (Gouali Bi, 2012). Au déclenchement des conflits en 2002, avec le déplacement de certains autochtones, les terres sont restées aux mains des allogènes (Kouassi & N'Dri, 2016). Aussi, du fait de l'absence de l'administration de conservation pendant cette période (Figure 13), les populations ont infiltré les forêts domaniales (RAIDH, 2017).

La zone de Bouna située au Nord-Est en zone savanicole, renferme le Parc National de la Comoé, l'un des plus importants parcs nationaux du pays, déclaré réserve de la biosphère et site du patrimoine mondial de l'UNESCO depuis 1983. Même si cette zone n'a pas été une zone de combats armés entre belligérants comme les autres précédemment citées, le manque d'administration légale (Figure 13) dans cette localité a accru la menace sur cette zone refuge de biodiversité en termes de braconnage, de surpâturage, etc. En effet, avant les conflits le Parc National de la Comoé était soumise à des pressions anthropiques dont le braconnage et le surpâturage (PNUE, 2015). Pendant les conflits, le parc était pour plus des deux tiers de sa superficie sous l'autorité des forces rebelles, accentuant ainsi les pressions, conduisant à le déclarer en 2003 comme sites du patrimoine mondial en péril (PNUE, 2015).

La ville d'Abidjan, dans laquelle se trouve le Parc National du Banco, était la capitale de la zone gouvernementale pendant la période des conflits (Figure 13). La relative sécurité que présentait cette ville a drainé une importante population fuyant les zones de combats. Ainsi, entre 2002 et 2006 elle a vu sa population doublée. Cette rapide croissance démographique et non planifiée a radicalement accentué les problèmes environnementaux notamment la pollution de l'eau, l'élimination inadéquate des déchets dangereux et municipaux, et la dégradation importante des terres. La population déplacée à Abidjan, s'est installée pour une grande part dans des quartiers précaires aux alentours du Parc National du Banco. Cette installation illégale de populations aux

allentours du parc a entrainé une érosion et une inondation à l'intérieur de celui-ci (PNUE, 2015). Ces phénomènes d'érosion et d'inondation pourraient être des causes de modifications du couvert végétal.

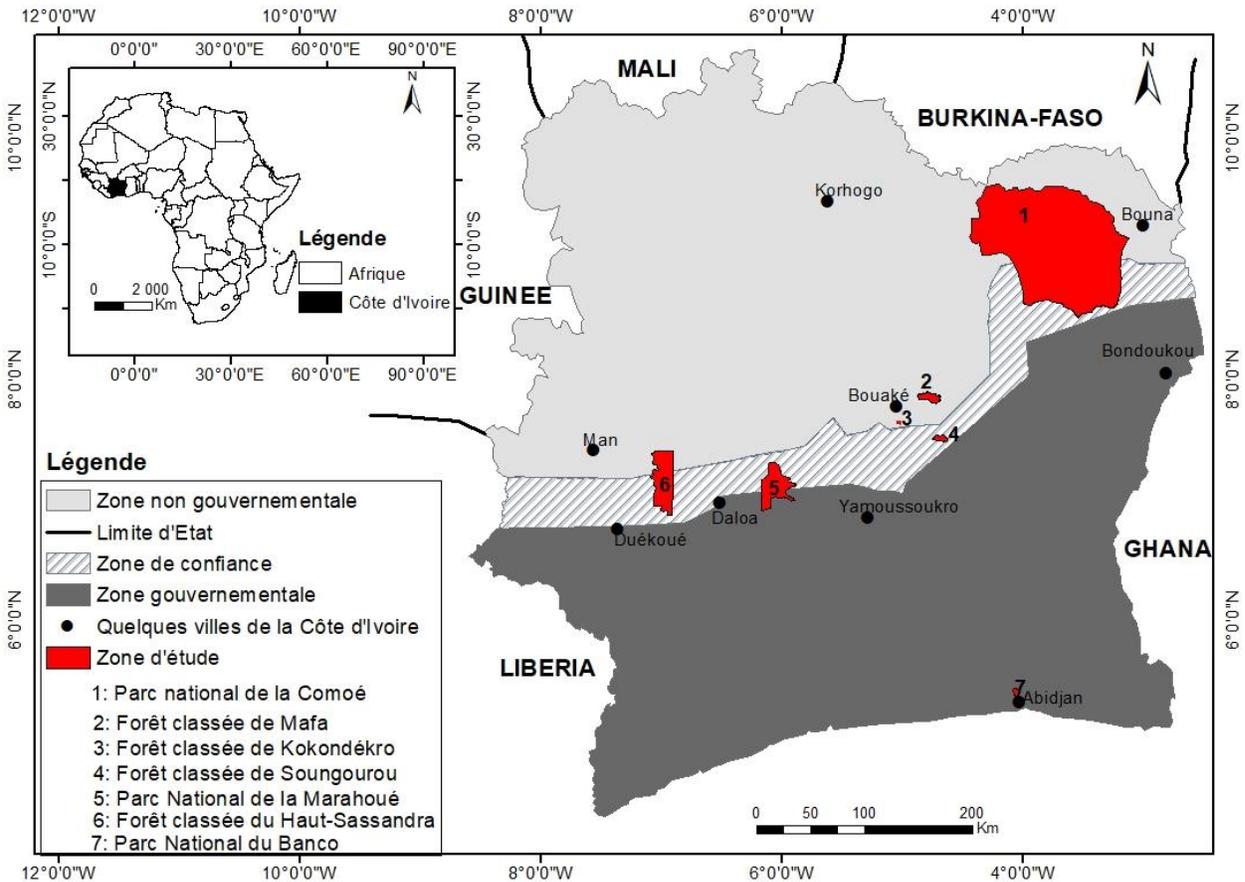


Figure 13 : Partition de la Côte d'Ivoire pendant la période de crises et situation des zones d'étude

5-2 Parc National de la Comoé

5-2-1 Situation géographique

Le Parc National de la Comoé (PNC), situé dans le Nord-Est de la Côte d'Ivoire, entre les latitudes 8°30' et 9°37' Nord et les longitudes 3°07' et 4°26' Ouest (Figure 14), constitue la plus grande aire naturelle protégée de l'Afrique de l'ouest. Il couvre une superficie totale d'environ 1150 000 hectares et se repartit sur les départements de Bouna et de Ferkessédougou. Sa plus grande superficie se trouve dans le département de Bouna soit 900 000 hectares et seulement 250 000 hectares se retrouvent dans le département de Ferkessédougou (Kouadio *et al.*, 2006).

Pendant la période de crises, le Nord du PNC était en zone sous contrôle des forces rebelles, tandis que le Sud (où est située notre zone d'étude) était dans la zone de confiance (Figure 13).

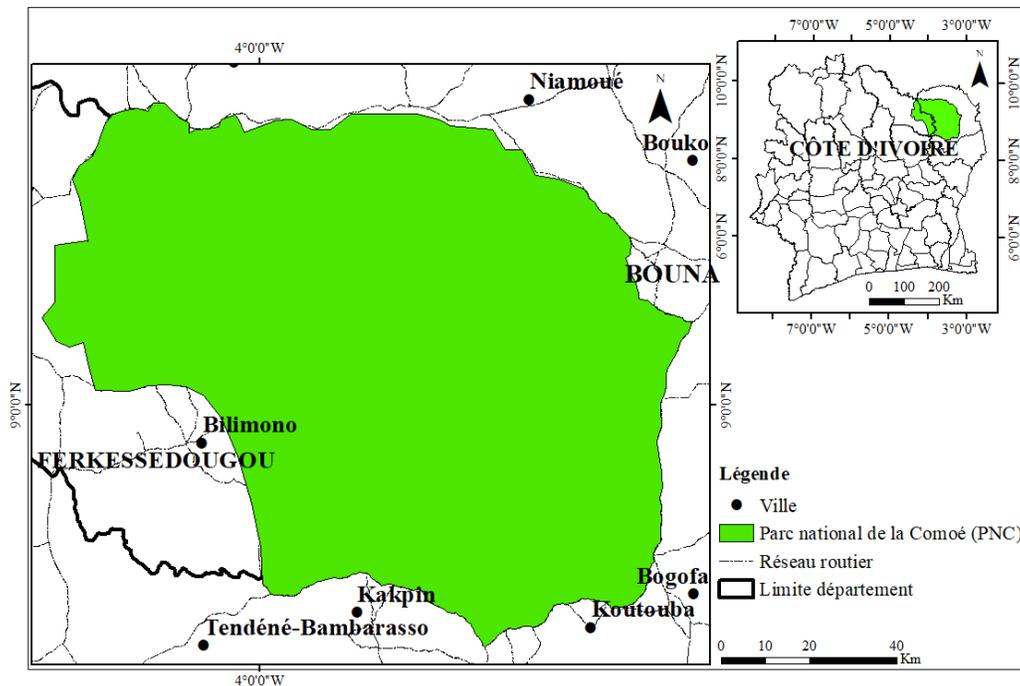


Figure 14 : Situation géographique du Parc National de la Comoé (PNC)

5-2-2 Hydrographie

Le système hydrographique du PNC est principalement constitué par le fleuve Comoé, l'un des plus grands fleuves du pays, dont la majorité des affluents parcourent la région. Pendant la saison sèche, le fleuve Comoé s'écoule faiblement et la plupart de ses affluents tarissent, conduisant à l'assèchement de nombreux points d'eau. Il s'agit, à l'intérieur du parc, de mares et rivières, telle que les rivières « Lola » et « Kongo » (Koulibaly, 2008).

5-2-3 Climat

Le climat qui prévaut sur l'ensemble du PNC est du type tropical subhumide. La partie Nord-Est est plus sèche avec un climat tropical subaride (soudanien). Le climat est caractérisé par un régime pluviométrique uni-modal (à une seule saison pluvieuse). Le diagramme ombrothermique réalisé sur 6 ans (2012 à 2017) présente deux principales saisons. La saison sèche s'étend de novembre à février et la saison pluvieuse de mars à octobre. La saison pluvieuse connaît une baisse des précipitations durant les mois de juillet et août (Figure 15). Les températures moyennes annuelles varient entre 26,11 °C et 27,48 °C et les température moyennes mensuelles

sont comprises entre 24,60 °C et 28,95 °C. Les précipitations moyennes mensuelles oscillent entre 0,68 mm et 148,97 mm.

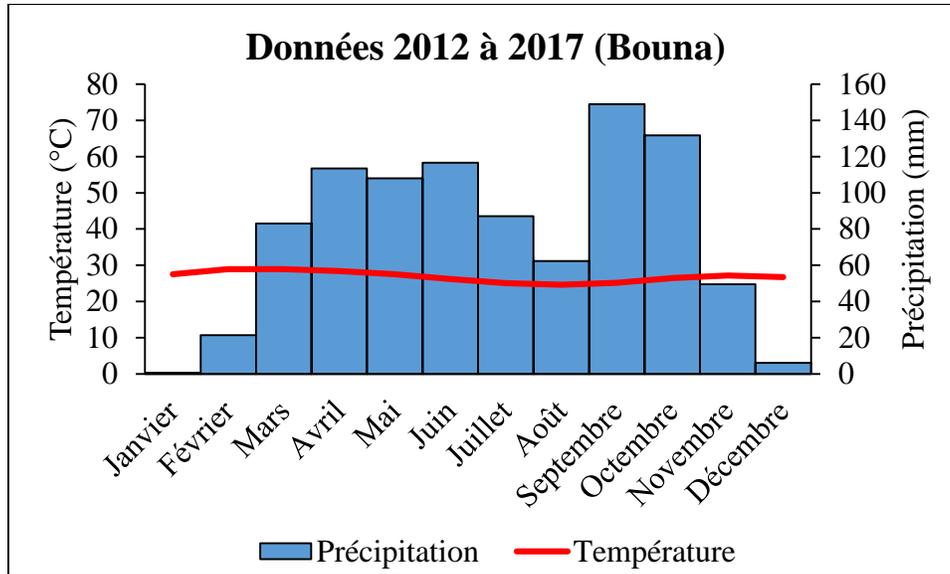


Figure 15 : Diagramme ombrothermique de la zone de Bouna de 2012 à 2017. Source des données : www.tutiempo.net

5-2-4 Sol et relief

Le PNC appartient à la région géophysique des « Plateaux du Nord », vaste pénéplaine d'une altitude moyenne de 300 mètres (Avenard, 1971). Cet ensemble de plateaux aplanis et mollement ondulés est localement dominé par quelques reliefs dont la morphologie est liée aux formations géologiques. La présence du fleuve Comoé est la cause d'une forte érosion dans la région. Les dénivellements sont faibles entre les hauts de versant et les zones de bas-fonds. Le Sud du PNC présente une élévation entre 200 à 300 m au-dessus du niveau de la mer (Arnould, 1961). Les sols des savanes sont en moyenne nettement plus profonds que les sols des îlots forestiers. Cependant, leur profondeur physiologique est limitée par un horizon argileux, situé en règle générale en dessous de 50 cm de profondeur. Les horizons supérieurs des sols de savanes se distinguent de ceux des îlots forestiers par leur faible taux d'argile (< 12 %). Le taux de sable dans les sols de savane atteint les plus grandes valeurs (68 %). La granulométrie la plus répandue des horizons supérieurs est donc le sable moyennement à fortement limoneux. Il s'agit là d'alluvions et de colluvions provenant de cours d'eau éphémères et des buttes de cuirasses latéritiques, mais très probablement aussi de sables fins et de limons d'origine éolienne, transportés par l'harmattan

en provenance des régions septentrionales plus sèches (Kersting, 2005). Contrairement aux savanes, les sols des îlots forestiers sont peu profonds car ils sont tous développés sur des cuirasses latéritiques. La granulométrie la plus répandue est le limon fortement sableux. Là aussi une origine éolienne ne peut être exclue. Le pH est supérieur à celui des sols des savanes (pH 6,65 contre 5,3). Contrairement à ces derniers, les sols des îlots forestiers possèdent une litière, ainsi qu'une plus grande concentration de substances organiques sur l'ensemble du profil (Kersting, 2005).

5-2-5 Végétation

Le PNC s'étend sur deux régions phytogéographiques, soudanienne et soudano-zambézienne (Figure 12). Il appartient pour sa plus grande partie (Nord et Est) au secteur soudanien de la région soudano-zambézienne et le reste étant dans le secteur sub-soudanien (Kouamé, 2010 ; Guillaumet & Adjanooun, 1971) (Figure 12). Le secteur soudanien est caractérisé par les forêts claires et les savanes. Le secteur sub-soudanien renferme des îlots de forêts denses sèches, plus ou moins importants, surtout dans sa partie Sud au contact avec le domaine guinéen et les forêts semi-décidues du secteur préforestier (Kouamé, 2010). Ainsi, le PNC présente des savanes de différents types, en fonction de la densité du peuplement arborescent, que l'on répartit suivant la classification africaine des végétations tropicales (Trochain, 1957) en savane herbeuse, arbustive, arborée et boisée.

5-2-6 Population riveraine

La population riveraine du Parc National de la Comoé est essentiellement composée d'autochtones Lobi, Malinké et Koulango et d'allogènes Burkinabés et Maliens. Du fait des conditions agro-climatiques difficiles qui a entraîné un exode massif des populations au cours des années 60 vers les zones de forêts denses du Sud de la Côte d'Ivoire en faveur des cultures pérennes de café et de cacao, le département de Bouna est resté très peu peuplé pendant longtemps. Ainsi en 1975, la densité de la population était estimée à 2 habitants/km² (Kouadio *et al.*, 2006). Avec un taux d'accroissement annuel estimé à 1,29 % entre 1998 et 2014, la population est passée de 94004 à 114625 habitants (STPCT, 2014).

L'agriculture constitue la principale source de revenu des populations et occupe plus de 90 % de la population active. Elle est dominée par les exploitations familiales de type traditionnel. Il s'agit de l'agriculture itinérante utilisant les outils archaïques et les feux pour le défrichement des parcelles. Les surfaces cultivées annuellement par exploitation varient en moyenne entre 0,77

hectares et 2,6 hectares (Kouadio *et al.*, 2006). Cette agriculture est dominée par les cultures vivrières dont l'igname qui occupe la première place, car supportant mieux les irrégularités interannuelles des précipitations dans la région que les autres cultures. Par ailleurs, si l'introduction de la culture du coton dans la région fut un échec du fait des basses précipitations, la culture de l'anacarde aujourd'hui suscite beaucoup d'espoir pour les populations. Hormis l'aménagement des bas-fonds pour la riziculture, les techniques et pratiques culturales sont restées dans toute la région très rudimentaires et extensives. Ces techniques culturales peuvent avoir des conséquences agro-écologiques graves, contraignant les paysans à migrer vers des terres vierges, d'où un danger pour les aires protégées notamment le Parc National de Comoé (Kouadio *et al.*, 2006).

Les populations ne sont pas traditionnellement éleveurs de zébus du fait des conditions du milieu favorable au développement de la mouche tsé-tsé vecteur de la trypanosomiase. Cependant, la zone est soumise à des transhumances de troupeaux conduits par des éleveurs peuhls. Ces passages périodiques des troupeaux causent souvent des dégâts aux cultures et sont à l'origine de conflits parfois sanglants entre les peuhls et les populations autochtones agriculteurs (Kouadio *et al.*, 2006). La chasse officiellement interdits dans les aires protégées constitue une activité qui menace la faune du Parc National de la Comoé. En effet, la chasse, pratiquée par les autochtones lobi et les allogènes burkinabés et malien ne répond plus seulement aux besoins des populations riveraines en protéines animales mais constitue une activité économique (Kouadio *et al.*, 2006).

5-3 Forêts classées de Mafa, de Soungourou et de Kokondékro

5-3-1 Situation géographique

La forêt classée de Kokondékro (FCK) est située entre 7°36' et 7°39' de latitude Nord et entre 4°58 et 5°05' de longitude Ouest. Elle couvre une superficie de 1005 hectares. La FCK est une forêt urbaine située dans la commune de Bouaké, Sous-Préfecture et Département du même nom, au Centre de la Côte d'Ivoire (Figure 16). Cette forêt est constituée de deux massifs, le massif Est avec 548 ha est localisé en bordure de la piste Bouaké-Gare-Kan à 6 km au Sud-Est de Bouaké et le massif Ouest de 457 ha, en bordure de la voie bitumée Bouaké-Yamoussoukro à 5 km au Sud de Bouaké.

La forêt classée de Mafa (FCM) située entre 7°51' de latitude Nord et 4°46' de longitude Ouest, avec une superficie de 13050 ha a été créée en 1942 et se trouve dans le département de Bouaké, à environ 10 Km au Nord-Est de la ville de Bouaké. La FCM tient son nom de la rivière Mafa qui constitue sa limite Est (Figure 16).

La forêt classée de Soungourou (FCS) située entre 7°30' de latitude Nord et 4°40' de longitude Ouest a été créée en 1943 avec une superficie 7100 ha. Cette forêt est à cheval sur les départements de Didievi et de M'Bahiakro, au Centre de la Côte d'Ivoire (Figure 16).

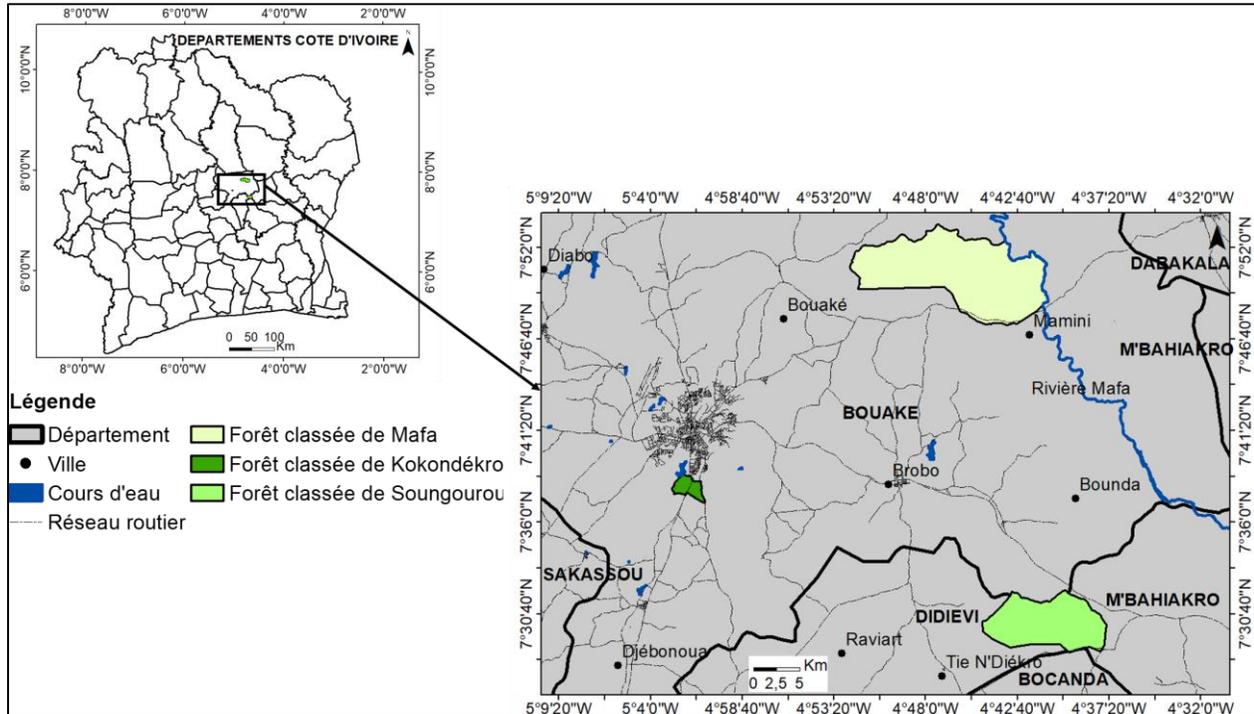


Figure 16 : Situation géographique des forêts classées de Kokondékro, Mafa et Soungourou en Côte d'Ivoire.

5-3-2 Hydrographie

Le réseau hydraulique est de type saisonnier. Il est constitué de quelques marigots faisant partie du bassin du fleuve N'zi concernant la FCK et du fleuve Mafa pour la FCM.

5-3-3 Climat

Le climat est du type équatorial de transition (Baouléen), type qui caractérise la zone de passage progressif d'un climat subéquatorial à quatre saisons au Sud à un climat tropical à deux saisons au Nord. Les données de la station météorologique de Bouaké sur la période 2015-2017, présente un climat à quatre (4) saisons :

- une grande saison sèche de novembre à février ;
- une grande saison des pluies de mars à juin ;
- une petite saison sèche en juillet ;
- une petite saison des pluies d'août à octobre.

Les températures moyennes mensuelles sur la période 2015-2017, varient de 24,20 °C (en août) à 29,33 °C (en février). Les précipitations moyennes mensuelles sont comprises entre 0,25 mm (en janvier) et 235,37 mm (septembre) (Figure 17).

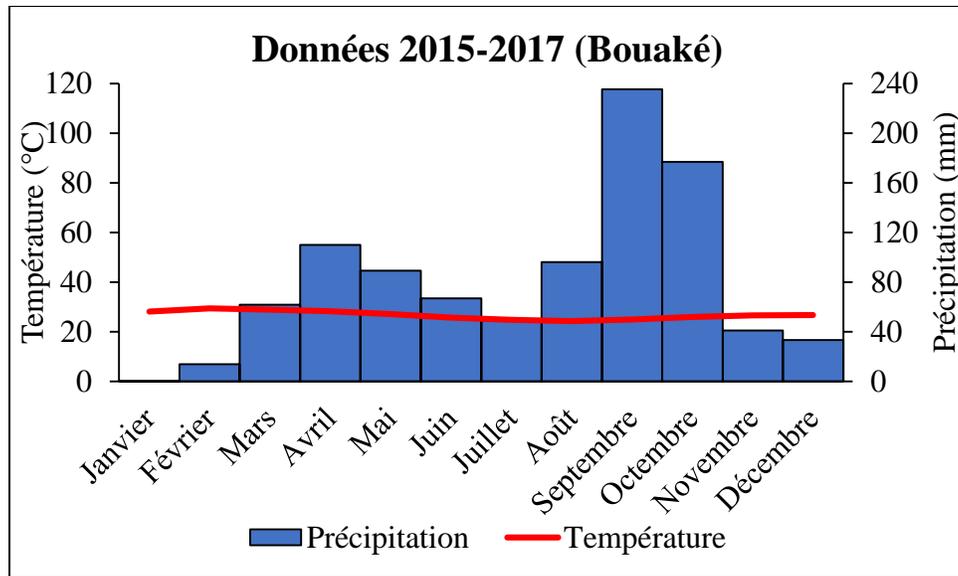


Figure 17 : Diagramme ombrothermique de la région de Bouaké de 2015 à 2017. Source des données : www.tutiempo.net

5-3-4 Sol et relief

Le sous-sol est de formation très ancienne (antécambrien), constitué par des roches éruptives acides, composées de granites calco-alcalins qui apparaissent en surface sous forme de seuils ou quelquefois de petits dômes (Avenard, 1971). La désagrégation physico-chimique de ces roches mères a donné des sols caractéristiques :

- Sols ferralitiques moyennement désaturés, remaniés sur schistes et granites et comportant localement de la latérite ;
- sols hydromorphes, rencontrés au niveau des bas-fonds.

Le relief est une pénéplaine, légèrement ondulée sans accidents notables. L'altitude moyenne est d'environ 280 m (Avenard, 1971).

5-3-5 Végétation

Les forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa se trouvent dans la région phytogéographique de transition Guinéo-congolaise à Soudano-zambienne. Les FCK et FCS se trouvent dans le secteur préforestier tandis que la FCM se trouve dans le secteur sub-Soudanien

(Figure 12). Ces forêts classées sont caractérisées par une savane arborée et/ou arbustive avec quelques îlots de forêts denses sèches et de forêts galeries. La composition floristique des îlots forestiers est proche de celle des forêts semi-décidues caractérisées par les grands arbres et par l'abondance des essences telles que : *Antiaris toxicaria* Lesch. (Moraceae), *Azelia africana* Pers. (Caesalpinaceae), *Ceiba pentadra* (L.) Gaertn. (Bombacaceae), *Milicia excelsa* (Welw.) C. C. Berg (Moraceae), *Khaya senegalensis* (Desr.) A. Juss. (Meliaceae), *Khaya grandifoliola* C.DC. (Meliaceae), *Spondias mombin* L. (Anacardiaceae), *Parkia biglobosa* (Jacq.) G. Don (Mimosaceae) (Guillaumet & Adjanohoun, 1971). La strate inférieure est dominée par *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King & H. Rob. (Asteraceae). A part les forêts denses sèches et galeries, le reste de la végétation est constituée de peuplement de Teck, de Cassia et de Gmélina. Avant la conversion des formations naturelles en plantation de Teck, les différentes forêts classées étaient occupées à majorité par les savanes.

5-3-6 Population riveraine

La population dans les départements de Bouaké, M'Bahiakro et de Didiévi est constitué d'autochtones baoulé. A ces derniers s'ajoutent une forte communauté de ressortissant des pays de la CEDEAO surtout dans la ville de Bouaké et des communautés ivoiriennes venant des autres régions de la Côte d'Ivoire. Du fait des conditions agro-climatiques difficiles dans le Centre de la Côte d'Ivoire, l'on assiste à un exode de la population rurale vers les zones forestières de l'Ouest ou vers les grands centres urbains comme les villes d'Abidjan et de Bouaké. La population dans ces trois départements est passée de 642127 en 1998 à 854161 en 2014 ((STPCT, 2014).

La majeure partie de la population pratique l'agriculture. Cette agriculture est dominée par les cultures vivrières (agriculture de subsistance) réalisées sur des exploitations agricoles de petites tailles. Les surfaces cultivées annuellement par exploitation sont en moyenne de 1 à 2 hectares dont parfois 0,5 ha en café ou cacao dans les anciens îlots forestiers. En plus de leur faible superficie, ces exploitations sont caractérisées par l'absence d'intensification avec persistance de la culture itinérante sur brûlis (AIP, 2013).

En tête d'assolement pour les vivriers vient généralement l'igname, principale plante alimentaire pour la région et source importante de revenus. Il est associé en mélange diffus au maïs, à l'arachide, et à des légumes. En deuxième et troisième année, viennent le manioc et le maïs, toujours mélangés à l'arachide et à quelques légumes. La riziculture pluviale reste fortement soumise aux aléas de la pluviométrie. Cependant, les bas-fonds peuvent difficilement être

aménagés pour la riziculture irriguée à cause du manque de ressource en eau. Autour de quelques retenues existantes ou dans les galeries forestières à proximité de point d'eau, les cultures maraichères sont entreprises (surtout dans la FCK) pour l'approvisionnement de la ville de Bouaké. Culture de rente adaptée aux zones de savane, le coton a connu un relatif développement, malgré certaines réticences en pays baoulé. L'anacardier est apparu récemment dans la région comme une culture de rente. L'anacardier est une espèce à caractère très rustique mise en place par semis direct dans les cultures d'igname (AIP, 2013).

5-4 Parc National de la Marahoué et forêt classée du Haut-Sassandra

5-4-1 Situation géographique

Le Parc National de la Marahoué (PNM) et la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) sont situés au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. Le PNM, créé en 1968, se trouve à environ 387 kilomètres au Nord-Ouest d'Abidjan, sur l'axe routier Bouaflé-Daloa. Il couvre une surface totale de 101000 ha et s'inscrit dans un quadrilatère délimité par les longitudes 5°42' et 6°10' Ouest et les latitudes 6°52' et 7°19' Nord. Au niveau administratif, cette aire est à cheval sur deux régions (la Marahoué et le Haut Sassandra), trois départements (Bouaflé, Zuénoula et Daloa) et quatre Sous-préfectures (Bouaflé, Bonon, Zuénoula et Bédiala) (N'da, 2008) (Figure 18).

La FCHS créée en 1974, est située à environ 60 km à l'Ouest de la ville de Daloa, entre 6°51' et 7°24' de latitude Nord et 6°59' et 7°10' de longitude Ouest. Elle couvre une superficie de 102400 ha (SODEFOR, 1994) et est à cheval sur la région du Haut-Sassandra à l'Est et la région du Tonpki à l'Ouest. Les départements qui se partagent cette forêt classée sont : Vavoua au Nord-Est, Daloa au Sud-Est, Man au Nord-Ouest, Bangolo au Centre-Ouest et Duékoué au Sud-Ouest (Figure 18).

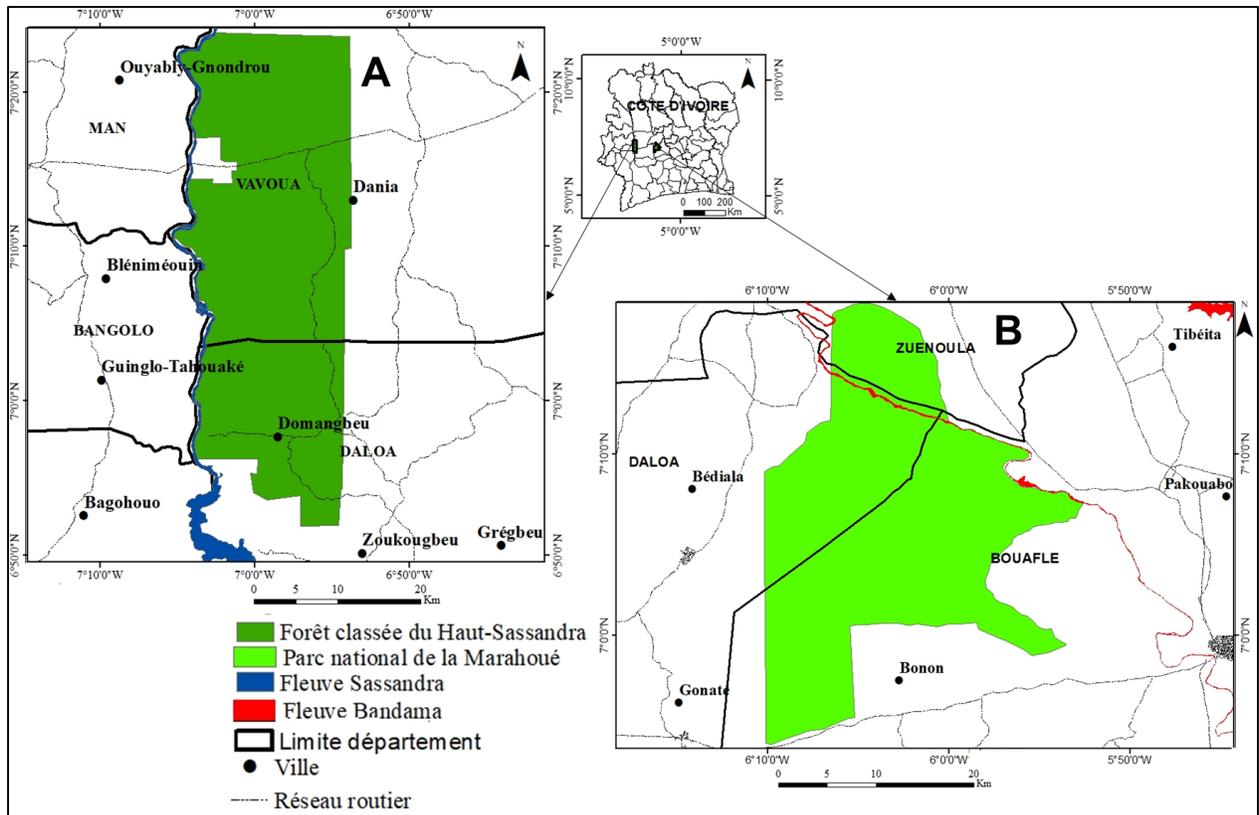


Figure 18 : Situation géographique de la forêt classée du Haut-Sassandra (A) et du Parc National de la Marahoué (B).

5-4-2 Hydrographie

Le réseau hydrographique dans le PNM est essentiellement constitué du fleuve Bandama et de plusieurs rivières non permanentes (tarissent en saison sèche) ainsi que de nombreux marigots (N'da, 2008). La FCCHS est sous l'influence directe du fleuve Sassandra et de ses affluents. Quelques petites mares temporaires sont aperçues dans sa partie centrale (Girard *et al.*, 1971). Certaines ont pour sites les cuirasses latéritiques (bowé ou bowals) qui affleurent par endroit ; d'autres occupent les dépressions des anciens parcs à bois (Kouamé, 1998).

5-4-3 Climat

La zone de Daloa est marquée par un climat humide à deux saisons dont une saison de pluie et une saison sèche (Figure 19). Elle appartient à la zone climatique de type équatorial de transition atténué (climat baouléen). Les données climatiques sur six (6) ans, de 2012 à 2017, présentent une saison pluvieuse de février à novembre et une saison sèche de décembre à janvier. Les températures moyennes mensuelles sur cette période oscillent entre 24,95 °C (en août) et 28,17 °C (en février).

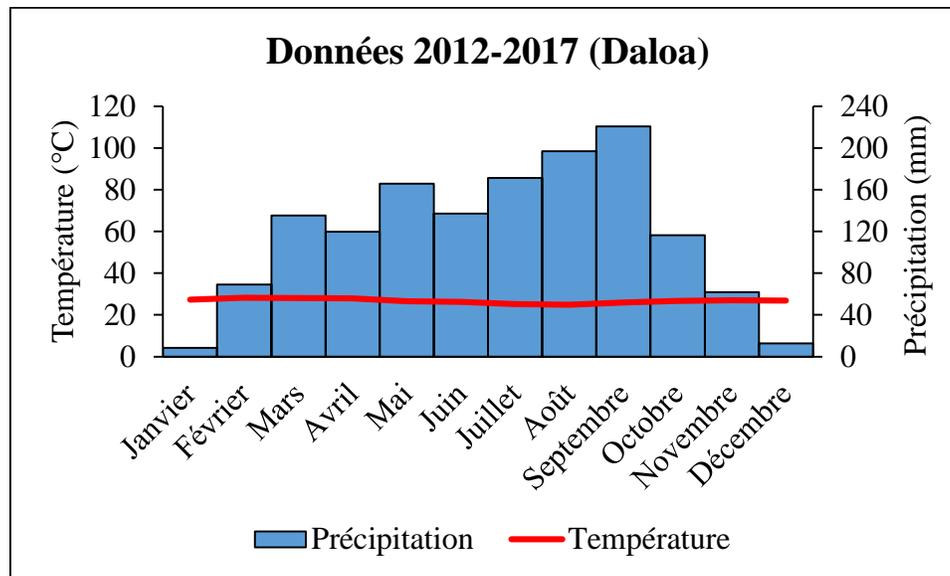


Figure 19 : Diagramme ombrothermique de la zone de Daloa de 2012 à 2017 (Source des données : www.tutiempo.net).

5-4-4 Sol et relief

Selon Perraud (1971), les sols du PNM sont essentiellement du type ferrallitique remanié et moyennement désaturé. Suivant le degré de désaturation, de l'existence d'un horizon à éléments grossiers, d'éventuel rajeunissement et d'induration ou tendance à l'hydromorphie, plusieurs groupes de sols se distinguent. Le relief du PNM est peu accidenté et est constitué de plateaux et de plaines. L'altitude moyenne y est de 250 m. Les zones les plus basses avec une altitude de 160 m, se localisent autour du fleuve Bandama, tandis que les plus fortes altitudes entre 260 m et 360 m sont identifiées à l'Ouest du parc. Le Nord du PNM présente quelques collines de roches vertes. La FCHS appartient à la région des glacis de l'Ouest ivoirien (Avenard, 1971). Des glacis aplanis indifféremment établis sur schistes ou sur granites s'abaissent de 300 vers 200 m d'altitude et s'étendent sur la majeure partie de cette forêt. Le sol appartient également au groupe des sols ferrallitiques remaniés (Perraud & De La Souchère, 1970). En effet, le Nord-Est et le Centre-Est de la FCHS sont occupés par des granites fortement désaturés, appartenant au sous-groupe modal à faciès induré. Des schistes moyennement désaturés, du sous-groupe induré, occupent le Nord-Ouest tandis que toute la partie centrale est le domaine des granites moyennement désaturés, du sous-groupe des sols faiblement rajeunis. Le Sud-Est s'étend sur des granites moyennement désaturés du sous-groupe modal-faciès, avec recouvrement, alors que le Sud-Est est occupé par des granites moyennement désaturés du sous-groupe modal (Kouamé, 1998).

5-4-5 Végétation

Le PNM et la FCHS appartiennent au secteur mésophile de la région Guinéo-Congolaise (Figure 13). Le PNM se compose de mosaïque d'environ 2/3 de forêt semi-décidue sèche, et de 1/3 de savane. Le PNM est le seul parmi les aires protégées de Côte d'Ivoire et même d'Afrique de l'Ouest, à rassembler en son sein la forêt semi-décidue sèche, la forêt galerie et la savane (C.I. & MINEFOR, 2001). La forêt semi-décidue sèche se rencontre dans l'Ouest du parc. Elle est caractérisée par l'absence de haute canopée fermée. Les espèces caractéristiques de cette forêt sont *Celtis spp.* (Ulmaceae), *Triplochiton scleroxylon* K. Schum. (Sterculiaceae), *Aubrevillea kerstingii* (Harms) Pellegr. (Mimosaceae) et *Khaya grandifoliola* (Meliaceae). On note également des espèces d'arbres de grandes tailles telles que : *Antiaris toxicaria* Lesch. (Moraceae), *Ceiba pentandra* (Bombacaceae), *Celtis mildbraedii* Engl. (Ulmaceae), *Cola gigantea* A. Chev. (Sterculiaceae), *Guibourtia ehie* (A. Chev.) J. Léonard (Fabaceae), *Holoptelea grandis* (Hutch.) Mildbr. (Ulmaceae), *Milicia excelsa*, *Nesogordonia papaverifera* (A. Chev.) N. Hallé (Sterculiaceae), et *Piptadeniastrum africanum* (Hook. f.) Brenan (Mimosaceae) (Guillaumet & Adjanohoun, 1971). La forêt galerie du PNM se rencontre le long du fleuve Bandama et des rivières. Le long des rivières, cette forêt est généralement constituée de bandes étroites à canopée fermée, tandis que le long du fleuve cette forêt est beaucoup plus profonde et caractérisée par les espèces telles que *Dialium guineense* Willd. (Caesalpiniaceae), *Dracaena arborea* (Willd.) Link (Dracaenaceae), *Drypetes floribunda* (Müll. Arg.) Hutch (Euphorbiaceae), *Lasiodiscus chevalieri* Hutch. (Tiliaceae), *Synsepalum brevipes* (Baker) (Sapotaceae) et *Rinorea kibbiensis* Chipp (Violaceae) (C.I. & MINEFOR, 2001). Les savanes du PNM se rencontrent dans le Nord et le Nord-Est. Les espèces dominantes de ces savanes sont *Lophira lanceolata* (Ochnaceae) et *Borassus aethiopum* (Arecaceae). En plus de ces deux espèces, les espèces les plus rencontrées dans cette formation végétale sont : *Annona senegalensis* Pers (Annonaceae), *Piliostigma thonningii* (Schumach.) Milne-Redh. (Caesalpiniaceae), *Bridelia ferruginea* Benth. (Euphorbiaceae), *Crossopteryx febrifuga* (G. Don) Benth. (Rubiaceae), *Ficus platyphylla* Delile (Moraceae) et *Pericopsis laxiflora* (Benth.) Meeuwen (Fabaceae) (N'da, 2008).

La FCHS appartient essentiellement, à la zone de forêt dense humide semi-décidue à *Celtis spp.* et *Triplochiton scleroxylon* (Monnier, 1983). Sa partie Nord est une zone de transition entre la zone de forêt dense humide semi-décidue à *Celtis spp.* et *Triplochiton scleroxylon* et celle de forêt dense humide semi-décidue à *Aubrevillea kerstingii* et *Khaya grandifoliola*, avec cinq îlots de savane

arbustive et arborée à *Panicum phragmitoides* Stapf au Nord-Ouest. Sa partie Centrale est parsemée, d'Est en Ouest, de nombreux groupements sur rochers granitiques découverts et de quelques groupements sur cuirasses latéritiques dénudées. La partie Sud appartient à la zone de forêt dense humide semi-décidue, à *Celtis spp.* et *Triplochiton scleroxylon* typique de Monnier (1983). Des hydrophytes tels que *Chloris robusta* Stapf (Poaceae), *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae), *Pistia stratiotes* L. (Araceae) et *Polygonum salicifolium* R. Br. (Polygonaceae) sont rencontrés sur le fleuve Sassandra. Sur les berges de ce fleuve se trouvent des espèces caractéristiques telles que : *Ancistrocladus abbreviatus* Airy Shaw (Ancistrocladaceae), *Cola laurifolia* Mast (Sterculiaceae), *Parinari congensis* Didr. (Chrysobalanaceae), *Salacia stuhlmanniana* Loes (Hippocrateaceae), *Pterocarpus santalinoides* DC (Fabaceae).

5-4-6 Population riveraine

Les populations riveraines du PNM et de la FCHS sont constituées d'autochtones, d'allochtones et d'allogènes. Les autochtones sont essentiellement constitués de Gouro des sous-prefecture de Bédiala, Bonon, Bouaflé et Zuénoula pour ce qui est du PNM et de Gouro, Kouya, Niédéboua, Niaboua, Guéré et Wobé en ce qui concerne la FCHS. Autour du PNM, les populations allochtones sont représentées par les Baoulés, Sénoufo et Tagbana. Autour de la FCHS se rencontrent également les Baoulés et les Sénoufos mais aussi les Agnis, les Malinkés et les Wan. La population allogène jouxtant ces deux espaces domaniaux est essentiellement constituée de Burkinabés (N'Da, 2008). Ces différentes populations, essentiellement rurale, ont pour activité principale l'agriculture et participe pour une grande part à la production agricole nationale avec une importante production de cultures industrielles tels que le café, le cacao et le coton, ainsi qu'une importante production de cultures vivrières tels que la banane plantain, le manioc et le maïs (N'Da, 2008). Au niveau de la FCHS, une population déplacée constituée de paysans ivoiriens et non ivoiriens qui, ayant perdu leurs plantations recouvertes par les eaux du barrage hydroélectrique de Buyo ont été réinstallés dans une enclave de 3000 ha nommée "V12", délimitée dans le Sud-Ouest de la forêt classée du Haut-Sassandra par décret gouvernemental. A cette enclave s'est ajouté, le campement baoulé d'Amanikouadiokro (150 ha) créée en 1989 au Sud-Est et enfin Gbeubli (2167 ha), village Niédéboua localisé au Nord-Ouest (SODEFOR, 1996).

5-5 Parc National du Banco

5-5-1 Situation géographique

Le Parc National du Banco (PNB) a été créé par Décret le 31 octobre 1953. Il s'étend sur une superficie de 3 474 ha et se situe entre 5°23' de latitude Nord et 4°03' de longitude Ouest. Il se trouve au sein de la ville d'Abidjan entre les communes d'Abobo, d'Adjamé et de Yopougon (Figure 20).

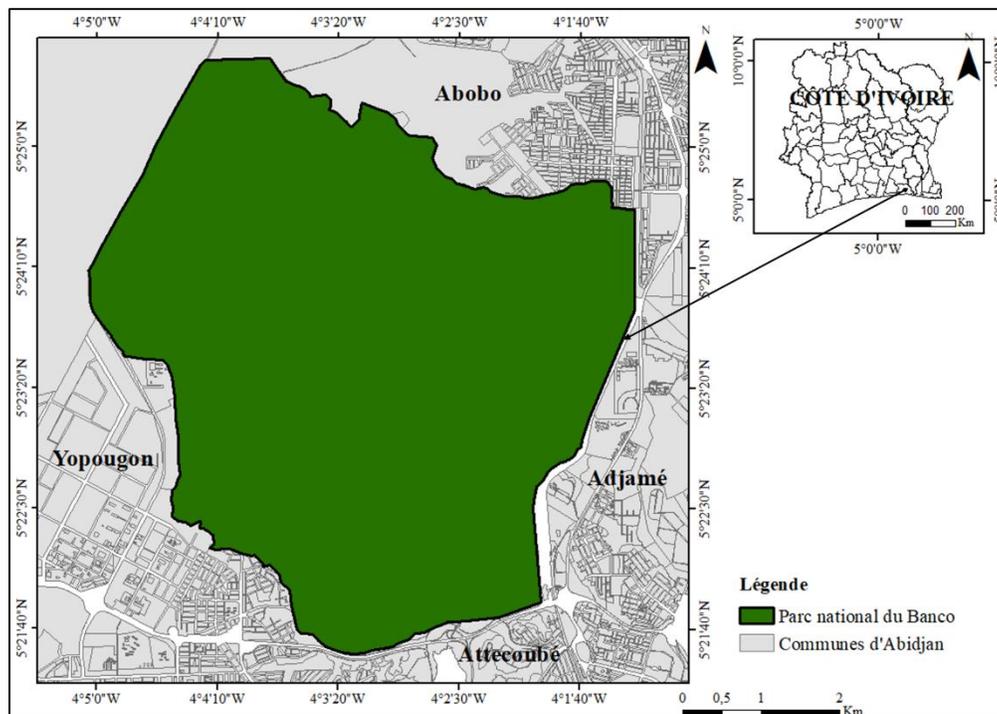


Figure 20 : Situation géographique du Parc National du Banco

5-5-2 Hydrographie

Le réseau hydrographique est essentiellement composé de la rivière Banco (N'Guessan, 2013). Cette rivière est alimentée par des nappes souterraines liées aux infiltrations des eaux de pluie sous le couvert forestier.

5-5-3 Climat

La ville d'Abidjan dans laquelle se trouve le PNB est caractérisée par un climat de type subéquatorial (climat attién), chaud et humide. La zone d'Abidjan présente un climat à quatre (4) saisons. Les données climatiques sur la période 2012-2017 présentent le mois d'août comme le moins chaud avec une température moyenne de 24,65 °C et le mois d'avril comme le plus chaud

avec une température moyenne de 28,53 °C. Le PNB est une forêt très arrosée. Le pic pluviométrique est obtenu pendant le mois de juin avec une valeur moyenne de 448,78 mm pour la période 2012-2017. La courbe ombrothermique présente quatre saisons, deux pluvieuses et deux sèches. La grande saison des pluies part de mars à juillet et la petite d'octobre à décembre. La période 2012-2017 présente une grande saison sèche de deux (2) mois (août et septembre) (Figure 21).

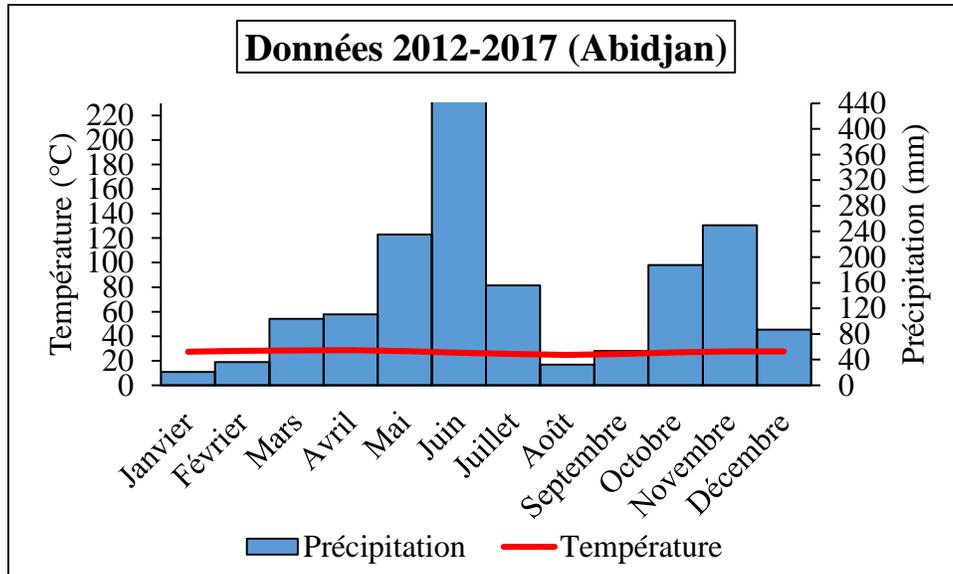


Figure 21 : Diagramme ombrothermique de la zone d'Abidjan de 2012 à 2017. Source des données : www.tutiempo.net

5-5-4 Sol et relief

Le relief du Parc National du Banco est dominé par un ensemble de bas plateaux, d'une altitude comprise entre 50 et 100 m, traversés par des vallonnements successifs à pentes très marquées, orientés du Nord au Sud (N'Guessan, 2013). Les sols sont formés de dépôts détritiques, non fossilifères, dans lesquels apparaissent des lentilles d'argile et quelques éléments grossiers (fragments de grès ferrugineux). Ces sols ont une fertilité très moyenne du fait de leur texture qui réduit sensiblement les réserves en eau des horizons de surface. Ils sont de trois types, ce sont les sols sableux, les sols drainés et les sols marécageux (Da, 1992). Leur profil, très simple, comprend deux horizons : l'horizon A, constitué par une litière très mince et l'horizon B, fait de sables tertiaires atteignant facilement 1m d'épaisseur. Ces sols sont fortement lessivés (Memel *et al.*, 2009).

5-5-5 Végétation

Le PNB est une forêt dense ombrophile sempervirente dont les plus fréquentes espèces végétales sont *Turraeanthus africanus* (C. DC.) Pellegr. (Meliaceae) et *Heisteria parvifolia* Sm. (Olacaceae) (Da, 1992). De grands arbres sont fréquemment rencontrés. Ce sont : *Khaya ivorensis* A. Chev (Meliaceae), *Carapa procera* DC. (Meliaceae), *Piptadeniastrum africanum*, *Lophira alata* C. F. Gaertn. (Ochnaceae) (Da, 192). On y trouve également d'autres formes de végétaux dans des proportions élevées dont des arbustes. Parmi ces arbustes on peut citer *Argocoffeopsis afzelii* (Hiern) Robbr. (Rubiaceae), *Macaranga beillei* Prain (Euphorbiaceae), *Monodora myristica* (Gaertn.) Dunal (Annonaceae). Memel *et al.* (2009) avaient identifié des lianes dont l'espèce *Laccosperma laeve* (G. Mann & H. Wendl.) H. Wendl. (Arecaceae), des herbacées dont *Palisota hirsuta* (Thunb.) K. Schum. (Commelinaceae) et *Geophila obvallata* (Schumach.) Didr (Rubiaceae) et des épiphytes dont *Platyserium stemaria* (Polypodiaceae) et *Raphidophora africana* (Arecaceae).

La végétation du PNB est représentée par deux types de milieux à savoir, les milieux anthropisés et les milieux non anthropisés. Les milieux naturels sont représentés essentiellement par les forêts secondaires, les formations marécageuses. Dans ces zones hydromorphes, on y rencontre des espèces caractéristiques telles que *Raphia hookeri* G. Mann & H. Wendl (Arecaceae) dans la strate supérieure. Dans la seconde strate, les espèces dominantes sont : *Alchornea cordifolia* (Schumach. & Thonn.) Müll. Arg. (Euphorbiaceae), *Palisota hirsuta* (Thunb.) K. Schum (Cmmelinaceae) et *Nephrolepis biserrata* (Sw.) Schott (Nephrolepidaceae) (Da, 1992). Les forêts secondaires au sein du PNB résultent de l'anthropisation des écosystèmes forestiers provoquée par les activités humaines (construction de voie, exploitation forestière, coupe de bois et d'arbustes pour usage traditionnel, utilisation des feux, culture). Les espèces caractéristiques de ces types de milieux sont héliophiles. Ce sont *Macaranga barteri* Müll. Arg. (Euphorbiaceae), *Trema orientalis* (L.) Blume (Ulmaceae), *Chromolaena odorata* (L.) R. M. King & H. Rob. (Asteraceae), *Solanum rugosum* Dunal (Solanaceae), *Musanga cecropioides* R. Br. (Moraceae) et *Ficus exasperata* Vahl. (Moraceae). Dans la strate supérieure de ce biotope, on rencontre les espèces comme *Ceiba pentandra* et *Sterculia tragacantha* Lindl. (Sterculiaceae) (Da, 1992).

Les milieux anthropisés sont dominés par les jachères, les zones de cultures et les plantations forestières. La végétation dans les jachères est dominée par des arbustes constitués par les espèces envahissantes comme *Chromolaena odorata*, et par des espèces héliophiles telles que *Albizia spp.*,

Ficus spp., *Solanum rugosum*, *Trema orientalis*, *Musanga cecropioides* et des lianes telles que *Griffonia simplicifolia* (DC.) Baill. (Caesalpiniaceae) et *Centrosema pubescens* Benth. (Fabaceae) (Sako, 2011).

5-5-6- Population riveraine

La population jouxtant le PNB est constituée d'autochtones au Nord et au Sud et d'allochtones à l'Est et à l'Ouest. La population autochtone, constituée essentiellement d'Ebrié pratique l'agriculture au sein du parc. Cette population qui exploite le parc, revendique ce territoire qu'elle considère comme sa propriété traditionnelle. La population allochtone est quant à elle constituée de ressortissants des différentes régions de la Côte d'Ivoire. Une importante communauté de la sous-région y est également rencontrée (Akoué *et al.*, 2017). Ces différentes populations exercent dans plusieurs activités informelles autour du parc. Plusieurs activités artisanales dont la casse automobile sont rencontrées. L'agriculture et la pression immobilière constituent des menaces majeures pour le parc. L'agriculture pratiquée est constituée de cultures vivrières dont le manioc, banane, maïs, arachide et de cultures de rente dont l'hévéa et le palmier à huile. La pression immobilière est le fait de la mise en œuvre d'opération immobilière à la lisière du parc pouvant avoir un effet de grignotage sur ce dernier. Les déchets domestiques constituent également une menace au bon fonctionnement du parc. Le parc étant bordé par plusieurs quartiers précaires qui manquent de système de drainage des eaux domestiques et de gestion des déchets de ménage font de la forêt du Banco une « poubelle à ciel ouvert ». Aussi, Les déchets solides et liquides en provenance de la Maison d'Arrêt et de Correction d'Abidjan (MACA) sont rejetés dans la forêt du Banco (Sako *et al.*, 2013).

PARTIE II : MATERIEL ET METHODES

Chapitre 6 : Matériel

Chapitre 7 : Méthodes

Chapitre 6 : Matériel

6-1 Matériel biologique

Le matériel biologique est constitué d'espèces végétales relevées sur le terrain et d'herbiers constitués pour l'identification au Centre National de Floristique de l'Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire).

6-2 Matériel technique

6-2-1 Matériel d'inventaire

Ce matériel comprend essentiellement :

- un ruban gradué de 100 m pour la délimitation des sites d'inventaire ;
- un ruban gradué de 1 m pour la mesure des diamètres à hauteur de poitrine (dbh) des espèces ;
- une boussole pour l'orientation des sites ;
- un appareil photographique numérique pour les prises de vues ;
- un GPS (Global Positioning System) pour l'enregistrement des coordonnées des sites ;
- des clés d'identifications pour l'identification des espèces.

6-2-2 Données spatiales

Les données spatiales étaient essentiellement composées de 24 images satellitaires (Tableau II). Pour cette étude, nous avons choisi de travailler sur trois périodes : avant, pendant et après les conflits politico-militaires en Côte d'Ivoire. Les conflits qui ont débuté en 2002 ont pris fin en 2011. Cependant, supposant que les impacts des crises n'ont pas cessé immédiatement et selon la disponibilité des images, les images marquant la fin de la période de crises sont de 2012 (FCK) et 2013 (PNC, PNB, PNM, FCHS, FCS, FCM). La période d'avant les crises correspond à celle allant de 1991 à 2003 pour la FCK, de 1991 à 2002 pour le PNM, de 1997 à 2002 pour la FCHS, de 1998 à 2002 pour le PNB, la FCS et la FCM (Tableau II).

La majorité des images a été acquise pendant la saison sèche. En effet, les images acquises pendant cette saison présentent une grande différence spectrale entre les classes d'occupation du sol. Les images de cette saison permettent également de différencier les espaces anthropisés (culture, jachère) des espaces de végétation naturel (forêt) (Barima *et al.*, 2009 ; Oszwald *et al.*, 2010). Aussi, au cours de la saison sèche les effets atmosphériques sur les images sont-ils réduits (Chander & Markham, 2003).

Tableau II : Caractéristiques des images satellitaires utilisées

ZONE	N°	Date	ID scène	Capteur	Résolution
FCHS	1	06/02/1997	LT51980551997037MPS00	LANDSAT 5 TM	30 m
	2	13/12/2002	LE71980552002347EDC00	LANDSAT 7 ETM	30 m
	3	19/12/2013	LC81980552013353LGN00	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m
	4	30/12/2017	LC81970562017101LGN00	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m
PNM	5	06/01/1991	LT41970551991006XXX03	LANDSAT 4 TM	30 m
	6	20/01/2002	LE71970552002020EDC00	LANDSAT 7 ETM	30 m
	7	09/04/2013	LC81970552013099LGN02	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m
	8	05/01/2017	LC81970552017005LGN00	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m
PNC	9	27/02/1998	LT51960541998058MPS00	LANDSAT 5 TM	30 m
	10	09/02/2002	LE71960542002029EDC00	LANDSAT 7 ETM	30 m
	11	05/12/2013	LC81960542013339LGN01	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m
	12	01/02/2018	LC81960542018001LGN00	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m
PNB	13	15/03/1998	LT51960561998074MPS00	LANDSAT 5 TM	30 m
	14	12/01/2002	1052-33902-01-1210:58:102 X	SPOT 4 HR VIR	20 m
	15	04/01/2013	5052-339/1 13/01/0410 :36:26 1J	SPOT 5 HRG	10 m
FCK	16	14/01/2017	LC81960562017014LGN00	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m
	17	06/01/1991	LT41970551991006XXX03	LANDSAT 4 TM	30 m
	18	15/03/2003	5 049-334/6 03/03/15 10 :58:501J	SPOT 5 HRG	10 m
	19	29/12/2012	5 049-334/9 12/12/29 10 :51:25 1 J	SPOT 5 HRG	10 m
FCM et FCS	20	05/01/2017	LC81970552017005LGN01	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m
	21	27/02/1998	LT51960551998058MPS00	LANDSAT 5 TM	30 m
	22	31/12/2002	LE71960552002365EDC00	LANDSAT 7 ETM	30 m
	23	21/12/2013	LC81960552013355LGN01	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m
	24	14/01/2017	LC81960552017014LGN01	LANDSAT 8 OLI TIRS	30 m

FCHS : forêt classée du Haut-Sassandra, PNM : Parc National de la Marahoué, PNC : Parc National de la Comoé, PNB : Parc National du Banco, FCK : forêt classée de Kokondékro, FCM : forêt classée de Mafa, FCS : forêt classée de Soungourou

Chapitre 7 : Méthodes

7-1 Caractérisation de l'occupation du sol

7-1-1 Collecte des données spatiales

La majorité des images utilisée est issue des satellites LANDSAT (Tableau II) et fournie gratuitement par "l'United States Geological Survey (USGS)". Elles ont été téléchargées sur le portail Earth explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Les autres images sont issues des satellites SPOT. Ces dernières ont été achetées auprès de « AIRBUS DEFENCE AND SPACE ».

7-1-2 Traitement des données spatiales

7-1-2-1 Correction géométrique

Les traitements des images satellitaires commencent par un ensemble de manipulations (correction géométrique et radiométrique) qui ont pour objectif d'augmenter la lisibilité des images et de faciliter leur interprétation ainsi qu'une meilleure extraction de l'information utile (Wafo & Huynh, 2009, Wafo & Fotsing, 2010). Ces traitements préliminaires ont consisté en la correction géométrique des images SPOT du PNB.

Les corrections géométriques (orthorectification) de chacune des images ont été réalisées à partir des points invariants repérés au sol (croisements de routes, affleurements rocheux, cours d'eau, etc.). Les corrections des images ont été acceptées lorsque la précision géométrique du calage entre les scènes était inférieure à 1 pixel (900 m²), minimum requis pour une analyse des changements (Mas, 2000).

7-1-2-2 Rééchantillonnage et extraction des zones d'étude

Pour faciliter la comparaison des d'images correspondant à chacune des zones d'étude, un rééchantillonnage spatial a été réalisé afin de les ramener toutes à une même résolution spatiale de 30 m. Ainsi, les images SPOT de 10 m de résolution ont été rééchantillonnées à 30 m de résolution. La méthode de rééchantillonnages utilisée est celle du plus proche voisin du logiciel Envi. Cette méthode utilise la valeur numérique du pixel de l'image originale qui se trouve le plus proche de la localisation du nouveau pixel dans l'image corrigée (Caloz *et al.*, 1993). Les zones d'étude (PNC, FCK, FCS, FCM, FCHS, PNM, PNB) ont été ensuite extraites des différentes scènes à partir du logiciel Envi.

7-1-2-3 Composition colorée et interprétation visuelle

L'analyse visuelle des images satellitaires prend en compte la variation des niveaux de gris, l'aspect local et l'organisation entre les différents éléments texturaux. Cette analyse peut se faire à travers une étude individuelle des différents canaux ou à partir d'une composition colorée. Cette dernière repose sur un affichage simultané de trois canaux qui sont pour l'étude de la végétation, les canaux vert, rouge et proche infrarouge. Il s'agit d'affecter à ces canaux respectivement les couleurs bleue, vert et rouge (Figure 22). La combinaison des trois canaux augmente la quantité d'information disponible (N'Da *et al.*, 2008 ; Sangne 2009 ; Kpangui, 2015). En effet, les données individuelles de chacune des trois bandes peuvent être représentées par des niveaux de brillance dans une image couleur. De plus, les variations dans les réponses spectrales des trois canaux apparaîtront comme des différences de couleur dans la composition colorée. Enfin, l'information complète des trois images initiales est contenue dans un seul document, évitant ainsi le passage d'une image à l'autre (Dubucq, 1986).

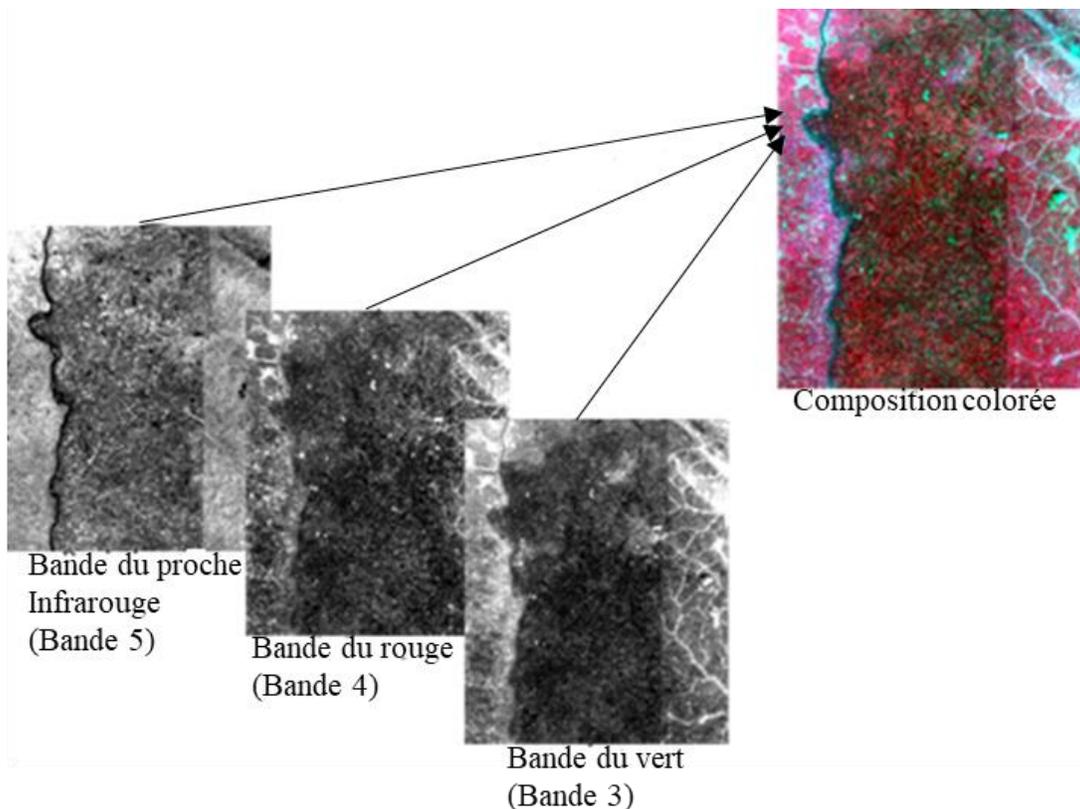


Figure 22 : Exemple d'une composition colorée faite à partir d'une image LANDSAT OLI/TIRS 2013 de la forêt classée du Haut-Sassandra.

Les compositions colorées fausse couleur sur chacune des images avec les trois bandes ont été faites pour une meilleure distinction des classes d'occupation du sol, en mettant les bandes du proche infra-rouge dans le rouge, celles du rouge dans le vert et celles du vert dans le bleu. Ces bandes sont respectivement les bandes 4 (0,75 - 0,90 μm), 3 (0,63 - 0,69 μm) et 2 (0,525 - 0,605 μm) pour le capteur TM et les bandes 5 (0,845 - 0,885 μm), 4 (0,630 - 0,680 μm) et 3 (0,525 - 0,600 μm) pour le capteur OLI. Concernant les images SPOT, le proche infra-rouge correspond à la bande 3 (0,79 - 0,89 μm), le rouge à la bande 2 (0,61 - 0,68 μm) et le vert à la bande 1 (0,50 - 0,59 μm). Sur ces compositions colorées, plus la couleur est rouge, plus la végétation est dense. Les couleurs tendant vers le blanc traduisent l'absence de végétation et la présence de sol. La présence de l'eau est marquée par la couleur bleu.

7-1-2-4 Classification

La méthode de classification adoptée dans cette étude est la classification supervisée. Cette méthode nécessite une connaissance de la zone d'étude. Elle consiste à rechercher des objets semblables à des objets de référence (Journaux, 2006). La classification supervisée est constituée de deux phases : la phase d'entraînement et la classification. Lors de la phase d'entraînement, à l'aide d'échantillons de pixels dont la classe d'appartenance est connue, nous avons établi des zones d'entraînement qui ont servi de base de calcul des algorithmes pour chaque classe. Une zone d'entraînement est une zone de l'image dont l'occupation du sol est connue de l'utilisateur. Dans la deuxième phase, les pixels de l'ensemble de l'image sont classés par comparaison de chaque pixel avec les domaines connus. La procédure assigne à chacun des pixels de l'image l'une des catégories d'occupation du sol (Caloz & Collet, 2001). La classification supervisée utilise différents algorithmes dont un seul a été utilisé dans cette étude, l'algorithme de maximum de vraisemblance qui est le plus utilisé (Zammit 2008 ; Mather & Koch 2011). Cet algorithme utilise les zones d'entraînement pour modéliser la distribution de chaque classe d'occupation du sol selon une loi de probabilité normale. Il se base sur l'analyse statistique de la distribution des éléments des zones d'entraînement pour définir des probabilités d'appartenance à chaque classe. Le nouvel objet est assigné à la classe pour laquelle la probabilité d'appartenance est la plus élevée (Zammit, 2008). Cet algorithme consiste donc à classer les pixels en fonction de leur ressemblance avec les comptes numériques d'objets géographiques de référence, notamment les zones d'entraînement. Le profil numérique des parcelles d'entraînement est alors supposé représentatif du profil numérique de l'ensemble des classes sur l'image (Lagabrielle *et al.*, 2007).

Les classifications ont d’abord été réalisées sur les images les plus récentes, sur base la de plusieurs zones d’entraînement déterminées à partir des visites effectuées sur le terrain. Par la suite ces images ont servi à classifier les images de la période de conflits et celles d’avant conflits en Côte d’Ivoire. Les classifications ont été faites sous le logiciel ENVI 4.7 et les résultats ont été exportés dans ArcGIS 10.1 pour l’élaboration des cartes.

7-1-2-5 Précision cartographique et validation des classifications

Après une classification supervisée, une phase d’évaluation et de validation est obligatoire. Cette évaluation se fait à partir d’une matrice de confusion (Godard, 2005). Cette dernière correspond à un tableau à double entrée présentant en ligne les données issues de la classification et en colonne, les données de référence collectées sur le terrain, différentes des zones d’entraînement qui ont servi à la classification. A partir de cette matrice, plusieurs indices ont été calculés ; la précision globale, la précision du producteur (erreur d’omission), la précision de l’utilisateur (erreur de confusion) et le coefficient de Kappa (Cohen, 1960 ; Congalton, 1991) (Figure 23).

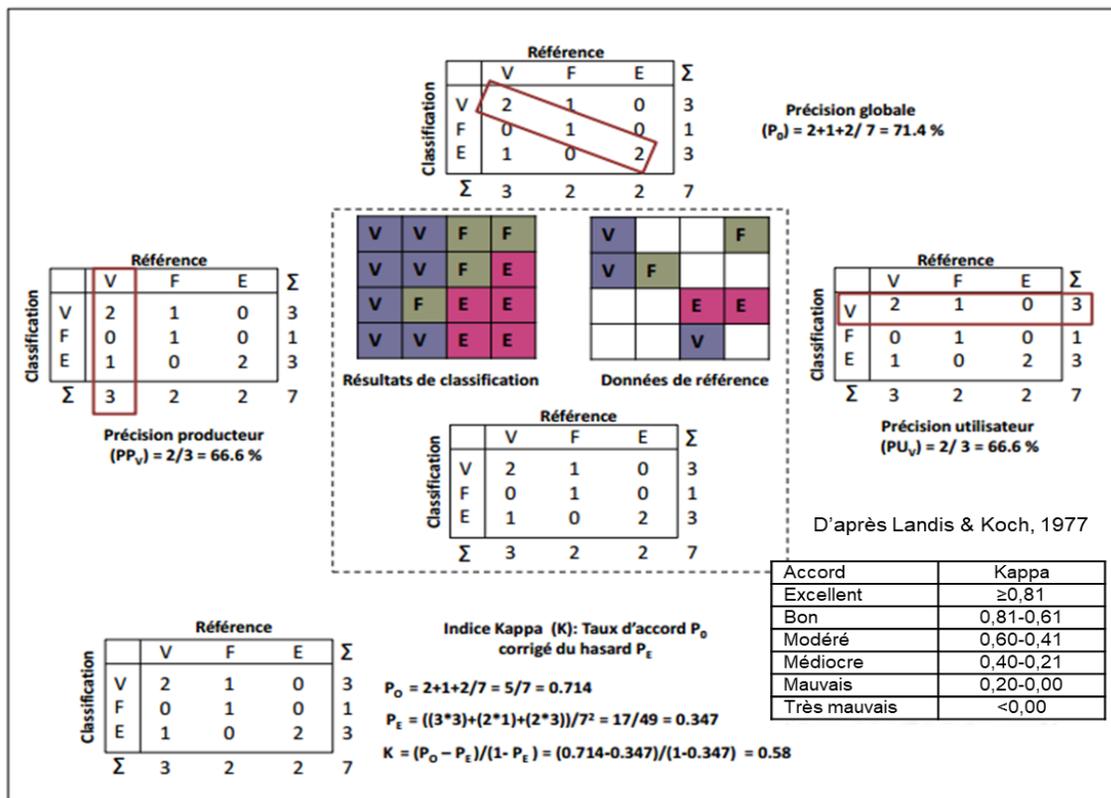


Figure 23 : Méthode de calcul des indices à partir de la matrice de confusion pour la validation de la classification (Herrault, 2015).

La précision globale est la proportion de pixels bien classés par rapport au nombre de pixels évalués. Elle est obtenue suivant l'équation 1 :

$$P_g = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_u(i) \quad \text{Equation (1)}$$

Où n est le nombre total de pixels pris en compte dans la matrice et P_u la précision de l'utilisateur. La précision de l'utilisateur (erreur de confusion) est la probabilité qu'un pixel d'une classe donnée sur l'image appartienne à la même classe sur le terrain. Elle s'obtient suivant l'équation 2 :

$$P_u(i) = \frac{M_c(i)}{m_1} \quad \text{Equation (2)}$$

Où $M_c(i)$ est le nombre de pixels de la classe i ayant effectivement été affectés à cette classe après classification, et m_1 est la somme des pixels de la classe i dans l'image.

La précision du producteur (erreur d'omission) est la probabilité qu'un pixel d'une classe donnée sur le terrain soit classé dans la même classe sur l'image. Cette précision s'obtient suivant l'équation 3 :

$$P_p(i) = \frac{M_c(i)}{m_2} \times 100 \quad \text{Equation (3)}$$

Le coefficient de Kappa compris entre -1 et 1, correspond au taux d'accord corrigé de l'effet du hasard. Ce coefficient prend en compte les erreurs d'omission et de confusion. De ce fait, il est le plus utilisé pour la validation des classifications (Fielding & Bell, 1997 ; Flamenco-Sandoval *et al.*, 2007 ; Deng *et al.*, 20009 ; Adjonou *et al.*, 2010 ; Barima *et al.*, 2010b ; Rahman *et al.*, 2010 ; Inoussa *et al.*, 2011 ; Toyi *et al.*, 2013 ; Padonou *et al.*, 2017). Il s'obtient selon l'équation suivante :

$$K = \frac{n \sum_{i=1}^r M_c(i) - \sum_{i=1}^r m_1 m_2}{n^2 - \sum_{i=1}^r m_1 m_2} \quad \text{Equation (4)}$$

Selon Landis & Koch, (1977) la classification est satisfaisante lorsque le coefficient de Kappa est compris entre 0,61 et 0,80 (Figure 23).

L'estimation de la qualité de la classification a été faite par le biais de la précision globale de la classification et du coefficient de Kappa. Les cartes d'occupation du sol les plus récentes, après validation ont servi à définir de nouvelles zones de références afin d'estimer la qualité de la classification des images antérieures.

Les parcelles de contrôle qui ont servi à cette validation, ont été délimitées à l'aide d'un GPS dans les différentes classes d'occupation du sol pendant des missions de terrain. Des données de référence pour la vérification des classifications ont été obtenues dans chacune des zones d'étude à partir des observations *in situ*.

7-2 Dynamiques et transformations spatiales des paysages

7-2-1 Indices de végétation

De nombreux indices ont été conçus et utilisés pour l'étude de la végétation. Ils sont classés en familles d'indices selon qu'ils prennent ou non en compte les facteurs externes aux couverts végétaux, tels que l'influence de l'atmosphère, la contribution spectrale des sols, la teneur en eau des végétaux. L'Indices Différentiels Normalisés de Végétation ou Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) calculé à partir des bandes rouges et proche infra-rouge, permet de mesurer l'intensité de vert des forêts d'une zone donnée, et indique la masse de végétation présente dans celle-ci. Ainsi, cet indice fournit des valeurs estimées de l'activité photosynthétique et est un indicateur de la santé des écosystèmes forestiers. La dégradation de la forêt se traduisant par une diminution de la valeur du NDVI (Glenn *et al.*, 2008).

Cependant des erreurs issues de la correction atmosphérique peuvent affecter cet indice (Dorais & De Koninck, 2011). D'autres indices tel que l'Indice de Végétation Amélioré ou Enhanced Vegetation Index (EVI) sont moins affectés par ce problème. En effet, l'EVI calculé à l'aide des bandes proche-infrarouge et bleu, permet de corriger les effets conjugués des sols et de l'atmosphère. Comparativement au NDVI, l'EVI ne sature pas dans les zones à forte biomasse. En dépit de ce constat, ces indices sont tous deux propices à la détection des changements du couvert végétal (Lu *et al.*, 2004).

La végétation de certaines des zones d'étude se caractérise par une mosaïque forêt-savane soumis à des feux de brousse pendant la saison sèche, et à une exploitation forestière du fait de certains de leur statut de forêt classée. Face à ces variations, l'évolution de l'activité photosynthétique des différentes zones étroitement liée à la biomasse et au taux de recouvrement de la végétation a été analysée, afin de déterminer la dynamique de l'exploitation dans chacune des zones. Pour déterminer les changements de biomasse de nos zones d'étude, le NDVI a été utilisé vu que l'étude combine des images LANDSAT et SPOT. Les images des capteurs SPOT ne

possèdent pas de bande bleue permettant d'utiliser l'EVI. Nous avons calculé et comparé les NDVI des images de chacune des dates considérées.

Le NDVI est obtenu suivant l'équation 5 (Rouse *et al.*, 1974) :

$$\text{NDVI} = \frac{\text{PIR}-\text{R}}{\text{PIR}+\text{R}} \quad \text{Equation (5)}$$

Où PIR = proche infrarouge R = rouge.

La bande du proche infrarouge correspond à la bande 3 pour ce qui est des images SPOT, à la bande 4 pour les images LANDSAT 4 à 7 et à la bande 5 pour les images LANDSAT 8.

Les valeurs du NDVI sont comprises entre -1 et +1. Les valeurs négatives correspondant aux surfaces autres que les couverts végétaux, comme la neige, l'eau ou les nuages pour lesquelles la réflectance dans le rouge est supérieure à celle du proche infrarouge. Les valeurs proches de 0 correspondent aux sols nus. Ces valeurs sont dues au fait que les réflectances des sols nus sont sensiblement du même ordre de grandeur dans le rouge et le proche infrarouge. Les formations végétales quant à elles, ont des valeurs de NDVI positives, généralement comprises entre 0,1 et 0,7. Les valeurs les plus élevées correspondant aux couverts les plus denses (Meneses-Tovar, 2011).

7-2-2 Indices de structure spatiale et taux d'accroissement des proportions des classes d'occupation du sol

Pour une analyse de la dynamique du paysage des différentes zones, la proportion d'occupation des classes (PC), le nombre de taches (n), l'aire des taches (a), le périmètre (p), l'indice de dominance de la plus grande tache (D) et la moyenne de l'indice de forme ont été calculés.

La proportion d'occupation des classes (PC) mesure la proportion du paysage occupée par les différents types d'occupation du sol et s'obtient suivant l'équation 6 :

$$\text{PC}_j = \frac{\sum a_{ij}}{a_j} \times 100 \quad \text{Equation (6)}$$

Avec a_{ij} l'aire de la tache i de la classe j et a l'aire totale.

L'indice de dominance (D) est le rapport de l'aire de la plus grande tache de la classe et l'aire totale de la classe (equation 7). Cet indice qui prend des valeurs entre 0 et 100, permet de déterminer le

niveau de fragmentation de la classe (McGarigal & Cushman, 2002) (Figure 24). Plus la valeur de la dominance de la plus grande tache tend vers 100, moins la classe est fragmentée et lorsque cette valeur tend vers 0 la classe est fragmentée (Bogaert *et al.*, 2002).

$$D_j = \frac{a_{\max,j}}{a_j} \times 100 \quad \text{Equation (7)}$$

Avec $a_{\max,j}$ l'aire de la plus grande tache de la classe j et a_j , l'aire totale de la classe j .

L'indice de forme pour une classe d'occupation du sol s'obtient par le rapport du périmètre et de l'aire de la classe considérée selon l'équation (9). L'indice de forme prend des valeurs élevées pour les objets naturels qui présentent des formes complexes (Figure 25). Ces valeurs décroissent dans le cas des objets modifiés par l'homme qui ont des formes régulières (carré, rectangle) (Bamba *et al.*, 2010).

$$IF = \frac{P_{ij}^2}{a_{ij}} \quad \text{Equation (8)}$$

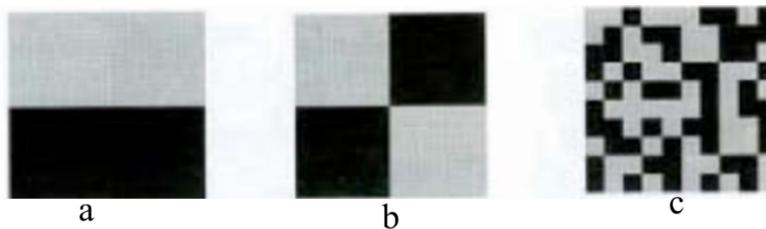


Figure 24: Indice de dominance de la plus grande tache pour la mise en évidence de la fragmentation.

a = dominance d'une seule tache, milieu non fragmenté. b = diminution de la taille des taches, début de la fragmentation. c = milieu fragmenté.

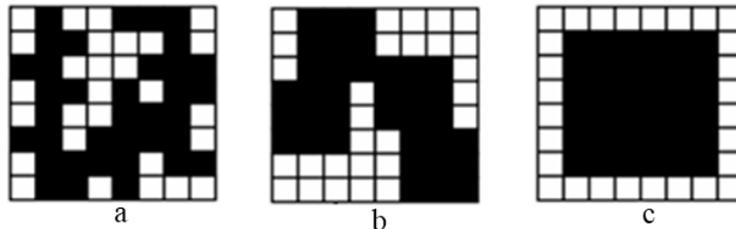


Figure 25 : Indice de forme pour la mesure de la complexité de la forme des taches.

a = une tache de forme irrégulière caractérisant un milieu naturel. b = une tache de complexité intermédiaire. C = une tache de forme régulière caractérisant un milieu modifié par l'homme.

En plus de ces indices, les variations des superficies des classes d'occupation du sol ont été déterminées à partir de leur taux d'évolution. Ces derniers sont obtenus suivant l'équation 9 :

$$T_v = \frac{S_{fj} - S_{ij}}{S_{ij}} \times 100 \quad \text{Equation (9)}$$

Où T_v est le taux d'évolution, S_{fj} la superficie finale de la classe j et S_{ij} la superficie initiale de la classe j .

7-2-3 Matrice de transition

Des matrices de transition ont été créées pour identifier les fréquences de transition entre classes au cours de chaque intervalle de temps étudié. La matrice de transition constitue en effet, l'un des modèles les plus importants pour évaluer l'évolution des paysages (Barima *et al.*, 2009, Godron, 2012). Elle est un résumé exact et condensé de l'ensemble des changements qui ont eu lieu entre une période d'étude. Elle renseigne sur le passage d'un type i d'occupation du sol vers un type j , entre les temps t et $t+1$ (Cousin, 2001 ; Moreira *et al.*, 2001 ; Zanini *et al.*, 2006). La matrice de transition indique le nombre et les fréquences de toutes les transitions entre les différents types d'occupation du sol pendant une période donnée. Les valeurs en diagonale indiquent la part de chaque classe qui n'a pas changé. Les autres chiffres correspondent au pourcentage des surfaces modifiées entre les deux pas temporels, par rapport à la surface originelle de la classe. Les valeurs en ligne reflètent les surfaces de la classe converties en d'autres classes, tandis que les valeurs en colonne indiquent les gains de superficie (Zanini *et al.*, 2006 ; Bogaert *et al.*, 2014). Nous présentons dans le tableau III un exemple de matrice de transition entre les temps t et $t+1$ des classes d'occupation du sol i et j .

Les matrices de transition ont été réalisées sur les périodes d'avant, pendant et après les conflits, afin de comprendre l'évolution de la composition des paysages pendant ces différentes périodes. Les changements ont également été analysés en utilisant les matrices de transition pour le calcul d'un indice de stabilité. Cet indice est le rapport de la somme des valeurs de la diagonale et de la somme des valeurs hors diagonal de la matrice de transition (Bogaert *et al.*, 2014).

Tableau III : Exemple de matrice de transition.

$t \backslash t+1$	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Somme des lignes
Classe 1	$P_{1,1}$	$P_{1,2}$	$P_{1,3}$	$P_{1,1} + P_{1,2} + P_{1,3}$
Classe 2	$P_{2,1}$	$P_{2,2}$	$P_{2,3}$	$P_{2,1} + P_{2,2} + P_{2,3}$
Classe 3	$P_{3,1}$	$P_{3,2}$	$P_{3,3}$	$P_{3,1} + P_{3,2} + P_{3,3}$
Somme des colonnes	$P_{1,1} + P_{2,1} + P_{3,1}$	$P_{1,2} + P_{2,2} + P_{3,2}$	$P_{1,3} + P_{2,3} + P_{3,3}$	

P est la proportion de conversion entre les classes. $P_{i,j}$ est la proportion d'une classe i d'occupation du sol au temps t convertie en une classe j au temps $t+1$. Par exemple $P_{2,1}$ est la proportion de la classe 2 convertie en la classe 1 au temps $t+1$. Les valeurs de $P_{1,1}$; $P_{2,2}$ et $P_{3,3}$ correspondent aux proportions qui n'ont pas changé dans les classes 1, 2 et 3.

7-2-4 Processus de transformation spatiale

Plusieurs algorithmes ont été proposés pour la détermination des différents processus de transformation (Jaeger, 2000). Celui élaboré par Bogaert *et al.* (2004) a été utilisé. Cet algorithme est un arbre de décision qui permet de détecter les processus de transformation sur la base de l'évolution de l'aire, du périmètre et du nombre de taches au cours du temps (Figure 26). L'arbre de décision proposé par Bogaert *et al.* (2004) permet l'identification des processus spatiaux dominant le paysage entre les temps T_0 et T_1 en comparant les valeurs de a_0 , p_0 et n_0 à T_0 avec, respectivement, a_1 , p_1 et n_1 à T_1 . Il repose donc sur l'égalité, l'augmentation ou la diminution de l'aire des taches, la longueur du périmètre et le nombre de taches.

Dans ce processus, afin de faire une différence entre les processus de fragmentation et de dissection, une valeur seuil ($t = 0,5$) est utilisée. Cette valeur (t) est comparée à une valeur t observé ($t_{obs} = a_1/a_0$). Si $t_{obs} < t$ le processus dominant le paysage est la fragmentation et dans le cas contraire, il s'agira de la dissection (Barima *et al.*, 2009) (Figure 26).

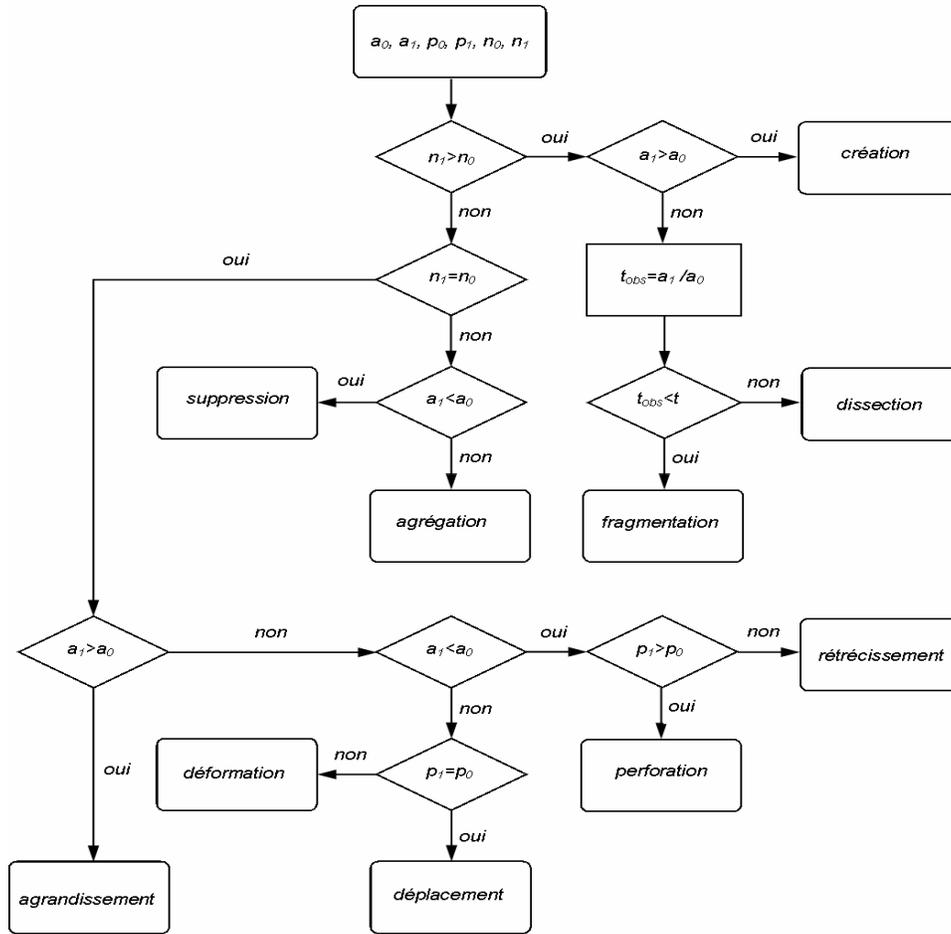


Figure 26 : Arbre de décision pour l’identification des processus de transformation spatiale. Les paramètres a_0 , p_0 et n_0 font référence respectivement à l’aire, au périmètre et au nombre de taches avant la transformation, alors que a_1 , p_1 et n_1 sont les valeurs équivalentes après le changement de configuration (Bogaert *et al.*, 2004).

7-2-5 Modélisation de la dynamique d’occupation du sol

A partir des cartes d’occupation du sol, la dynamique spatio-temporelle future des différentes zones d’étude a été simulée. Il a été utilisé à cet effet les matrices de transition (Bell, 1974) et la chaîne de Markov de premier ordre (Toyi *et al.*, 2013 ; Barima *et al.*, 2010a).

Les matrices de transition ont servi à construire des matrices de probabilité annuelles (MP_A) qui indiquent le changement d’une classe d’occupation du sol sur une période d’un an. Les taux des superficies des classes d’occupation du sol des premières années ont été transcrits en un vecteur noté T_s . Ce vecteur a été multiplié par la matrice de probabilité annuelle pour obtenir la composition du paysage à $t+1$ ($CP_{(t+1)}$) en utilisant le modèle de Markov de premier ordre (Rakotondrasoa *et al.*, 2017) suivant les équations 10 et 11 :

$$MP_A \times T_s = CP_{(t+1)} \quad \text{Equation (10)}$$

$$\text{Soit } \begin{bmatrix} P_i(t) \\ \dots \\ P_k(t) \\ \dots \\ P_m(t) \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} P_{i.i} & \dots & P_{i.k} & \dots & P_{i.m} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ P_{k.i} & \dots & P_{k.k} & \dots & P_{k.m} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ P_{m.i} & \dots & P_{m.k} & \dots & P_{m.m} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} P_i(t+1) \\ \dots \\ P_k(t+1) \\ \dots \\ P_m(t+1) \end{bmatrix} \quad \text{Equation (11)}$$

Où $P_i(t)$ représente la proportion de l'aire appartenant à la classe i au temps t , $P_{i.i}$ est la probabilité pour qu'un point appartenant à la classe i au temps t soit convertie dans la classe j au temps $t+1$ et m représente le nombre total de classes (Barima *et al.*, 2010a).

7-3 Collecte et traitement des données floristiques

7-3-1 Inventaire floristique

7-3-1-1 Plan d'échantillonnage

La collecte de données floristiques a concerné les forêts classées du Haut-Sassandra, de la Mafa et de Soungourou et les parcs nationaux du Banco et de la Comoé. Les échantillonnages ont eu lieu sur des transects. La mise en place et l'échantillonnage au sein des transects ont été effectués selon une méthode proposée par Godron (2012) qui consiste à faire les relevés sur des segments contigus. Les transects avaient une longueur de 500 m pour une largeur de 10 m et étaient perpendiculaires à un des côtés de la zone d'étude. Ils étaient matérialisés par une corde de 500 m de long et soutenus par des piquets aux deux extrémités. Chaque transect était subdivisé en 20 tronçons de 25 m de long et 10 m de large soit une superficie de 250 m² (Figure 27). Toutes les espèces rencontrées sur chacun des tronçons étaient échantillonnées et leur hauteur notée. Aussi, les espèces de diamètre à hauteur de poitrine supérieur à 10 cm ont été dénombrées. L'identification des espèces s'est faite selon la classification de Cronquist (1981) et de Lebrun & Stork (1991-1997).

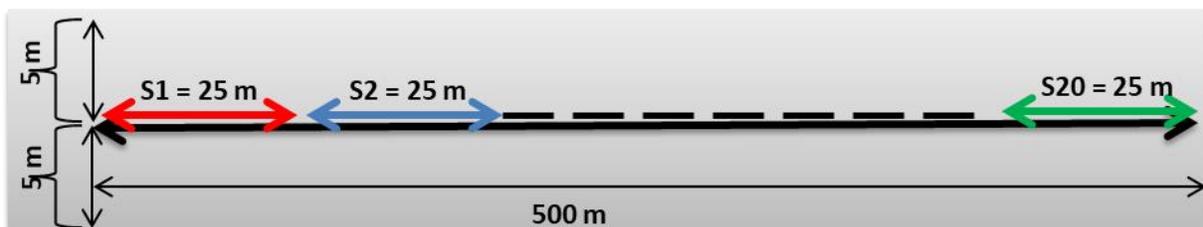


Figure 27 : Représentation graphique des transects.

7-3-1-2 Sites d'échantillonnage dans les zones d'étude

Pour le PNC, les inventaires floristiques ont été réalisés dans sa partie Sud-Ouest située entre 8°39' de latitude Nord et 3°45' de longitude Ouest. Cette zone est caractérisée par la présence de plusieurs fragments forestiers de tailles variables. Sur la base d'images satellitaires et de travaux antérieurs effectués dans cette zone, notamment ceux de Goetze *et al.* (2006), des fragments forestiers ont été sélectionnés selon leur accessibilité (proximité d'une piste) et selon leur taille (le fragment forestier doit avoir une taille suffisamment grande pour contenir le transect de 500 m de long). Au total douze (12) fragments ont été retenus. En plus des fragments forestiers, cinq transects ont été disposés en savane portant ainsi le nombre total des transects à 17 (Figure 28).

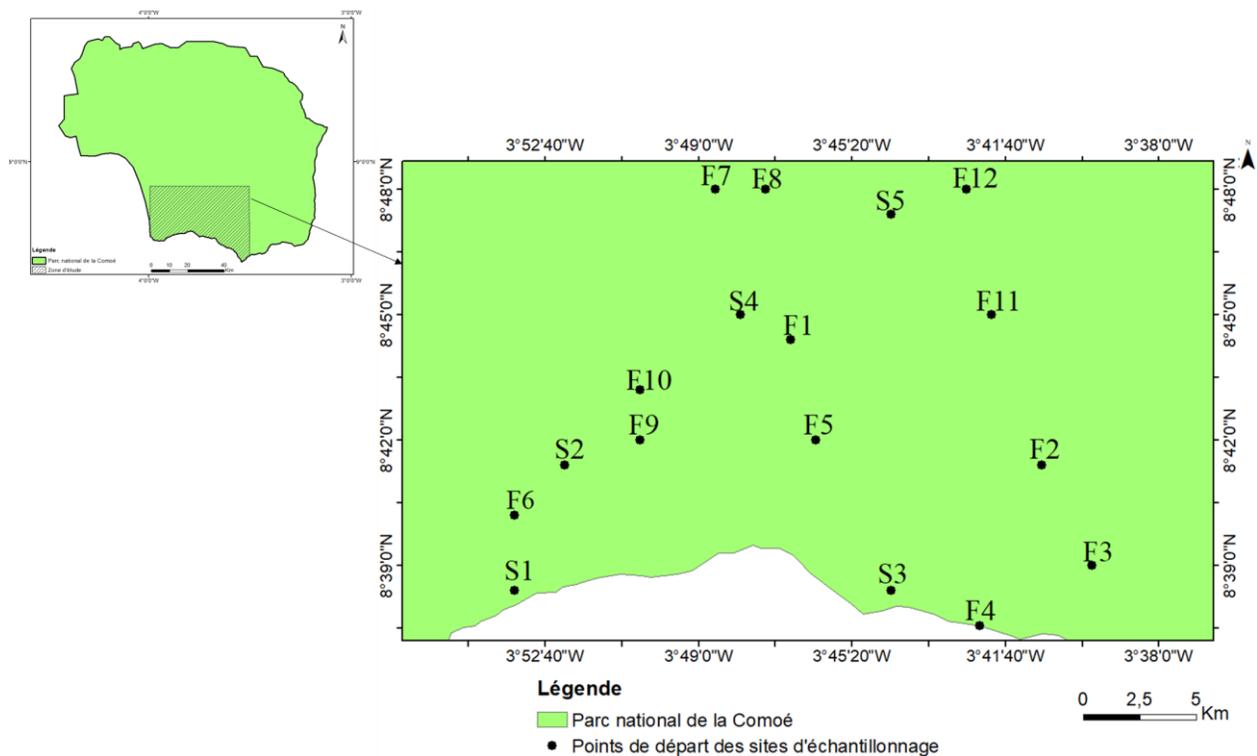


Figure 28 : Sites d'inventaires floristiques dans le Parc National de la Comoé.

F = transect dans les fragments de forêts et S = transects dans la savane

Dans les autres espaces domaniaux, les inventaires floristiques ont concerné toute la surface. Dans la zone Centre, trois (3) et cinq (5) transects ont été respectivement installés dans les forêts classées de Mafa et Soungourou (Figure 29).

Au sein de la FCHS et du PNB il a été installé respectivement 18 et 15 transects (Figure 29).

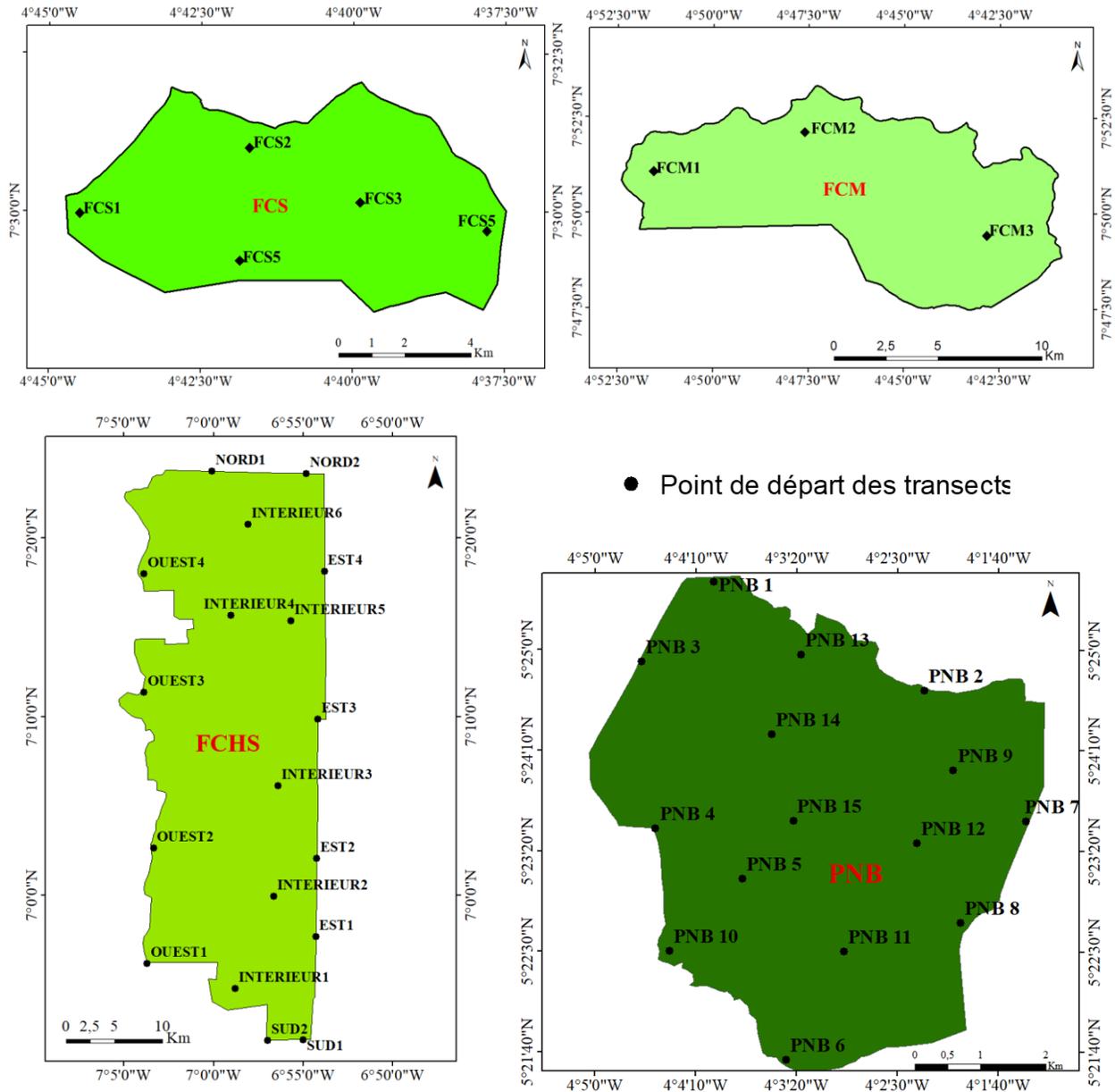


Figure 29 : Situation géographique des points de départ des sites d'échantillonnage dans les forêts classées de Mafa (FCM), de Soungourou (FCS) et du Haut-Sassandra (FCHS) et dans le Parc National du Banco (PNB).

7-3-2 Traitement des données floristiques

7-3-2-1 Diversité floristique

Les indices de biodiversité utilisés ont été la diversité alpha et la diversité beta. Les familles dominantes ont également été déterminées. Une famille a été considérée comme dominante si le nombre d'espèces la composant est supérieur ou égal à 10 (Kouakou *et al.*, 2015).

La diversité alpha ou diversité locale correspond à la diversité au sein d'un site. La diversité alpha est estimée par la richesse spécifique qui correspond au nombre d'espèces observées, diversité spécifique (indice de diversité de Shannon, indice de Simpson) ou par l'équitabilité aussi dénommée diversité horizontale, qui résume la répartition des espèces dans le milieu (Godron, 2012). La diversité beta mesure les différences entre les communautés de différents sites (Koleff *et al.*, 2003 ; Zinger *et al.*, 2012 ; Myers *et al.*, 2013). La diversité beta peut être déterminée soit uniquement sur base des présences/absences en utilisant les indices de similitude de Sorensen ou de Jaccard, soit en tenant compte des abondances relatives des espèces en utilisant l'indice de dissimilarité de Bray-Curtis (Anderson *et al.*, 2011).

La diversité alpha a tenu compte de la richesse spécifique et de l'indice de Shannon et Weaver (1949) calculé selon l'équation suivante :

$$H = - \sum \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \quad \text{Equation (12)}$$

Avec n_i l'effectif des individus de l'espèce i et N l'effectif total des individus de l'ensemble des espèces.

Cet indice mesure la diversité en espèces des peuplements en tenant compte non seulement du nombre d'espèces, mais aussi de leur abondance (Legendre & Legendre, 1982).

L'indice de diversité de Shannon et Weaver est l'estimateur de la diversité le plus utilisé. Cependant, plusieurs auteurs dont Magurran (2004) et Chao & Shen (2003) ont montré que la méthode de calcul sous-estime la diversité dans le cas des espèces rares. De ce fait il est impératif d'accompagner l'indice de diversité de Shannon et Weaver par d'autres estimateurs pour s'assurer de la même évolution des indices. Dans cette étude, nous avons utilisé l'indice de diversité de Simpson (1949) pour valider les résultats obtenus avec l'indice de diversité de Shannon et Weaver. Cet indice s'exprime par l'équation suivante :

$$D_s = \frac{\sum n_i (n_i - 1)}{N(N-1)} \quad \text{Equation (13)}$$

Où n_i est le nombre d'individus dans l'espèce i et N le nombre total d'individus.

La diversité horizontale a été celle de l'équitabilité de Pielou (E) obtenue selon l'équation 13 :

$$E = \frac{H}{\ln S} \quad \text{Equation (14)}$$

Avec H, l'indice de Shannon et S le nombre total d'espèces du milieu.

La diversité beta a été estimée suivant l'estimation proposée par Sørensen (1948) selon l'équation suivante :

$$\beta = \frac{2c}{a+b} \quad \text{Equation (15)}$$

Où a est le nombre d'espèces du milieu A, b le nombre d'espèces du milieu B et c le nombre d'espèces communes aux deux milieux. Plus les listes ont des espèces en commun, plus β tend vers 1. Plus les deux listes floristiques sont différentes, plus la valeur de β tend vers 0.

7-3-2-2 Composition floristique

Le type biologique d'une espèce exprime l'ensemble des systèmes anatomiques et morphologiques qui caractérisent son appareil végétatif (Raunkier, 1934). Les principaux types biologiques mis en évidence dans cette étude sont : les épiphytes (Ep), les parasites (Par), les chaméphytes (Ch), les géophytes (G), les hémicryptophyte (H), les hydrophytes (Hyd), les mégaphanérophytes (MP), les mésophanérophytes (mP), les microphanérophytes (mp), les nanophanérophytes (np), les rhéophytes (Rhé) et les thérophytes (Th).

La chorologie peut être définie comme la répartition géographique des espèces en fonction de leur préférence écologique. Les types chorologiques pris en compte au cours de cette étude sont : (1) les espèces endémiques de la Côte d'Ivoire (GCi), (2) les espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest (GCW), (3) les espèces de la forêt dense humide du domaine guinéo-congolais (GC), (4) les espèces appartenant à la région soudano-zambézienne (savanes et forêts claires) (SZ), (5) les espèces communes à la région guinéo-congolaise et à la région soudano-zambézienne (GC-SZ) et (6) les espèces introduites ou cultivées (i).

Dans chacune des listes floristiques obtenues, les espèces rares de la flore ivoirienne déterminée par Aké-Assi (2001 ; 2002) ont été identifiées. Nous avons également déterminé les espèces à statut particulier (menacées d'extinction, vulnérable, etc.) selon la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) publiée en 2017.

7-3-2-3 Structure de la végétation

7-3-2-3-1 Structure verticale

Les données récoltées sur le terrain ont servi aux analyses de la structure de la végétation des différents sites inventoriés. Ainsi, la structure verticale de la végétation a été décrite par la hauteur des différentes strates. Les individus d'espèces ont été classés suivant la proposition de Godron (2012) selon leur hauteur en six (6) classes : I (0 à 2 m), II (2 à 4 m), III (4 à 8 m), IV (8 à 16 m), V (16 à 32 m) et VI (> 32 m).

7-3-2-3-2 Structure horizontale

La structure horizontale des différents peuplements a été caractérisée par la densité des ligneux, l'aire basale des tiges et la distribution des tiges par classe de diamètre.

La densité de ligneux (D_L), ou le nombre d'arbres par hectares ; est le rapport du nombre de tige (N) sur la surface totale du milieu échantillonné (S) (équation 16) :

$$D_L = \frac{N}{S} \quad \text{Equation (16)}$$

L'aire basale des tiges est la superficie des sections de troncs d'arbres d'un hectare de végétation que l'on aurait coupé à 1,30 m au-dessus du sol. Pour une formation végétale, elle correspond à la somme des sections transversales de toutes les espèces arborescentes présentes sur cet espace. Elle s'obtient par l'équation suivante :

$$A = d^2 \times \frac{\pi}{4} \quad \text{Equation (17)}$$

Où d est le diamètre de la tige et $\pi = 3,14$.

La distribution des tiges par classes de diamètres a été faite en calculant le diamètre selon l'équation 18 :

$$d = \frac{C}{\pi} \quad \text{Equation (18)}$$

Où C représente la circonférence.

7-4 Analyse statistique

L'analyse de variance (ANOVA) a été utilisée dans le but de comparer les moyennes des richesses spécifiques obtenues sur les différents transects dans chacune des zones d'étude. L'ANOVA compare la variance intragroupe à la variance intergroupe. Il s'agit d'une analyse paramétrique, c'est-à-dire que l'on considère que la variable mesurée a une distribution normale. Le but de l'analyse est d'établir si les moyennes des valeurs mesurées dans différents groupes, sont significativement différentes. Elle repose sur trois principes : l'indépendance des observations, la normalité de la distribution, et l'homogénéité des variances (l'homoscédasticité). La normalité est vérifiée par le test de ShapiroWilk. L'homogénéité des variances a été vérifiée par le test de Levene. Le niveau de significativité choisi pour cette analyse, est de 0,05. Chaque fois que la probabilité calculée était significative, le test de Tukey a été effectué afin de comparer deux à deux les moyennes et apprécier les différences significatives qui existent entre celles-ci (Legendre & Legendre, 1998 ; Kpangui, 2015).

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION

Chapitre 8 : Cartographie de l'occupation du sol

Chapitre 9 : Dynamique de l'occupation du sol

**Chapitre 10 : Flore des espaces étudiés après la décennie de
conflits en Côte d'Ivoire**

Chapitre 11 : Discussion

Chapitre 8 : Cartographie de l'occupation du sol

8-1 Nord-Est de la Côte d'Ivoire : Parc National de la Comoé

Six (6) classes d'occupation du sol suivantes ont été retenues : forêt, savane arbustive, savane arborée, sol nu, culture et eau pour les classifications (Annexe 1). Les vérifications de la performance des différentes classifications montrent que toutes les classes ont été relativement bien classées avec des précisions globale 96,99 %, 96,23 %, 97,26 %, 95,21 % et des coefficients de Kappa de 0,94 ; 0,94 ; 0,95 et 0,93 respectivement des années 1998, 2002, 2013 et 2018 (Tableau IV). En 1998, 2002 et 2013, les plus grandes précisions ont été observées au niveau de la classe culture. En 1998, 100 % des pixels de culture ont été rangés dans cette classe, 100 % des pixels de la classe sol nu en classe sol nu et la plus grande confusion entre les classes forêt et eau avec 4,82 % des pixels de forêt classés en classe eau (Tableau IV). En 2002, nous observons une grande confusion entre les classes savane arborée et sol nu, une précision de classification de 50 % des pixels. Cette confusion est également observée en 2013, avec cependant une proportion moins importante des pixels (16,67 %) de savane arborée rangés en sol nu (Tableau IV). En 2018, la plus grande précision est observée au niveau de la classe forêt et la plus grande confusion est également observée entre les classes sol nu et savane arborée. Cependant, ce sont les pixels de sol nu qui ont été rangés en savane arborée.

Les cartes d'occupation du sol du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé sont présentées à la figure 30. La zone d'étude est dominée par la savane arbustive. Cependant, avant les conflits cette dominance était plus importante. En 1998, le paysage était composé de 50,46 % de savane arbustive, de 26,73 % de savane arborée, 15,60 % de forêt, 4,33 % d'eau, 2,84 % de sol nu et 0,04 % de culture. En 2002, les savanes arbustives occupaient 62,55 % du paysage. Les forêts, savanes arborées, sols nus, cultures et eau occupaient respectivement 19,38 %, 11,71 %, 2,77 %, 1,87 % et 1,72 %. En 2013, les savanes arbustives et arborées occupaient sensiblement les mêmes proportions soit 35,63 % et 34,46 %. Les forêts, sols nus, eau et cultures occupaient respectivement 22,18 %, 5,29 %, 1,64 % et 0,80 %. En 2018, les savanes arbustives dominent à nouveau le paysage avec une proportion de 45,38 % (Figure 31).

Tableau IV : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT de 1998, 2002, 2013 et 2018 du Parc National de la Comoé

1998	Forêt	Savane arborée	Savane arbustive	Sol nu	Eau	Culture
Forêt	95,66	1,87	0,05	0,00	4,82	0,00
Savane arborée	3,64	94,70	0,11	0,00	0,00	0,00
Savane arbustive	0,07	1,06	98,46	0,00	4,43	0,00
Sol nu	0,00	1,87	0,00	100,00	0,00	0,00
Eau	0,23	0,5	1,38	0,00	90,75	0,00
Culture	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	100
Précision globale : 96,99						
Coefficient de Kappa : 0,94						
2002	Forêt	Savane arborée	Savane arbustive	Sol nu	Eau	Culture
Forêt	97,91	0,58	0,30	0,00	3,36	0,00
Savane arborée	1,49	83,33	0,08	50,00	0,78	0,00
Savane arbustive	0,44	8,56	99,24	0,00	0,52	0,00
Sol nu	0,00	0,22	0,27	43,75	0,00	0,00
Eau	0,12	1,53	0,06	0,00	95,34	0,00
Culture	0,04	5,78	0,05	6,25	0,00	100,00
Précision globale : 96,23						
Coefficient de Kappa : 0,94						
2013	Forêt	Savane arborée	Savane arbustive	Sol nu	Eau	Culture
Forêt	99,19	0,06	0,23	0,00	0,96	0,19
Savane arborée	0,22	92,85	1,15	16,67	0,24	0,19
Savane arbustive	0,00	0,09	97,66	0,00	0,24	0,00
Sol nu	0,00	2,32	0,02	70,83	0,00	0,00
Eau	0,35	0,49	0,94	0,00	98,32	0,00
Culture	0,24	4,19	0,00	12,5	0,24	99,62
Précision globale : 97,26						
Coefficient de Kappa : 0,95						
2018	Forêt	Savane arborée	Savane arbustive	Sol nu	Eau	Culture
Forêt	98,65	3,52	0,54	0,00	0,49	0,41
Savane arborée	0,55	88,82	1,50	0,00	0,33	2,03
Savane arbustive	0,00	0,19	94,2	5,07	0,00	0,00
Sol nu	0,05	6,95	3,76	94,93	0,82	0,00
Eau	0,20	0,00	0,00	0,00	97,2	0,00
Culture	0,55	0,52	0,00	0,00	1,16	97,56
Précision globale : 95,21						
Coefficient de Kappa : 0,93						

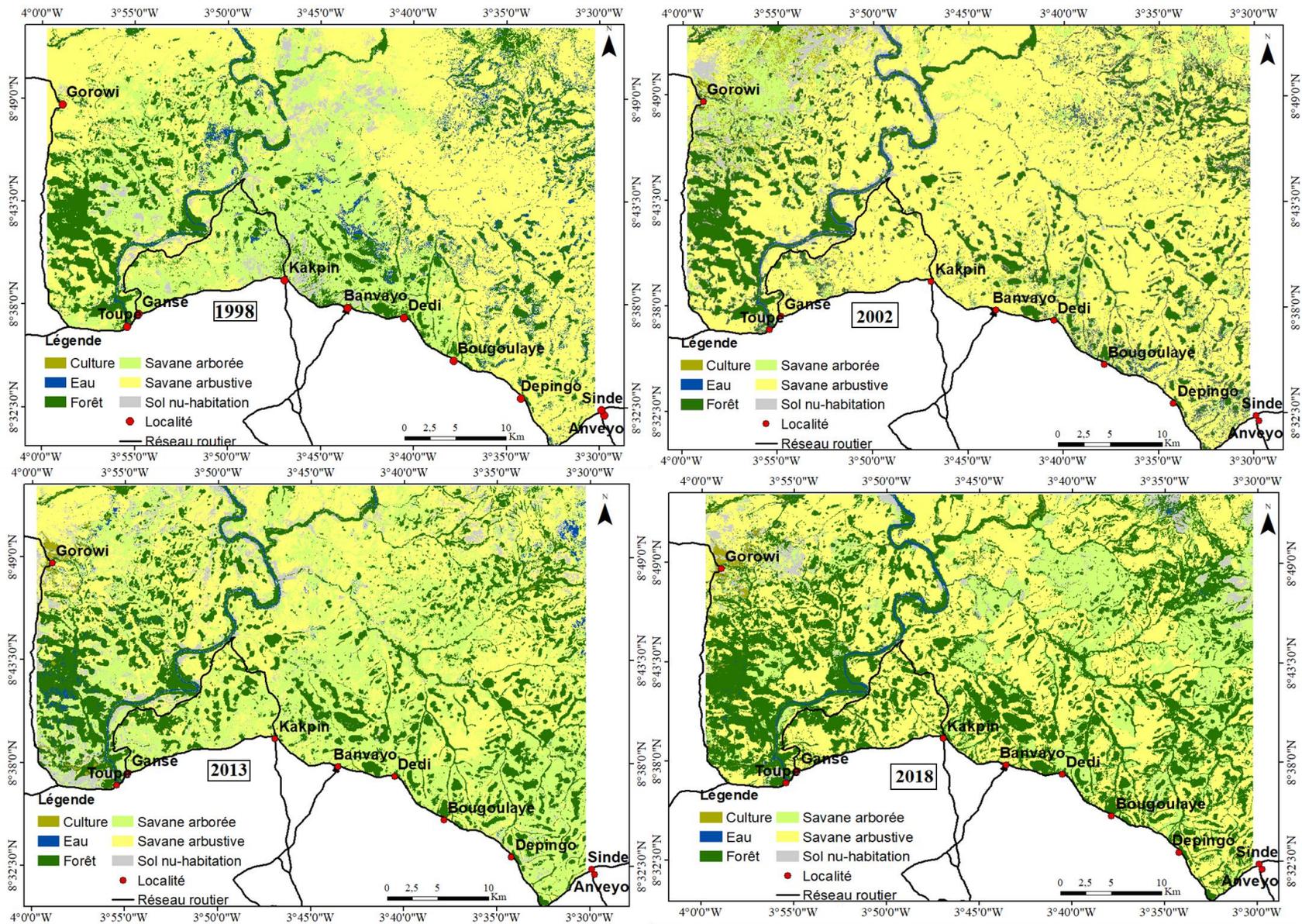


Figure 30 : Cartes d'occupation du sol du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé en 1998, 2002, 2013 et 2018.

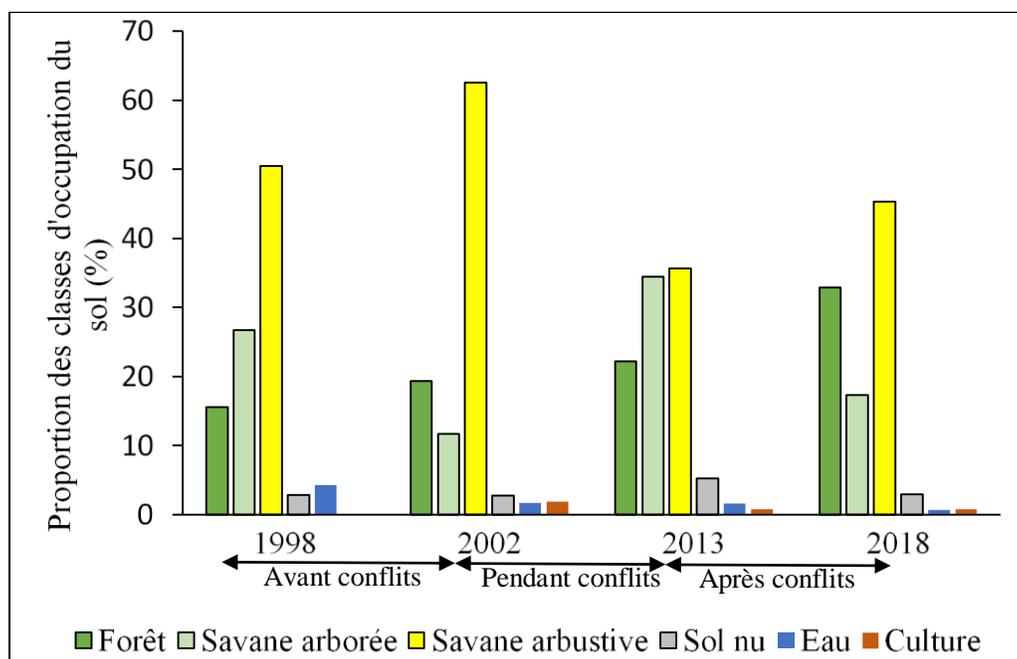


Figure 31 : Composition du paysage du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé en 1998, 2002, 2013 et 2018

8-2 Centre de la Côte d'Ivoire : forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa

L'évaluation des classifications par maximum de vraisemblance des images des trois sites d'étude donne des valeurs élevées de la précision globale et du coefficient de Kappa (Tableau V, VI et VII). Ces valeurs élevées sont dues au fait qu'il est facile de définir des parcelles homogènes. Cette homogénéité se traduit par une faible confusion entre les différentes classes d'occupation du sol. Au niveau de la FCK, en dépit des valeurs élevées de la précision globale, nous notons des valeurs relativement faibles du coefficient de Kappa des classifications de 1991 et 2012. Au niveau de ce site, les plus fortes confusions ont été constatées entre les sols nus et les plantations forestières et entre les sols nus et les savanes. Pour les classifications des images des forêts classées de Mafa et Soungourou, les plus grandes confusions sont observées entre les forêts naturelles et les plantations forestières.

Tableau V : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1991 et 2017) et SPOT (2003 et 2012) de la forêt classée de Kokondékro

1991	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	88,33	11,96	0,00	0,00
Plantation forestière	16,67	88,04	0,00	25,00
Savane	0,00	0,00	100,00	0,00
Sol nu	0,00	0,00	0,00	75,00
Précision globale : 86,86				
Coefficient de Kappa : 0,66				
2003	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	92,63	1,55	4,88	0,00
Plantation forestière	6,32	96,37	0,00	25,00
Savane	1,05	2,07	73,17	0,00
Sol nu	0,00	0,00	21,95	75,00
Précision globale : 92,19				
Coefficient de Kappa : 0,86				
2012	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	95,08	24,43	0,00	0,00
Plantation forestière	4,92	73,28	0,00	0,00
Savane	0,00	2,29	100,00	20,00
Sol nu	0,00	0,00	0,00	80,00
Précision globale : 81,34				
Coefficient de Kappa : 0,67				
2017	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	100,00	3,45	6,25	0,00
Plantation forestière	0,00	95,40	0,00	0,00
Savane	0,00	0,00	91,67	0,00
Sol nu	0,00	1,15	2,08	0,00
Précision globale : 96,17				
Coefficient de Kappa : 0,94				

Tableau VI : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1998, 2002 2013 et 2017) de la forêt classée de Soungourou

1998	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	93,10	0,26	0,00	0,00
Plantation forestière	2,30	99,48	2,07	0,00
Savane	4,60	0,26	97,93	0,00
Sol nu	0,00	0,00	0,00	100
Précision globale : 98,11				
Coefficient de Kappa : 0,97				
2002	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	98,39	11,11	0,00	0,00
Plantation forestière	1,61	88,89	0,93	0,00
Savane	0,00	0,00	99,07	0,00
Sol nu	0,00	0,00	0,00	100,00
Précision globale : 98,35				
Coefficient de Kappa : 0,98				
2013	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	99,1	0,00	0,00	0,00
Plantation forestière	0,90	100,00	0,00	0,00
Savane	0,00	0,00	100,00	0,00
Sol nu	0,00	0,00	0,00	100,00
Précision globale : 92,29				
Coefficient de Kappa : 0,86				
2017	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	83,58	0,00	0,00	0,00
Plantation forestière	16,45	100,00	2,96	0,48
Savane	0,00	0,00	97,04	0,00
Sol nu	0,00	0,00	0,00	99,52
Précision globale : 96,41				
Coefficient de Kappa : 0,94				

Tableau VII : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1998, 2002, 2013 et 2017) de la forêt classée de Mafa

1998	Forêt			
	naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	78,79	0,00	0,00	0,00
Plantation forestière	21,21	100	0,00	0,51
Savane	0,00	0,00	100	0,77
Sol nu	0,00	0,00	0,00	98,71
Précision globale : 98,98				
Coefficient de Kappa : 0,98				
2002	Forêt			
	naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	96,77	0,00	0,00	0,00
Plantation forestière	3,23	100	1,52	0,38
Savane	0,00	0,00	97,73	0,76
Sol nu	0,00	0,00	0,76	98,86
Précision globale : 98,2				
Coefficient de Kappa : 0,97				
2013	Forêt			
	naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	30,95	0,00	0,09	0,00
Plantation forestière	69,05	99,76	0,00	3,13
Savane	0,00	0,00	99,91	4,17
Sol nu	0,00	0,24	0,00	92,71
Précision globale : 97,67				
Coefficient de Kappa : 0,95				
2017	Forêt			
	naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu
Forêt naturelle	96,10	20,25	2,82	0,00
Plantation forestière	3,90	76,38	0,00	0,75
Savane	0,00	2,45	97,18	0,5
Sol nu	0,00	0,92	0,00	98,74
Précision globale : 91,59				
Coefficient de Kappa : 0,88				

Les différentes classifications ont permis d'obtenir les cartes d'occupation du sol des forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa (Figures 32, 33 et 34). Les différentes classes d'occupation du sol (Annexe 2) choisies pour ces zones sont les savanes, les forêts naturelles, les plantations forestières et les sols nus. Dans la FCK, les plantations forestières sont de trois sortes, les plantations de teck (*Tectona grandis* Linn.f.), les plantations de Gmelina (*Gmelina arborea* Roxb.) et les plantations d'Erythrophleum (*Erythrophleum guineense* auct.). Nous avons regroupé

ces trois types de plantation forestière en une seule classe « plantation forestière ». Dans les forêts classées de Mafa et Soungourou, les plantations forestières sont essentiellement constituées de Teck. En plus de ces classes d'occupation du sol, nous avons rencontré des cultures vivrières (essentiellement de l'igname) et maraîchères dans ces espaces domaniaux. Vu les superficies souvent trop petites de ces surfaces cultivées et donc de la difficulté à les distinguer sur les images, nous les avons regroupés dans la classe sol nu-habitation.

La répartition spatiale de chacune des classes obtenues à partir des classifications est présentée à la figure 35. Nous remarquons que la FCK est dominée par les plantations forestières suivies des forêts naturelles en 1991, 2012 et 2017. En 2003, les plantations forestières y sont suivies des savanes avec une proportion de 17,19 % (Figure 35a). Dans les forêts classées de Soungourou et Mafa en 1998, 2002 et 2017, les paysages sont dominés par les savanes, tandis qu'en 2013, ce sont les plantations forestières qui y prédominent (Figure 35b et 35c). Dans la FCM en 1998, après les savanes viennent les plantations forestières avec une proportion de 33,05 % alors qu'à cette période dans la FCS, les sols nus et habitations occupent la plus grande proportion (29,13 %) après les savanes. En 2002, la proportion des sols nus et habitations est plus importante que celle des plantations forestières dans la FCM alors que le contraire est observé dans la FCS. En 2013, les forêts classées de Mafa et Soungourou présentent les mêmes compositions du paysage où dominant les plantations forestières suivies respectivement des savanes, forêts naturelles et sols nus et habitations. En 2017, dans la FCM les plantations forestières et les sols nus et habitations occupent sensiblement les mêmes proportions soit respectivement de 18,06 % et 18,91 %. A cette date, dans la FCS les plantations forestières occupent une proportion plus importante (28,54 %) que les sols nus et habitations (15,42 %) (Figure 35b et 35c).

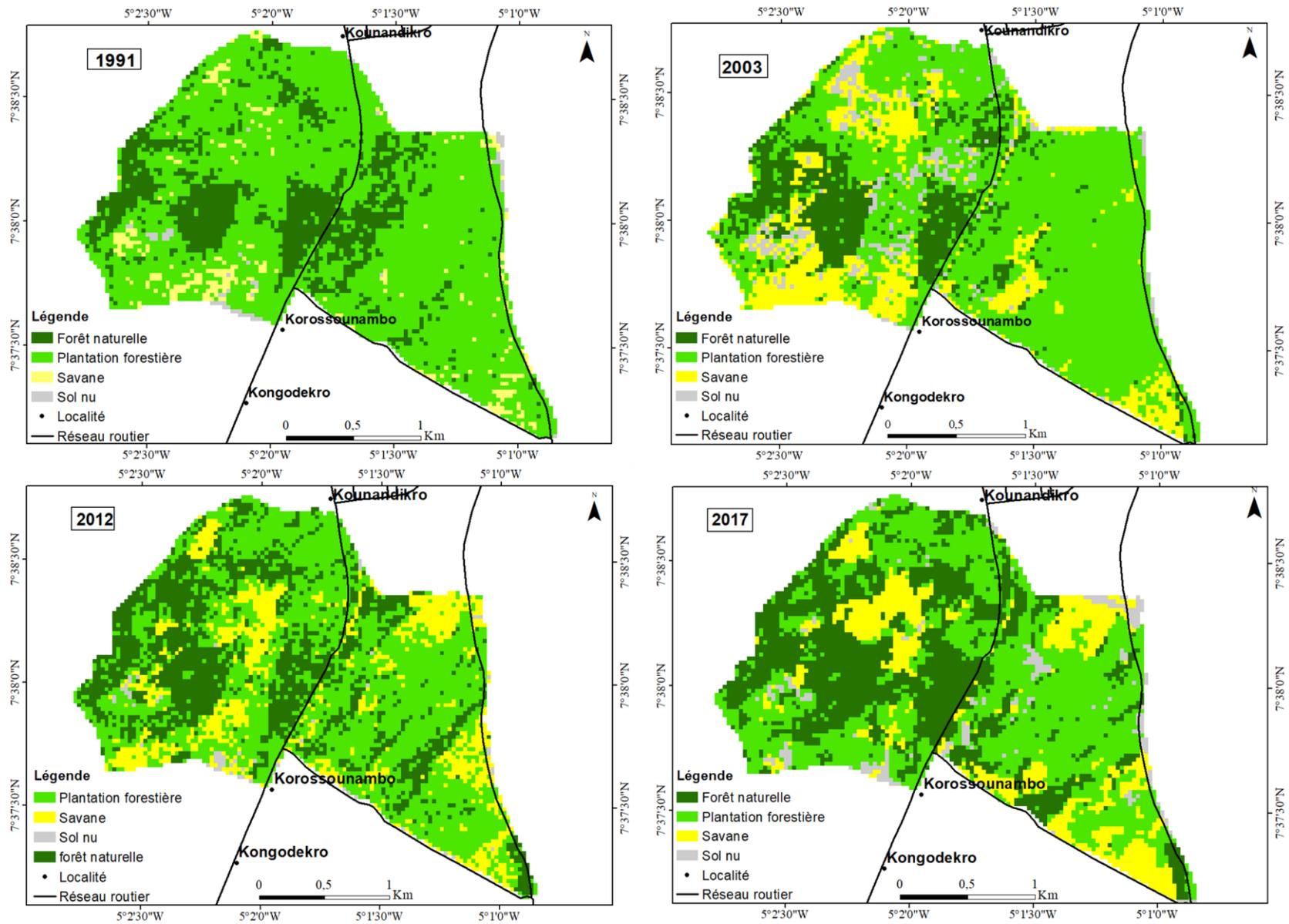


Figure 32 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée de Kokondékro des années 1991, 2003, 2012 et 2017.

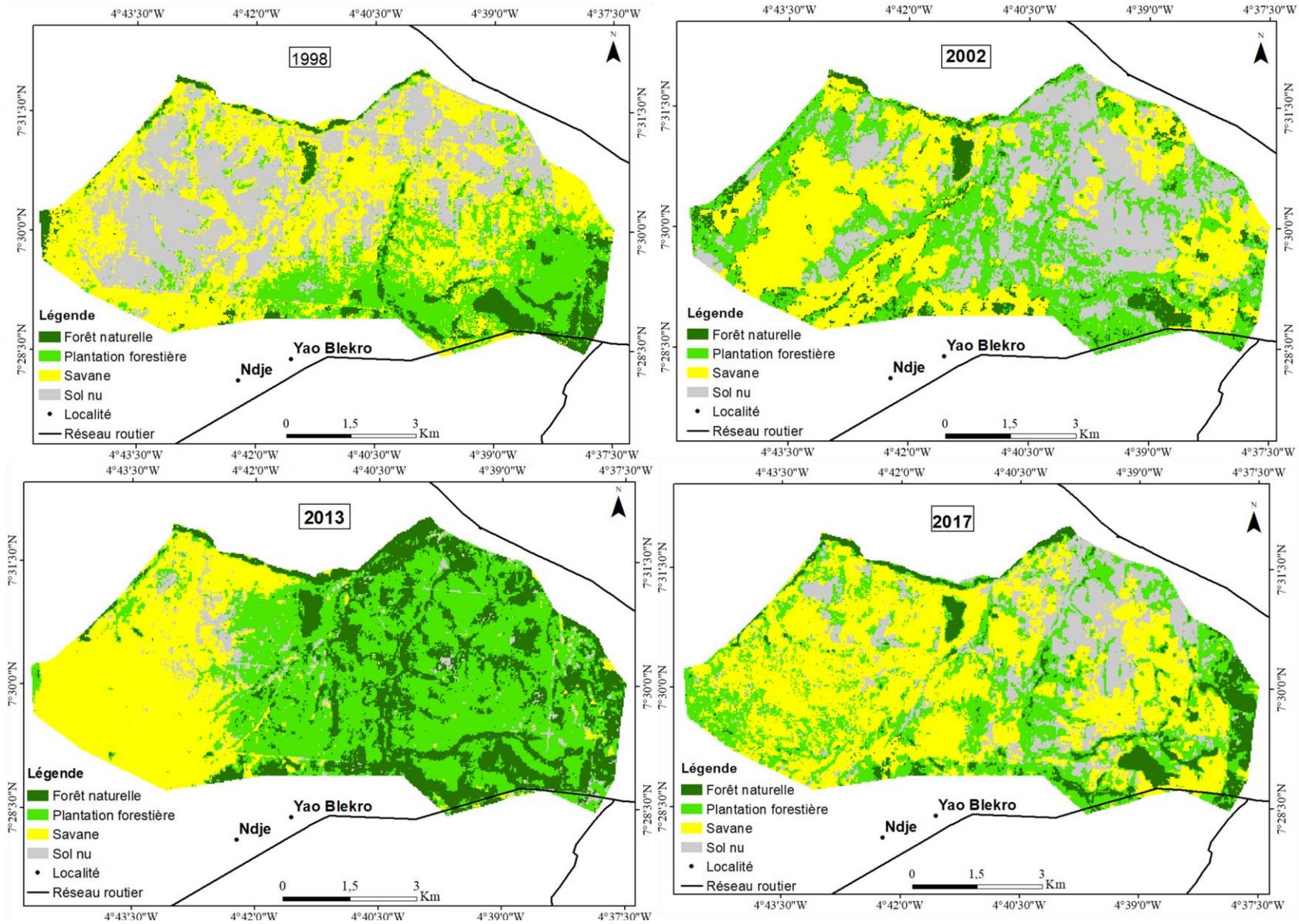


Figure 33 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée de Soungourou des années 1998, 2002, 2013 et 2017

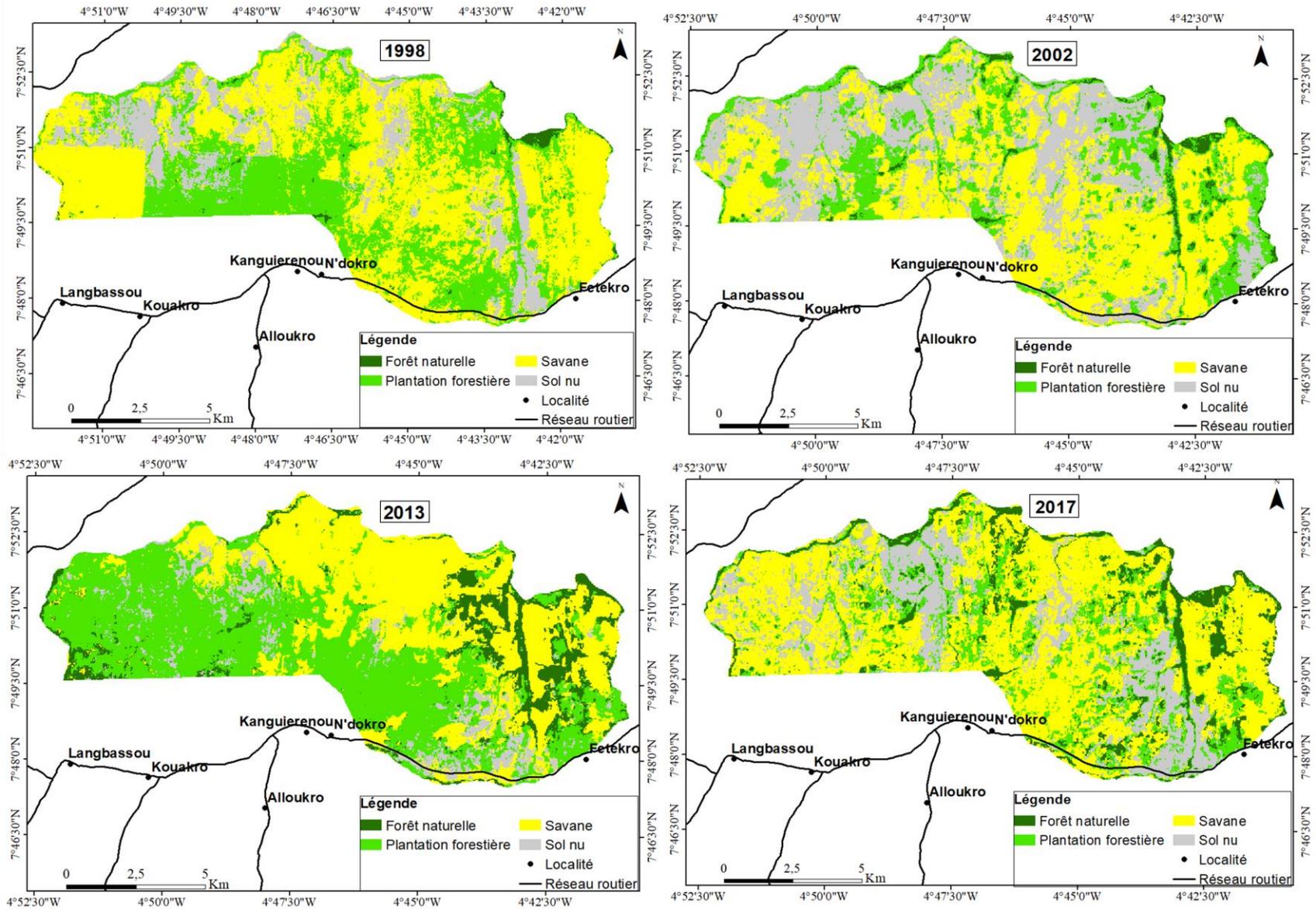


Figure 34 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée de Mafa des années 1998, 2002, 2015 et 2017

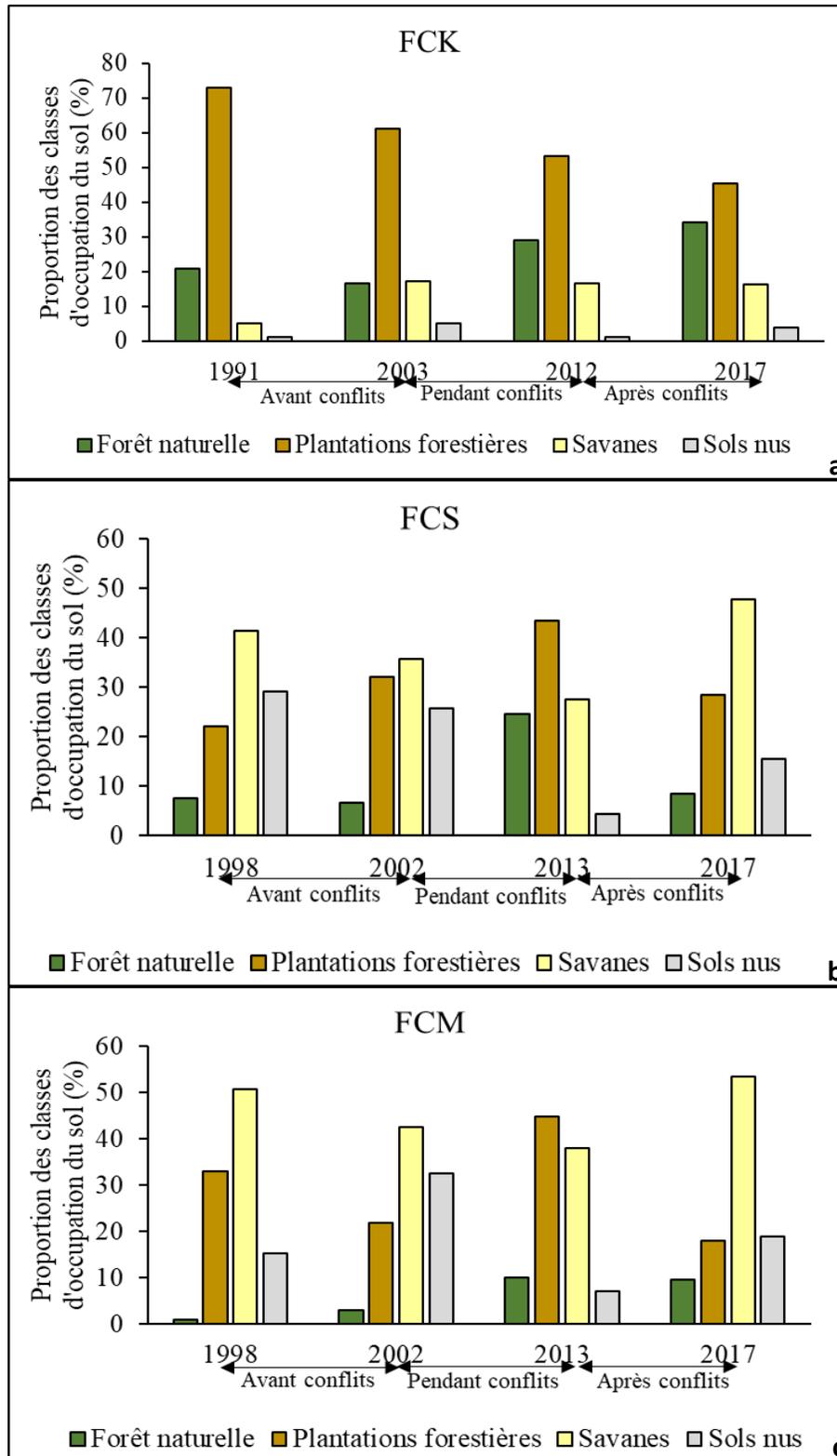


Figure 35 : Proportions des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Kokondékro (FCK) en 1991, 2003, 2012 et 2017 et des forêts classées de Soungourou (FCS) et de Mafa (FCM) en 1998, 2002, 2013 et 2017

8-3 Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire : forêt classée du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué

Les classes d'occupation du sol considérées dans les sites du Centre-Ouest sont les forêts denses, les forêts dégradées-cultures, les sols nus-habitations, les savanes et l'eau (Annexe 3). La vérification des cartes d'occupation du sol de la FCHS et du PNM a permis d'obtenir des coefficients de Kappa supérieurs à 80 % (Tableau IX et X). Dans la FCHS, le coefficient de Kappa obtenu en 1997 était de 0,98 avec une précision globale de 97,99 %. Toutes les classes étaient relativement bien classifiées, les meilleurs taux de classification des pixels relevant de la classe sol nu-habitation (99,42 %). En 2002, 2013 et 2017, les coefficients de Kappa étaient respectivement de 0,97, 0,95 et 0,96 et les meilleurs taux de classification des pixels sont obtenus au niveau de la classe forêt avec des proportions respectives de 99,40 %, 97,52 % et 91,06 %.

Dans le PNM en 1991, 2002 et 2017, les meilleurs taux de classification s'observent au niveau de la classe forêt dégradée-culture. En 2013 ce sont les savanes et les sols nus et habitations qui enregistrent les meilleurs taux de classification, avec une classification de 100 % des pixels leur appartenant.

Tableau VIII : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1997, 2002, 2006, 2013 et 2017) de la forêt classée du Haut-Sassandra

1997	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Sol nu-habitation	Eau
Forêt naturelle	98,11	0,73	0,15	0,68
Forêt dégradée-culture	1,77	98,27	0,36	0,00
Sol nu-habitation	0,12	0,99	99,42	0,80
Eau	0,00	0,00	0,07	98,52
Précision globale : 98,68				
Coefficient de Kappa : 0,98				
2002	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Sol nu-habitation	Eau
Forêt naturelle	99,40	0,70	0,80	1,50
Forêt dégradée-culture	0,50	97,90	2,00	0,00
Sol nu-habitation	0,10	1,40	97,2	0,50
Eau	0,00	0,00	0,00	98,00
Précision globale : 97,99				
Coefficient de Kappa : 0,97				
2013	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Sol nu-habitation	Eau
Forêt naturelle	97,52	2,54	0,50	2,02
Forêt dégradée-culture	1,95	94,17	1,29	00,00
Sol nu-habitation	0,53	3,29	98,22	00,00
Eau	0,00	0,00	00,00	97,98
Précision globale : 96,79				
Coefficient de Kappa : 0,95				
2017	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Sol nu-habitation	Eau
Forêt naturelle	91,06	12,08	2,33	0,35
Forêt dégradée-culture	3,25	83,66	11,94	0,53
Sol nu-habitation	5,69	4,26	85,73	0,70
Eau	0,00	0,00	0,00	98,32
Précision globale : 97,86				
Coefficient de Kappa : 0,96				

Tableau IX : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1991, 2002, 2013 et 2017) du Parc National de la Marahoué

1991	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Savane	Sol nu-habitation	Eau
Forêt naturelle	99,17	0,00	0,25	0,00	0,00
Forêt dégradée-culture	0,80	100,00	0,00	9,76	0,00
Savane	0,00	0,00	98,47	0,00	9,69
Sol nu-habitation	0,00	0,00	0,00	90,24	0,00
Eau	0,03	0,00	1,27	0,00	90,31
Précision globale : 98,78					
Coefficient de Kappa : 0,97					
2002	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Savane	Sol nu-habitation	Eau
Forêt naturelle	98,41	0	0	0	2,3
Forêt dégradée-culture	0,38	99,87	0	0	0
Savane	0	0	95,9	18,18	0,46
Sol nu-habitation	0	0	0	81,82	0
Eau	1,21	0,13	4,1	0	97,24
Précision globale : 97,62					
Coefficient de Kappa : 0,96					
2013	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Savane	Sol nu-habitation	Eau
Forêt naturelle	95	0,38	0	0	0
Forêt dégradée-culture	1	99,62	0	0	0
Savane	0	0	100	0	0
Sol nu-habitation	0	0	0	100	0
Eau	4	0	0	0	100
Précision globale : 99,45					
Coefficient de Kappa : 0,99					
2017	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Savane	Sol nu-habitation	Eau
Forêt naturelle	97,04	0	0	0	2,59
Forêt dégradée-culture	2,46	100	0	0	0
Savane	0	0	98,59	6,8	0
Sol nu-habitation	0	0	0	91,75	0
Eau	0,49	0	1,41	1,46	97,41
Précision globale : 97,87					
Coefficient de Kappa : 0,96					

Les classifications des images de la FCHS et du PNM nous ont permis d'obtenir quatre (4) cartes d'occupation du sol pour chacun de ces sites couvrant les périodes avant, pendant et après

les conflits (Figure 36 et 37). Avant les conflits en 1997, la FCHS était presque entièrement occupée par la classe forêt dense avec 96,02 % de l'ensemble de la superficie étudiée (95 935 ha), soit environ 92 117 ha. Tandis que les classes sol nu-habitation et forêt dégradée-culture y occupaient respectivement 2,50 % (2 398 ha) et 1,48 % (1 420 ha) (Figure 38a). Au déclenchement des conflits en 2002, la forêt dense occupait encore 93,20 % de l'ensemble de la surface de la FCHS contre 43,65 % à la fin des conflits en 2013. La diminution des superficies forestières pendant cette période s'est opérée en faveur des autres classes qui sont passées à 26,77 % et 30,38 % respectivement pour les forêts dégradées-cultures et pour les sols nus-habitations. Cette tendance a été maintenue et s'est même accentuée à la fin des conflits où en 2017 les superficies forestières occupaient 14,92 % (14313 ha) de l'espace contre 68,06 % (65293 ha) pour les forêts dégradées-cultures et 17,06 % (16366,511 ha) pour les sols nus-habitations (Figure 38a).

Sur les cartes d'occupation du sol du PNM, nous observons que pendant la période d'avant crise, le paysage était également dominé par la forêt dense avec cependant la présence de cultures. La forêt occupait en 1991, 64,19 % du paysage contre, 12,91 % pour les forêt dégradées-cultures, 10,19 % pour les savanes et 2,44 % pour les sols-nus-habitation (Figure 38b). Au début des conflits en 2002, les forêts qui occupaient 64,19 % du paysage occupaient 55,54 % du paysage du PNM. A la fin des conflits le paysage du PNM était dominé par les forêts dégradées et cultures avec une proportion 57,78 % contre 13,65 % pour les forêts denses. Pendant la période d'après conflits, le paysage du PNM reste toujours dominé par les forêts dégradées et cultures (Figure 38b).

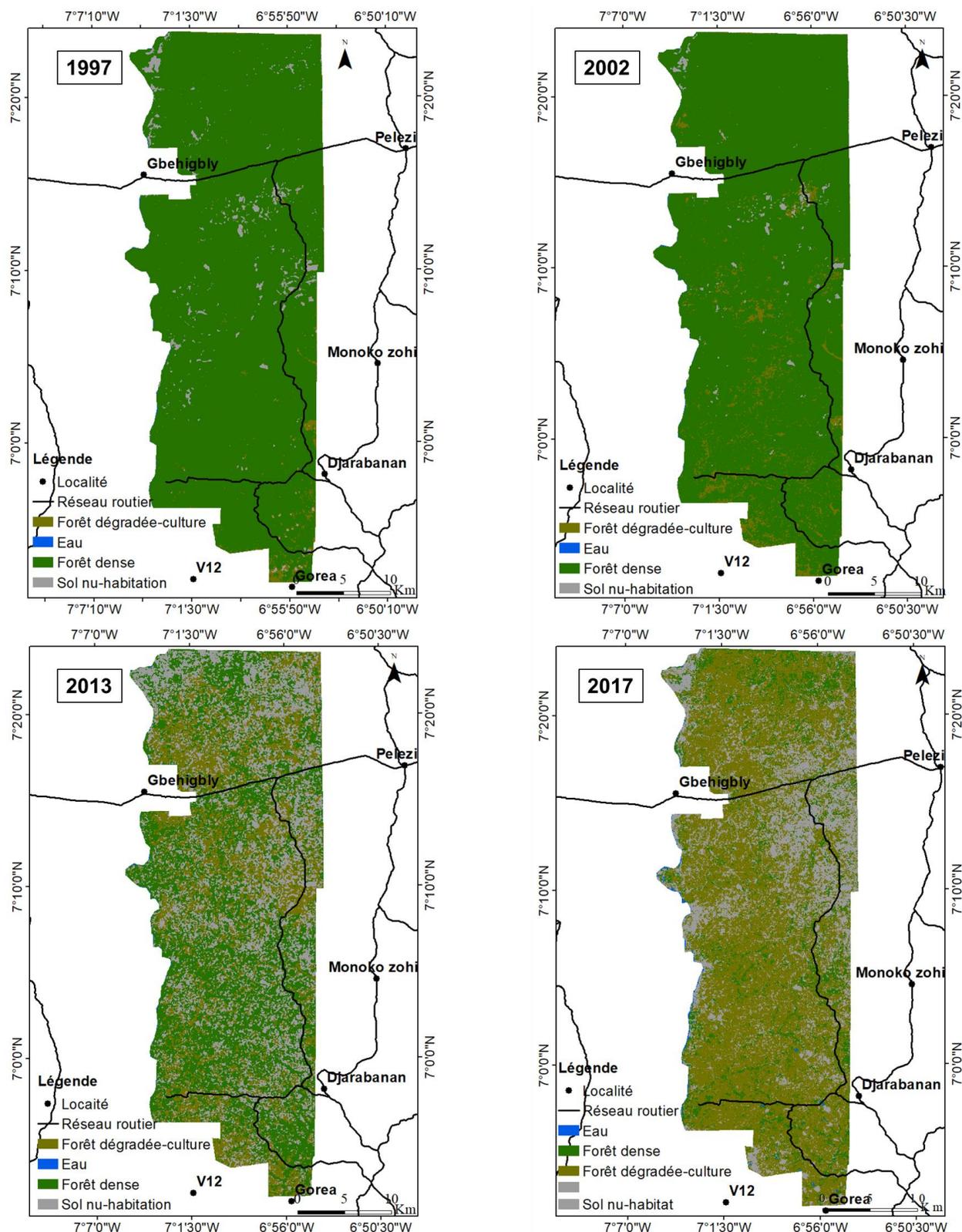


Figure 36 : Cartes d’occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra obtenues à partir d’image LANDSAT de 1997, 2002, 2013 et 2017

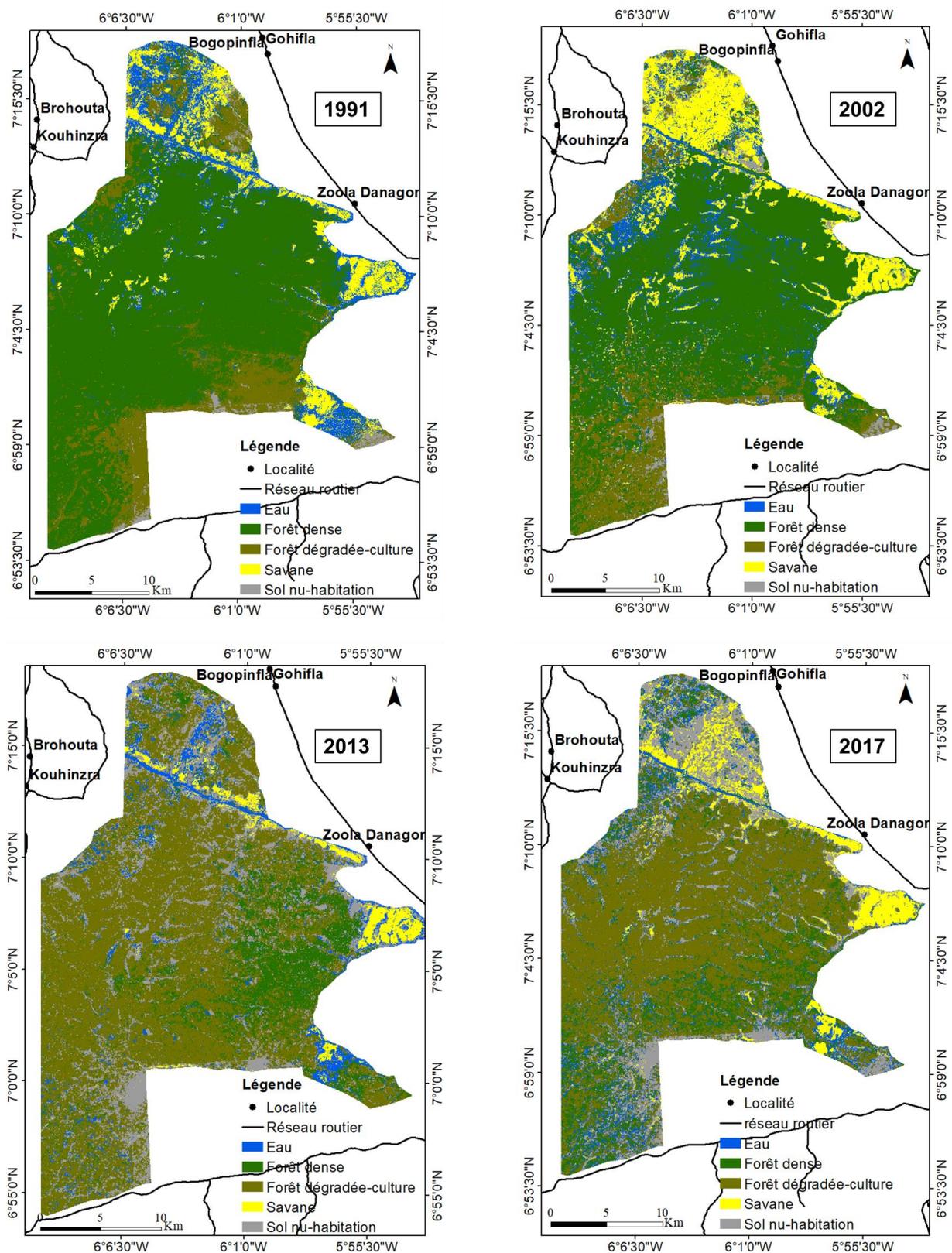


Figure 37 : Cartes d'occupation du sol du Parc National de la Marahoué obtenues à partir d'image LANDSAT de 1991, 2002, 2013 et 2017

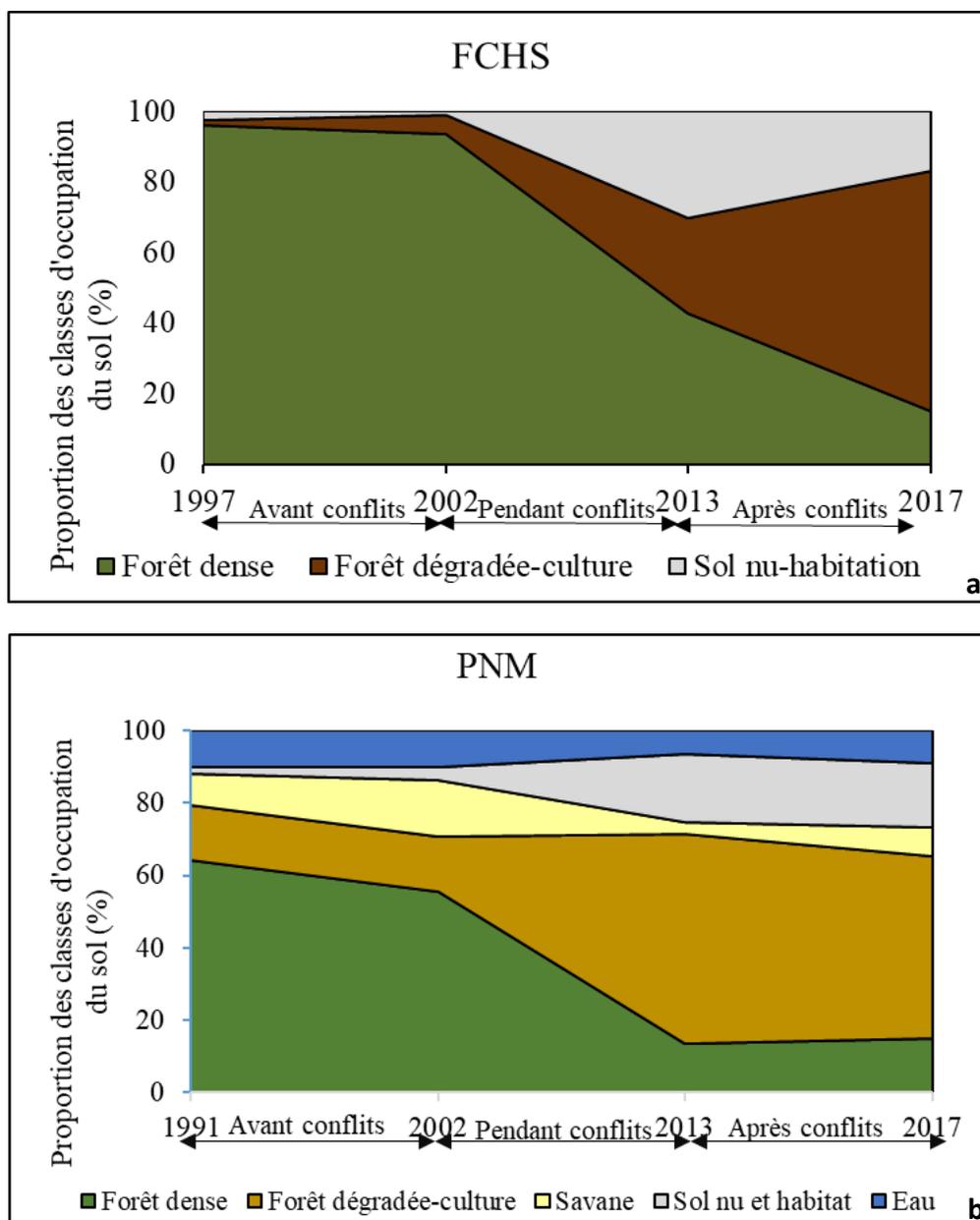


Figure 38 : Proportion des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) et du Parc National de la Marahoué (PNM) avant, pendant et après les conflits

8-4 Sud de la Côte d'Ivoire : Parc National du Banco

Dans le Parc National du Banco, les classes d'occupation du sol qui sont retenues sont : les forêts denses (formation arborée dense), forêts secondaires (formation arborée moins dense) et sols nus-habitation (Annexe 4). L'évaluation de ces classifications à travers les matrices de confusion, la précision globale et le coefficient de Kappa a montré une bonne performance avec des précisions globales de 96,39 ; 93,27 ; 91,96 et 96,68 respectivement en 1998, 2002, 2013 et 2017 (Tableau

X). Les valeurs des coefficients de Kappa qui sont de 0,92 ; 0,71 ; 0,75 et 0,90 respectivement pour les années 1998, 2002, 2013 et 2017 indiquent également une bonne performance des différentes classifications. En 1998, 2002 et 2017 les meilleurs taux de classification sont enregistrés dans la classe sol nu-habitation avec des proportions de pixels bien classés de 100 %. En 2013, aucun pixel de sol nu et habitation n'a été classé dans cette classe et le meilleur taux de classification a été observé dans la classe forêt secondaire. Les plus grandes confusions sont observées entre les forêts denses et les forêts secondaires. Cette confusion a été plus importante en 2002 où 21,18 % de pixels de forêt dense ont été classés en forêt secondaire.

Tableau X : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images LANDSAT (1998, 2002, 2013 et 2017) du Parc National du Banco

1998	Forêt dense	Forêt secondaire	Sol nu-habitation
Forêt dense	95,83	0,00	0,00
Forêt secondaire	4,03	100,00	0,00
Sol nu-habitation	0,13	0,00	100,00
Précision globale : 96,89			
Coefficient de Kappa : 0,92			
2002	Forêt dense	Forêt secondaire	Sol nu-habitation
Forêt dense	95,37	21,18	0,00
Forêt secondaire	4,63	78,82	0,00
Sol nu-habitation	0,00	0,00	100,00
Précision globale : 93,27			
Coefficient de Kappa : 0,71			
2013	Forêt dense	Forêt secondaire	Sol nu-habitation
Forêt dense	91,09	1,85	0,00
Forêt secondaire	8,35	96,30	0,00
Sol nu-habitation	0,56	1,85	100,00
Précision globale : 91,96			
Coefficient de Kappa : 0,75			
2017	Forêt dense	Forêt secondaire	Sol nu-habitation
Forêt dense	95,76	0,00	0,00
Forêt secondaire	1,98	100,00	0,00
Sol nu-habitation	2,26	0,00	100,00
Précision globale : 96,65			
Coefficient de Kappa : 0,90			

Après validation des différentes classifications supervisées des images LANDSAT (1998 et 2017) et SPOT (2002 et 2013) nous avons obtenu les cartes d'occupation du sol du PNB en 1998,

2002, 2013 et 2017 couvrant les périodes d'avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2002-2017) les conflits en Côte d'Ivoire (Figure 39).

L'occupation du sol dans le Parc National du Banco en 1998, 2002, 2013 et 2017 est représentée à la figure 40. En 1998, le paysage était constitué de 65,05 % de forêt dense, de 31,02 % de forêt secondaire et de 3,93 % de sol nu-habitation. Au début des conflits en 2002, la forêt dense a gagné en superficie au détriment des deux (2) autres classes. A cette date les surfaces de forêt dense occupaient 76,99 % du paysage contre 21,56 % et 1,45 % pour les forêts secondaires et les sols nus –habitations. A la fin des conflits, en 2013 la matrice du PNB est toujours dominée par les forêts denses avec une proportion de 79,23 % contre 19,10 % et 1,67 % respectivement pour les forêts secondaires et les sols nus-habitations. En 2017, la composition du paysage du PNB n'est pas différente de celle observée dans les années antérieures. La matrice est constituée de 70,48 % de forêts denses auxquelles s'ajoutent 22,05 % de forêt secondaire et 2,47 % de sol nu et habitation.

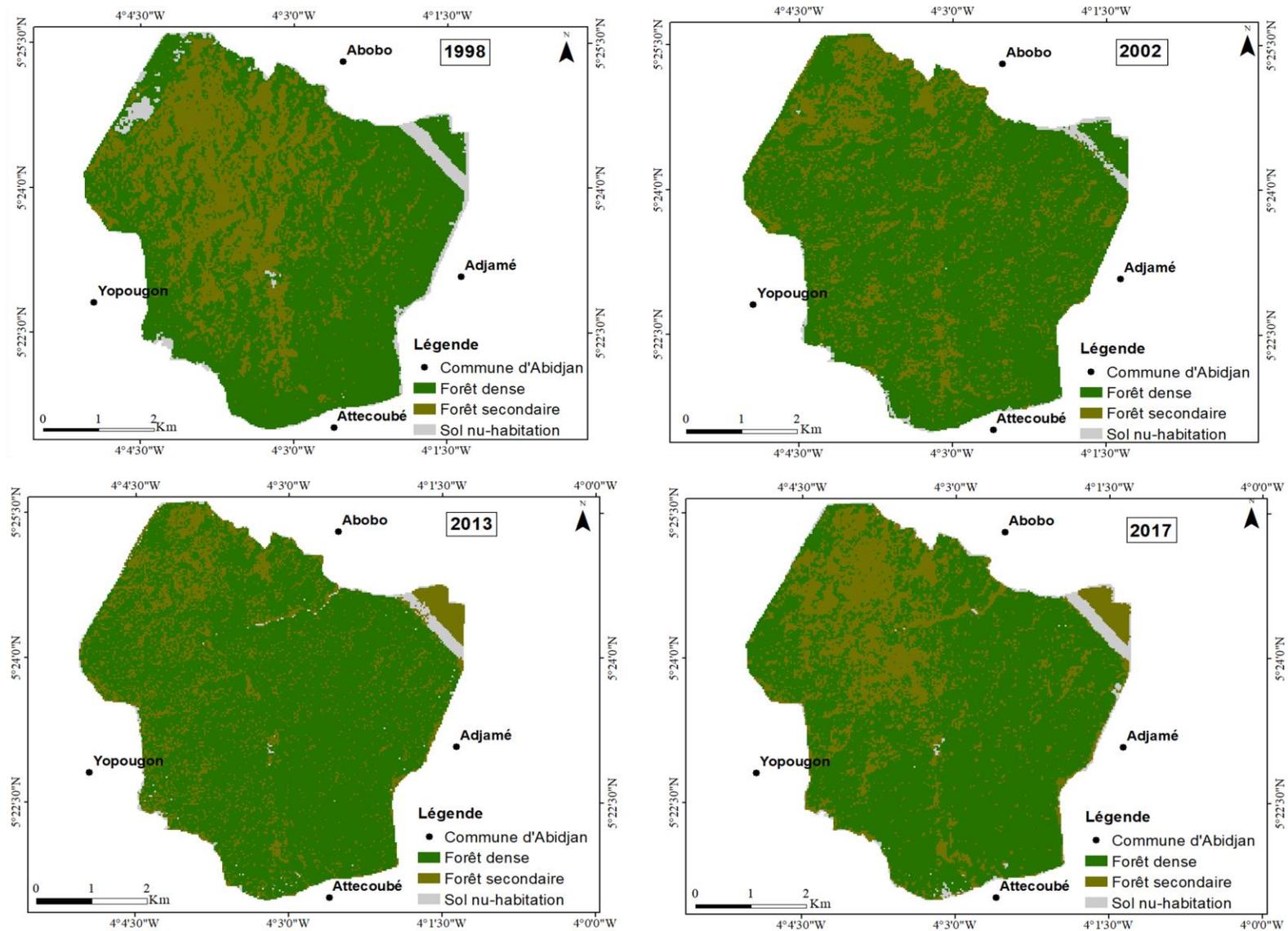


Figure 39 : Cartes d'occupation du sol du Parc National du Banco en 1998, 2002, 2013 et 2017 obtenues à partir d'image LANDSAT (1998, 2017) et SPOT (2002, 2013)

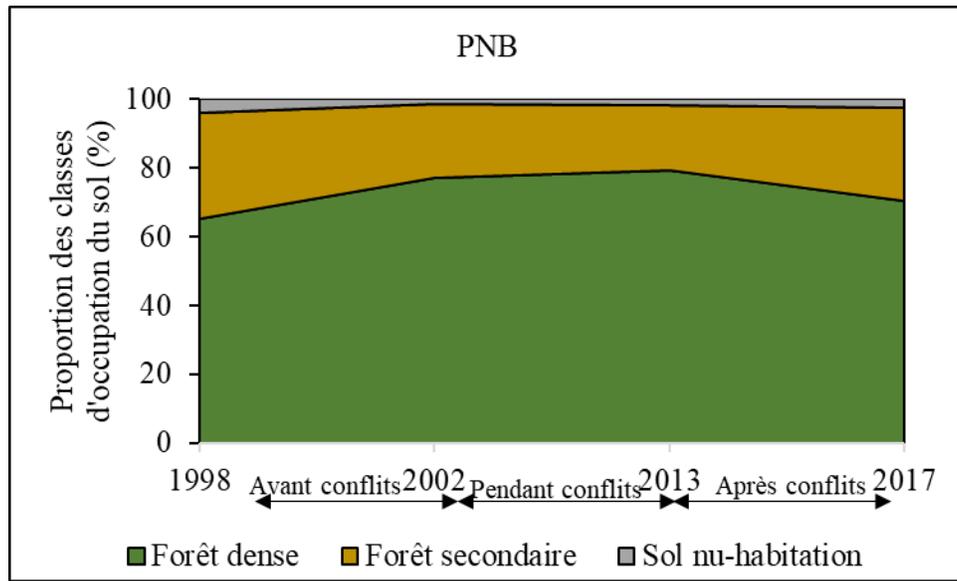


Figure 40: Proportion des classes d'occupation du sol du Parc National du Banco avant, pendant et après les conflits

Chapitre 9 : Dynamique de l'occupation du sol

9-1 Evolution de l'indice de végétation

L'indice de végétation NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) montre que les différents sites n'ont pas connu la même évolution du recouvrement de la végétation sur les trois périodes de l'étude, avant, pendant et après les conflits (Figure 41).

Dans le PNC, la période d'avant conflits (1998-2002) a été celle d'une forte diminution de la biomasse. Le NDVI étant passé de 0,15 en 1998 à -0,20 au début des conflits. Pendant la période des conflits, la biomasse augmente (-0,20 en 2002 à 0,29 en 2013) pour connaître à nouveau une diminution au cours de la période post-conflit. Cette baisse fut cependant moins importante que celle de la période d'avant conflits (Figure 41a).

Dans les sites situés dans le Centre du pays, pendant la période d'avant conflits, 1991-2003 pour la FCK et 1998-2002 pour les FCS et FCM, il a été noté une baisse de la biomasse dans chacune des zones. Cependant, cette baisse est plus importante dans les forêts classées de Soungourou et Mafa où nous obtenons des valeurs négatives du NDVI (Figure 41b, c, d). A la fin des conflits dans les sites du Centre le NDVI augmente à l'exception de la FCK où l'on observe une importante diminution (Figure 41b).

Dans le Centre-Ouest, les deux sites d'études ne présentent pas la même évolution de la biomasse. Pendant la période d'avant conflits, la biomasse dans la FCHS a connu une augmentation, tandis que dans le PNM elle a subi une diminution. Pendant la période de conflits, la tendance a été inversée ; la biomasse a diminué dans la FCHS et a augmenté dans le PNM. Pendant la dernière période de l'étude, la biomasse dans la FCHS est restée stable tandis qu'elle a connu une régression dans le PNM (Figure 41e, f). La valeur maximale du NDVI (0,47) pour tous les sites a été obtenue dans le PNM en 2013, à la fin des conflits.

La valeur maximale du NDVI (0,37) dans le PNB a été obtenue en 1997 et est sensiblement égale à la valeur maximale obtenue dans la FCHS. Dans le PNB, la fin des conflits a été marquée par une forte réduction de la biomasse où les valeurs du NDVI passent de 0,31 à -0,04 soit une diminution de 112,90 %. De 2013 à 2017, la biomasse augmente à nouveau et donne une valeur du NDVI de 0,27 (Figure 41g).

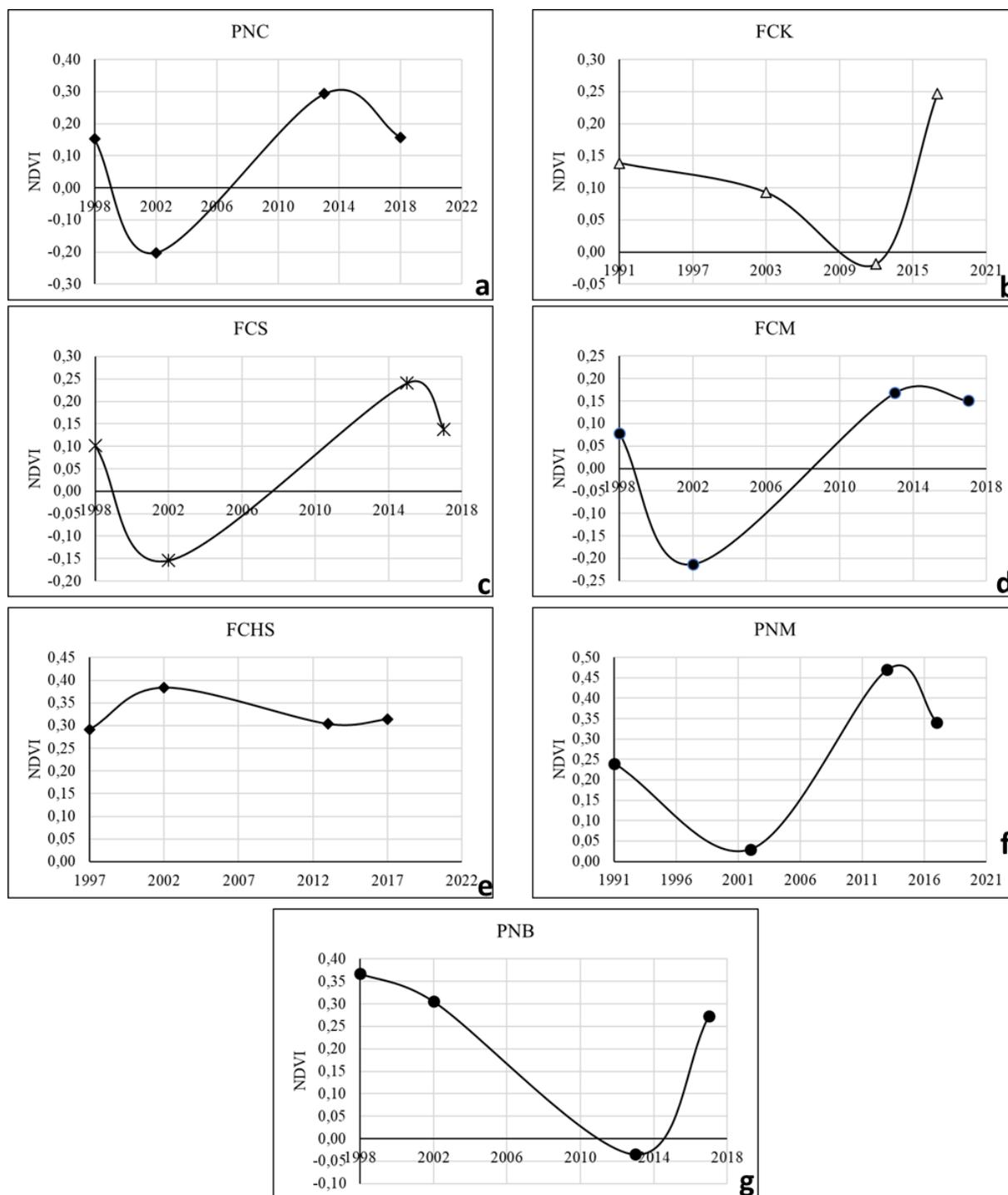


Figure 41 : Evolution du NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) dans les différentes zones, avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire.

PNC = Parc National de la Comoé, FCK = forêt classée de Kokondékro, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra, PNM = Parc National de la Marahoué et PNB = Parc National du Banco.

9-2 Variation temporelle des superficies des classes d'occupation du sol

9-2-1 Parc National de la Comoé

Pendant la période d'avant conflits (1998-2002), les forêts et savanes arbustives ont connu une augmentation de leur superficie avec des taux respectifs de 24,4 % et 23,95 %. Au cours de cette période le changement le plus remarquable a été enregistré au niveau de la classe culture. Cette classe qui était quasi-inexistante avec une proportion de 0,04 % du paysage, a gagné en superficie pour constituer 1,87 % du paysage soit un taux d'augmentation de 4878,15 % (Figure 42a).

Pendant la période des conflits de 2002 à 2013, les superficies forestières sont passées de 19,38 % à 22,18 % soit une augmentation de 14,43 %. Au cours de cette période, les cultures ont connu une régression de 57,26 % soit une diminution de moitié des superficies présentes pendant la période précédente. Cette période est également marquée par une augmentation des surfaces de savanes arborées et de sols nus-habitations, avec des taux respectifs de 194,36 % et 90,99 % et une régression de 43,03 % des savanes arbustives et de 4,53 % de la classe eau (Figure 42b).

Au cours de la période d'après conflits, l'évolution de la composition du paysage semble avoir été en la faveur des classes naturelles à l'exception de la savane arbustive et de l'eau dont les superficies ont régressé respectivement de 49,75 % et 58,10 %. Les superficies de forêts ont enregistré le plus important taux d'augmentation qui est de 48,43 % contre 27,34 % pour les savanes arbustives. Les superficies de cultures et de sols nus-habitations ont régressé de 1,91 % et de 41,85 % (Figure 42c).

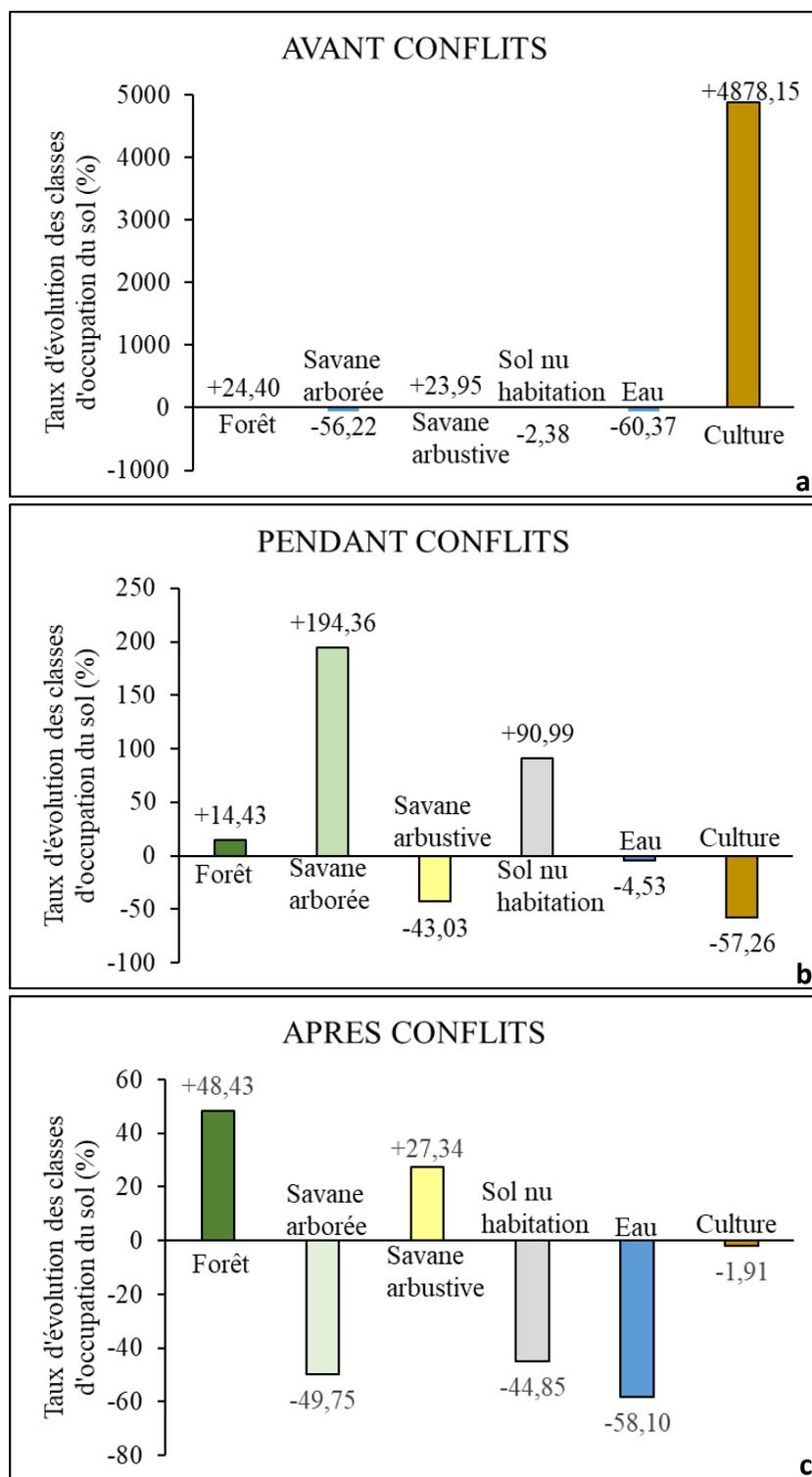


Figure 42 : Taux d'évolution des superficies des classes d'occupation du sol dans le Parc National de la Comoé avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire.

9-2-2 Forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa

Dans les différents sites d'étude du Centre de la Côte d'Ivoire, l'évolution des superficies des différentes classes d'occupation du sol avant les conflits suit des tendances différentes. Dans les forêts classées de Kokondékro et de Soungourou, les forêts naturelles ont connu une régression de leur superficie respectivement de 21,28 % et 12,61 %. Tandis que dans la FCM, cette classe a presque triplé avec un taux d'augmentation de 191,90 %. Considérant la classe plantation forestière au cours de cette période, les FCK et FCM ont connu une régression des superficies de 16,62 % et 34,10 %, alors que la FCS enregistre un gain de superficie de 45,57 %. Les superficies des savanes ont plus que doublé dans la FCK alors qu'elles ont régressé dans les FCM et FCS. Conjointement, les superficies des sols nus et habitations croissent dans les FCK et FCM et régressent dans la FCS avec des taux d'évolution respectifs de 407,81 % ; 114,08 % et -11,88 % (Figure 43a).

Pendant la période des conflits, les tendances d'évolution des superficies des classes d'occupation du sol sont les mêmes dans chacune des forêts classées, à l'exception des plantations forestières qui ont connu une régression de 12,81 % dans la FCK et une augmentation de 106,11 % dans la FCM et 37,47 % dans la FCS. Les superficies de forêts naturelles ont crû de 74,71 % dans la FCK, de 233,89 % dans la FCM et 275,95 % dans la FCS. Contrairement aux forêts naturelles, les superficies des savanes ont enregistré une régression qui est plus importante dans la FCS qui présente également le plus fort taux d'accroissement des forêts naturelles. Les superficies des sols nus et habitations régressent dans chacune des forêts avec un taux de 80,62 % pour la FCK, de 78,16 % pour la FCM et 83,46 % pour la FCS (Figure 43b).

Après les conflits, les superficies des sols nus et habitations croissent dans toutes les forêts, tandis que les superficies des plantations forestières y régressent. Les superficies forestières augmentent de 18,58 % dans la FCK et diminuent dans les FCM et FKS avec des taux respectifs de -2,78 % et -65,93 %. Les superficies des savanes diminuent dans la FCK et accroissent dans les FCM et FCS (Figure 43c).

De façon général, nous remarquons que les superficies des plantations forestières diminuent dans la FCK quel que soit la période ; ce qui indique une exploitation régulière de cette forêt. Pendant la période des conflits, les FCM et FCS n'ont pas fait l'objet d'une exploitation forestière contrairement à la FCK. Après les conflits, toutes les forêts semblent avoir subi une exploitation forestière.

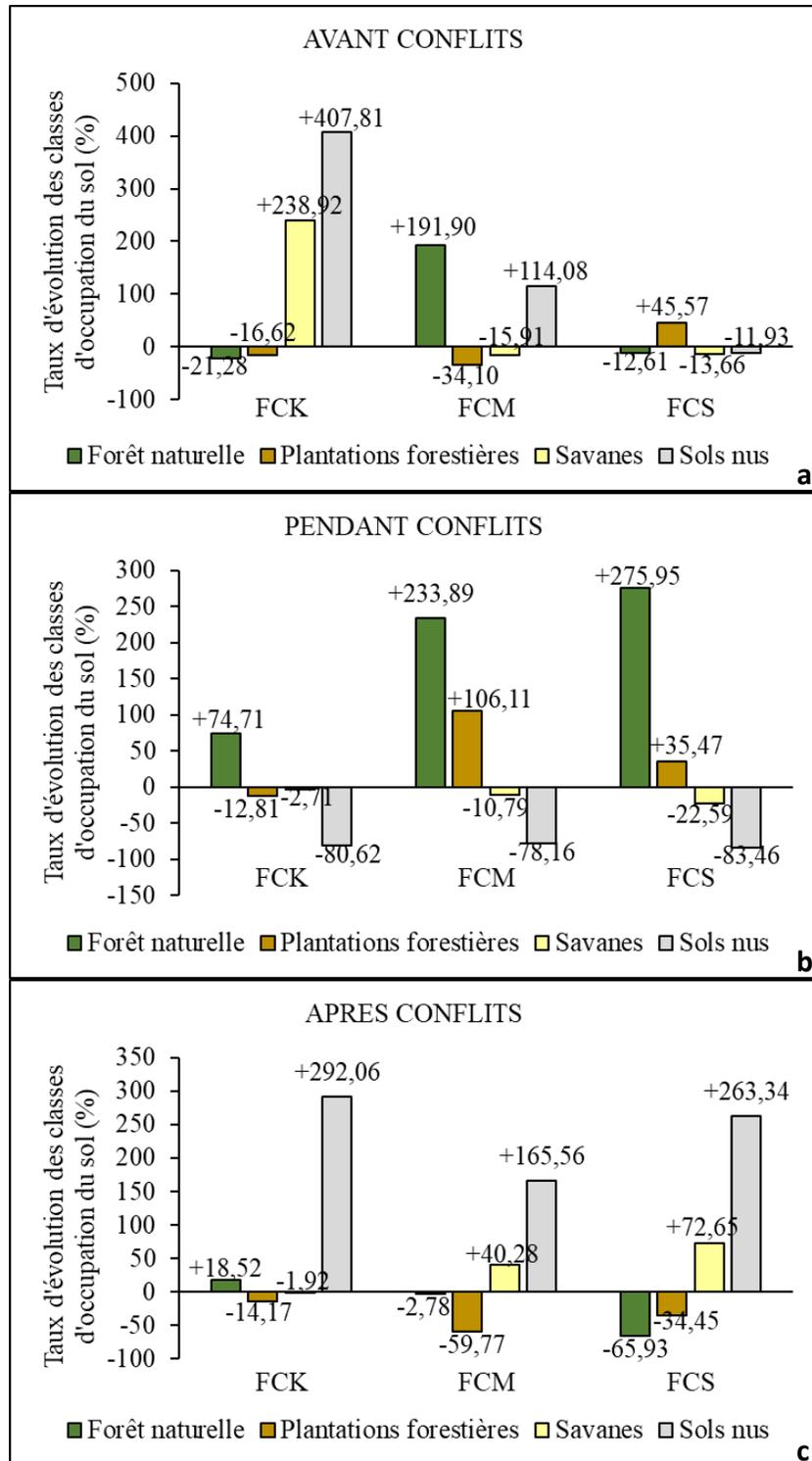


Figure 43 : Taux d'évolution des superficies des classes d'occupation du sol dans les forêts classées de Kokondékro (FCK), de Mafa (FCM) et de Soungourou (FCS) au Centre de la Côte d'Ivoire avant, pendant et après les conflits

9-2-3 Forêt classée du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué

De façon globale, les variations des surfaces dans les différentes périodes d'étude, montrent une régression générale des forêts denses et une augmentation de la classe forêt dégradée-culture aussi bien avant, pendant, qu'après les conflits dans la FCHS. Des tendances contrastées étaient observées au niveau du PNM.

Pendant la période d'avant conflits, les surfaces forestières ont régressé aussi bien dans la FCHS (-2,62 %) que dans le PNM (-13,48 %). Dans la FCHS, cette régression s'est faite au profit des forêts dégradées-cultures qui ont connu un accroissement de superficie de 260,65 %, tandis que les sols nus et habitations ont enregistré une perte de superficie de plus de la moitié (-54,01 %) de ce qui était présent en 1997. Dans le PNM contrairement à la FCHS, les superficies des forêts dégradées et cultures ont régressé de -0,58 % et celles des sols nus et habitation ont augmenté de 99,74 %. Les savanes y ont également gagné en superficie (Figure 44a).

Pendant la période des conflits, la dynamique de déforestation qui existait déjà s'est accentuée, faisant de cette période celle d'une forte régression des forêts dans les deux sites d'étude. En effet, à la fin des conflits en 2013, la régression des surfaces forestières était de 54,26 % dans la FCHS et de 75,42 % dans le PNM correspondant à un taux de déforestation annuelle respectivement de 4,93 % et 6,86 %. Au cours de cette période la seconde classe naturelle qui est la savane dans le PNM a également connu une réduction de sa superficie, indiquant une perte de 79 %. Ces différentes pertes de superficies se sont faites au profit des forêts dégradées et cultures et des sols nus et habitations qui ont enregistré un gain de superficie de 402,26 % et 2543,95 % pour la FCHS et 280,29 % et 434,92 % pour le PNM. Ces gains correspondant aux plus importants taux d'augmentation des superficies de ces deux classes sur toutes les périodes de l'étude (Figure 44b).

Au cours de la période post-conflits, la dynamique de déforestation est toujours en cours dans la FCHS. La perte de superficie forestière dans ce site se fait au profit des forêts dégradées et cultures qui enregistrent un accroissement de 128,47 %, contrairement aux sols nus et habitations qui ont régressé de 49,62 %. Contrairement à la FCHS, le PNM connaît une reforestation qui se traduit par un accroissement de 9,95 % des surfaces forestières et une diminution des superficies des forêts dégradées et cultures et sols nus et habitations respectivement de 12,62 % et 4,61 %. La classe savane y gagne également en superficie (135,16 %) (Figure 44c).

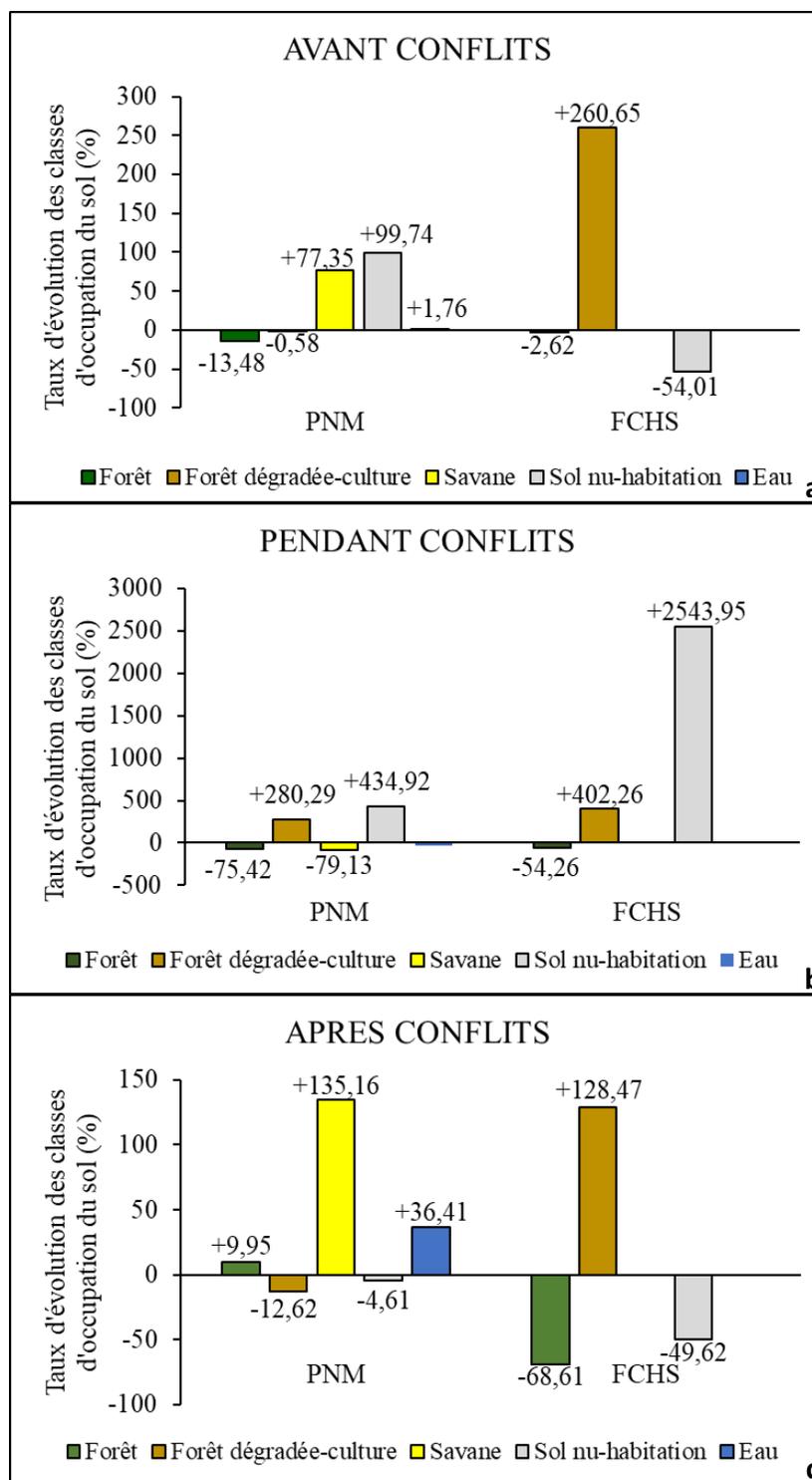


Figure 44 : Taux d'évolution des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) et du Parc National de la Marahoué (PNM) avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire.

9-2-4 Parc National du Banco

La période d'avant conflit a été favorable aux forêts denses qui ont eu un taux d'accroissement de 18,30 % soit une reforestation annuelle de 4,57 %, contre une régression de 30,53 % pour les forêts secondaires et 63,08 % pour les sol nus-habitations (Figure 45a).

Pendant la période des conflits, la tendance de reforestation continue avec un taux d'accroissement de 2,81 % des forêts denses. Au cours de cette période, les forêts secondaires perdent toujours en superficie pendant que les sols nus et habitations enregistrent un gain de superficie de 15,01 % (Figure 45b). Cette croissance pourrait être attribuée aux différentes modifications qui ont lieu au niveau du triangle de Sagbé dans la partie Nord-Est du parc, où certaines taches de forêts denses qui existaient en 2002 ont disparu et ont fait place à des taches de forêts secondaires et de sols nus-habitations.

La période d'après conflits semble être défavorable aux forêts denses qui passent d'une proportion de 79,23 % à la fin des conflits à 70,48 % en 2017 soit une perte de 10,90 %. Les autres classes sont favorisées, surtout la classe sol nu-habitation qui enregistre une augmentation de 47,96 % (Figure 45c).

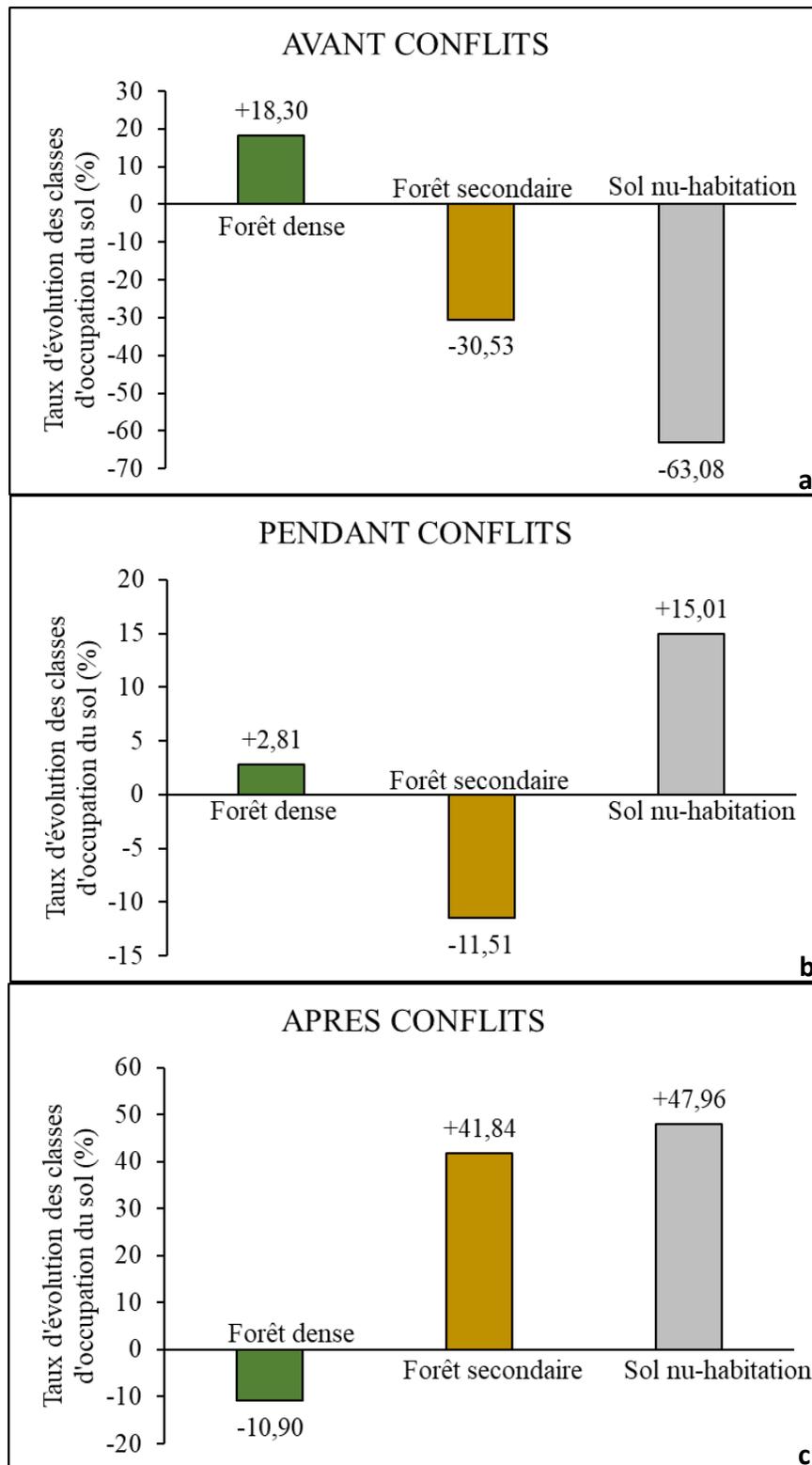


Figure 45 : Taux d'évolution des classes d'occupation du sol du Parc National du Banco avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire

9-3 Transfert d'occupation du sol

9-3-1 Parc National de la Comoé

De façon générale, les indices de stabilité sont de très faibles valeurs indiquant une importante transformation du paysage. Cet indice est seulement de 1,28, 0,60 et 1,11 respectivement pour les périodes avant, pendant et après les conflits. Au cours de ces différentes périodes, les valeurs de l'indice de stabilité indiquent que les valeurs sur la diagonale de la matrice de transition qui expriment le pourcentage de stabilité des classes, sont pratiquement égales à celles hors diagonale (Tableau XI). Nous notons également à travers cet indice que la période des conflits a été la plus dynamique.

Avant les conflits, de 1998 à 2002, aucun espace de culture n'est resté stable car ceux existant ce sont transformés en d'autres classes et d'autres classes sont devenues des cultures. Les savanes arborées et les sols nus-habitations présentent des stabilités respectives de 4,16 % et 0,34 %. Les plus grandes stabilités sont observées au niveau des classes forêts et savane arbustive avec des valeurs respectives de 13,13 % et 38,16. Au cours de cette période, les transferts entre les différentes classes sont plus importants entre les savanes arbustives et les savanes arborées avec des pertes respectives de 5,99 % et 18,83 % (Tableau XI).

Pendant la période des conflits, la plus grande stabilité a été observé au niveau de la classe forêt avec un maintien de 16,28 % des superficies (19,38 %) présentes en 2002. La plus grande conversion de forêt vers les autres classes est observée au niveau de la classe savane arbustive qui gagne 1,23 % des superficies forestières. La matrice du paysage qu'est la savane arbustive a connu une importante conversion vers les autres classes. Sur les 62,55 % du paysage qu'occupait cette classe en 2002, 27,45 % ont été convertis en savane arborée ; 3,72 % en sol nu-habitation ; 2,80 % en forêt ; 0,46 % en eau et 0,08 % en culture. Au cours de cette période, une grande part des sols nus et habitation a été convertie en savane arbustive soit 1,22 % des 2,77 % qu'occupait cette classe en 2002 (Tableau XI).

Au cours de la période post-conflits, la plus grande stabilité est toujours observée au niveau de la classe savane arbustive (22,34 %). Les conversions de cette classe vers les autres semblent moins importantes que celles observées au cours de la période précédente. La plus grande conversion de cette classe qui est de 0,51 % est observée au niveau de la classe savane arbustive, tandis que la plus petite conversion est enregistrée au niveau de la classe sol nu-habitation. Cette

dernière période a également été marquée par une grande conversion des savanes arborées vers les forêts (Tableau XI).

Dans le PNC, la matrice du paysage qui est la savane arbustive a été moins perturbée avant et après les conflits contrairement à la période des conflits. En effet, au niveau de la classe, avant et après les conflits la classe savane arbustive a connu respectivement une stabilité de 75,61 % et 62,71 %. Tandis que pendant les conflits, cette classe a connu une stabilité de moins de 50 % (Tableau XII). Les conversions les plus importantes de la classe savane arbustive sont observées au niveau de la classe savane arborée. Nous notons cependant que la période post-conflits a été celle de la plus grande conversion de savane arbustive en forêt soit 11,72 %. Aussi, la conversion de la savane arbustive en culture a été plus importante avant les conflits (Tableau XII).

Tableau XI : Matrice de transition des classes d'occupation du sol et indice de stabilité du paysage du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire

	Culture	Eau	Forêt	Savane arborée	Savane arbustive	Sol nu-habitation	Total général
Avant conflits (1998-2002)							
Culture	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,03
Eau	0,02	0,40	1,51	0,42	1,99	0,02	4,36
Forêt	0,07	0,16	13,13	1,07	1,18	0,00	15,61
Savane arborée	0,58	0,53	2,42	4,16	18,83	0,21	26,73
Savane arbustive	1,15	0,65	2,3	5,99	38,16	2,2	50,45
Sol nu-habitation	0,04	0,00	0,00	0,05	2,39	0,34	2,82
Total général	1,86	1,74	19,38	11,7	62,55	2,77	100
Indice de stabilité : 1,28							
Pendant conflits (2002-2013)							
Culture	0,11	0,05	0,09	0,78	0,73	0,12	1,87
Eau	0,02	0,38	0,36	0,65	0,29	0,02	1,72
Forêt	0,32	0,51	16,28	0,98	1,23	0,06	19,38
Savane arborée	0,27	0,20	2,65	4,02	4,11	0,46	11,71
Savane arbustive	0,08	0,46	2,80	27,45	28,05	3,72	62,55
Sol nu-habitation	0,01	0,05	0,01	0,58	1,22	0,91	2,77
Total général	0,80	1,65	22,18	34,46	35,63	5,29	100,00
Indice de stabilité : 0,60							
Après conflits (2013-2018)							
Culture	0,42	0,05	0,26	0,03	0,01	0,04	0,80
Eau	0,07	0,45	0,57	0,18	0,32	0,06	1,65
Forêt	0,17	0,14	20,78	0,47	0,51	0,11	22,18
Savane arborée	0,05	0,02	6,71	7,96	18,83	0,88	34,46
Savane arbustive	0,01	0,01	4,18	8,02	22,34	1,07	35,63
Sol nu-habitation	0,06	0,02	0,43	0,66	3,37	0,76	5,29
Total général	0,78	0,69	32,92	17,31	45,38	2,92	100,00
Indice de stabilité : 1,11							

Tableau XII : Conversion des classes savane arbustive et savane arborée dans les différentes classes d'occupation du sol dans le Sud-Ouest du Parc National de la Comoé avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire.

	Période	Savane arbustive	Savane arborée	Forêt	Sol nu-habitation	Culture	Eau	Total
Savane arbustive	Avant conflits	75,61	11,88	4,56	4,36	2,29	1,30	100,00
	Pendant conflits	44,85	43,88	4,47	5,94	0,12	0,74	100,00
	Après conflits	62,71	22,50	11,72	3,00	0,04	0,04	100,00

9-3-2 Forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa

Les tableaux XIII, XIV et XV présentent respectivement les matrices de transition des classes d'occupation du sol des forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa au niveau du paysage.

Pendant la période d'avant conflits, le site qui a été le plus stable dans le Centre de la Côte d'Ivoire est la FCK avec une valeur de l'indice de stabilité de 1,60. Après la FCK, suit la FCS avec un indice de 1,17 et le site le moins stable fut la FCM avec un indice de 0,52. Ces valeurs indiquent que le PNC avec un indice de stabilité de 1,28 (Tableau XI) a été plus stable que la FCS et la FCM au cours de cette période.

Dans la FCK, au cours de la période d'avant conflits, la plus grande valeur de stabilité est obtenue au niveau de la classe plantation forestière avec un maintien de plus de la moitié des proportions présentes en 1991. En effet, sur les 73 % du paysage qu'occupait cette classe en 1991, 49,38 % sont restés tels et 13,16 % ; 3,66 % et 6,81 % ont été convertis respectivement en savane, sol nu et forêt naturelle au début des conflits en 2002. Au cours de cette période, la classe forêt naturelle a connu une forte conversion vers la classe plantation forestière. Cette période est également marquée par un maintien d'une importante proportion des savanes (2,13 %). Cependant, l'on note la conversion du tiers des proportions (1,95 %) de cette classe en plantations forestières. Les sols nus ont été les moins conservés dans la FCK au cours de la période d'avant conflits. Sur 0,92 % du paysage qu'occupait cette classe en 1991, seulement 0,25 % étaient encore présents en 2002 au début des conflits. Cette perte de superficie s'est faite en faveur des classes plantations forestières et savanes avec respectivement des taux de conversion de 0,32 % et 0,31 % (Tableau XIII). Au cours de cette période, dans la FCS, chacune des classes d'occupation du sol a pu maintenir le tiers de la superficie qu'elle occupait avant le début des conflits. En effet, sur les 7,49 % ; 22,08 % ; 41,29 % et 29,13 % qu'occupaient respectivement les forêts naturelles, plantations forestières, savanes et sols nus avant le début des conflits en 1998 ; 3,12 % ; 8,85 % ; 13,19 % et 9,16 % sont restés inchangés au début des conflits en 2002. Au cours de cette période, dans la FCS, les plus grandes conversions de forêts naturelles ont été vers les plantations forestières (3,39 %). Au niveau des plantations forestières, des savanes et des sols nus, les plus grandes conversions ont été respectivement vers les savanes (7,26 %), plantations forestières (14,60 %) et savane (14,38) (Tableau XIV). La conversion de sols nus en savane est la plus importante de cette période dans la FCS, tandis que dans la FCK la plus grande conversion a été celle des forêts naturelles en

plantations forestières (Tableau XIII et XIV). Dans la FCM, la première période de l'étude a été marquée par une forte conversion des plantations forestières en savane. La plus grande stabilité y a été observée au niveau de la classe savane (Tableau XV).

Pendant la période des conflits, la FCK a également été la plus stable (1,15). Après cette dernière, contrairement à la période précédente, la plus grande stabilité a été observée au niveau de la FCM (0,54). Aussi, le paysage du Sud-Ouest du PNC, a été plus stable que ceux des forêts classées de Soungourou et Mafa tout comme la période précédente. Dans la FCK, pendant cette période, les plantations forestières et les forêts naturelles ont conservé plus de la moitié des proportions qu'elles occupaient au début des conflits. Les savanes y ont conservé le quart (4,73 %) de leur proportion de 2002 (16,95 %) tandis que les sols nus ont conservé moins de 1 % (0,21 %) de leur proportion de 2002 (5,05). La seconde période de l'étude, contrairement à la première, a été marquée par une plus grande conversion des savanes et sols nus vers les plantations forestières dans la FCK (Tableau XIII). Tout comme dans la FCK, à la fin des conflits, les forêts naturelles avaient conservé plus de la moitié des proportions qu'elles occupaient au début des conflits dans la FCS. Sur les 6,55 % du paysage qu'occupait cette classe, 4,10 % sont restés intacts et 0,97 % ; 1,36 % et 0,12 % ont été respectivement convertis en plantations forestières, savanes et sols nus. Les plantations forestières, savanes et sols nus ont vu le maintien respectivement de 12,36 % ; 15,64 % et 1,53 % de leur proportion qui était de 32,14 % ; 35,65 % et 25,66 % au début des conflits. Tout comme dans la FCK, une grande part (16,94 %) des proportions de sols nus en 2002 (25,66 %) a été convertie en plantation forestière (Tableau XIV). Dans la FCM, la seconde période de l'étude est également marquée par une importante conversion des sols nus vers les plantations forestières et les savanes. Soit 14,29 % et 14,33 % des proportions qu'occupait cette classe au début des conflits. Comme dans les deux précédents sites la forêt naturelle présente une grande stabilité traduite par le maintien de 1,86 % des proportions du paysage qu'elle occupait en 2002 (2,98 %) (Tableau XV).

L'indice de stabilité du paysage de la FCK (1,58) au cours de la période post-conflits, est le plus important des trois sites, suivi de la FCM. Au cours de cette période, dans la FCK, sur les 29,03 % qu'occupaient les forêts naturelles, 20,13 % sont restés intacts alors que 7,40 %, 1,27 % et 0,22 % ont été convertis respectivement en plantations forestières, savanes et sols nus. Les plantations forestières présentent une stabilité de 32,82 % sur les 53,39 % qu'elles occupaient à la fin des conflits. Au niveau des savanes et des sols nus, 7,79 % et 0,44 % sont restés inchangés sur

les 16,63 % et 0,95 % du paysage qu'ils occupaient à la fin des conflits. La plus grande conversion dans la FCK au cours de cette période a été celle des savanes vers les plantations forestières (Tableau XIII). La FCS a été marquée par un faible taux de stabilité des forêts naturelles et plantations forestières. En effet, sur 24,61 % qu'occupaient les superficies forestières à la fin des conflits, au cours de la période post-conflits, seulement 6,63 % sont restés inchangés tandis que 9,91 %, 5,77 % et 2,31 % ont été respectivement convertis en plantations forestières, savanes et sols nus. Quant aux plantations forestières, les 43,54 % qu'elles occupaient à la fin des conflits ont été convertis à moitié (22,18 %) vers les savanes et moins du quart (9,57 %) de ces superficies sont restés intacts. Au niveau des classes savanes et sols nus respectivement 17,39 % et 0,88 % sont restés inchangés sur 27,60 % et 4,25 % du paysage qu'ils occupaient à la fin des conflits. Les sols nus enregistrent ainsi la plus faible stabilité et les savanes la plus grande (Tableau XIV). Au cours de la période post-conflits, le paysage de la FCM a été plus stable qu'au cours de la période précédente avec un indice qui est passé de 0,54 à 0,75. Les plus grandes stabilités au niveau des classes sont enregistrées dans les classes savanes et sols nus. Les forêts naturelles et les plantations forestières ont connu une grande conversion de leurs superficies en savane soit 3,23 % et 24,04 % des 9,95 % et 44,89 % qu'occupaient respectivement ces deux classes (Tableau XV).

Les tendances de stabilité du paysage dans les forêts classées étudiées au Centre montrent que la période d'avant conflit a été la plus stable. Entre les deux autres périodes les tendances étaient mitigées. Pendant que le paysage des forêts classées de Kokondékro et de Mafa était plus stable pendant la période post-conflits, au niveau de la FCS c'est la période des conflits qui fut plus stable. Aussi, les transitions observées au niveau des trois forêts classées du Centre sont essentiellement dues à l'exploitation forestière et au feu de brousse d'où les tendances irrégulières observées.

Les données au niveau de la classe forêt naturelle montrent que cette classe a été plus stable dans la FCK pendant la période post-conflit tout comme dans le PNC tandis que dans la FCS et FCM elle l'a été respectivement pendant la période des conflits et celle d'avant conflits. Les périodes de grande instabilité ont été celles situées après les conflits pour les forêts classées de Soungourou et Mafa tandis que dans la FCK ce fut la période d'avant conflits (Tableau XVI).

Tableau XIII : Matrice de transition des classes d'occupation du sol et indices de stabilité du paysage de la forêt classée de Kokondékro avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire

	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu	Total général
Avant conflits (1991-2003)					
Forêt naturelle	9,73	9,63	1,38	0,42	21,17
Plantation forestière	6,81	49,38	13,16	3,66	73,00
Savane	0,09	1,95	2,13	0,74	4,91
Sol nu	0,04	0,32	0,31	0,25	0,92
Total général	16,67	61,28	16,98	5,07	100,00
Indice de stabilité : 1,60					
Pendant conflits (2003-2012)					
Forêt naturelle	10,48	5,62	0,59	0,05	16,73
Plantation forestière	13,00	38,06	9,79	0,42	61,26
Savane	4,41	7,58	4,73	0,23	16,95
Sol nu	1,17	2,17	1,49	0,21	5,05
Total général	29,06	53,43	16,60	0,91	100,00
Indice de stabilité : 1,15					
Après conflits (2012-2017)					
Forêt naturelle	20,13	7,40	1,27	0,22	29,03
Plantation forestière	12,38	32,82	7,09	1,10	53,39
Savane	1,84	5,02	7,79	1,97	16,63
Sol nu	0,03	0,34	0,15	0,44	0,95
Total général	34,38	45,59	16,30	3,73	100,00
Indice de stabilité : 1,58					

Tableau XIV : Matrice de transition des classes d'occupation du sol et indices de stabilité du paysage de la forêt classée de Soungourou avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire

	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu	Total général
Avant conflits (1998-2002)					
Forêt naturelle	3,12	3,39	0,83	0,15	7,49
Plantation forestière	0,85	8,85	7,26	5,12	22,08
Savane	2,29	14,60	13,19	11,22	41,29
Sol nu	0,29	5,30	14,38	9,16	29,13
Total général	6,55	32,14	35,65	25,66	100,00
Indice de stabilité : 0,52					
Pendant conflits (2002-2013)					
Forêt naturelle	4,10	0,97	1,36	0,12	6,55
Plantation forestière	11,72	12,36	7,16	0,91	32,14
Savane	5,06	13,26	15,64	1,69	35,65
Sol nu	3,74	16,94	3,44	1,53	25,66
Total général	24,61	43,54	27,60	4,25	100,00
Indice de stabilité : 0,51					
Après conflits (2013-2017)					
Forêt naturelle	6,63	9,91	5,77	2,31	24,61
Plantation forestière	1,30	9,57	22,18	10,50	43,54
Savane	0,22	8,24	17,39	1,74	27,60
Sol nu	0,25	0,82	2,30	0,88	4,25
Total général	8,39	28,54	47,65	15,42	100,00
Indice de stabilité : 0,21					

Tableau XV : Matrice de transition des classes d'occupation du sol et indices de stabilité du paysage de la forêt classée de Mafa avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire

	Forêt naturelle	Plantation forestière	Savane	Sol nu	Total général
Avant conflits (1998-2002)					
Forêt naturelle	0,75	0,24	0,02	0,00	1,02
Plantation forestière	1,84	11,38	11,77	8,06	33,05
Savane	0,39	8,62	24,89	16,80	50,69
Sol nu	0,00	1,54	5,94	7,75	15,23
Total général	2,98	21,78	42,63	32,61	100,00
Indice de stabilité : 1,17					
Pendant conflits (2002-2013)					
Forêt naturelle	1,86	0,95	0,11	0,07	2,98
Plantation forestière	4,85	11,33	4,85	0,75	21,78
Savane	2,41	18,32	18,75	3,15	42,63
Sol nu	0,84	14,29	14,33	3,16	32,61
Total général	9,95	44,89	38,03	7,12	100,00
Indice de stabilité : 0,54					
Après conflits (2013-2017)					
Forêt naturelle	4,15	2,16	3,23	0,41	9,95
Plantation forestière	3,84	10,48	24,04	6,53	44,89
Savane	1,55	4,25	24,26	7,97	38,03
Sol nu	0,14	1,17	1,82	4,00	7,12
Total général	9,68	18,06	53,35	18,91	100,00
Indice de stabilité : 0,75					

Tableau XVI : Conversion de la classe forêt naturelle dans les différentes classes d'occupation du sol dans les forêts classées de Kokondékro (FCK), de Soungourou (FCS) et Mafa (FCM) avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire

	Période	Plantation			Sol nu	Total
		Forêt	forestière	Savane		
FCK						
Forêt	Avant conflit	45,99	45,52	6,50	1,99	100,00
	Pendant conflit	62,61	33,6	3,51	0,28	100,00
	Après conflits	69,36	25,49	4,38	0,77	100,00
FCS						
Forêt	Avant conflit	41,67	45,26	11,02	2,05	100,00
	Pendant conflit	62,57	14,89	20,75	1,8	100,00
	Après conflits	26,92	40,25	23,46	9,38	100,00
FCM						
Forêt	Avant conflit	73,75	23,75	2,23	0,27	100,00
	Pendant conflit	62,27	31,95	3,54	2,24	100,00
	Après conflits	41,70	21,72	32,43	4,15	100,00

9-3-3 Forêt classée du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué

Les matrices de transition permettant de montrer les dynamiques d'occupation du sol pendant les périodes étudiées dans la FCHS et le PNM sont présentés dans les tableaux XVII et XVII. Sur toutes les périodes de l'étude, celle qui a été la plus stable dans chacun des sites du Centre-Ouest est celle d'avant conflits. Cependant la FCHS a été plus stable avec un indice de stabilité de 14,24 contre 1,80 pour le PNM. Il apparaît qu'au cours de cette période, dans la FCHS, 0,79 % du paysage qui était occupé par la classe forêt dégradée-culture en 1997 est resté tel quel en 2002, tandis que 0,08 % a été convertis dans la classe sol nu-habitation. La forêt dense était à cette époque, la matrice de cette forêt classée avec 91,71 % de l'ensemble des classes (Tableau XVII). Dans le PNM, au cours de cette période, la matrice était également constituée par la forêt dense à une proportion de 64,19 %. Sur ces proportions de forêts au début des conflits en 2002, 48,25 % étaient restés intacts tandis que 7,16 % ; 1,83 % ; 0,91 et 6,04 % avaient été respectivement convertis en forêts dégradées-cultures, savanes, sols nus-habitation et eau. Dans le parc, tout comme dans la FCHS, les plus grandes stabilités au cours de la période d'avant conflits sont enregistrées au niveau de la classe forêt dense, mais aussi au niveau de celle des savanes (Tableau XVIII).

Pendant la période des conflits, on note une baisse drastique de la stabilité du paysage de la FCHS avec un indice de stabilité passant de 14,24 à 0,81. Bien que moins importante, la stabilité du paysage a également diminué dans le PNM. Dans la FCHS, la forêt constituait encore la matrice du paysage malgré une baisse importante de ses proportions qui sont passées de 93,51 % au début des conflits à 43,65 % à la fin des conflits en 2013. Cette perte de superficies s'est faite au profit des forêts dégradées-cultures et des sols nus et habitations. La conversion des superficies forestières fut plus importante vers les sols nus et habitations avec 28,45 % contre 23,86 % vers les forêts dégradées et cultures (Tableau XVII).

Pendant la période de conflits, dans le PNM, nous notons une importante conversion des surfaces forestières vers la classe forêt dégradée-culture. En effet, sur les 55,54 % du paysage qu'occupaient les forêts, 36,54 % ont été convertis en forêt dégradée-culture. L'indice de stabilité globale indique une faible valeur (0,33). Cette valeur de la stabilité globale s'explique par les faibles valeurs de stabilités au niveau de chaque classe d'occupation du sol. Sur 55,54 % qu'occupaient les forêts, seulement 11,02 % sont restés inchangés.

Après les conflits, la stabilité diminue davantage dans la FCHS contrairement au PNM, où l'indice de stabilité qui était relativement faible pendant la période de conflits a connu une augmentation. Après les conflits, le dynamisme de déforestation qui s'est accentué pendant la période des conflits suit son cours dans la FCHS. Quatre (4) ans après les conflits, en 2017, le paysage de la FCHS est dominé par les forêts dégradées-cultures. Au cours de la période post-conflits, sur les 43,65 % de forêts qui existaient encore à la fin des conflits en 2013 ; 24,08 % ont été convertis en forêts dégradées-cultures et 8,66 % en sols nus et habitations. Cette période a été marquée dans la FCHS par une importante perte de superficies des sols nus et habitations. En effet, sur les 29,88 % du paysage qu'occupait cette classe à la fin des conflits, 22,69 % ont été convertis en forêts dégradées-cultures et seulement 4,90 % sont restés intacts (Tableau XVII). Au cours de la dernière période de l'étude, dans le PNM, les conversions entre les différentes classes sont marquées par celles des forêts dégradées-cultures en forêt à hauteur de 36,73 %. Dès lors cette classe gagne en superficie contrairement aux observations faites dans la FCHS (Tableau XVIII).

La classe forêt reste de loin celle dont les superficies ont été le plus converties dans les autres classes pendant la période de conflits, dans les deux sites d'étude du Centre-Ouest et surtout après les conflits pour la FCHS (Tableau XIX et XX). En effet, alors qu'elle connaissait des taux de stabilité de plus de 90 % dans la FCHS et de 75 % dans le PNM, avant les conflits, la forêt a été

convertie à hauteur de 25,52 % et 65,79 % dans la classe forêt dégradée-culture respectivement dans la FCHS et dans le FNM. Contrairement aux conversions de forêts vers les forêts dégradées-cultures, les conversions de forêts vers les sols nus et habitations ont été plus importantes dans la FCHS que dans le PNM pendant la période des conflits (Tableau XIX et XX).

Tableau XVII : Matrice de transition des classes d'occupation du sol et indices de stabilité du paysage de la forêt classée du Haut-Sassandra avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire

	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Sol nu-habitation	Total
Avant conflit (1997-2002)				
Forêt dense	91,71	4,17	0,14	96,02
Forêt dégradée-culture	0,60	0,79	0,08	1,48
Sol nu-habitation	1,20	0,37	0,93	2,50
Total	93,52	5,33	1,15	100,00
Indice de stabilité : 14,24				
Pendant conflits (2002-2013)				
Forêt dense	41,20	23,86	28,45	93,51
Forêt dégradée-culture	1,49	2,75	1,10	5,34
Sol nu-habitation	0,07	0,20	0,88	1,15
Total	42,77	26,81	30,42	100,00
Indice de stabilité : 0,81				
Après conflits (2013-2017)				
Forêt dense	10,92	24,08	8,66	43,65
Forêt dégradée-culture	1,68	21,34	3,44	26,46
Sol nu-habitation	2,29	22,69	4,90	29,88
Total	14,89	68,11	17,01	100,00
Indice de stabilité : 0,59				

Tableau XVIII : Matrice de transition des classes d'occupation du sol et indices de stabilité du paysage du Parc National de la Marahoué avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire

	Forêt dense	Forêt dégradée-culture	Savane	Sol nu-habitation	Eau	Total général
Avant conflits (1991-2002)						
Forêt dense	48,25	7,16	1,83	0,91	6,04	64,19
Forêt dégradée-culture	4,55	6,67	1,55	1,15	1,37	15,28
Savane	0,21	0,21	7,02	0,65	0,72	8,81
Sol nu-habitation	0,15	0,58	0,44	0,44	0,15	1,76
Eau	2,38	0,58	4,78	0,36	1,85	9,96
Total général	55,54	15,19	15,63	3,51	10,14	100,00
Indice de stabilité : 1,80						
Pendant conflits (2002-2013)						
Forêt dense	11,02	36,54	0,02	6,37	1,59	55,54
Forêt dégradée-culture	1,23	9,19	0,06	3,51	1,20	15,19
Savane	0,37	4,29	2,74	5,55	2,68	15,63
Sol nu-habitation	0,13	1,75	0,34	1,13	0,15	3,51
Eau	0,89	6,01	0,10	2,19	0,95	10,14
Total général	13,65	57,78	3,26	18,75	6,56	100
Indice de stabilité : 0,33						
Après conflits (2013-2017)						
Forêt dense	4,43	7,16	0,18	0,74	1,14	13,65
Forêt dégradée-culture	8,78	36,73	0,73	7,02	4,52	57,78
Savane	0,00	0,01	2,59	0,63	0,03	3,26
Sol nu-habitation	0,93	5,59	2,25	8,13	1,86	18,75
Eau	0,87	1,00	1,91	1,36	1,41	6,56
Total général	15,01	50,49	7,67	17,89	8,95	100,00
Indice de stabilité : 1,14						

Tableau XIX : Conversion de la classe forêt dans les différentes classes d'occupation du sol dans la forêt classée du Haut-Sassandra avant, pendant et après les conflits, en Côte d'Ivoire

	Période	Forêt	Forêt dégradée- culture	Sol nu- habitation	Total
Forêt	Avant conflits	95,51	4,35	0,15	100
	Pendant conflits	44,06	25,52	30,42	100
	Après conflits	25,01	55,16	19,84	100

Tableau XX : Conversion de la classe forêt dans les différentes classes d'occupation du sol dans le Parc National de la Marahoué avant, pendant et après les conflits, en Côte d'Ivoire

	Période	Forêt	Forêt dégradée- culture	Savane	Sol nu- habitation	Eau	Total général
Forêt	Avant conflits	75,16	11,16	2,85	1,42	9,41	100,00
	Pendant conflits	19,85	65,79	0,04	11,47	2,86	100,00
	Après conflits	32,42	52,48	1,33	5,45	8,32	100,00

9-3-4 Parc National du Banco

Les transferts entre les différentes classes d'occupation du sol indiquent que, tout comme les sites précédents, le PNB a également été soumis à des transformations au niveau du paysage d'où des faibles valeurs de l'indice de stabilité (Tableau XXI). Au cours des trois périodes de l'étude, celle d'après conflits a été la plus stable avec un indice de stabilité de 2,88, suivie de la période des conflits avec un indice de 2,76 et enfin, la période d'avant conflits avec un indice de 1,77 (Tableau XXI). Dans le PNB, les forêts denses ont subi peu de transformations, tandis que les forêts secondaires ont été fortement converties en cette classe (forêts denses) sur chacune des périodes. Au cours de la période d'avant conflits, sur les 65,13 % du paysage qu'occupait la forêt dense en 1998, 53,55 % sont restés stables tandis que 10,97 % ont été convertis en forêts secondaires et seulement 0,61 % en sol nu et habitation. Au cours de la période des conflits, 65,26 % des superficies du paysage occupé par les forêts au début des conflits sont restés tels quels et 11,14 % et 0,69 % ont été respectivement convertis en forêts secondaires et en sols nus et habitation. Après les conflits, les tendances de conversion entre les différentes classes d'occupation

du sol sont les mêmes que dans les périodes précédents. L'on note une grande stabilité de la classe forêt dense, avec cependant une importante conversion vers les forêts secondaires (Tableau XXI).

Dans le PNB, la matrice du paysage qui est la forêt dense a été moins perturbée avant et pendant les conflits contrairement à la période post-conflits. En effet, la classe forêt dense a connu respectivement une stabilité de 88,22 % et 84,85 %. Tandis qu'après les conflits, cette classe a connu une stabilité de 78,88 % (Tableau XXII). Les conversions les plus importantes de la classe forêt dense sont observées au niveau de la classe forêt secondaire. Nous notons cependant que la période post-conflits a été celle de la plus grande conversion de forêt dense en forêt secondaire soit 20,47 % (Tableau XXII).

Tableau XXI : Matrice de transition des classes d'occupation du sol et indices de stabilité du paysage du Parc National du Banco avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire

Avant conflits (1998-2002)	Forêt dense	Forêt secondaire	Sol nu-habitat	Total général
Forêt dense	53,55	10,97	0,61	65,13
Forêt secondaire	21,60	9,51	0,00	31,11
Sol nu-habitat	1,93	1,06	0,78	3,76
Total général	77,08	21,53	1,39	100,00
Indice de stabilité : 1,77				
Pendant conflits (2002-2013)				
Forêt dense	65,26	11,14	0,69	77,09
Forêt secondaire	13,89	7,46	0,20	21,54
Sol nu-habitat	0,24	0,42	0,71	1,38
Total général	79,39	19,02	1,59	100,00
Indice de stabilité : 2,76				
Après conflits (2013-2017)				
Forêt dense	62,70	16,27	0,52	79,48
Forêt secondaire	7,82	10,52	0,63	18,97
Sol nu-habitat	0,28	0,24	1,03	1,55
Total général	70,80	27,03	2,18	100,00
Indice de stabilité : 2,88				

Tableau XXII : Conversion de la classe forêt dense dans les différentes classes d'occupation du sol dans le Parc National du Banco avant, pendant et après les conflits en Côte d'Ivoire.

	Période	Forêt dense	Forêt secondaire	Sol nu-habitation	Total
Forêt dense	Avant conflits	88,22	16,84	0,94	100
	Pendant conflits	84,85	14,46	0,89	100
	Après conflits	78,88	20,47	0,65	100

9-4 Dynamique de la structure spatiale et processus de transformation spatiale

9-4-1 Parc National de la Comoé

En déterminant les processus de transformation spatiale qui ont eu lieu dans le Sud-Ouest du Parc National de la Comoé, nous remarquons que sur les trois périodes de l'étude, chacune des classes a été soumise à différents processus. Au cours des périodes d'avant et pendant les conflits, la classe forêt a connu une diminution du nombre de ses taches, suivie d'une augmentation de l'aire totale de celles-ci, donnant lieu à un processus d'agrégation des taches forestières (Tableau XXIII et XXIV). Au cours de la période post-conflits, cette classe a été marquée par la création de nouvelles taches qui s'est traduite par l'accroissement aussi bien du nombre que de l'aire totale des taches. Cette évolution de la classe forêt est confirmée par l'indice de forme (IF) qui indique une augmentation avec des valeurs de 16,67 ; 18,18 ; 22,49 et 24,84 respectivement pour les années 1998, 2002, 2013 et 2017.

Contrairement à l'IF, l'indice de dominance de la plus grande tache indique une évolution mitigée. En effet, pendant les périodes d'avant et pendant les conflits où l'évolution des taches forestières indique leur agrégation, nous notons une diminution de la valeur de cet indice qui passe de 18,19 % en 1998 à 17,12 % en 2002 et à 14,49 % en 2013. C'est au cours de la période post-conflits que cet indice augmente à nouveau en passant de 14,49 % en 2013 à 27,19 % en 2018 (Tableau XXIII et XXIV).

La classe savane arborée a connu trois (3) types de processus de transformation spatiale. Le premier fut la fragmentation qui a eu lieu pendant la période d'avant conflits. Sur cette période, la classe savane arborée a connu une augmentation du nombre de ses tâches et une diminution de leur aire totale avec un $t_{obs} = 0,44$. Cette évolution du nombre et de l'aire des taches est également perçue au niveau de l'indice de dominance de la plus grande tache (D) qui diminue de 1998 (55,61

%) à 2002 (27,01 %) indiquant un morcellement des taches. L'indice de forme diminue également au cours de cette période, passant de 27,05 en 1998 à 26,92 en 2002.

Le second processus est la création qui a eu lieu pendant la période des conflits indiquée par une augmentation aussi bien du nombre que de l'aire des taches. Cette tendance d'évolution des taches de la savane arborée est confirmée par une augmentation aussi bien de D que de l'IF. Pendant la période après les conflits au niveau de cette classe, le nombre et l'aire totale des taches augmentent ce qui indique un processus de suppression des taches. Le processus de suppression qui a eu lieu au cours de cette période semble avoir entraîné un morcellement des taches avec D qui diminue à nouveau, passant de 29,35 % en 2013 à 20,73 % en 2018. Cette suppression semble également donner des formes plus régulières aux taches de savane arborée avec une diminution de l'IF qui passe de 35,84 en 2013 à 15,22 en 2018 (Tableau XXIII et XXIV).

Les processus qui ont eu lieu au niveau de la classe savane arbustive se résument en une agrégation qui a eu lieu avant et après les conflits et une dissection avec un $t_{obs} = 0,57$ qui a eu lieu pendant les conflits (Tableau XXIII et XXIV). La valeur de $t_{obs} = 0,57$, montre que la dissection est moins importante au niveau de cette classe et se rapprocherait de la fragmentation. Le processus d'agrégation qui a eu lieu pendant les périodes d'avant et après les conflits est confirmé par une augmentation de D et de l'IF au niveau de cette classe.

Au niveau de la classe sol nu-habitation, les processus de transformation enregistrés ont été la suppression qui a eu lieu avant et après les conflits et la création qui a eu lieu pendant les conflits. L'indice de dominance indique cependant une évolution contraire à ces processus. En effet, avant et après les conflits cet indice a connu une augmentation contrairement à la période des conflits où il enregistre une diminution. L'indice de forme dans cette classe a connu une diminution sur toute la période de l'étude (Tableau XXIII et XXIV).

Sur toute la période de l'étude, la classe eau semble avoir subi plus de pression. Elle a connu une régression de l'aire et du nombre de ses taches, entraînant leur suppression. Sur toute la période de l'étude l'indice de dominance (D), au niveau de cette classe a connu cependant une augmentation montrant que pendant le processus de suppression qui a eu lieu, les taches restantes se sont agrégées. Quant à l'IF, nous notons une diminution sur toute la période de l'étude (Tableau XXIII et XXIV).

La classe culture a connu deux différents processus que sont la création avant les conflits et la suppression pendant et après les conflits. Ces processus indiquent que la période avant les

conflits a été favorable à la classe culture. En effet, au cours de ces processus une augmentation de l'aire totale a été observée. Le processus de création qui a eu lieu au niveau de cette classe a été marquée par une diminution des valeurs des indices de dominance (D) et de forme (IF). Quant au processus de suppression, il a été marqué par une augmentation de D et une diminution de l'IF. Cependant, l'IF semble rester constant après les conflits avec une faible augmentation passant de 14,26 en 2013 à 14,78 en 2018 (Tableau XXIII et XXIV).

Tableau XXIII : Indices de structure spatiale calculés en 1998, 2002, 2013 et 2018 pour chacune des classes d'occupation du sol du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé

		1998	2002	2013	2018
Nombre de taches	Forêt	10674	7274	5635	8293
	Savane arborée	12430	16539	16695	8267
	Savane arbustive	9468	3313	19324	1878
	Culture	338	11094	3484	2110
	Sol nu-habitation	4066	3380	12946	6053
	Eau	20601	14130	8267	1433
Périmètre total des taches (Km)	Forêt	6725,26	6467,44	6772,28	10519,28
	Savane arborée	12110,62	9221,22	18341,78	5962,94
	Savane arbustive	12484,96	9803,42	17121,74	6989,98
	Culture	61,50	2770,14	805,56	632,04
	Sol nu-habitation	1997,10	1756,44	4641,44	2332,82
	Eau	5817,78	2599,86	1891,68	466,32
Superficie totale des taches (ha)	Forêt	25423,29	31626,45	36190,89	53718,84
	Savane arborée	43626,96	19101,69	56227,14	28255,32
	Savane arbustive	82349,19	102071,52	58146,66	74046,69
	Culture	61,38	3055,59	1305,81	1280,88
	Sol nu-habitation	4629,33	4519,26	8631,36	4759,92
	Eau	7096,32	2811,96	2684,61	1124,82
Dominance de la plus grande tache (%)	Forêt	18,97	17,12	14,49	27,19
	Savane arborée	55,61	27,01	29,35	20,73
	Savane arbustive	62,58	69,99	9,35	15,70
	Culture	5,13	2,58	13,48	25,25
	Sol nu-habitation	3,58	10,13	5,33	8,90
	Eau	2,45	5,70	26,33	38,60
Indice de forme moyen	Forêt	16,67	18,18	22,49	24,84
	Savane arborée	27,05	26,92	35,84	15,22
	Savane arbustive	19,99	28,42	26,09	35,14
	Culture	18,23	22,64	14,26	14,78
	Sol nu-habitation	21,19	20,20	19,28	18,89
	Eau	23,15	17,01	16,12	13,49

Tableau XXIV : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol du Parc National de la Comoé avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2018) les conflits en Côte d'Ivoire

		Avant conflits	Pendant conflits	Après conflits
Forêt	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2018} > np_{2002}$
	a	$a_{2002} > a_{1998}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2018} > a_{2002}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2018} > p_{2002}$
	PTS	Agrégation	Agrégation	Création
Savane arborée	np	$np_{2002} > np_{1998}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2018} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2018} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2018} < p_{2013}$
	PTS	Fragmentation $t_{obs}=0,44$	Création	Suppression
Savane arbustive	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2018} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1998}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2018} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2018} < p_{2013}$
	PTS	Agrégation	Dissection $t_{obs}=0,57$	Agrégation
Sol nu-habitation	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2018} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2018} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2018} < p_{2013}$
	PTS	Suppression	Création	Suppression
Eau	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2018} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2018} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2018} < p_{2013}$
	PTS	Suppression	Suppression	Suppression
Culture	np	$np_{2002} > np_{1998}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2018} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1998}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2018} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1998}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2018} < p_{2013}$
	PTS	Création	Suppression	Suppression

np = nombre de taches de la classe, a = aire totale de la classe, p = périmètre total de la classe, t_{obs} = observé (aire_{t+1}/aire_t) et PTS = processus de transformation spatiale.

9-4-2 Forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa

Dans la forêt classée de Kokondékro, les forêts naturelles ont connu des processus de suppression, de création et d'agrégation respectivement avant, pendant et après les conflits. Au cours de la période d'avant les conflits, les taches de forêt naturelle ont connu une régression de leur nombre et de leur superficie d'où un processus de suppression. Cependant, l'évolution de ces indices a été suivie d'une augmentation de l'indice de dominance de la plus grande tache (D) et de l'indice de forme (IF). Ces augmentations tradiraient une agrégation des taches qui prennent des formes de plus en plus complexe. Au cours de la seconde période les valeurs de ces différents indices ont accru donnant lieu à un processus de création de taches forestières. Au cours de la dernière période, le nombre de taches de forêt naturelle a régressé à nouveau, passant de 127 en 2012 à 70 en 2017, avec cette fois une augmentation de l'aire (162,27 ha à 192,33 ha) traduisant un processus d'agrégation. Les valeurs de D et l'IF ont également connu un accroissement confirmant ainsi le processus d'agrégation (Tableau XXV et XXVI).

Au niveau de la classe plantation forestière, la première période de l'étude a été marquée par une augmentation du nombre de taches (16 à 68) et une diminution de l'aire totale des taches (410,49 ha à 342,27 ha), ainsi que de la valeur de l'indice de dominance de la plus grande tache. L'évolution de ces indices indique un processus de dissection avec un $t_{obs} = 0,83$. L'IF au cours de cette période diminue également, passant de 110,52 en 1991 à 31,94 en 2003, ce qui reflèterait une évolution des taches vers des formes de plus en plus régulières d'où une tendance à l'artificialisation. Les taches de plantation forestière, au cours de la seconde période ont également subi une dissection avec un $t_{obs} = 0,87$. La période post-conflits a été celle de la suppression des taches de plantation forestière avec une diminution du nombre, de l'aire et du périmètre des taches. Cependant, la valeur de D a connu une augmentation passant de 81,00 % en 2012 à 85,91 % en 2017, tandis que celle de l'IF diminue allant de 60,92 en 2012 à 37,61 en 2017 (Tableau XXV et XXVI). L'augmentation de la valeur de D indiquerait un processus d'agrégation des taches de plantation forestière restant après la suppression de certaines d'entre elles.

Concernant la classe savane, au cours de la période d'avant conflits il y a une création de taches, tandis que les deux dernières périodes sont marquées par un processus de suppression des taches. Ces différents processus ont été accompagnés d'une augmentation de l'indice de dominance de la plus grande tache. Cependant, au cours de la période des conflits, cet indice a connu une diminution allant de 24,09 % en 2003 à 15,83 % en 2012. Quant à l'indice de forme, il prend des

valeurs de 22,90 ; 25,56 ; 29,42 et 22,62 respectivement en 1991, 2003, 2012 et 2013. L'évolution de cet indice indique qu'au cours des deux premières périodes de l'étude, les taches de savane prenaient des formes de plus en plus complexes tandis qu'au cours de la dernière période la forme de ces taches devenait plus régulière (Tableau XXV et XXVI).

Les périodes d'avant et post-conflits ont été favorables à la classe sol nu avec une création de nouvelles taches contrairement à la période des conflits où elle a connu une suppression de ses taches. Au cours de la période d'avant conflits le nombre de tache de sol nu a été multiplié par plus de cinq soit 19 en 1991 à 105 en 2003. Cette augmentation du nombre de taches a été accompagnée d'une augmentation de l'aire totale des taches d'où un processus de création de nouvelles taches. Les taches de sol nu avaient des formes plus complexes au cours des périodes d'avant et après conflits et des formes régulières au cour de la période des conflits (Tableau XXV et XXVI).

Tableau XXV : Indices de structure spatiale calculés en 1991, 2003, 2012 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Kokondékro

		1991	2003	2012	2017
Nombre de taches	Forêt naturelle	104	100	127	70
	Plantation forestière	16	68	76	67
	Savane	92	121	109	58
	Sol nu	19	105	34	52
Périmètre total des taches (Km)	Forêt naturelle	53,58	46,92	83,34	66,24
	Plantation forestière	85,20	86,22	118,32	80,34
	Savane	24,48	54,60	54,84	34,74
	Sol nu	4,92	27,18	5,82	15,84
Superficie totale des taches (ha)	Forêt naturelle	117,99	92,88	162,27	192,33
	Plantation forestière	410,49	342,27	298,44	256,14
	Savane	28,44	96,39	93,78	91,98
	Sol nu	5,76	29,25	5,67	22,23
Dominance de la plus grande tache (%)	Forêt naturelle	41,95	49,52	52,30	74,78
	Plantation forestière	99,45	91,19	81,00	85,91
	Savane	12,66	24,09	15,83	25,54
	Sol nu	25,00	9,54	19,05	15,38
Indice de forme moyen	Forêt naturelle	23,40	23,70	33,70	32,59
	Plantation forestière	110,52	31,94	60,92	37,61
	Savane	22,90	25,56	29,42	22,62
	Sol nu	22,12	24,05	17,54	21,71

Tableau XXVI : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Kokondékro avant (1991-2003), pendant (2003-2012) et après (2012-2017) les conflits en Côte d'Ivoire

		Avant conflits	Pendant conflits	Après conflits
Forêt naturelle	np	$np_{2003} < np_{1991}$	$np_{2012} > np_{2003}$	$np_{2017} < np_{2012}$
	a	$a_{2003} < a_{1991}$	$a_{2012} > a_{2003}$	$a_{2017} > a_{2012}$
	p	$p_{2003} < p_{1991}$	$p_{2012} > p_{2003}$	$p_{2017} < p_{2012}$
	PTS	Suppression	Création	Agrégation
Plantation forestière	np	$np_{2003} > np_{1991}$	$np_{2012} > np_{2003}$	$np_{2017} < np_{2012}$
	a	$a_{2003} < a_{1991}$	$a_{2012} < a_{2003}$	$a_{2017} < a_{2012}$
	p	$p_{2003} > p_{1991}$	$p_{2012} > p_{2003}$	$p_{2017} < p_{2012}$
	PTS	Dissection $t_{obs} = 0,83$	Dissection $t_{obs} = 0,87$	Suppression
Savane	np	$np_{2003} > np_{1991}$	$np_{2012} < np_{2003}$	$np_{2017} < np_{2012}$
	a	$a_{2003} > a_{1991}$	$a_{2012} < a_{2003}$	$a_{2017} < a_{2012}$
	p	$p_{2003} > p_{1991}$	$p_{2012} > p_{2003}$	$p_{2017} < p_{2012}$
	PTS	Création	Suppression	Suppression
Sol nu	np	$np_{2003} > np_{1991}$	$np_{2012} < np_{2003}$	$np_{2017} > np_{2012}$
	a	$a_{2003} > a_{1991}$	$a_{2012} < a_{2003}$	$a_{2017} > a_{2012}$
	p	$p_{2003} > p_{1991}$	$p_{2012} < p_{2003}$	$p_{2017} > p_{2012}$
	PTS	Création	Suppression	Création

np = nombre de taches de la classe, a = aire totale de la classe, p = périmètre total de la classe, t_{obs} = observé ($aire_{t+1}/aire_t$) et PTS = processus de transformation spatiale.

Tout comme dans la FCK, la classe forêt naturelle a subi une pression au cours de la période avant les conflits dans la FCS. Le nombre de taches de cette classe a été multiplié par deux, soit 213 en 1998 et 597 en 2002. Tandis que l'aire totale des taches a connu une régression passant de 453,15 ha en 1998 à 396,00 ha en 2002 entraînant une diminution de l'indice de dominance de la plus grande tache de 38,29 % en 1998 à 14,75 % en 2002. Cette évolution des taches a conduit à une dissection avec un $t_{obs} = 0,87$. L'indice de forme qui connaît également une régression au cours de cette période, indique une tendance à des formes de plus en plus régulières des taches de forêt naturelle. La période des conflits a été aussi favorable à la forêt naturelle dans la forêt classée de Soungourou que celle de Kokondékro. En effet, au cours de cette période, le nombre de taches de cette classe dans la FCS a connu une forte régression, passant de 597 au début des conflits en 2002 à 380 à la fin des conflits en 2013. Cette régression du nombre de taches forestières était accompagnée d'une augmentation de leur aire totale donnant lieu à un processus d'agrégation qui est confirmé par une forte augmentation de la valeur de D, soit de 14,75 % en 2002 à 62,20 % en 2013. L'agrégation des taches forestières a conduit à des formes de plus en plus complexes de

celles-ci. Cette complexité est perceptible par l'accroissement de la valeur de l'IF qui passe de 21,07 en 2002 à 31,87 en 2013. Après les conflits la forêt naturelle a été sujette à des pressions se traduisant par une diminution du nombre de taches (380 en 2013 à 248 en 2017) et de l'aire totale des taches (1488,78 ha en 2013 à 507,24 ha en 2017). Le processus de transformation spatiale qui a ainsi dominé cette classe au cours de la période post-conflits est la suppression (Tableau XXVII et XXVIII).

Au cours des périodes d'avant et pendant conflits, la classe plantation forestière a connu un processus d'agrégation de ses taches traduit par une réduction de leur nombre et une augmentation de leur aire (Tableau XXVII). Cependant, avant les conflits, la valeur de l'indice de dominance (D) a connu une régression, passant de 68,69 % en 1998 à 24,92 % en 2002, indiquant ainsi un morçèlement des taches au cours de cette période. Pendant la période des conflits cet indice indique une agrégation des taches du fait de son augmentation (24,92 % en 1998 et 50,45 % en 2002). L'IF a connu une évolution contraire à celle de D. En effet avant les conflits, l'IF a connu une augmentation traduisant des formes plus complexes des taches de la classe plantation forestière, alors qu'il diminue au cours de la période suivante indiquant des taches de formes régulières. La période post-conflits a été celle d'une dissection de la classe plantation forestière avec $t_{obs} = 0,65$. En effet, au cours de cette période, nous observons une augmentation du nombre de taches (366 en 2013 à 903 en 2017) et une diminution de la valeur de l'aire totale 2633,58 ha en 2013 à 1726,29 ha en 2017, de l'indice de dominance (50,47 % à 24,14 %) et l'indice de forme (33,64 à 33,57) (Tableau XXVII et XXVIII).

Avant les conflits, les savanes dans la FCS contrairement à la FCK ont subi des pressions anthropiques, conduisant à un processus de suppression des taches au niveau de cette classe. Ce processus est déterminé par une diminution du nombre de taches, 636 en 1998 à 139 en 2002 et de l'aire (2497,50 ha à 2156,22 ha). Aussi, au niveau de l'indice de dominance et de l'indice de forme, nous observons une diminution des valeurs ce qui indiquerait un morçèlement des taches et une simplification de la forme de celles-ci. Au cours de la période des conflits, les pressions anthropiques sur les savanes dans la FCS semblent avoir baissé d'intensité conduisant à un processus de dissection des taches avec un $t_{obs} = 0,57$ contrairement à la FCK où cette classe a connu une suppression de ses taches. L'indice de dominance indique une agrégation des taches de savane dans la FCS. En effet, au début des conflits en 2002, cet indice était de 54,65 % et est passé à 94,34 % à la fin des conflits en 2013 indiquant ainsi une agrégation des taches. L'indice de forme

indique une anthropisation de la classe savane avec une tendance de simplification de la forme des taches qui s'observe à travers une diminution de la valeur de cet indice qui était de 32,59 en 2002 et 10,22 en 2013. La dernière période a été celle de la création de nouvelles taches de savane. Nous y observons une augmentation du nombre de taches (190 en 2013 et 239 en 2017), du périmètre total des taches (180,02 km en 2013 et 566,94 km en 2017) et de l'aire totale des taches (1669,14 ha en 2013 et 2881,80 ha en 2017). La régression de la valeur de l'indice de dominance indique que bien que la classe savane a connu une augmentation de l'aire des taches, la plus grande tache occupait en 2017, une proportion inférieure à celle observée en 2013 (Tableau XXVII et XXVIII).

Avant et pendant les conflits, la classe sol nu a connu une augmentation du nombre de ses taches suivie d'une diminution de leur aire totale et de leur périmètre total conduisant à un processus de dissection avec des t_{obs} respectifs de 0,88 et 0,77. Au cours de la période post-conflits, pendant que les forêts naturelles et les plantations forestières étaient sujettes respectivement à des processus de suppression et de dissection, la classe sol nu a connu une agrégation de ses taches (Tableau XXVII et XXVIII). Il semblerait ainsi que les pressions sur les deux classes de forêts au cours de cette période dans la FCS se sont faites en faveur de la classe sol nu.

Tableau XXVII : Indices de structure spatiale calculés en 1998, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Soungourou

		1998	2002	2013	2017
Nombre de taches	Forêt naturelle	213	597	380	248
	Plantation forestière	895	519	366	903
	Savane	636	139	190	239
	Sol nu	420	433	551	518
Périmètre total des taches (Km)	Forêt naturelle	148,38	223,20	424,66	161,10
	Plantation forestière	505,20	649,50	569,40	723,36
	Savane	744,90	312,54	180,02	566,94
	Sol nu	455,22	421,32	175,56	326,64
Superficie totale des taches (ha)	Forêt naturelle	453,15	396,00	1488,78	507,24
	Plantation forestière	1335,51	1944,09	2633,58	1726,29
	Savane	2497,50	2156,22	1669,14	2881,80
	Sol nu	1762,11	1551,96	256,77	932,94
Dominance de la plus grande tache (%)	Forêt naturelle	38,29	14,75	62,20	23,90
	Plantation forestière	68,69	24,92	50,45	24,14
	Savane	69,79	54,65	94,34	63,37
	Sol nu	58,92	61,72	14,41	43,79
Indice de forme moyen	Forêt naturelle	22,81	21,07	31,87	20,63
	Plantation forestière	21,35	41,81	33,64	33,57
	Savane	34,93	32,59	10,22	46,67
	Sol nu	28,00	26,42	21,78	22,08

Tableau XXVIII : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Soungourou avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire

		Avant conflits	Pendant conflits	Après conflits
Forêt naturelle	np	$np_{2002} > np_{1998}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2017} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1998}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2017} < p_{2013}$
	PTS	Dissection $t_{obs}=0,87$	Agrégation	Suppression
Plantation forestière	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1998}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1998}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Agrégation	Agrégation	Dissection $t_{obs}=0,65$
Savane	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Suppression	Dissection $t_{obs}=0,57$	Création
Sol nu	np	$np_{2002} > np_{1998}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Dissection $t_{obs}=0,88$	Dissection $t_{obs}=0,77$	Agrégation

np = nombre de taches de la classe, a = aire totale de la classe, p = périmètre total de la classe, t_{obs} = observé (aire_{t+1}/aire_t) et PTS = processus de transformation spatiale.

La période d'avant conflits semble avoir été favorable à la création de nouvelles taches forestières dans la FCM, contrairement aux deux précédents sites où nous avons observé une suppression des taches pour ce qui est de la FCK et une dissection en ce qui concerne la FCS. En effet, au cours de cette période, au niveau de la FCM, nous observons un accroissement du nombre de taches (148 en 1998 et 330 en 2002) et de l'aire totale (133,38 ha en 1998 et 389,34 ha en 2002) des taches de forêt naturelle. Contrairement à la tendance d'augmentation de l'aire des taches, la proportion qu'occupe la plus grande tache a connu une régression. Ceci indique que la plus grande tache en 1998 avait une superficie plus importante que celle de 2002. En ce qui concerne l'indice de forme des taches de la classe forêt au cours de la période d'avant conflits, nous notons une augmentation (17,47 en 1998 et 24,27 en 2002). Ceci indique une tendance à la complexité des taches forestières (Tableau XXIX et XXX). Pendant la période des conflits nous observons

également une création de taches de forêt naturelle dans la FCM. Dans la FCK, cette classe a connu ce même processus alors qu'elle a connu une agrégation de ces taches dans la FCS. Cette période a donc été favorable à la forêt naturelle quel que soit le site considéré dans le Centre de la Côte d'Ivoire. Ce constat a été le même que celui fait dans le PNC au Nord-Est de la Côte d'Ivoire où nous avons observé une agrégation des taches forestières au cours de la période des conflits. La valeur de D dans la FCM pendant cette période confirme une agrégation des taches en passant de 13,29 % au début des conflits à 43,43 % à la fin des conflits. Tandis que l'IF avec une réduction de sa valeur (24,27 en 1998 et 23,90 en 2002) indique une simplification de la forme des taches forestières (Tableau XXIX et XXX). Au cours de la période post-conflits, seulement dans la FCK où nous avons observé un processus d'agrégation des taches, la forêt naturelle semble avoir été épargnée de pressions anthropiques. Dans les deux (2) autres sites, nous avons enregistré un processus de suppression des taches dans la FCS et de dissection des taches forestières dans la FCM avec $t_{obs}=0,97$ (Tableau XXIX et XXX). Dans le PNC, nous notons que cette période a été favorable à la classe forêt aussi bien que les deux premières périodes.

Au niveau des plantations forestières dans la FCM, nous notons pendant la période d'avant conflits, une diminution du nombre (1271 en 1998 et 1012 en 2002) et de l'aire totale des taches (4316,67 ha en 1998 et 2844,54 ha en 2002). Cette tendance d'évolution de ces indices indique une suppression des taches de plantation forestière d'où une réduction de la valeur de D soit de 42,85 % en 1998 à 13,42 % en 2002. L'indice de forme qui a augmenté au cours de cette période (24,52 en 1998 et 31,59 en 2002) indique que la suppression des taches de plantations forestières a conduit à des formes plus complexes de celles-ci (Tableau XXIX et XXX). Dans la FCK, la période d'avant conflits a également été défavorable aux plantations forestières qui ont connu un processus de dissection, tandis que dans la FCS cette période fut celle d'une agrégation des taches de plantations forestières indiquant une faible ou une absence de pressions anthropiques sur cette classe dans ce dernier site. Contrairement à la période précédente, la période des conflits a été celle d'une agrégation des taches de plantations forestières d'où une réduction du nombre de taches et une augmentation de l'aire totale des taches. Cette agrégation des taches est confirmée par une importante augmentation de l'indice de dominance qui passe de 13,42 % au début des conflits à 83,93 % à la fin des conflits. L'indice de forme quant à lui, avec une réduction de sa valeur, 31,59 au début des conflits et 19,63 à la fin des conflits, indique que l'agrégation des taches de plantations forestières au cours de cette période a conduit à une simplification de la forme des taches (Tableau

XXIX et XXX). Le processus de transformation spatiale observée pour cette classe au niveau de la FCS fut la même que celui de la FCM tandis que dans la FCK cette classe a connu une dissection des taches. Pendant la période post-conflits, les taches de plantations forestières ont été fragmentées avec un $t_{obs} = 0,40$. Cette fragmentation a conduit à une baisse drastique de l'indice de dominance qui était de 83,93 % à la fin des conflits et de 7,89 % en 2017. Cette fragmentation a conduit à une complexité des taches de plantations forestière avec un accroissement de la valeur de l'IF, 19,63 en 2013 et 28,53 en 2017 (Tableau XXIX et XXX). Les deux autres sites du Centre du pays ont également enregistré des pressions sur les plantations forestières au cours de la période post-conflits, se traduisant par un processus de suppression des taches pour ce qui est de la FCK et un processus de dissection en ce qui concerne la FCS.

A l'exception de la FCK, la période d'avant conflits a été défavorable à la classe savane dans les sites étudiés dans le Centre de la Côte d'Ivoire. En effet dans la forêt classée de Kokondékro, cette classe a connu un processus de création, tandis que dans les forêts classées de Soungourou et Mafa elle a connu un processus de suppression. Au cours de la période des conflits, dans la FCM, les taches de savane ont connu une suppression se traduisant par une diminution du nombre de taches (698 en 2002 à 517 en 2013) et de l'aire totale (5566,77 ha en 2002 à 4966,2 ha en 2013) des taches. Cette période semble donc avoir été défavorable à la classe savane dans la FCM tout comme dans la FCK et dans la FCS où nous avons observé respectivement un processus de suppression et de dissection des taches (Tableau XXIX et XXX). Pendant la période post-conflits, la pression sur les savanes a été moindre dans la FCM ainsi que dans la FCS, contrairement à la FCK où cette classe a connu une suppression de ses taches. Le processus de transformation spatiale qui a eu lieu au niveau de cette classe dans la FCM fut l'agrégation avec une diminution du nombre de taches (517 en 2013 et 381 en 2017) et une importante augmentation de l'aire totale des taches, 4966,2 ha à la fin des conflits et 6966,63 ha en 2017.

Pendant les périodes d'avant et après conflits, la classe sol nu a connu un processus de création dans la FCM. Tandis que la période des conflits fut celle de la suppression des taches de cette classe (Tableau XXIX et XXX).

Tableau XXIX : Indices de structure spatiale calculés en 1998, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Mafa

		1998	2002	2013	2017
Nombre de taches	Forêt naturelle	148	330	531	776
	Plantation forestière	1271	1012	534	2096
	Savane	884	698	517	381
	Sol nu	802	1412	765	981
Périmètre total des taches (Km)	Forêt naturelle	58,92	176,58	406,16	468,06
	Plantation forestière	1160,40	953,58	783,92	1187,58
	Savane	1275,36	1022,58	647,84	1204,50
	Sol nu	607,98	1194,84	412,62	711,30
Superficie totale des taches (ha)	Forêt naturelle	133,38	389,34	1299,96	1263,78
	Plantation forestière	4316,67	2844,54	5862,87	2358,63
	Savane	6619,86	5566,77	4966,2	6966,63
	Sol nu	1989,27	4258,53	930,15	2470,14
Dominance de la plus grande tache (%)	Forêt naturelle	50,61	13,29	43,43	16,23
	Plantation forestière	42,85	13,42	83,93	7,89
	Savane	50,71	54,36	53,82	44,56
	Sol nu	24,16	28,38	12,38	27,01
Indice de forme moyen	Forêt naturelle	17,47	24,27	23,90	22,34
	Plantation forestière	24,52	31,59	19,63	28,53
	Savane	27,79	26,91	16,35	54,66
	Sol nu	23,17	23,74	23,93	20,88

Tableau XXX : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol de la forêt classée de Mafa avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire

		Avant conflits	Pendant conflits	Après conflits
Forêt naturelle	np	$np_{2002} > np_{1998}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1998}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1998}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Création	Création	Dissection $t_{obs}=0,97$
Plantation forestière	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Suppression	Agrégation	Fragmentation $t_{obs}=0,40$
Savane	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2017} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Suppression	Suppression	Agrégation
Sol nu	np	$np_{2002} > np_{1998}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1998}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1998}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Création	Suppression	Création

np = nombre de taches de la classe, a = aire totale de la classe, p = périmètre t de la classe, t_{obs} = observé (aire_{t+1}/aire_t) et PTS = processus de transformation spatiale.

9-4-3 Forêt classée du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué

Dans la FCHS, au cours de la période avant les conflits, la classe forêt a subi une pression anthropique. En effet, cette classe a connu une augmentation du nombre de ses taches (31 en 1997 à 61 en 2002) et une réduction de leur aire totale (92006,03 ha en 1997 et 89599,53 ha en 2002). Cependant, la pression sur la forêt à cette époque semble avoir été d'une faible intensité du fait du processus de transformation spatiale qui a été la dissection avec une valeur élevée du t observé ($t_{obs} = 0,97$). Cette quasi-absence de pression sur la forêt est confirmée par la valeur de l'indice de dominance (D) qui était de 99,94 % en 1997 et est restée constante au cours de cette période d'où une valeur de 99,94 % en 2002. Ceci indique que les pressions sur la forêt étaient de faible intensité et la FCHS était dominée par une seule tache forestière. L'indice de forme, avec un accroissement de sa valeur (36,14 en 1997 et 84,37 en 2002) indique que la dissection des taches forestières a conduit à une complexité de la forme de celles-ci (Tableau XXXI et XXXII).

La période des conflits a été celle d'une importante perte de superficie forestière dans la FCHS. Au cours de cette période, le nombre de taches forestières a été multiplié par plus de 40 (soit de 61 au début des conflits à 2425 à la fin des conflits). Tandis que nous observons une régression de moitié de l'aire totale des taches soit 89599,53 ha en 2002 et 40979,41 ha en 2013. Cette évolution de ces indices donne lieu à un processus de fragmentation ($t_{obs} = 0,46$) des taches forestières dans la FCHS pendant la période des conflits. La régression de l'indice de dominance confirme un morcellement des taches forestières lorsque celle de l'indice de forme indique une simplification de la forme des taches d'où une artificialisation (Tableau XXXI et XXXII). Le processus de fragmentation des taches forestières qui a débuté pendant les conflits était toujours en cours après les conflits. En effet, au cours de cette dernière période, nous observons un accroissement du nombre et une régression de l'aire totale des taches forestières d'où une fragmentation de ces dernières avec $t_{obs} = 0,31$. La proportion qu'occupait la plus grande tache forestière en 2017 est cinquante fois moins importante que celle qu'elle occupait à la fin des conflits (2013) indiquant un important morcellement des taches forestières. Ce morcellement des taches forestières aurait entraîné une simplification de la forme des taches indiquées par la régression de la valeur de l'indice de forme, 31,26 en 2013 et 22,43 en 2017 (Tableau XXXI et XXXII).

Toutes les périodes de l'étude ont été favorables à la classe forêt dégradée-culture. Avant et pendant les conflits, cette classe a connu un processus de création de nouvelles taches traduit par une augmentation du nombre et de l'aire totale des taches. Cependant, la période des conflits a enregistré la plus forte croissance de l'aire des taches. Ainsi, au début des conflits cette classe qui était estimée à 5113,75 ha est passée à 25684,25 ha à la fin des conflits (Tableau XXXI et XXXII). Les taches de forêts dégradées et cultures qui ont été créées pendant les conflits, ont connu une agrégation pendant la période post-conflits. En effet, le nombre de ces taches a régressé (4848 en 2013 et 4319 en 2017) tandis que l'aire ainsi que l'indice de dominance ont augmenté (Tableau XXXI et XXXII).

La classe sol nu-habitation a été la moins favorisée pendant la période d'avant conflits de toutes les classes considérées dans la FCHS. En effet, cette classe a connu une suppression de ses taches indiquées par une réduction aussi bien du nombre (808 en 1997 à 453 en 2002) que de l'aire totale (2396,92 ha à 1102,23 ha) des taches. La période des conflits, tout comme pour la classe forêt dégradée-culture, a été celle de la création de nouvelles taches de la classe sol nu-habitation. Nous y observons une augmentation aussi bien du nombre que de l'aire totale des taches et de

l'indice de dominance. Tout comme pour les forêts, la période post-conflits a été celle d'une fragmentation des taches de sols nus et habitations. Cette fragmentation semble cependant d'une faible intensité avec la valeur de t observé qui tend vers celle d'une dissection ($t_{\text{obs}} = 0,50$) (Tableau XXXI et XXXII).

Tableau XXXI : Indices de structure spatiale calculés en 1997, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra

		1997	2002	2013	2017
Nombre de taches	Forêt	31	61	2425	12299
	Forêt dégradée-culture	691	3274	4848	4319
	Sol nu-habitation	808	453	5269	9816
Périmètre total des taches (Km)	Forêt	1015,34	2147,38	6871,96	6319,98
	Forêt dégradée-culture	528,92	1915,10	6031,85	12515,10
	Sol nu-habitation	578,90	296,50	6928,75	5685,66
Superficie totale des taches (ha)	Forêt	92006,03	89599,53	40979,41	12862,89
	Forêt dégradée-culture	1417,93	5113,75	25684,25	58681,71
	Sol nu-habitation	2396,92	1102,23	29142,48	14680,71
Dominance de la plus grande tache (%)	Forêt	99,94	99,94	51,31	1,96
	Forêt dégradée-culture	49,92	14,39	13,01	90,40
	Sol nu-habitation	7,81	8,39	8,13	21,75
Indice de forme moyen	Forêt	36,14	84,37	47,52	25,25
	Forêt dégradée-culture	28,55	21,91	29,22	61,80
	Sol nu-habitation	17,30	17,61	31,26	22,43

Tableau XXXII : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire

		Avant conflits	Pendant conflits	Après conflits
Forêt	np	$np_{2002} > np_{1997}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1997}$	$A_{2013} < a_{2002}$	$a_{2017} < a_{2013}$
	p	$P_{2002} > p_{1997}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2017} < p_{2013}$
	PTS	Dissection $t_{obs} = 0,97$	Fragmentation $t_{obs} = 0,46$	Fragmentation $t_{obs} = 0,31$
Forêt dégradée-culture	np	$np_{2002} > np_{1997}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1997}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1997}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Création	Création	Agrégation
Sol nu-habitation	np	$np_{2002} < np_{1997}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1997}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1997}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$P_{2017} < p_{2013}$
	PTS	Suppression	Création	Fragmentation $t_{obs} = 0,50$

np = nombre de taches de la classe, a = aire totale de la classe, p = périmètre total de la classe, t_{obs} = observé (aire_{t+1}/aire_t) et PTS = processus de transformation spatiale.

En ce qui concerne le Parc National de la Marahoué, la période d'avant conflits (1991-2002) a été défavorable à la classe forêt tout comme dans la FCHS. En effet, nous observons pour cette période une diminution du nombre de taches forestières (5266 en 1991 et 2653 en 2002) ainsi que de leur aire totale soit 47531,25 ha en 1991 à 41122,98 en 2002. Le processus de transformation spatiale qui a ainsi eu lieu, fut la suppression des taches forestières confirmé par une diminution de la valeur de l'indice de dominance de la plus grande tache. L'indice de forme connaît quant à lui une augmentation de sa valeur, 10,76 en 1991 à 24,02 en 2002, ce qui indique que la suppression des taches forestières a conduit à des formes de plus en plus complexes (Tableau XXXIII et XXXIV). La période des conflits a également été celle d'une importante perte de superficie forestière dans le PNM tout comme dans la FCHS. L'aire totale des taches qui était de 41122,98 ha au début des conflits est passée à 10106,73 ha à la fin des conflits soit 4 fois moins importante. Pendant ce temps, le nombre de taches connaît une flambée qui donne lieu en 2013 à une valeur quatre fois plus importante que celle de 2002 (2653 en 2002 et 10732 en 2013). Nous observons ainsi un processus de fragmentation avec $t_{obs} = 0,25$. Cette fragmentation des taches forestières est confirmée par la régression de la valeur de l'indice de dominance qui a perdu à la fin des conflits

plus des deux tiers de sa valeur du début des conflits (90,11 % en 2002 et 28,43 % en 2013). L'indice de forme qui passe de 28,95 au début des conflits à 19,93 à la fin des conflits indique que la forme des taches forestières devenait de plus en plus régulière d'où une artificialisation du milieu (Tableau XXXIII et XXXIV). Contrairement à la FCHS, la période post-conflits a été propice à la forêt dans le PNM. Nous y observons une augmentation aussi bien du nombre que de l'aire totale des taches, ce qui indique un processus de création de nouvelles taches forestières (Tableau XXXIII et XXXIV).

La période d'avant les conflits a été celle d'une dissection ($t_{obs} = 0,99$) de la classe forêt dégradée-culture. En effet, nous observons pour cette classe une augmentation du nombre de taches et une diminution de l'aire totale des taches. Le nombre et l'aire totale des taches qui étaient respectivement de 3379 et 11314,80 ha en 1991, sont passés à 4337 et 11249,73 ha en 2002. Ce processus de dissection se traduit par un morcellement de la plus grande tache de cette classe dont la proportion occupée est passée de 49,29 % en 1991 à 44,95 % en 2002 (Tableau XXXIII et XXXIV). Le processus de transformation spatiale qui a dominé la classe forêt dégradée-culture pendant la période des conflits a été l'agrégation. Tout comme dans la FCHS, cette période a été favorable aux forêts dégradées et cultures dans le PNM où nous observons une diminution du nombre de taches accompagnée d'une augmentation de l'aire totale des taches. Cette agrégation des taches est confirmée par l'indice de dominance qui était de 44,95 % au début des conflits et de 84,99 % à la fin des conflits. Aussi, l'indice de forme indique que les taches de forêt dégradée-culture ont pris des formes plus complexes et donc ressemblaient de plus en plus à des objets naturels pendant la période des conflits (Tableau XXXIII et XXXIV). La période post-conflits a été celle d'une dissection des taches de forêt dégradée-culture avec une valeur élevée de t observé ($t_{obs} = 0,87$). Le nombre de taches de cette classe a connu un accroissement passant de 2955 à la fin des conflits à 4920 en 2017, tandis que l'aire totale de ces taches a régressé (42781,59 ha en 2013 et 37382,49 ha en 2017). L'indice de dominance a connu une légère régression (84,99 % en 2013 et 82,74 % en 2017), alors que l'indice de forme connaît une importante régression, révélant ainsi une tendance à la simplification des formes des taches de la classe forêt dégradée-culture (Tableau XXXIII et XXXIV).

De 1991 à 2002, les taches de savanes dans le PNM ont perdu plus de la moitié de leur nombre, alors que leur superficie totale a été multipliée par deux (6525,45 ha en 1991 et 11572,65 ha en 2002). Le processus de transformation spatiale qui a ainsi eu lieu dans cette classe fut

l'agrégation avec un important accroissement de la valeur de D qui est passé de 18,59 % en 1991 à 45,95 % en 2002. Les pressions sur le PNM pendant la période des conflits n'ont épargné aucune classe naturelle. En effet, pendant que les forêts subissaient la fragmentation, les taches de savane connaissaient une suppression. Ceci a abouti à la fin des conflits à un nombre de taches de savane trois fois moins importante que celui du début des conflits. L'aire totale des taches a également régressé. L'indice de dominance a également perdu plus des deux tiers de sa valeur de 2002 révélant ainsi un morcellement des taches de savane (Tableau XXXIII et XXXIV). Tout comme les taches forestières qui semblaient recoloniser le milieu pendant la période post-conflits, les taches de savanes semblaient gagner en superficie. En effet, au cours de cette période, les taches de savane ont connu une création (Tableau XXXIII et XXXIV).

La période avant les conflits a été favorable à la seconde classe anthropique constituée des sols nus et habitations. Le nombre de taches de cette classe est passé de 3347 en 1991 à 4692 en 2002 avec une augmentation de leur aire totale passant de 1299,60 ha en 1991 à 2595,78 ha en 2002. Le processus de transformation spatiale qu'a subi cette classe est la création. L'indice de dominance qui passe de 16,59 % en 1991 à 7,06 % en 2002 indique cependant un morcellement des taches. L'indice de forme indique une simplification des formes des taches de cette classe avec une valeur de 20,34 en 1991 et 19,72 en 2002. La période des conflits a également été celle de la création de nouvelles taches de sol nu-habitation. Le nombre de taches de cette classe a plus que doublé, soit 4692 au début des conflits et 10539 à la fin des conflits. L'aire totale des taches a également accru soit 2595,78 ha au début des conflits et 13885,29 ha à la fin des conflits. La création de nouvelles taches n'a pas été suivie d'une augmentation de la proportion de la plus grande tache. Cette dernière a connu une régression de sa proportion allant de 7,06 % en 2002 à 6,44 % en 2013. L'indice de forme qui était de 19,72 en 2002 et qui est devenu 23,61 en 2013 indique que la forme des taches de sol nu-habitation tend de plus en plus vers celle des objets naturels (Tableau XXXIII et XXXIV). Au cours de la période post-conflits, les taches de sol nu-habitation ont connu une suppression avec cependant un accroissement de la valeur de l'indice de dominance (Tableau XXXIII et XXXIV).

Avant et après les conflits, la classe eau a connu un processus de création de nouvelles taches. Pendant la période des conflits, la classe eau été plutôt défavorisée avec une suppression de ses taches (Tableau XXXIII et XXXIV).

Tableau XXXIII : Indices de structure spatiale calculés en 1991, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol du Parc National de la Marahoué

		1991	2002	2013	2017
Nombre de taches	Forêt	5266	2653	10732	11279
	Forêt dégradée-culture	3379	4337	2955	4920
	Savane	6339	3025	938	2900
	Sol nu-habitation	3347	4692	10539	7963
	Eau	2113	12306	7661	16777
Périmètre total des taches (Km)	Forêt	4157,10	5118,66	4617,00	5871,06
	Forêt dégradée-culture	3380,78	3096,90	8369,16	7517,82
	Savane	2144,7	2531,10	618,96	1634,40
	Sol nu-habitation	747,3	1549,92	5878,14	5203,20
	Eau	3594,08	5170,38	2723,46	5322,00
Superficie totale des taches (ha)	Forêt	47531,25	41122,98	10106,73	11112,66
	Forêt dégradée-culture	11314,80	11249,73	42781,59	37382,49
	Savane	6525,45	11572,65	2415,60	5680,53
	Sol nu-habitation	1299,60	2595,78	13885,29	13245,39
	Eau	7374,96	7504,92	4856,85	6624,99
Dominance de la plus grande tache (%)	Forêt	96,37	90,11	28,43	6,41
	Forêt dégradée-culture	49,29	44,95	84,99	82,74
	Savane	18,59	45,95	40,03	24,16
	Sol nu-habitation	16,59	7,06	6,44	20,95
	Eau	40,89	5,53	11,82	12,90
Indice de forme moyen	Forêt	10,76	24,02	19,65	27,50
	Forêt dégradée-culture	15,94	19,66	55,41	30,73
	Savane	21,06	18,30	16,91	16,21
	Sol nu-habitation	20,34	19,72	23,61	25,67
	Eau	33,27	28,95	19,93	25,48

Tableau XXXIV : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol du Parc National de la Marahoué avant (1991-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire

		Avant conflits	Pendant conflits	Après conflits
Forêt	np	$np_{2002} < np_{1991}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1991}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1991}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Suppression	Fragmentation $t_{obs} = 0,25$	Création
Forêt dégradée-culture	np	$np_{2002} > np_{1991}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1991}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1991}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2017} < p_{2013}$
	PTS	Dissection $t_{obs} = 0,99$	Agrégation	Dissection $t_{obs} = 0,87$
Savane	np	$np_{2002} < np_{1991}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1991}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1991}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Agrégation	Suppression	Création
Sol nu-habitation	np	$np_{2002} > np_{1991}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1991}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1991}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2017} < p_{2013}$
	PTS	Création	Création	Suppression
Eau	np	$np_{2002} > np_{1991}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1991}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1991}$	$p_{2013} < p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Création	Suppression	Création

np = nombre de taches de la classe, a = aire totale de la classe, p = périmètre total de la classe, t_{obs} = observé ($aire_{t+1}/aire_t$) et PTS = processus de transformation spatiale.

9-4-4 Parc National du Banco

Pendant la période avant les conflits, les taches de forêt dense ont connu une diminution de leur nombre (173 en 1998 et 70 en 2002) parallèlement à une augmentation de leur aire totale soit 2230,65 ha en 1998 et 2638,80 ha en 2002. Le processus de transformation spatiale qui a dominé cette classe suite à cette dynamique est l'agrégation qui est également observable par une valeur élevée de l'indice de dominance de la plus grande tache (D) qui est passé de 93,43 % en 1998 à 98,64 % en 2002. Pendant la période des conflits (2002-2013), la classe forêt dense connaît toujours une agrégation de ses taches dont la dominance de la plus grande tache passe de 98,64 % au début

des conflits à 99,76 à la fin des conflits. En effet, nous observons une diminution du nombre de taches forestières (70 en 2002 et 30 en 2013) et une augmentation de la superficie totale soit 2638,80 ha au début des conflits à 2712,87 à la fin des conflits. Nous observons également que l'agrégation des taches forestières a conduit à des formes plus complexes de celles-ci. Ceci est révélé par l'accroissement de l'indice de forme qui était de 129,77 en 2002 et 297,50 en 2013. Après les conflits, la forêt qui était bien conservée au cours des deux (2) précédentes périodes, semble avoir subi une forte pression anthropique qui conduit à une dissection de ses taches avec un $t_{obs} = 0,89$. Une preuve de cette anthropisation est la régression de la valeur de l'indice de forme (297,50 en 2013 et 55,84 en 2017) indiquant ainsi une tendance à la simplification des formes des taches de cette classe d'où une artificialisation (Tableau XXXV et XXXVI).

Pendant la période avant les conflits, la classe forêt secondaire contrairement à la classe forêt dense semble moins favorisée. A cette période, la classe forêt secondaire connaissait une augmentation de son nombre de taches (494 en 1998 à 1140 en 2002) et une diminution de l'aire totale de celles-ci (1063,80 ha en 1998 à 738,99 ha en 2002). Cette dynamique a abouti à une dissection des taches de cette classe avec un $t_{obs} = 0,69$ et un indice de dominance de la plus grande tache qui passait de 72,12 % en 1998 à seulement 24,78 % en 2002. L'indice de forme a également connu une régression donnant lieu à une artificialisation de cette classe (Tableau XXXV et XXXVI). Pendant la période des conflits, la classe forêt secondaire est toujours défavorisée. La dissection qui a eu lieu au cours de la période précédente suit son cours avec un $t_{obs} = 0,88$. L'indice de dominance et l'indice de forme pour cette classe au cours de la période des conflits subissent une régression, indiquant un morcellement et une simplification de la forme des taches (Tableau XXXV et XXXVI). La période post-conflits fut la plus propice aux forêts secondaires contrairement aux forêts denses. Le nombre de taches de forêt secondaire a connu une régression (1477 en 2013 et 780 en 2017) tandis que la superficie totale de ces taches devenait presque deux fois plus importante en 2017 qu'à la fin des conflits en 2013 soit 653,94 ha en 2013 et 927,54 ha en 2017. Quant à l'indice de dominance de cette classe au cours de la période après les conflits, nous observons une valeur de 2017 (57,03 %) trois fois supérieure à celle de 2013 (14,91 %) confirmant ainsi l'agrégation des taches (Tableau XXXV et XXXVI).

Pendant la période avant les conflits, la classe sol nu-habitation semble moins favorisée tout comme la classe forêt secondaire. Cependant, le cas de la classe sol nu-habitation semble plus dramatique avec une suppression de ses taches. En effet, nous observons une diminution aussi bien

du nombre des taches que de leur aire totale, soit respectivement 84 et 134,82 ha en 1998 et 40 et 49,76 ha en 2002. Pendant les conflits, la tendance de diminution du nombre et de l'aire des taches de la classe sol nu-habitation s'inverse. Le processus ainsi enregistré est la création. Au cours de la dernière période, les sols nus et habitations sont aussi bien favorisés que les forêts secondaires. En effet, la classe sol nu-habitation a enregistré au cours de cette période une diminution du nombre de ses taches et une augmentation de l'aire totale de ces taches (Tableau XXXV et XXXVI).

Tableau XXXV : Indices de structure spatiale calculés en 1998, 2002, 2013 et 2017 pour chacune des classes d'occupation du sol du Parc National du Banco

		1998	2002	2013	2017
Nombre de taches	Forêt	173	70	30	121
	Forêt secondaire	494	1140	1477	780
	Sol nu-habitation	84	40	128	105
Périmètre total des taches (Km)	Forêt	2575,14	489,60	492,06	404,10
	Forêt secondaire	400,32	468,12	496,80	411,48
	Sol nu-habitation	52,38	25,02	33,78	43,38
Superficie totale des taches (ha)	Forêt	2230,65	2638,80	2712,87	2417,04
	Forêt secondaire	1063,80	738,99	653,94	927,54
	Sol nu-habitation	134,82	49,76	57,24	84,69
Dominance de la plus grande tache (%)	Forêt	93,43	98,64	99,76	94,34
	Forêt secondaire	72,12	24,78	14,91	57,03
	Sol nu-habitation	49,67	37,43	54,56	46,97
Indice de forme moyen	Forêt	51,43	129,77	297,50	55,84
	Forêt secondaire	30,49	26,01	25,55	23,40
	Sol nu-habitation	24,23	31,44	15,57	21,16

Tableau XXXVI : Processus de transformation spatiale des classes d'occupation du sol du Parc National du Banco avant (1998-2002), pendant (2002-2013) et après (2013-2017) les conflits en Côte d'Ivoire

		Avant conflits	Pendant conflits	Après conflits
Forêt dense	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} < np_{2002}$	$np_{2017} > np_{2013}$
	a	$a_{2002} > a_{1998}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} < a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1998}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2017} < p_{2013}$
	PTS	Agrégation	Agrégation	Dissection $t_{obs} = 0,89$
Forêt secondaire	np	$np_{2002} > np_{1998}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} < a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} > p_{1998}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2017} < p_{2013}$
	PTS	Dissection $t_{obs} = 0,69$	Dissection $t_{obs} = 0,88$	Agrégation
Sol nu-habitation	np	$np_{2002} < np_{1998}$	$np_{2013} > np_{2002}$	$np_{2017} < np_{2013}$
	a	$a_{2002} < a_{1998}$	$a_{2013} > a_{2002}$	$a_{2017} > a_{2013}$
	p	$p_{2002} < p_{1998}$	$p_{2013} > p_{2002}$	$p_{2017} > p_{2013}$
	PTS	Suppression	Création	Agrégation

np = nombre de taches de la classe, a = aire totale de la classe, p = périmètre total de la classe, t_{obs} = observé ($aire_{t+1}/aire_t$) et PTS = processus de transformation spatiale.

Conclusion partielle sur la dynamique passée

L'analyse de la dynamique des différents espaces étudiés, indique que ces derniers sont en perpétuelle mutation. Cependant, la période des conflits a constitué un important catalyseur des changements dans certaines espaces que dans d'autres. L'indice de stabilité qui permet de juger de la permanence des différentes classes d'occupation du sol, indique qu'avant les conflits la zone du Centre-Ouest représentée par la forêt classée du Haut-Sassandra et le Parc National de la Marahoué a été la plus stable (Figure 46) d'où une bonne conservation des surfaces forestières. Contrairement à cette zone, celle du Centre, avec les forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa a connu d'importantes perturbations avec la plus faible valeur de l'indice de stabilité.

Pendant la période des conflits, la forêt classée du Haut-Sassandra et le Parc National de la Marahoué ont été les plus perturbés avec la plus faible valeur de l'indice de stabilité, tandis que le Parc National du Banco a présenté une stabilité supérieure à celle de la période d'avant les conflits (Figure 46). Après les conflits, les pressions sur les forêts du Centre-Ouest semblent avoir baissé d'intensité mais restent les plus importantes par rapport aux autres sites. La stabilité dans le PNB est encore plus importante après les conflits (Figure 46).

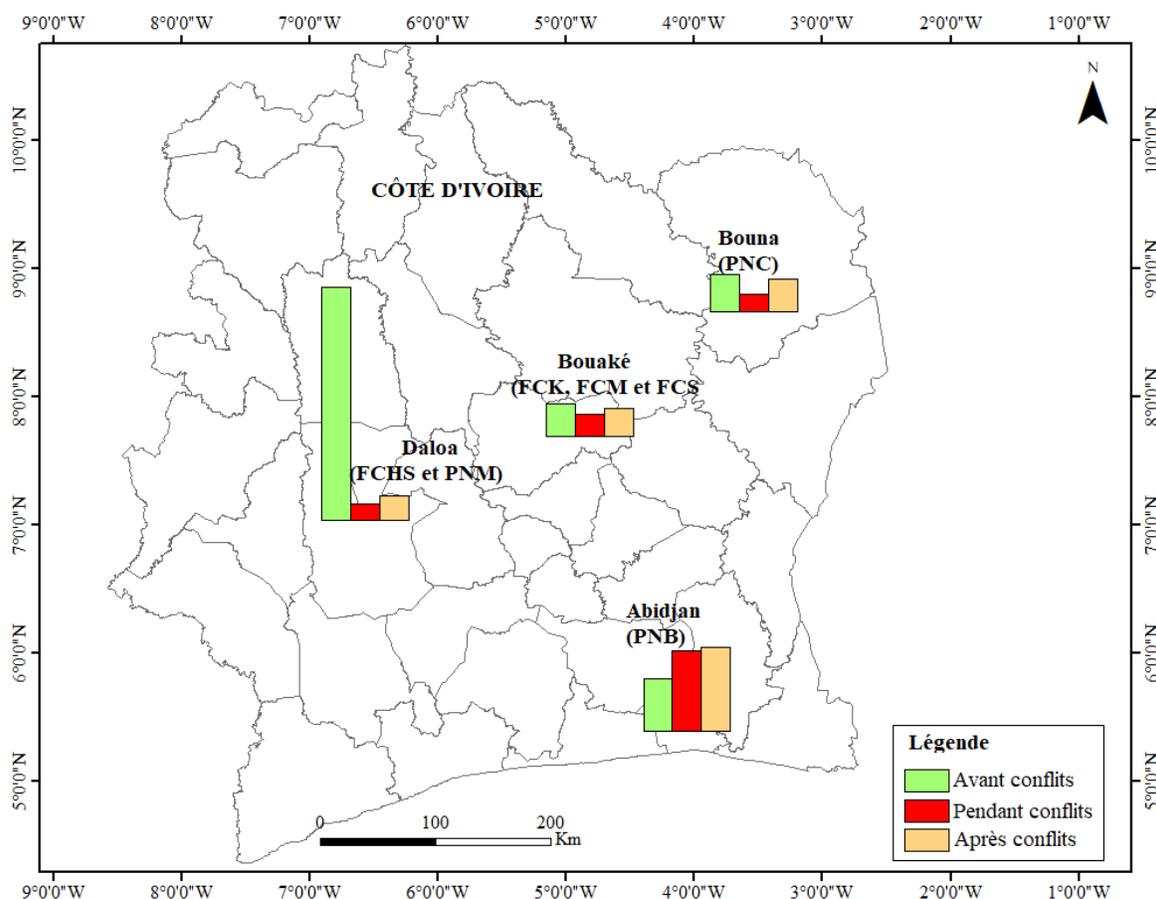


Figure 46 : Indice de stabilité du paysage des différentes zones d'étude, avant, pendant et après les conflits.

PNC = Parc National de la Comoé, FCK = forêt classée de Kokondékro, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra, PNM = Parc National de la Marahoué et PNB = Parc National du Banco.

9-5 Dynamique future

9-5-1 Parc National de la Comoé

Les dynamiques futures des classes d'occupation du sol ont été simulées à partir de la chaîne de Markov du premier ordre. Les résultats indiquent que si les dynamiques décrites dans les sections précédentes restaient constantes, à l'horizon 2025 la matrice du paysage sera dominée par les forêts avec une proportion de 40,20 % contre 16,70 % et 39,00 % respectivement pour les classes savane arborée et savane arbustive. Entre 2013 et 2025, les proportions des classes anthropiques ont une évolution décroissante. En ce qui concerne la classe culture, la décroissance des proportions des classes d'occupation est lente et semble rester constantes avec cependant une valeur inférieure à 1 % (0,80 %). Quant à la classe sol nu-habitation, en 2025, il y aura une perte

de plus de la moitié des proportions du paysage occupé à la fin des conflits. En effet, en 2013 cette classe occupait 5,29 % du paysage alors qu'en 2025 elle en occupera que 2,70 % (Figure 47).

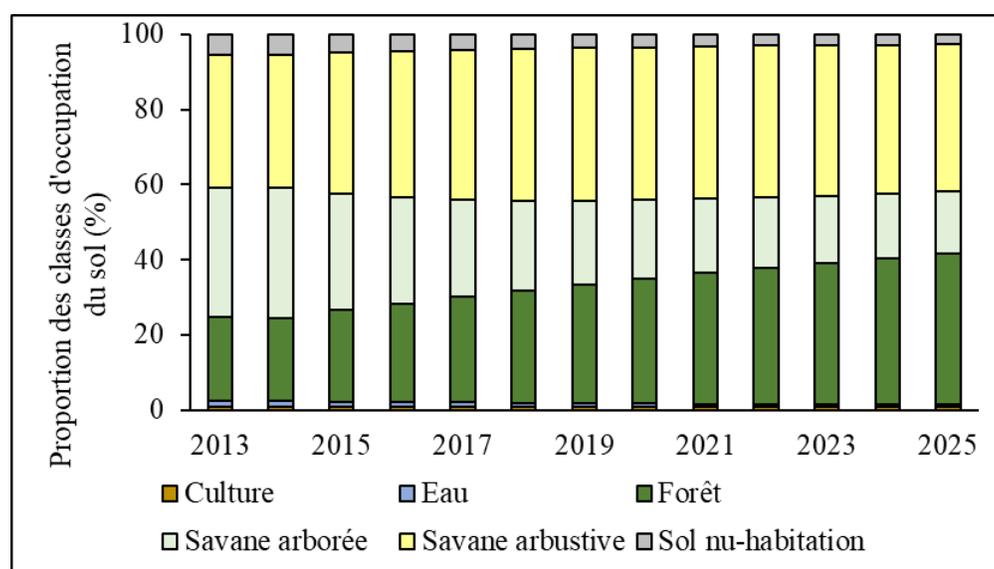


Figure 47 : Evolution des proportions des classes d'occupation du sol du Sud-Ouest du Parc National de la Comoé de 2013 à l'horizon 2025 suivant une simulation markovienne

9-5-2 Forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa

En ce qui concerne la FCK, nous observons que si les transitions qui ont eu lieu depuis la fin des conflits jusqu'en 2017 continuent, les proportions occupées par les forêts naturelles connaîtront une faible augmentation et resteront quasi constantes jusqu'en 2025. En effet, cette classe qui occupait 29,03 % du paysage à la fin des conflits en 2012, en occupera 30,85 % en 2020 et 31,38 % en 2025. Contrairement aux forêts naturelles, les plantations forestières connaîtront une régression de leur proportion. Cette classe qui occupait 53,45 % du paysage à la fin des conflits, occupera 47,25 % du paysage dix ans plus tard, soit en 2022. Les savanes connaîtront un accroissement de leur proportion. Cependant, cet accroissement semble lent comparativement à celui des forêts naturelles. En effet, en 2012 cette classe occupait 16,62 % du paysage et à partir de 2017, elle atteindra une proportion d'occupation du sol d'environ 17,00 % en 2017 et 17,04 % en 2025. La classe sol nu quant à elle gagnera en superficie. Alors qu'elle occupait moins de 1 % du paysage à la fin des conflits, dix ans plus tard soit en 2022, elle occupera 4,62 % du paysage (Figure 48a).

Dans la FCS, contrairement à la FCK, les forêts naturelles connaîtront une régression de leur proportion. Alors que cette classe occupait presque le quart du paysage (24,60 %) à la fin des

conflits, elle occupera seulement 5,42 % du paysage dix ans plus tard et 4,42 % en 2025. La classe plantation forestière perdra également en superficie et occupera 28,08 % du paysage en 2023 contre 43,50 % à la fin des conflits en 2013. Les classes savane et sol nu connaîtront une expansion. Les savanes constitueront la matrice du paysage avec une proportion de plus de 50 % en 2023 contre 27,60 % en 2013 (Figure 48b).

La dynamique de l'occupation du sol dans la FCM est semblable à celle observée dans la FCS. Les proportions du paysage occupées par les forêts naturelles et les plantations forestières décroîtront tandis que celles des sols nus et des savanes accroîtront. Dix ans après les conflits, le paysage de la FCM sera composée de 50,30 % de savane contre 24,20 % de sol nu et habitation, 17,50 % de plantation forestière et seulement 8,00 % de forêts naturelles (Figure 48c).

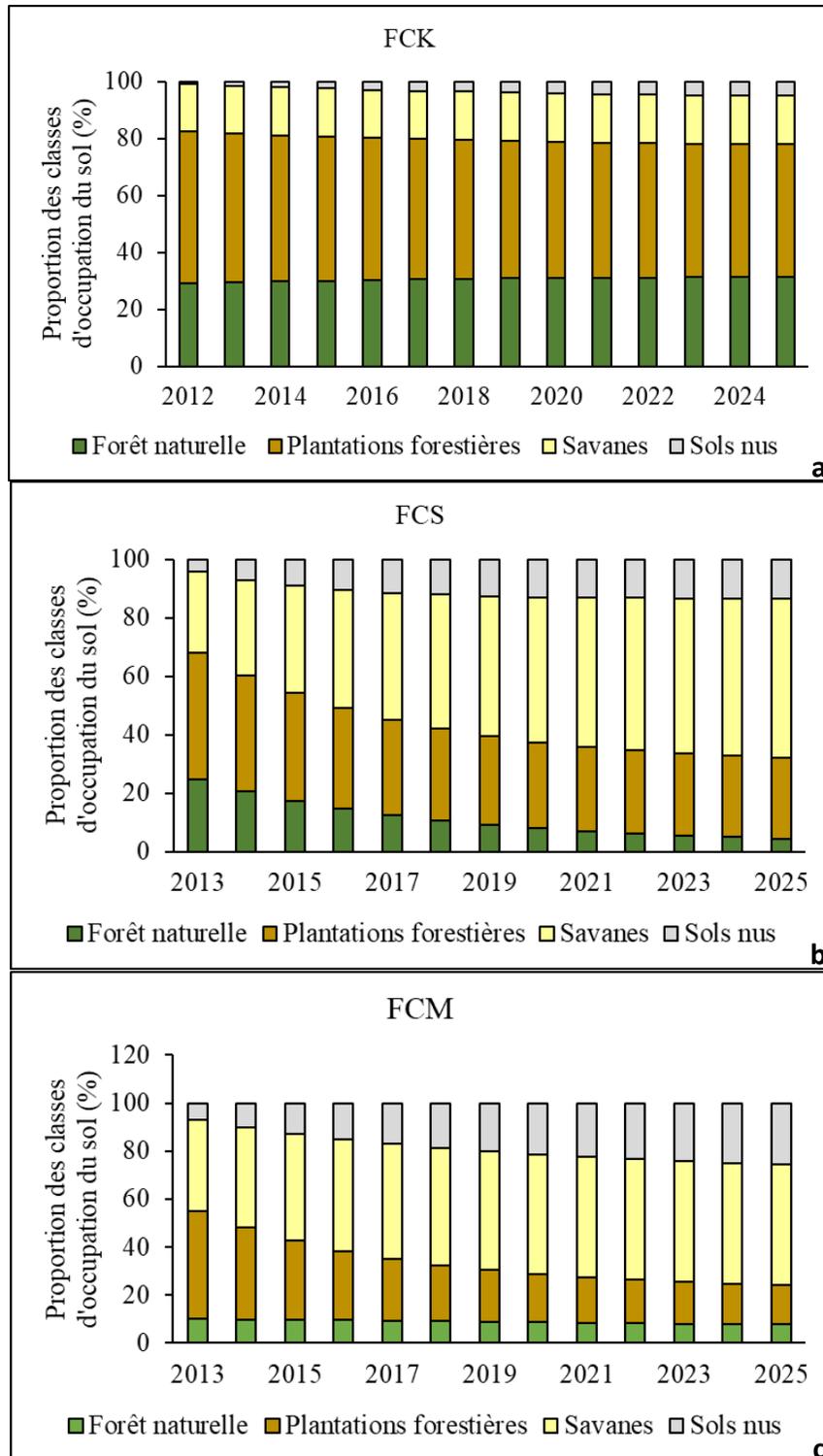


Figure 48 : Evolution des proportions des classes d’occupation du sol des forêts classées de Kokondékro (FCK), de Soungourou (FCS) et de Mafa (FCM) de la fin des conflits à l’horizon 2025 suivant une simulation markovienne.

9-5-3 Forêts classées du Haut-Sassandra et Parc National de la Marahoué

Les données de la simulation de la dynamique de l'occupation du sol, montrent que les sites du Centre-Ouest auront des dynamiques contrastées si les transitions observées se poursuivent. En effet, pendant que dans la FCHS, les surfaces forestières seront de moins en moins importantes, dans le PNM l'on assistera à une reforestation du milieu. Dans la FCHS, les changements prévus pour l'occupation du sol à l'horizon 2025 indiquent une expansion de la classe forêt dégradée-culture au détriment des classes forêt et sol nu-habitation. A la fin des conflits, malgré la dynamique de déforestation qui a eu lieu pendant les conflits, le paysage de la FCHS était encore dominé par la forêt à hauteur de 44,00 % contre 26,00 % pour les forêts dégradées et cultures et 30,00 % pour les sols nus et habitations. Dix ans après les conflits soit en 2023, environ trois quarts du paysage (72,10 %) de la FCHS seront occupés par les forêts dégradées et culture. Les sols nus et habitations connaîtront une régression de leur proportion et occuperont 15,10 % du paysage. Les forêts occuperont la plus faible proportion soit 12,80 % du paysage (Figure 49a).

Dans le PNM tout au long de l'étude, le paysage sera dominé par les forêts dégradées et cultures. Cependant, cette classe connaîtra une régression de sa proportion au profit de la classe forêt. Les forêts dégradées et cultures qui occupaient 57,43 % du paysage à la fin des conflits auront dix ans plus tard soit en 2023, une proportion de 53,79 %. A partir de cette période les changements dans la classe forêt dégradée culture seront de moins en moins importantes d'où un faible changement de la proportion d'occupation du sol en 2025 (53,63 %). Les pressions sur les surfaces forestières baisseraient d'intensité d'où un accroissement de leur proportion. Alors qu'elles occupaient 13,86 % du paysage en 2013, les forêts auront une proportion de 17,57 % en 2023. La seconde classe anthropique constituée des sols nus perdra en superficie tout comme les savanes (Figure 49b).

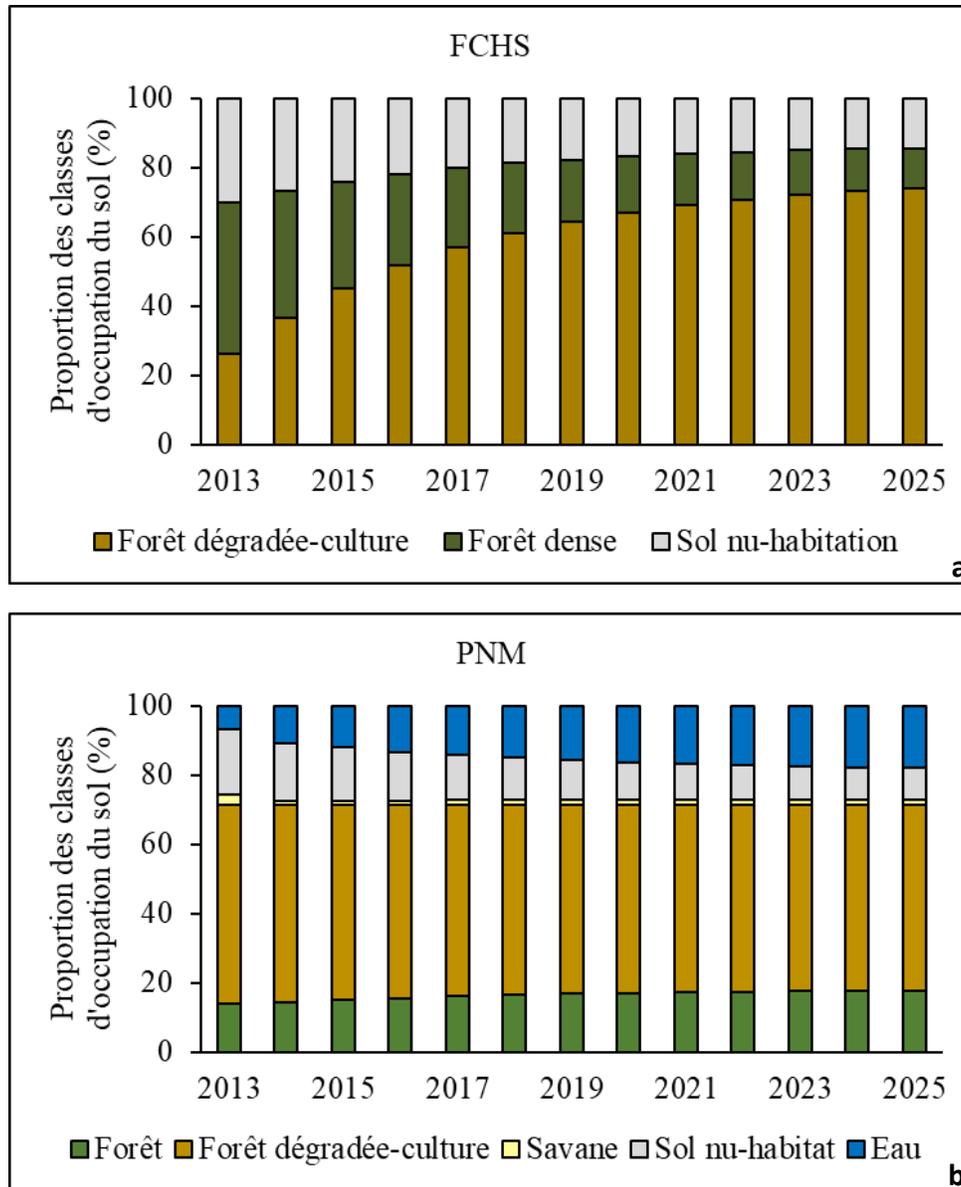


Figure 49 : Evolution des proportions des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) et du Parc National de la Marahoué (PNM) de la fin des conflits (2013) à l'horizon 2025 suivant une simulation markovienne

9-5-4 Parc National du Banco

Dans le PNB, si les transitions de la dernière décennie subsistent, les classes anthropiques gagneront en superficie au détriment de la classe forêt dense. A la fin des conflits, le paysage du PNB, était composé de 79 % de forêt dense, de 19 % de forêt secondaire et 2 % de sol nu-habitation. Dix ans après les conflits, les forêts secondaires occuperont plus du quart du paysage (28,94 %) alors que les surfaces de forêt dense présenteront une proportion de 68,36 % du paysage. Cette

dynamique se poursuivant, deux (2) ans plus tard soit en 2025, les forêts secondaires occuperont 29,54 % du paysage contre 67,66 % pour la forêt dense. Les sols nus et habitations connaîtront un faible accroissement de leur proportion soit 2,00 % en 2013 et 2,79 % en 2025 (Figure 50).

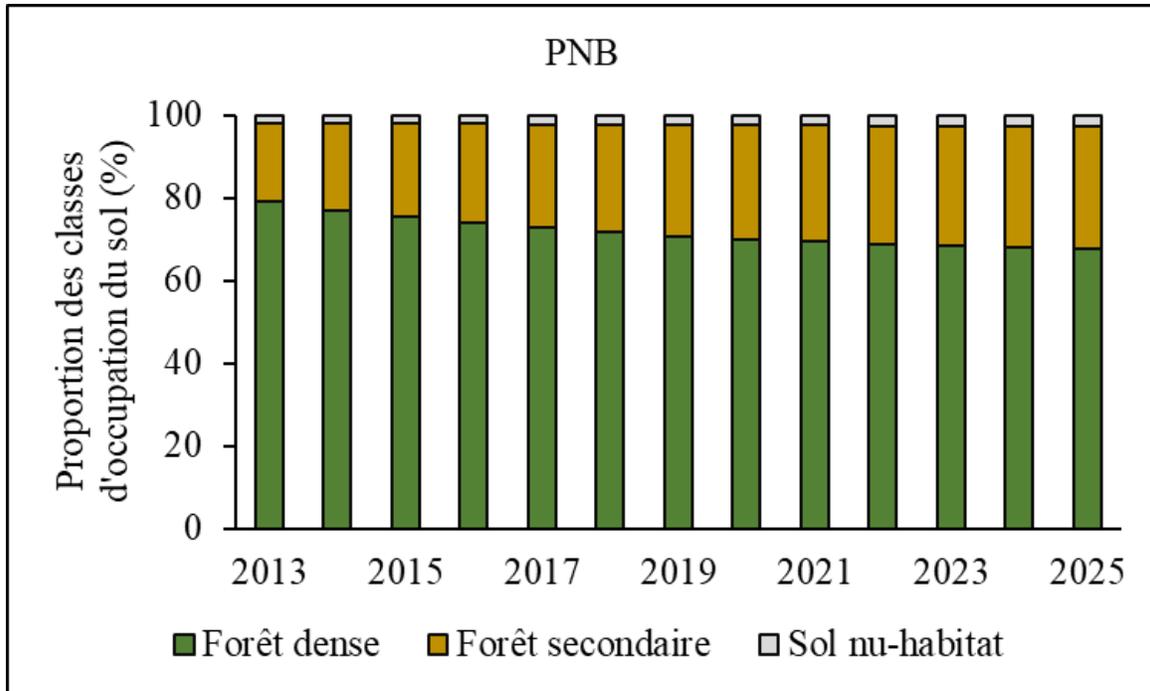


Figure 50 : Evolution des proportions des classes d'occupation du sol du Sud-Ouest du Parc National du Banco de 2013 à l'horizon 2025 suivant une simulation markovienne.

Conclusion partielle

Suivant les dynamiques qui ont eu lieu pendant la période post-conflits, le paysage du Sud-Ouest du PNC sera dominé par la forêt à l'horizon 2025. Dans le Centre de la Côte d'Ivoire, au niveau de la FCK, les classes d'occupation du sol connaîtront une quasi-stabilité. Tandis que dans la FCS, les plantations forestières et la forêt naturelle subiront de fortes pressions anthropiques pouvant conduire à la disparition des taches forestières. Au niveau de la FCM, la forêt naturelle connaîtra une stabilité de sa superficie contrairement aux plantations forestières qui perdront de leur superficie. A l'horizon 2025, dans le Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, au niveau de la FCHS les superficies forestières regresseront d'avantage au profit de la classe forêt dégradée-culture. Au niveau du PNM, l'intensité des activités anthropiques semblent se stabiliser. En effet, chacune des classes d'occupation du sol dans ce parc connaîtra une quasi-stabilité de sa superficie.

Dans le PNB au Sud de la Côte d'Ivoire, les pressions sur les forêts denses augmenteront d'intensité. Ce qui conduira à une diminution de leur superficie.

Chapitre 10 : Flore des espaces étudiés après la décennie de conflits en Côte d'Ivoire

Rappelons que les sites qui ont été pris en compte dans les inventaires floristiques sont, les forêts classées de Mafa, Soungourou et du Haut-Sassandra et les parc nationaux de la Comoé et du Banco. Dans l'optique d'évaluer l'importance de ces différents sites pour la conservation de la diversité floristique, nous avons déterminé la diversité et la composition floristique et analysé la structure de la végétation.

10-1 Diversité floristique

10-1-1 Diversité alpha

Ce sont au total 1045 espèces réparties en 592 genres et 128 familles qui ont été recensées sur l'ensemble de ces sites (Annexe 6). En considérant, le nombre d'espèces (richesse spécifique), la plus grande valeur (622) a été obtenue dans la FCHS. Après la FCHS, viennent en ordre décroissant le PNB, le PNC, la FCS et la FCM avec respectivement 389, 341, 280 et 122 espèces. L'importance du nombre de genres et de famille, suit le même ordre que celui de la richesse spécifique (Tableau XXXVII).

En tenant compte de l'indice de diversité de Shannon, la plus grande valeur (5,55) est toujours obtenue au niveau de la FCHS qui est cette fois suivie par la FCS avec une valeur de 5,08, la plus petite valeur étant obtenue dans la FCM. Le PNB et le PNC présentant respectivement des valeurs de 4,99 et 4,94. Les différentes valeurs de l'indice de Shannon indiquent que chacun des sites présente une importante diversité spécifique. Ceci est confirmé par les valeurs de l'indice de diversité de Simpson qui sont toutes supérieures à 90. L'indice d'équitabilité de Piélou, avec des valeurs tendant toutes vers 1, révèle que les espèces sont équitablement réparties dans chacun des sites (Tableau XXXVII).

Tableau XXXVII : Indices de diversité floristique des différents sites échantillonnés

	PNC	FCM	FCS	FCHS	PNB
Nombre d'espèces	341	122	280	622	389
Nombre de genres	236	97	208	410	263
Nombre de familles	78	47	68	104	89
Diversité de Shannon	4,94	4,27	5,08	5,55	4,99
Diversité de Simpson	0,99	0,98	0,99	0,99	0,99
Equitabilité de Piélou	0,85	0,89	0,90	0,86	0,84

PNC = Parc National de la Comoé, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra et PNB = Parc National du Banco.

A l'échelle du PNC, la richesse spécifique sur les transects varie de 51 espèces obtenues en savane à 132 obtenues en forêt. Les différences entre les valeurs moyennes de la richesse spécifique sur les transects sont significatives ($p < 0,05$). De façon générale, l'indice de diversité de Shannon varie de 3,57 à 4,52, valeurs obtenues sur les transects de forêt. Au niveau des savanes la valeur de cet indice ne franchit pas le cap des 3,88. Cependant, l'indice de diversité de Simpson révèle que les transects de forêt ainsi que ceux de savane, présentent chacun une importante diversité spécifique. L'indice de l'équitabilité de Piélou indique une répartition équitable des individus entre les espèces sur chacun des transects (Tableau XXXVIII).

Tableau XXXVIII : Indice de diversité floristique des différents transects échantillonnés dans le Parc National de la Comoé

Transect	Richesse spécifique	Diversité de Shannon	Diversité de Simpson	Equitabilité de Piélou
F1	62 ^{ab}	3,60	0,96	0,87
F2	132 ^d	4,52	0,99	0,93
F3	101 ^d	4,24	0,98	0,92
F4	94 ^{cd}	4,12	0,98	0,91
F5	58 ^b	3,62	0,97	0,89
F6	103 ^{cd}	4,16	0,98	0,90
F7	71 ^b	3,74	0,97	0,88
F8	64 ^b	3,64	0,96	0,87
F9	65 ^{bc}	3,65	0,96	0,87
F10	55 ^b	3,57	0,96	0,89
F11	73 ^b	3,72	0,96	0,87
F12	67 ^{bc}	3,77	0,97	0,90
S1	72 ^b	3,88	0,97	0,91
S2	51 ^a	3,59	0,96	0,91
S3	56 ^b	3,70	0,97	0,92
S4	57 ^{ab}	3,65	0,97	0,90
S5	59 ^{ab}	3,71	0,97	0,91

F1 = transect n°1 en zone forestière, S1 = transect n°1 en zone de savane. Les lettres sur les richesses spécifiques indiquent les différences entre celles-ci au seuil de 5 % suivant le test post hoc de Tukey. Les chiffres portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents.

Dans les sites du Centre de la Côte d'Ivoire, la richesse floristique sur les différents transects varie de 82 à 142 pour ce qui est de la FCS, et de 52 à 81 en ce qui concerne la FCM. Les moyennes des richesses spécifiques sur les transects présentent une différence significative pour chacune des forêts ($p < 0,05$). La diversité spécifique semble plus élevée sur les transects de la FCS que sur ceux de la FCM. En effet, dans la FCS, l'indice de Shannon varie de 4,11 à 4,59 alors que dans la

FCM il varie de 3,48 à 4,08. Cependant, nous observons des valeurs élevées de l'indice de Simpson pour les transects de chacune des forêts. Ceci indique une importante diversité spécifique sur chacun des transects quel que soit la forêt considérée. L'indice d'équitabilité de Piélou indique également une importante diversité horizontale sur chacun des transects des deux sites. Ainsi, les individus sont équitablement répartis entre les espèces recensées sur chacun des transects (Tableau XXXIX).

Tableau XXXIX : Indice de diversité floristique des différents transects échantillonnés dans les forêts classées de Soungourou (FCS) et Mafa (FCM)

Transects	Richesse spécifique	Diversité de Shannon	Diversité de Simpson	Equitabilité de Piélou
FCS1	93 ^a	4,20	0,98	0,93
FCS2	98 ^{ab}	4,22	0,98	0,92
FCS3	114 ^b	4,37	0,98	0,92
FCS4	142 ^c	4,59	0,99	0,93
FCS5	82 ^a	4,11	0,98	0,93
FCM1	81 ^c	4,04	0,98	0,92
FCM2	71 ^a	3,88	0,97	0,91
FCM3	52 ^b	3,48	0,96	0,88

FCS = forêt classée de Soungourou, FCM = forêt classée de Mafa. FCS1 = transect n°1 dans la forêt classée de Soungourou, FCM1 = transect n°1 dans la forêt classée de Mafa. Les lettres sur les richesses spécifiques indiquent les différences entre celles-ci au seuil de 5 % suivant le test post hoc de Tukey. Les chiffres portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents.

Au niveau de la FCHS, la richesse floristique est importante dans tous les sites d'échantillonnage. La plus faible valeur étant de 113 et la plus forte de 196. Le test de comparaison des moyennes obtenues sur les transects indique une différence significative ($p < 0,05$) entre les transects. Tous les transects présentent des valeurs élevées de l'indice de diversité de Shannon avec une faible variation. La plus faible valeur étant de 3,04 et a été obtenue dans le transect Est 1 situé au Sud-Est de la FCHS. La plus forte valeur (4,98) a été obtenue dans le transect Sud 2. Ces fortes valeurs de l'indice de diversité de Shannon indiquent de fortes valeurs de la richesse spécifique associées à des abondances relativement homogènes entre les espèces. Cette importante diversité est confirmée par l'indice de Simpson dont les valeurs tendent toutes vers 1. L'homogénéité dans la répartition des espèces est confirmée par des valeurs élevées de l'indice d'équitabilité de Piélou

qui varient peu également. La plus faible valeur étant de 0,91 et la plus élevée étant de 0,95 (Tableau XL).

Tableau XL : Indice de diversité floristique des différents transects échantillonnés dans la forêt classée du Haut-Sassandra.

	Richesse spécifique	Diversité de Shannon	Diversité de Simpson	Equitabilité de Piélu
Nord 1	122 ^{abc}	4,41	0,98	0,92
Nord 2	130 ^{bcdef}	4,41	0,98	0,91
Ouest 1	135 ^{abc}	4,59	0,99	0,93
Ouest 2	148 ^{abc}	4,61	0,99	0,92
Ouest 3	134 ^{ab}	4,59	0,99	0,94
Ouest 4	134 ^{abcdef}	4,55	0,99	0,93
Est 1	175 ^{abcde}	3,04	0,99	0,92
Est 2	196 ^f	4,91	0,99	0,91
Est 3	110 ^a	4,29	0,98	0,93
Est 4	116 ^{ab}	4,37	0,98	0,94
Sud 1	169 ^{abc}	4,89	0,99	0,95
Sud 2	194 ^{bcdef}	4,98	0,99	0,94
Intérieur 1	180 ^{ef}	4,80	0,99	0,92
Intérieur 2	180 ^{def}	4,80	0,99	0,91
Intérieur 3	156 ^{abcd}	4,70	0,99	0,92
Intérieur 4	146 ^{abcde}	4,60	0,99	0,92
Intérieur 5	113 ^{abc}	4,31	0,98	0,93
Intérieur 6	165 ^{cdef}	4,70	0,99	0,92

Nord1 = transect n°1 dans le Nord, Intérieur1 = transect n°1 au Centre de la forêt classée du Haut-Sassandra. Les lettres sur les richesses spécifiques indiquent les différences entre celles-ci au seuil de 5 % suivant le test post hoc de Tukey. Les chiffres portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents.

Dans le PNB, la richesse floristique est également importante sur chacun des transects. La plus faible valeur étant de 98 et la plus forte de 148. Les valeurs moyennes obtenues sur les différents transects présentent une différence significative ($p < 0,05$). Au niveau de la diversité spécifique, chacun des transects présente une grande valeur de l'indice de diversité de Shannon. Nous notons une faible variation entre ces différentes valeurs. L'importance de la diversité dans les différents transects est confirmée par l'indice de diversité de Simpson qui tend vers 1. Les espèces sont équitablement réparties dans chacune des zones selon l'indice d'équitabilité de Piélu qui tend également vers 1 (Tableau XLI).

Tableau XLI : Indice de diversité floristique des différents transects échantillonnés dans le Parc National du Banco

Transects	Richesse spécifique	Diversité de Shannon	Diversité de Simpson	Equitabilité de Piéluou
PNB 1	140 ^{bcd}	4,57	0,99	0,93
PNB 2	130 ^{abc}	4,49	0,98	0,92
PNB 3	116 ^a	4,43	0,98	0,93
PNB 4	127 ^e	4,42	0,98	0,91
PNB 5	104 ^{abcde}	4,24	0,98	0,91
PNB 6	108 ^{abc}	4,32	0,98	0,92
PNB 7	122 ^{cde}	4,39	0,98	0,90
PNB 8	123 ^{cde}	4,42	0,98	0,92
PNB 9	108 ^{abcd}	4,31	0,98	0,92
PNB 10	105 ^{abcd}	4,21	0,98	0,90
PNB 11	114 ^{abc}	4,34	0,98	0,92
PNB 12	98 ^{ab}	4,16	0,98	0,91
PNB 13	130 ^{cde}	4,46	0,98	0,92
PNB 14	148 ^{de}	4,57	0,98	0,91
PNB 15	125 ^{abcde}	4,44	0,98	0,92

PNB = Parc National du Banco. PNB1 = transect n°1 dans le Parc National du Banco. Les lettres sur les richesses spécifiques indiquent les différences entre celles-ci au seuil de 5 % suivant le test post hoc de Tukey. Les chiffres portant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents.

10-1-2 Familles dominantes

En tenant compte de la liste totale des espèces, trente-cinq familles présentent un nombre d'espèces supérieur ou égal à 10. Parmi ces familles celle des Rubiaceae occupe la plus grande proportion (7,56 %). La famille des Fabaceae qui vient après celle des Rubiaceae dans la liste générale avec une proportion de 6,03 % est dominante dans tous les sites. Cependant, elle occupe des proportions plus importantes dans les sites du Centre soit 10,17 % pour la FCM et 11,07 % pour la FCS contre 8,21 %, 5,63 % et 5,15 % respectivement pour le PNC, la FCHS et le PNB. En considérant les sites individuellement, la FCHS est dominée par dix-neuf (19) familles, la FCM par une seule (01) famille, la FCS par huit (08) familles, le PNB par onze (11) familles et le PNC par six (6) familles. Dans la FCHS, les plus fortes proportions sont obtenues chez les Rubiaceae (7,07 %), les Poaceae (5,95 %), les Fabaceae (5,63 %) et les Euphorbiaceae (5,47 %). Dans les sites du Centre de la Côte d'Ivoire, les familles dominantes ayant une proportion supérieure ou égal à 5 % sont les Fabaceae (10,17 % pour la FCM et 11,07 % pour la FCS), les Rubiaceae et les Caesalpiniaceae sont dominantes uniquement dans la FCS avec des proportions respectives de 6,43

% et 5,71 %. Dans le PNB, quatre (04) familles sont les plus importantes dans la liste des familles dominantes. Ce sont les Rubiaceae, les Euphorbiaceae, les Fabaceae et les Apocynaceae avec des proportions respectives de 6,44 %, 6,44 %, 5,15 % et 5,15 %. Dans le PNC, ce sont les Fabaceae et les Rubiaceae qui occupent les plus grandes proportions dans la liste des familles dominantes avec des proportions respectives de 8,21 % et 7,04 % (Tableau XLII).

Tableau XLII : Liste des familles dominantes et leurs proportions dans les listes floristiques des différents sites d'échantillonnage ainsi que dans la liste générale.

N°	Familles	FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC	Liste totale
1	Acanthaceae	1,61					1,24
2	Anacardiaceae						1,15
3	Annonaceae	2,89			3,61		2,49
4	Apocynaceae	4,34			5,15	4,99	3,73
5	Araceae				2,84		1,53
6	Asteraceae	2,73					2,11
7	Caesalpiniaceae	3,05		5,71	4,12	4,4	4,11
8	Combretaceae	1,61					1,91
9	Commelinaceae						1,34
10	Connaraceae						0,96
11	Cucurbitaceae	1,61					1,15
12	Cyperaceae			3,57			1,63
13	Dioscoreaceae						1,15
14	Ebenaceae						1,15
15	Euphorbiaceae	5,47		5	6,44	4,99	5,26
16	Fabaceae	5,63	10,17	11,07	5,15	8,21	6,03
17	Flacourtiaceae						1,05
18	Hippocrateaceae	2,41					2,01
19	Loganiaceae						1,05
20	Malvaceae						1,53
21	Meliaceae	2,41			2,84		2,20
22	Menispermaceae						1,24
23	Mimosaceae	1,93					1,91
24	Moraceae	4,5		3,57	3,61	3,52	3,64
25	Olacaceae						0,96
26	Poaceae	5,95		4,64			3,35
27	Rubiaceae	7,07		6,43	6,44	7,04	7,56
28	Rutaceae						1,05
29	Sapindaceae	1,93			2,58		1,53
30	Sapotaceae						1,24
31	Solanaceae	1,61					1,05
32	Sterculiaceae	2,25			3,09		2,01
33	Tiliaceae						1,05
34	Verbenaceae	1,77		3,57			2,11
35	Vitaceae						1,24

FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, PNB = Parc National du Banco et PNC = Parc National de la Comoé.

10-1-3 Diversité beta

Les coefficients de similitude calculés entre les différents sites d'étude indiquent des valeurs de moins de 0,5. La ressemblance floristique entre les listes des zones forestières, en l'occurrence la FCHS et le PNB est de 0,49. Le résultat indique que ces deux sites ont 49 % d'espèces en commun. Dans les zones savanicoles, la plus grande similitude (0,47) est notée entre le PNC et la FCS. La similitude entre la FCM et la FCS qui sont dans la même zone étant de 0,40. Les similitudes entre zones forestières et zones savanicoles indiquent que le PNC présente une plus grande ressemblance floristique (0,31) avec la FCHS qu'avec le PNB (0,21). Pour les zones du Centre, la FCS est celle qui présente une plus grande ressemblance floristique avec les sites des zones forestières, soit 31 % d'espèces en commun avec la FCHS et 21 % d'espèces en commun avec le PNB. La FCM présente moins de 10 % d'espèces en commun avec la FCHS et le PNB (Tableau XLIII).

Tableau XLIII : Similitude floristique selon le coefficient de Sørensen entre les différents sites échantillonnés.

	FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
FCHS	1,00				
FCM	0,08	1,00			
FCS	0,31	0,40	1,00		
PNB	0,49	0,08	0,21	1,00	
PNC	0,31	0,32	0,47	0,21	1,00

FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, PNB = Parc National du Banco et PNC = Parc National de la Comoé

Les coefficients de similitude calculés entre les différents transects du PNC montrent une grande hétérogénéité du milieu avec des valeurs variant entre 0,05 et 0,62. Les valeurs supérieures à 50 % indiquant donc une importante ressemblance floristique entre les transects sont indiquées en gras dans le Tableau XLIV. Nous notons que les ressemblances floristiques entre les transects de savane et ceux de forêt sont très faibles.

Dans les sites du Centre de la Côte d'Ivoire, le milieu semble présenter une importante hétérogénéité floristique au niveau de la FCS, Contrairement à la FCM. En effet, dans la FCS, aucune valeur du coefficient de Sørensen n'atteint 0,5. La plus grande similitude est enregistrée entre les transects n°2 et n°5 de la FCS avec une valeur de 0,49. Dans la FCM, la plus faible similitude floristique a été obtenue entre les transects FCM2 et FCM3 avec un coefficient de

similitude de 0,47. Les transects FCM1 et FCM2 ayant la plus grande ressemblance floristique avec un coefficient de similitude de 0,62 (Tableau XLV et XLVI).

Tableau XLIV : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects du Parc National de la Comoé.

	F1	F10	F11	F12	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	S1	S2	S3	S4	S5
F1	1,00																
F10	0,50	1,00															
F11	0,37	0,56	1,00														
F12	0,34	0,51	0,57	1,00													
F2	0,35	0,41	0,43	0,39	1,00												
F3	0,36	0,45	0,43	0,35	0,52	1,00											
F4	0,33	0,50	0,49	0,42	0,45	0,64	1,00										
F5	0,42	0,57	0,50	0,50	0,39	0,43	0,51	1,00									
F6	0,38	0,52	0,51	0,52	0,51	0,50	0,55	0,47	1,00								
F7	0,35	0,52	0,51	0,42	0,36	0,44	0,49	0,43	0,47	1,00							
F8	0,41	0,59	0,58	0,50	0,44	0,41	0,44	0,41	0,52	0,53	1,00						
F9	0,41	0,62	0,58	0,53	0,39	0,40	0,45	0,50	0,52	0,47	0,51	1,00					
S1	0,10	0,09	0,11	0,14	0,26	0,13	0,10	0,09	0,17	0,08	0,10	0,07	1,00				
S2	0,09	0,15	0,13	0,12	0,24	0,15	0,12	0,11	0,20	0,08	0,12	0,12	0,63	1,00			
S3	0,05	0,00	0,02	0,05	0,16	0,08	0,04	0,00	0,11	0,05	0,03	0,00	0,55	0,45	1,00		
S4	0,15	0,09	0,11	0,16	0,23	0,14	0,12	0,09	0,19	0,08	0,12	0,10	0,54	0,54	0,55	1,00	
S5	0,10	0,07	0,06	0,11	0,20	0,10	0,07	0,07	0,15	0,05	0,08	0,07	0,55	0,55	0,63	0,66	1,00

F1 = transect n°1 en zone forestière, S1 = transect n°1 en zone de savane. Les valeurs enggras indiquent les plus grandes similitudes avec au moins 50 % des espèces en commun entre les transects.

Tableau XLV : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects de la forêt classée de Soungourou

	FCS1	FCS2	FCS3	FCS4	FCS5
FCS1	1,00				
FCS2	0,48	1,00			
FCS3	0,45	0,43	1,00		
FCS4	0,30	0,30	0,41	1,00	
FCS5	0,50	0,49	0,41	0,36	1,00

FCS = forêt classée de Soungourou. FCS1 = transect n°1 dans la forêt classée de Soungourou.

Tableau XLVI : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects de la forêt classée de Mafa

	FCM1	FCM2	FCM3
FCM1	1,00		
FCM2	0,62	1,00	
FCM3	0,53	0,47	1,00

FCM = forêt classée de Mafa. FCM1 = transect n°1 dans la forêt classée de Mafa. Les valeurs en gras indiquent les plus grandes similitudes avec au moins 50 % des espèces en commun entre les transects.

Dans la FCHS l'hétérogénéité du milieu au niveau floristique semble importante. Très peu des valeurs du coefficient de similitude atteignent les 0,5. La plus grande similitude étant enregistrée entre les transects du Nord. Contrairement à la FCHS, dans le PNB l'hétérogénéité floristique semble moins importante. Ceci est indiqué par des valeurs élevées du coefficient de similitude pour la plupart des couples de transects comparés (Tableau XLVII et XLVIII).

Tableau XLVII : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects de la forêt classée du Haut-Sassandra

	E1	E2	E3	E4	I1	I2	I3	I4	I5	I6	N1	N2	O1	O2	O3	O4	S1	S2
E1	1,00																	
E2	0,55	1,00																
E3	0,44	0,43	1,00															
E4	0,42	0,44	0,48	1,00														
I1	0,47	0,40	0,24	0,33	1,00													
I2	0,56	0,53	0,45	0,45	0,45	1,00												
I3	0,54	0,53	0,41	0,50	0,47	0,52	1,00											
I4	0,51	0,50	0,44	0,55	0,41	0,51	0,56	1,00										
I5	0,38	0,43	0,47	0,55	0,27	0,45	0,49	0,60	1,00									
I6	0,48	0,48	0,46	0,58	0,40	0,45	0,54	0,62	0,55	1,00								
N1	0,41	0,44	0,55	0,58	0,29	0,47	0,45	0,52	0,56	0,59	1,00							
N2	0,41	0,44	0,50	0,56	0,27	0,43	0,42	0,54	0,56	0,53	0,69	1,00						
O1	0,41	0,38	0,32	0,33	0,37	0,42	0,47	0,41	0,35	0,42	0,35	0,32	1,00					
O2	0,40	0,37	0,33	0,36	0,28	0,42	0,42	0,42	0,38	0,45	0,42	0,41	0,47	1,00				
O3	0,32	0,29	0,28	0,32	0,28	0,30	0,34	0,31	0,28	0,36	0,30	0,29	0,40	0,38	1,00			
O4	0,40	0,46	0,47	0,50	0,24	0,39	0,43	0,46	0,45	0,48	0,52	0,55	0,40	0,43	0,40	1,00		
S1	0,39	0,45	0,37	0,35	0,23	0,41	0,36	0,37	0,36	0,34	0,39	0,40	0,34	0,36	0,27	0,39	1,00	
S2	0,50	0,58	0,39	0,46	0,41	0,48	0,53	0,49	0,44	0,44	0,41	0,44	0,44	0,42	0,29	0,39	0,48	1,00

E = Est, O = Ouest, S = Sud, N = Nord et I = intérieur. E1 = transect n°1 dans la zone Est de la forêt classée du Haut-Sassandra. Les valeurs engras indiquent les plus grandes similitudes avec au moins 50 % des espèces en commun entre les transects.

Tableau XLVIII : Coefficient de similitude de Sørensen entre les différents transects du Parc National du Banco

	PNB1	PNB10	PNB11	PNB12	PNB13	PNB14	PNB15	PNB2	PNB3	PNB4	PNB5	PNB6	PNB7	PNB8	PNB9
PNB1	1,00														
PNB10	0,50	1,00													
PNB11	0,50	0,58	1,00												
PNB12	0,46	0,53	0,58	1,00											
PNB13	0,53	0,55	0,51	0,50	1,00										
PNB14	0,54	0,56	0,50	0,56	0,58	1,00									
PNB15	0,49	0,52	0,58	0,60	0,52	0,55	1,00								
PNB2	0,49	0,53	0,50	0,49	0,56	0,51	0,49	1,00							
PNB3	0,47	0,36	0,37	0,39	0,44	0,47	0,41	0,37	1,00						
PNB4	0,56	0,61	0,59	0,54	0,55	0,59	0,60	0,54	0,44	1,00					
PNB5	0,49	0,57	0,62	0,58	0,47	0,52	0,59	0,45	0,39	0,56	1,0				
PNB6	0,50	0,56	0,63	0,55	0,49	0,42	0,53	0,50	0,38	0,54	0,50	1,00			
PNB7	0,50	0,56	0,57	0,63	0,55	0,51	0,57	0,56	0,38	0,60	0,50	0,58	1,0		
PNB8	0,58	0,62	0,55	0,60	0,55	0,58	0,50	0,54	0,44	0,57	0,60	0,55	0,6	1,00	
PNB9	0,44	0,54	0,53	0,60	0,58	0,52	0,60	0,51	0,38	0,50	0,50	0,49	0,6	0,55	1,00

PNB = Parc National du Banco. PNB1 = transect n°1 dans le Parc National du Banco. Les valeurs enggras indiquent les plus grandes similitudes avec au moins 50 % des espèces en commun entre les transects.

10-2 Composition floristique

10-2-1 Types biologiques

Au total onze (11) types biologiques ont été recensés sur l'ensemble des sites. Chacun des sites est dominé par les phanérophytes. Les microphanérophytes occupent les plus grandes proportions dans les différents sites soit 52,01 %, 44,64 %, 48,55 %, 49,04 % et 49,60 % respectivement pour le PNC, la FCM, la FCS, la FCHS et le PNB. Dans le PNC, la FCM et la FCS, après les microphanérophytes suivent les nanophanérophytes, avec des proportions respectives de 17,34 %, 21,43 % et 19,93 %, tandis que dans la FCHS et le PNB le type biologique occupant la plus grande proportion après les microphanérophytes est constitué des mésophanérophytes avec des proportions respectives de 16,72 % et 21,18 %. Les mégaphanérophytes occupent des proportions plus importantes dans la FCHS et le PNB que dans le PNC, la FCS et la FCM. Les géophytes sont faiblement représentés dans la FCHS (2,73 %) et le PNB (2,41 %) alors qu'ils occupent des proportions importantes dans le PNC (5,88 %), la FCM (8,04 %) et la FCS (6,52). Les hémicryptophytes sont également plus importants dans le PNC, la FCM et la FCS que dans la FCHS et le PNB. La FCHS présente la plus grande proportion de thérophytes (4,82 %). Elle est suivie de la FCS (3,62 %), de la FCM (2,68 %) et du PNC (2,17 %). Ce groupe d'espèces semble rare dans le PNB avec une proportion de 0,27 %. Les rhéophytes sont absents du PNC et de la FCM tandis que les hydrophytes et les épiphytes sont présents uniquement dans la FCHS et le PNB (Figure 51).

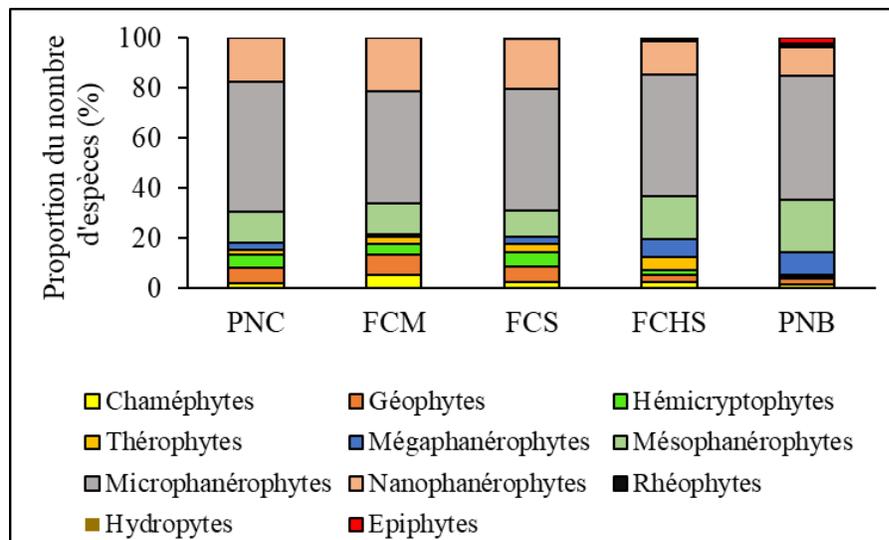


Figure 51 : Proportions des types biologiques dans les listes floristiques des zones échantillonnées. PNC = Parc National de la Comoé, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra et PNB = Parc National du Banco.

10-2-2 Affinités chorologiques

La répartition des affinités chorologiques diffère d'un site à un autre. Les parcs nationaux du Banco et de la Comoé, ainsi que la forêt classée du Haut-Sassandra, sont dominées par les espèces de la forêt dense humide du domaine guinéo-congolais (GC) avec des proportions respectives de 73,77 %, 39,16 % et 67,04 %. La FCM et la FCS sont quant à elles, dominées par les espèces de transition entre la région guinéo-congolaise et la région soudano-zambézienne (GC-SZ). Dans le PNC, après les espèces du domaine guinéo-congolais (GC), viennent les espèces de transition (GC-SZ) avec une proportion de 37,05 %. Après ces dernières suivent les espèces de la région soudano-zambézienne (SZ ; 18,67 %), les espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest (GCW, 4,22 %) les espèces endémiques de la Côte d'Ivoire (GCi ; 0,60 %) et les espèces cultivées (i ; 0,60 %). Au niveau des zones du Centre de la Côte d'Ivoire, après les espèces GC-SZ viennent celles du domaine soudano-zambézienne au niveau de la FCM tandis que dans la FCS, ce sont celles du domaine guinéo-congolais qui suivent. Les espèces endémiques de la Côte d'Ivoire sont absentes de la FCM où une proportion importante d'espèces cultivées est observée. Après les espèces du domaine guinéo-congolais viennent celles de la zone de transition (GC-SZ) pour ce qui concerne la FCHS et celles endémiques de l'Afrique de l'Ouest pour ce qui est du PNB. Dans la FCHS après ces espèces nous avons en ordre décroissant les espèces GCW (7,40 %), i (3,54 %), SZ (1,61 %) et GCi (0,80 %). Dans le PNB nous avons après les GCW, les GC-SZ (10,93 %), les GCi (1,37 %), les SZ (1,09 %) et les i (0,82 %) (Figure 52).

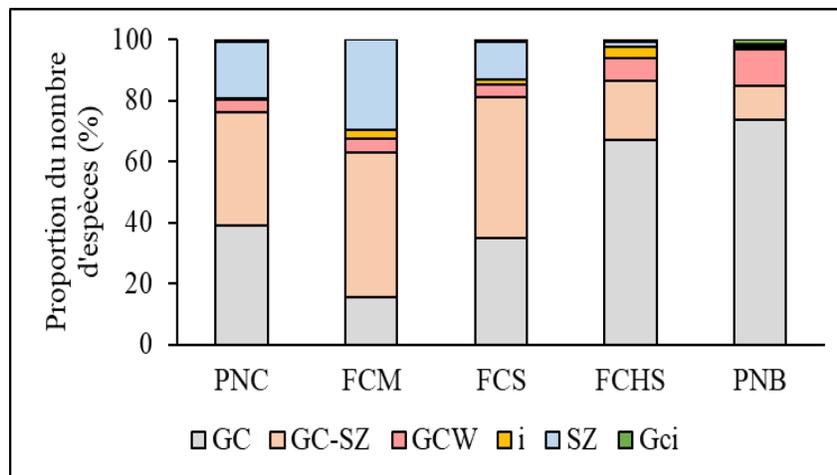


Figure 52 : Proportions des affinités chorologiques dans les listes floristiques des zones échantillonnées.

PNC = Parc National de la Comoé, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra et PNB = Parc National du Banco. GCW = espèce endémique de l'Afrique de l'Ouest, GCi : espèce endémique de la Côte d'Ivoire, GC : espèce de la zone Guinéo-Congolaise, GC-SZ : espèces des zones Guinéo-Congolaise et soudano- zambézienne, SZ : espèces de la zone soudano- zambézienne (savanes, forêts claires et steppes de cette région) et i : espèce cultivée ou introduite

10-2-3 Espèces à statut particulier

Au total 133 espèces à statut particulier ont été recensées. Parmi ces espèces, 7 sont endémiques de la Côte d'Ivoire, 2 sont endémiques et rares de la flore ivoirienne, 2 sont endémiques de la Côte d'Ivoire. Ces 2 dernières sont également vulnérables selon la liste rouge de l'UICN. Cette liste d'espèces à statut particulier présente également 73 endémiques de l'Afrique de l'Ouest, 3 endémiques de l'Afrique de l'Ouest et rares de la flore ivoirienne, 3 vulnérables, une endémique de l'Afrique de l'Ouest, rare et vulnérable et 17 rares. Vingt-six (26) de ces espèces sont uniquement rencontrées sur la liste rouge de l'UICN dont 25 vulnérables et une en danger (*Tieghemella heckelii* (A. Chev.) Pierre ex Dubard) recensée uniquement dans le PNB. Dans le PNC, 18 espèces à statut particulier ont été recensées, soit une endémiques de la Côte d'Ivoire et rare, une endémiques de la Côte d'Ivoire et vulnérable, 11 endémiques de l'Afrique de l'Ouest, une endémique de l'Afrique de l'Ouest et vulnérable et 4 vulnérables. Dans les sites du Centre, nous avons 21 espèces à statut particulier dans la FCS et 7 dans la FCM. La FCHS présente le plus grand nombre d'espèces à statut particulier (83). Les espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest au nombre de 42 sont les plus nombreuses. Les espèces vulnérables et les espèces rares sont également bien représentées avec des nombres respectifs de 19 et 12. Dans le PNB, 59 espèces à statut particulier ont été recensées. Les espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest y occupent également la plus grande proportion avec un nombre de 41. Viennent ensuite les espèces vulnérables (11), les espèces endémiques de la Côte d'Ivoire (5), les espèces en danger (1) et les espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest, vulnérables et rares (1) (Tableau XLIX).

Tableau XLIX : Liste des espèces à statut particulier recensées dans les différents sites échantillonnés.

N°	Espèces	Statut	FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
1	<i>Aframomum exscapum</i>	GCW	0	0	0	1	0
2	<i>Afzelia africana</i>	VU	0	0	1	0	0
3	<i>Afzelia bella</i> var. <i>gracilior</i>	GCW	1	0	0	1	1
4	<i>Alafia whytei</i>	VU	1	0	0	1	1
5	<i>Albertisia cordifolia</i>	GCI	0	0	0	1	0
6	<i>Albertisia scandens</i>	GCW	0	0	0	1	0
7	<i>Albizia ferruginea</i>	VU	1	0	1	0	1
8	<i>Amorphophallus accrensis</i>	GCW	0	1	1	0	0
9	<i>Amorphophallus johnsonii</i>	GCW	0	0	0	0	1
10	<i>Ancistrocladus barteri</i>	GCW	1	0	0	0	0
11	<i>Anopyxis klaineana</i>	VU	1	0	0	1	0
12	<i>Aptandra zenkeri</i>	RARE	1	0	0	0	0
13	<i>Aubrevillea platycarpa</i>	RARE	1	0	0	0	0
14	<i>Baphia bancoensis</i>	GCI	1	0	0	1	0
15	<i>Bombax brevicuspe</i>	VU	1	0	0	0	0
16	<i>Buxus acutata</i>	RARE	1	0	0	0	0
17	<i>Calycobolus heudelotii</i>	GCW	1	0	0	0	0
18	<i>Campylospermum subcordatum</i>	GCW	1	0	0	0	0
19	<i>Capparis biloba</i>	RARE	0	0	1	0	0
20	<i>Cassipourea afzelii</i>	GCW	0	0	0	0	1
21	<i>Cephaelis ivorensis</i>	RARE	0	1	0	0	0
22	<i>Chassalia afzelii</i>	GCW	1	0	0	0	0
23	<i>Chrysophyllum taiense</i>	GCI	1	0	0	1	0
24	<i>Cissus miegei</i>	GCI	1	0	0	0	0
25	<i>Cleidion gabonicum</i>	RARE	1	0	0	0	0
26	<i>Cleistanthus libericus</i>	GCW	1	0	0	0	0
27	<i>Cnestis racemosa</i>	GCW	1	0	0	1	0
28	<i>Coelocaryon oxycarpum</i>	GCW	0	0	0	1	0
29	<i>Cola caricaefolia</i>	GCW	0	0	1	1	1
30	<i>Cola reticulata</i>	GCW	0	0	0	1	0
31	<i>Combretum comosum</i>	GCW	1	0	0	0	0
32	<i>Combretum grandiflorum</i>	GCW	1	0	0	0	0
33	<i>Combretum parvulum</i>	RARE	0	0	1	0	0
34	<i>Copaifera salikounda</i>	GCW	0	0	0	1	0
35	<i>Cordia platythyrsa</i>	VU	1	0	0	0	0
36	<i>Cordia vignei</i>	GCW	0	0	0	1	0
37	<i>Crossostemma laurifolium</i>	GCW	1	0	0	1	0
38	<i>Cryptosepalum tetraphyllum</i>	GCW / VU	1	0	0	0	0
39	<i>Culcasia liberica</i>	GCW	1	0	1	1	0

Tableau XLIX : Liste des espèces à statut particulier recensées dans les différents sites échantillonnés (suite).

N°	Espèces	Statut	FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
40	<i>Cynometra ananta</i>	GCW	0	0	0	1	0
41	<i>Dalbergia oblongifolia</i>	GCW	1	0	1	1	1
42	<i>Daniellia thurifera</i>	GCW	0	0	0	1	0
43	<i>Detarium microcarpum</i>	GCW	0	1	1	0	0
44	<i>Dialium aubrevillei</i>	GCW	1	0	0	1	0
45	<i>Dichapetalum filicaule</i>	GCW	0	0	0	1	0
46	<i>Dicranolepis persei</i>	GCW	1	0	0	0	0
47	<i>Dictyophleba leonensis</i>	GCW	1	0	0	0	0
48	<i>Dioscorea burkilliana</i>	GCW	1	0	0	0	0
49	<i>Diospyros heudelotii</i>	GCW	1	0	0	1	0
50	<i>Diospyros vignei</i>	GCW	1	0	0	1	0
51	<i>Drypetes afzelii</i>	GCW / VU	1	0	0	0	1
52	<i>Drypetes aubrevillei</i>	GCW	1	0	0	1	0
53	<i>Drypetes aylmeri</i>	GCW	1	0	0	1	0
54	<i>Entandrophragma angolense</i>	VU	1	0	0	1	0
55	<i>Entandrophragma candollei</i>	VU	1	0	0	1	0
56	<i>Entandrophragma cylindricum</i>	VU	1	0	0	1	0
57	<i>Entandrophragma utile</i>	VU	1	0	0	1	0
58	<i>Eribroma oblongum</i>	VU	1	0	1	0	0
59	<i>Eriocoelum pungens</i>	GCW	0	0	0	1	0
60	<i>Eriosema molle</i>	RARE	0	1	1	0	0
61	<i>Euadenia eminens</i>	GCW	1	0	1	1	0
62	<i>Eugenia leonensis</i>	GCW	1	1	0	1	1
63	<i>Geophila afzelii</i>	GCi	1	0	0	0	0
64	<i>Guarea cedrata</i>	VU	1	0	0	1	0
65	<i>Guarea thompsonii</i>	VU	1	0	0	0	0
66	<i>Gymnostemon zaizou</i>	GCi	0	0	0	1	0
67	<i>Hibiscus comoensis</i>	GCi / RARE	1	0	0	0	0
68	<i>Hippocratea vignei</i>	GCW	1	0	0	0	0
69	<i>Hugonia rufipilis</i>	RARE	1	0	0	0	0
70	<i>Isolona deightonii</i>	GCW / RARE	2	0	0	0	0
71	<i>Khaya grandifoliola</i>	VU	1	0	0	0	0
72	<i>Khaya ivorensis</i>	VU	0	0	0	1	0
73	<i>Khaya senegalensis</i>	VU	0	0	0	0	1
74	<i>Kolobopetalum leonense</i>	GCW	1	0	0	1	1
75	<i>Lannea nigritana</i>	RARE	1	0	1	0	0
76	<i>Leptoderris cyclocarpa</i>	GCW	1	0	0	0	0
77	<i>Leptoderris miegei</i>	GCi	0	0	0	1	0
78	<i>Lophira alata</i>	VU	0	0	0	1	0

Tableau XLIX : Liste des espèces à statut particulier recensées dans les différents sites échantillonnés (suite).

N°	Espèces	Statut	FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
79	<i>Lovoa trichilioides</i>	VU	1	0	0	0	0
80	<i>Maesobotrya barteri</i>	GCW	1	0	0	1	0
81	<i>Manotes expansa</i>	GCW	1	0	0	0	0
82	<i>Maranthes aubrevillei</i>	GCW	1	0	0	1	0
83	<i>Milicia excelsa</i>	RARE	1	0	1	0	0
84	<i>Milicia regia</i>	GCW/VU/RARE	1	0	0	1	0
85	<i>Millettia lane-polei</i>	GCW	0	0	0	1	0
86	<i>Millettia lucens</i>	GCW	1	0	0	1	0
87	<i>Myrianthus libericus</i>	GCW	1	0	0	0	0
88	<i>Myrianthus serratus</i>	GCW	1	0	0	0	0
89	<i>Nauclea diderrichii</i>	VU	1	0	0	0	0
90	<i>Nauclea xanthoxylon</i>	RARE	1	0	0	0	0
91	<i>Nesogordonia papaverifera</i>	VU	1	0	0	0	0
92	<i>Neuropeltis prevosteoides</i>	GCW	1	0	0	0	0
93	<i>Octoknema borealis</i>	GCW	0	0	0	1	0
94	<i>Pararistolochia mannii</i>	RARE	1	0	0	0	0
95	<i>Penianthus patulinervis</i>	GCW	0	0	0	1	0
96	<i>Pisonia aculeata</i>	RARE	1	0	0	0	0
97	<i>Placodiscus bancoensis</i>	GCW	0	0	0	1	0
98	<i>Placodiscus oblongifolius</i>	GCW	1	0	0	1	0
99	<i>Platysepalum hirsutum</i>	GCW	1	0	0	0	0
100	<i>Premna grandifolia</i>	GCi / VU	0	0	1	0	0
101	<i>Premna hispida</i>	GCW	0	0	1	0	0
102	<i>Psilanthus mannii</i>	RARE	1	0	0	0	0
103	<i>Pterygota bequaertii</i>	VU	1	0	0	1	0
104	<i>Pterygota macrocarpa</i>	VU	1	0	0	0	0
105	<i>Pycnanthus dinklagei</i>	GCW	0	0	0	1	0
106	<i>Robynsia glabrata</i>	VU	0	0	0	1	0
107	<i>Sabicea discolor</i>	GCW	1	0	1	1	1
108	<i>Sabicea ferruginea</i>	GCW	0	0	0	1	0
109	<i>Sabicea venosa</i>	GCW	0	0	0	1	0
110	<i>Salacia miegei</i>	GCi, VU	0	0	0	0	1
111	<i>Sclerocroton carterianus</i>	GCW	0	0	0	0	1
112	<i>Strephonema pseudocola</i>	GCW	0	0	0	1	0
113	<i>Syzygium guineense var. guineense</i>	GCW/RARE	0	1	1	0	0
114	<i>Terminalia ivorensis</i>	VU	1	0	0	0	0
115	<i>Tieghemella heckelii</i>	EN	0	0	0	1	0
116	<i>Tiliacora dinklagei</i>	GCW	0	0	0	1	0
117	<i>Tiliacora leonensis</i>	GCW	0	0	1	0	0

Tableau XLIX : Liste des espèces à statut particulier recensées dans les différents sites échantillonnés (suite).

N°	Espèces	Statut	FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
118	<i>Tricalysia discolor</i>	GCW	1	0	0	0	1
119	<i>Triclisia patens</i>	GCW	1	0	0	0	0
120	<i>Turraea ghanaensis</i>	GCW / RARE	0	0	1	0	0
121	<i>Urera oblongifolia</i>	GCW	0	0	0	1	0
122	<i>Urera obovata</i>	GCW	0	0	0	1	0
123	<i>Uvaria tortilis</i>	GCI / RARE	0	0	1	0	1
124	<i>Uvariadendron occidentale</i>	GCW / VU	1	0	0	0	0
125	<i>Uvariopsis guineensis</i>	GCW	1	0	0	0	0
126	<i>Vangueriella vanguerioides</i>	GCW	1	0	0	0	1
127	<i>Vernonia doniana</i>	GCW	0	1	0	0	0
128	<i>Vitellaria paradoxa</i>	VU	0	0	0	0	1
129	<i>Vitex micrantha</i>	GCW	0	0	0	1	0
130	<i>Voacanga thouarsii</i>	RARE	1	0	0	0	0
131	<i>Whitfieldia colorata</i>	GCW	1	0	0	0	0
132	<i>Whitfieldia lateritia</i>	GCW	1	0	0	0	0
133	<i>Xylia evansii</i>	GCW	1	0	0	0	0
TOTAL			84	7	21	59	18

PNC = Parc National de la Comoé, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra et PNB = Parc National du Banco. 1 = présence et 0 = absence. GCI = espèces endémiques de la Côte d'Ivoire, GCW = espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest, VU = espèces vulnérables et EN = espèces en danger.

10-3 Structure de la végétation

La structure de la végétation a été faite à deux niveaux, horizontal et vertical. La structure horizontale a tenu compte de la densité et de l'aire basale des tiges et la structure verticale a tenu compte de la distribution par classe de hauteur des tiges.

10-3-1 Structure horizontale

10-3-1-1 Densité

En considérant l'ensemble des relevés, les zones savanicoles ont les densités les plus élevées soit 516 tiges/ha pour le PNC, 481 tiges/ha pour la FCM et 277 tiges/ha pour la FCS contre 258 tiges/ha pour le PNB et 140,44 tiges/ha pour la FCHS (Figure 53).

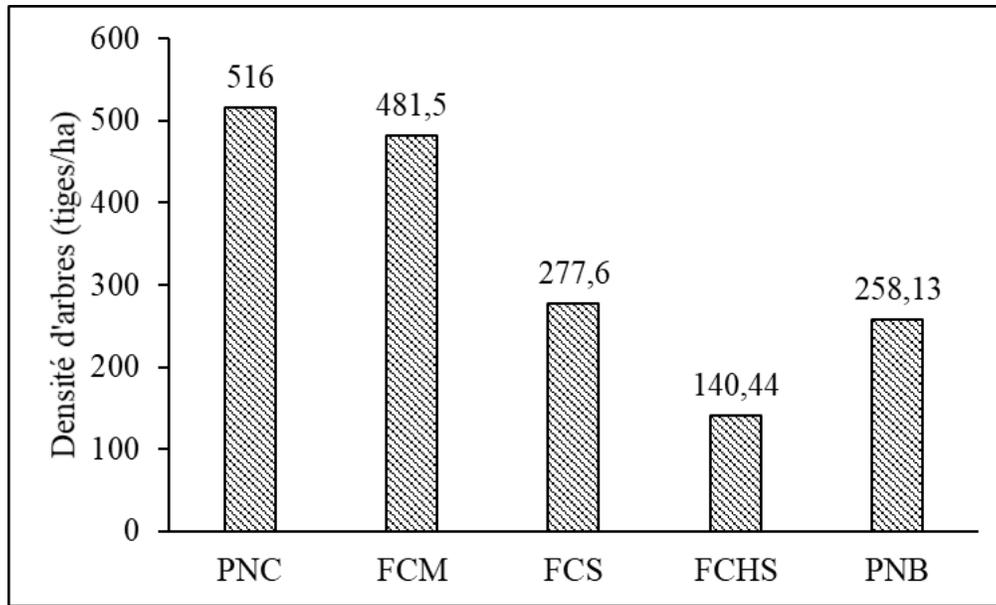


Figure 53 : Densité des arbres dans les différents sites échantillonnés

PNC = Parc National de la Comoé, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra et PNB = Parc National du Banco.

10-3-1-2 Aire basale

L'aire basale la plus élevée (28,14 m²/ha) a été obtenue dans le PNB, tandis que la plus faible a été obtenue dans la FCM (7,07 m²/ha). Après le PNB et avant la FCM viennent le PNC (27,24 m²/ha), la FCS (17,53 m²/ha) et la FCHS (11,99 m²/ha) (Figure 54).

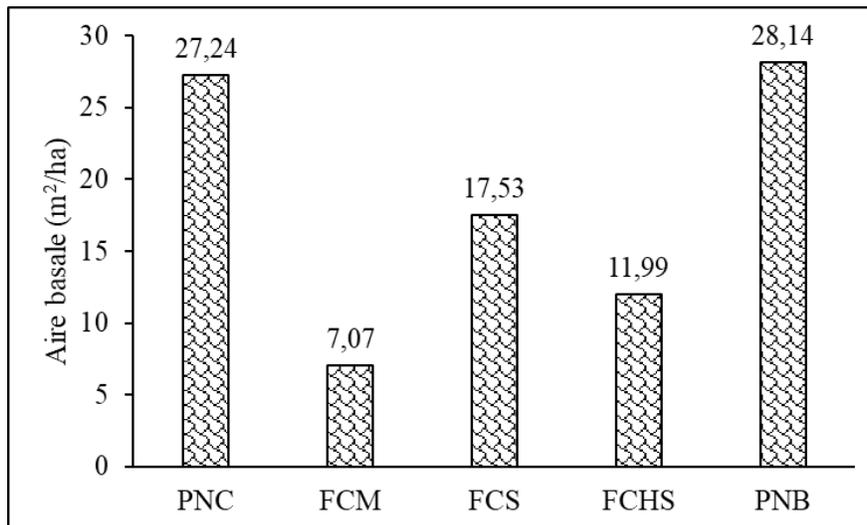


Figure 54 : Aire basale dans les différents sites échantillonnés.

PNC = Parc National de la Comoé, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra et PNB = Parc National du Banco.

10-3-2 Structure verticale

La distribution par classe de hauteur indique que la végétation du PNC, de la FCM, de la FCS et de la FCHS est dominée par les individus de hauteur comprise entre 0 et 2 m, alors que celle du PNB est dominée par les individus de hauteur comprise entre 4 et 8 m. Dans le PNC, la FCM et la FCS, après les individus de la classe [0 ; 2 m [, suivent ceux de la classe [4 ; 8 m [avec des proportions respectives de 20,49 % ; 20,23 % et 14,99 %, tandis que dans la FCHS ce sont les individus de la classe [2 ; 4 m [qui occupent la seconde place avec une proportion de 16,88 % après ceux de la classe [0 ; 2 m [. Les grands arbres dont ceux de la classe [16 ; 32 m [occupent une proportion plus importante dans la végétation du PNC que dans les autres sites. En effet, ces individus présentent une proportion de 8,68 % dans le PNC contre 6,60 % ; 3,44 % ; 2,43 % et 0,64 % respectivement dans le PNB, la FCHS, la FSC et la FCM. Les individus de hauteur supérieure ou égale à 32 m sont rares dans chacun des sites. Ils occupent des proportions respectives de 0,28 % ; 0,12 % ; 0,22 % et 0,46 % dans le PNC, la FCS, la FCHS et le PNB pendant qu'ils sont absents de la FCM (Figure 55).

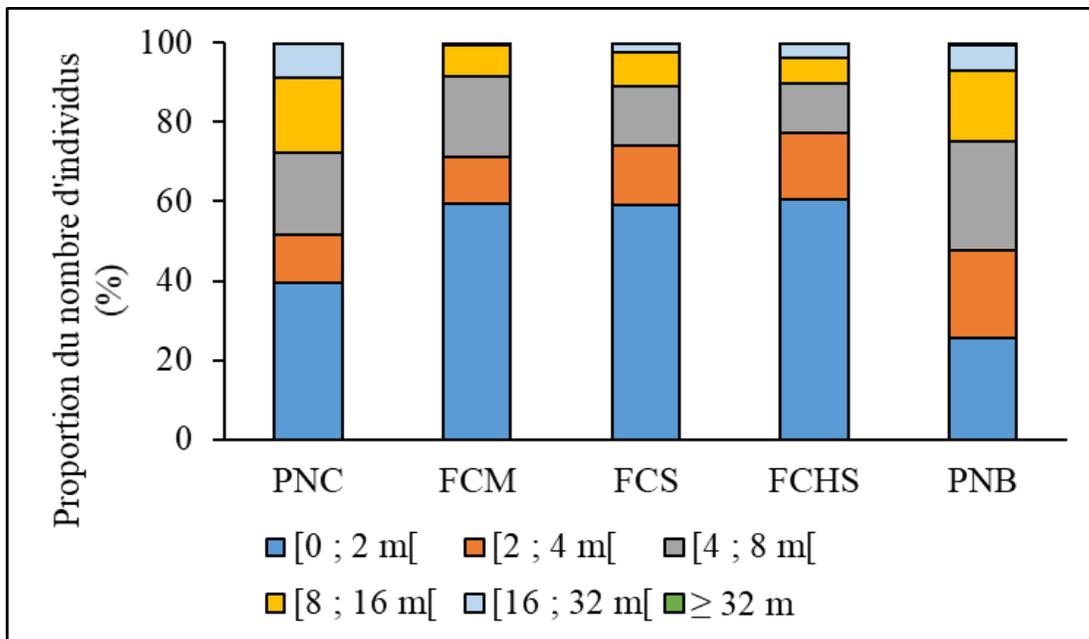


Figure 55 : Distribution par classe de hauteur des individus recensés dans chacun des sites. PNC = Parc National de la Comoé, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra et PNB = Parc National du Banco.

Conclusion partielle

Les analyses floristiques ont concerné le PNC, la FCM, la FCS, la FCHS et le PNB. Bien que ces différents sites ont subi des pressions anthropiques au cours des dernières années, ils présentent une importante diversité floristique. En effet, 1045 espèces réparties en 592 genres et 128 familles ont été recensées sur l'ensemble des sites. La plus grande richesse spécifique (622) a été obtenue dans la FCHS. Après la FCHS, viennent en ordre décroissant le PNB, le PNC, la FCS et la FCM avec respectivement 389, 341, 280 et 122 espèces. La famille des Rubiaceae est la plus dominante. Elle est suivie de celle des Fabaceae. Les types biologiques recensés sur l'ensemble des sites sont au nombre de onze (11). Parmi ceux-ci, les microphanérophytes occupent les plus grandes proportions dans les différents sites. La répartition des affinités chorologiques a montré que les espèces de la forêt dense humide du domaine guinéo-congolais (GC) occupent les plus grandes proportions dans le PNB, le PNC et la FCHS. Dans la FCM et la FCS, ce sont les espèces de transitions qui sont dominantes. La liste floristique générale présente un important nombre (133) d'espèces à statut particulier.

Chapitre 11 : Discussion

11-1 Approche méthodologique

Les couverts végétaux sont soumis à des dynamiques sous l'effet de facteurs aussi bien naturels qu'anthropiques. Ces dynamiques aboutissent à des changements du taux de recouvrement de la végétation, de la structure et de la composition du paysage, mais aussi de la composition floristique (Jacquin, 2010). Ces dynamiques conditionnent la disponibilité des ressources naturelles. Une meilleure compréhension dans les changements d'occupation du sol est un préalable à une meilleure gestion des ressources naturelles dans les pays dont les écosystèmes subissent de fortes pressions anthropiques (Bouiadjra *et al.*, 2011). Ainsi, l'étude de la dynamique du couvert végétal requiert une combinaison de méthodes pouvant permettre la prise en compte de chacun des volets ci-dessus, d'où l'approche méthodologique adoptée au cours de cette étude. La méthodologie a combiné la télédétection, l'écologie du paysage ainsi que la phytosociologie.

En raison de facteurs limitants, tels que le manque d'infrastructures de transport et la vaste étendue des paysages dans certaines régions d'Afrique, l'imagerie par satellite est souvent la seule source de données fiables actuellement disponibles pour la quantification de la couverture de la forêt africaine à différentes échelles locale, nationale ou régionale (Le Billon, 2000). L'utilisation de l'imagerie par satellite en Côte d'Ivoire où l'instabilité politique et les guerres ont rendu inaccessibles certaines régions du pays pendant environ 10 ans est plus qu'indispensable. Les classes d'occupation du sol des différentes zones d'étude ont donc été identifiées sur la base de la classification de différentes images issues des capteurs SPOT et LANDSAT.

Concernant les dates d'acquisition des images, pour celles du début des conflits, elles ont été acquises pendant les mois de décembre, janvier ou février des années 2002 et 2003. Pour la fin des conflits, elles ont été acquises pendant les mois de décembre, janvier, février mars et avril des années 2012 et 2013 alors que les conflits en Côte d'Ivoire ont débuté en Septembre 2002 et officiellement pris fin en Avril 2011. Cependant, la différence de mois entre les dates de prise de vue et les dates des conflits ne devrait pas changer sensiblement les résultats de ce travail. En effet, il a été supposé que l'état général des forêts le 13/12/2002 pour la FCHS, le 20/01/2002 pour le PNM, le 09/02/2002 pour le PNC, le 12/01/2002 pour le PNB, le 15/03/2003 pour la FCK et le 31/12/2002 pour la FCM et la FCS devrait refléter la situation générale en Septembre 2002 pour chacun de ces espaces.

Concernant les images de la fin des conflits, nous estimons que la date officielle de fin des conflits (2011), n'a pas été suivie par la fin des activités des populations dans chacune des zones. Au contraire, beaucoup ont amplifié leurs activités pour augmenter « leur butin de guerre » avant l'arrêt définitif des activités illégales (Le Billon, 2000 ; Barima *et al.*, 2016) ; le retour de l'administration forestière dans les zones d'étude s'étant opéré progressivement.

Le pas de temps allant de 4 à 11 ans pour l'analyse des dynamiques des différentes zones d'étude au cours des différentes périodes s'est avéré adéquat pour cette étude. De façon générale, pour une meilleure interprétation des changements dans le couvert végétal, le pas de temps est estimé à dix ans ou plus du fait de la lenteur des processus de changement (Hotyat & Liège, 2003 ; Jacquin, 2010). Cependant, il peut être plus court si les perturbations sont d'une grande intensité (Jacquin, 2010). Les résultats ont montré des taux de changement importants sur de courtes périodes surtout dans les zones forestières. Dans la forêt classée du Haut-Sassandra de 2013 à 2017, les surfaces forestières ont régressé de 68,61 % soit un taux de déforestation annuel de 17,15 %. Dans un tel contexte un pas de temps court est idéal pour l'analyse des changements. De ce fait, la dynamique pendant la période des conflits aurait été plus facile à interpréter si elle avait été faite sur de courtes périodes comme l'ont fait Barima *et al.* (2016) et Kouakou *et al.* (2018) pour la FCHS. Ces auteurs ont étudié la dynamique spatio-temporelle de la FCHS pendant la période des conflits sur deux périodes que sont 2002-2006 et 2006-2013. Il est ressorti de cette étude que bien que la tendance générale de la dynamique était la régression des surfaces forestières, la période 2006-2013 a été celle de la plus grande perte forestière. Aussi, l'utilisation d'un pas de temps court serait plus adaptée pour l'étude de la dynamique des écosystèmes de savane qui sont en perpétuelle changement sous l'effet du feu (Jacquin, 2010).

La classification supervisée des images satellitaires a permis d'établir des cartes d'occupation du sol et d'analyser la dynamique du paysage des zones d'étude. L'évaluation de la précision de ces cartes a été faite par les méthodes généralement utilisées que sont, la matrice de confusion, la précision globale et l'indice de Kappa (Pontius *et al.*, 2001).

L'indice de Kappa qui détermine dans la matrice de confusion la similitude entre les cartes et la réalité du terrain, est compris entre 0 et 1 et peut être rangé en classe d'intervalle selon sa significativité. De 0 à 0,20, il est très faible, de 0,21 à 0,40 il est faible, de 0,41 à 0,60 il modéré, 0,61 à 0,80 il est important et de 0,81 à 1 il est dit parfait (Landis & Koch, 1977). Les indices de Kappa obtenus dans cette étude étant généralement supérieurs à 0,81, nous pouvons dire que les

cartes utilisées reflètent parfaitement les réalités du terrain. Toutefois, pour les zones de savane, certaines valeurs de l'indice de Kappa sont inférieures à 0,7 indiquant des classifications de qualité moyenne. Les classifications supervisées dans les zones de savane, surtout celles du Centre de la Côte d'Ivoire, malgré la bonne connaissance du terrain ont été faites avec beaucoup de difficultés dans la délimitation des zones d'entraînement. Cette difficulté réside dans la dynamique due au passage du feu dans ces zones. En effet, les zones de savanes après le passage du feu, ont tendance à être confondues aux sols nus ou aux espaces inondés, modifiant ainsi les statistiques des classes d'occupation du sol par rapport aux réalités de terrain. Les savanes sont des écosystèmes complexes où coexistent une strate herbacée et une ou plusieurs strates arbustives et/ou arborées sous l'effet de l'interaction de plusieurs facteurs environnementaux (Jacquin, 2010). Selon Sankaran *et al.* (2005), les systèmes constitués uniquement d'herbacées ou de ligneux constituent les extrêmes qui peuvent être définis comme une entité fonctionnelle liée à l'équilibre herbes-arbres. Les savanes présentent une structure spatiale très hétérogène, résultante de la répartition spatiale des arbres (densité) et des caractéristiques du sol (capacité de rétention en eau et richesse en matière organique). Cette hétérogénéité a des conséquences sur l'intensité des facteurs environnementaux qui présentent également une grande variabilité spatiale. Selon la quantité de biomasse herbacée, le feu sera plus ou moins intense. Selon la qualité, la quantité et la disponibilité de la ressource herbacée, les herbivores vont pâturer de manière préférentielle certaines zones. Ces caractéristiques du fonctionnement des savanes en font des écosystèmes en perpétuelle dynamiques (Jacquin, 2010). Du fait de cette dynamique constante des savanes, l'analyse diachronique par l'imagerie satellitaire pour déterminer les dynamiques spatio-temporelles et des facteurs en cause du couvert végétal sans tenir compte des surfaces brûlées, s'avère difficile. Pour éviter ce biais, nous avons assigné les surfaces brûlées à la classe savane. En effet, sous l'effet du feu ou du pâturage, un même espace passe d'une zone végétalisée (savane) à un sol nu ou inondé et vice versa.

Pour l'analyse de la dynamique des espaces végétalisés, les indices de végétation sont les plus utilisés afin de caractériser la biomasse (Wessels *et al.*, 2004) et renseigner sur l'état du couvert végétal (Giglio *et al.*, 2003). Dans cette étude, l'Indice de Végétation Normalisé (NDVI) a été utilisé. Selon Glenn *et al.* (2008), le NDVI est l'indice le plus utilisé pour le suivi de la végétation du fait de son aptitude à déterminer l'intensité de l'activité de la végétation. Cependant, aussi important qu'il puisse paraître le NDVI ne peut renseigner sur la dynamique des classes d'occupation du sol. En effet, nous avons observé à partir du NDVI l'évolution globale de la

biomasse sans toutefois connaître celle de chacune des classes. En prenant l'exemple du PNC, une diminution de la biomasse au cours de la période avant les conflits a été observée. C'est en déterminant les taux d'évolution des différentes classes d'occupation du sol que l'on constate que cette baisse de la biomasse est due à une régression des savanes boisées de 56,22 %. Les forêts et les savanes arbustives ayant enregistré un accroissement de leur proportion respectivement de 24,40 % et 24,95 %. En définitive, bien que le NDVI soit adapté à l'analyse de la dynamique du couvert végétal, il est nécessaire de coupler à cet indice d'autres analyses pour une meilleure compréhension des changements.

La détermination des processus de changement du paysage se fait à travers la caractérisation de la structure paysagère. Pour ce faire plusieurs indices ont été proposés (Farina, 2000 ; Bogaert & Mahamane, 2005). Certains processus sont fréquemment observés pour des classes que pour d'autres. Par exemple, la fragmentation est spécifique des milieux naturels telles que les forêts (Bogaert *et al.*, 2011). Des indices qui permettent de déterminer les processus de transformation ont été utilisés. Ces indices sont l'aire, le nombre de taches et le périmètre (Bogaert *et al.*, 2002). En plus de ces indices, l'indice de dominance de la plus grande tâche qui permet de mettre en évidence l'évolution de la taille des taches (Bamba *et al.*, 2010) et l'indice de forme qui permet de juger du degré d'artificialisation du milieu (Mandelbrot, 1983 ; Bogaert *et al.*, 2000 ; Jaeger, 2000) ont été utilisés. Par ailleurs, à travers la matrice de transition et l'indice de stabilité, l'évolution du couvert végétal dans chacune des zones a été mise en évidence. En effet, la matrice de transition permet d'analyser les changements dans la composition du paysage, tandis que l'indice de stabilité permet quant à lui, de juger de la permanence du paysage initial (Bogaert *et al.*, 2014). Cet indice a été d'un grand intérêt dans cette étude car il a permis de juger de la permanence du paysage dans les différentes zones au cours de chacune des périodes. Il donne d'observer que dans les zones de Bouna au Nord-Est de la Côte d'Ivoire (PNC), de Bouaké au Centre de la Côte d'Ivoire (FCK, FCM et FCS) et de Daloa au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire (FCHS et PNM), la période des conflits a été celle d'une grande instabilité du paysage qui existait au début des conflits. Tandis que dans la zone d'Abidjan au Sud de la Côte d'Ivoire (PNB), la période la plus instable fut celle d'avant conflits. L'utilisation de l'arbre de décision de Bogaert *et al.* (2004) a permis de déterminer les processus spatiaux de transformation qui ont engendré les changements dans le paysage comme ce fut le cas de plusieurs travaux dont ceux de Toyi *et al.* (2013), Barima *et al.* (2009) et Bogaert *et al.* (2008). L'utilisation de l'indice de dominance de la plus grande tache s'est montré peu

concluante dans l'analyse des changements opérés dans les différents paysages. En effet, pour certains des résultats, pendant que l'on observait une diminution du nombre de taches suivi d'une augmentation de l'aire des taches, d'où une agrégation de celles-ci qui devrait se traduire par une augmentation de l'indice de dominance, il y avait une diminution de celui-ci. Ce résultat est contraire à ce qui s'observe généralement. En effet, plusieurs auteurs ont montré qu'un processus d'agrégation se traduirait par une augmentation de l'indice de dominance (Diallo *et al.*, 2011 ; Mama *et al.*, 2013 ; Bamba *et al.*, 2008).

En plus de toute cette méthodologie décrite, les chaînes de Markov pour la simulation de la dynamique de l'occupation du sol ont été utilisées. Cette méthode a permis de mettre en évidence ce qui pourrait se passer dans chacune des zones si les transitions observées se poursuivaient. Avec cette méthode l'on observe que pour certaines zones, il y aura une reforestation naturelle (PNM, PNC) tandis que pour d'autres telle que la FCHS, la tendance est à la disparition des superficies forestières comme l'ont montré Vignal & Andrieu (2017). Bien que les résultats indiquent les mêmes tendances que celles de ces auteurs, la chaîne de Markov qui ne tient compte que des transitions entre les différentes classes d'occupation du sol n'est pas suffisante pour simuler la dynamique des paysages où l'homme est au centre des changements. De ce fait Vignal & Andrieu (2017) propose un couplage d'automates cellulaires au Système Multi-Agent pour permettre une prise en compte aussi bien de l'homme que de l'environnement.

La caractérisation des flores des différents espaces étudiés a montré que, tous les sites étudiés présentent un grand intérêt pour la conservation au regard de l'importante diversité floristique qu'ils renferment.

En définitive, la combinaison des méthodes de télédétection, de l'écologie du paysage, de phytosociologie, a permis une meilleure compréhension des dynamiques de chacun des sites durant ces dernières décennies et l'intérêt que présente ces sites pour la conservation de la biodiversité.

11-2 Type de végétation et dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol

Les résultats de cette étude ont montré qu'avant les conflits, dans les zones savaniques du Centre de la Côte d'Ivoire, l'on observe dans la FCK, une régression des plantations forestières et des forêts naturelles et un accroissement des savanes et des sols et habitations. Dans la FCS, seules les plantations forestières ont connu un accroissement de leur superficie tandis que dans la FCM, en plus des plantations forestières, les sols nus et habitations ont enregistré un accroissement de leur superficie. La régression des forêts naturelles et des plantations forestières dans certains des

sites du Centre pourrait être due aux vocations des forêts classées. En effet, les forêts classées en plus de leur fonction de conservation de la biodiversité, représentent un réservoir de production de bois d'œuvre. L'exploitation forestière y est règlementée et des reboisements compensatoires sont faits pour assurer la production permanente de bois d'œuvre (Amani, 2011). Par ailleurs, la baisse des superficies de savane dans les forêts classées de Soungourou et de Mafa à cette époque pourrait être attribuée à l'infiltration de ces espaces pour l'agriculture. Ce résultat corrobore les travaux de Amani (2011) qui ont montré que l'utilisation des savanes du Centre de la Côte d'Ivoire pour la production vivrière en particulier de l'igname, s'est accrue au fil des années. La croissance démographique et la demande de plus en plus forte de ces produits du fait de leur exportation vers les zones urbaines, a accru la demande en espace cultivable d'où la probable infiltration des forêts classées.

Dans le PNC, zone savanicole à l'Est, il y a eu au cours de la période d'avant les conflits, une diminution des savanes arborées et une augmentation des forêts et des cultures. Cette dynamique suggère que ce sont les savanes arborées qui ont été converties en cultures. La zone du PNC, tout comme celle du Centre de la Côte d'Ivoire, est une zone d'importante production d'igname ; activité agricole qui se pratique dans la savane.

Dans les zones forestières explorées au cours de cette étude, à l'exception du PNB au Sud, il a été observé une régression des superficies forestières en faveur des classes anthropiques dans les sites du Centre-Ouest. Dans ces sites, que sont la FCHS et le PNM, les analyses de la composition du paysage ont montré qu'avant les conflits, la forêt constituait la matrice du paysage avec cependant une présence de classes anthropiques. Il s'agissait donc d'importants blocs forestiers compacts. Cependant 1,48 % de la FCHS étaient occupées par les exploitations agricoles et 2,50 % par des sols nus et habitations. En ce qui concerne le PNM, 15,28 % du paysage étaient occupés par les cultures et 1,76 % par les sols nus et habitations. Les infiltrations des populations dans ces espaces domaniaux pour l'agriculture ont donc débuté avant le déclenchement des conflits en Côte d'Ivoire en 2002 et ont déjà fait l'objet de plusieurs études dont celles de N'guessan *et al.* (2003) et de Oszwald (2005). Pour ce qui est de la FCHS, en 1997, ces espaces agricoles étaient en général situés en périphérie de la forêt et étaient donc en contact avec le domaine rural. Les exploitations agricoles au cœur de la forêt étaient rares, voire inexistantes. A cette époque, l'anthropisation de la forêt classée restait essentiellement due à l'extension de plantations de cultures pérennes (café-cacao) des populations vivant dans les enclaves, dont celle de Gbeubly

située au Nord de la forêt classée. Cependant, selon Oszwald *et al.* (2003), cette même enclave, bien qu'ayant connu une profonde modification de son couvert forestier, n'a pas été une source d'anthropisation de la forêt classée. Jusqu'au début des conflits, les conversions des surfaces forestières se faisaient uniquement à l'intérieur de l'enclave. Une partie des infiltrations de la forêt classée serait donc plutôt le fait de populations non autochtones à la recherche de terres cultivables (Kouakou *et al.*, 2015). Les modifications du couvert forestier de la FCHS n'étaient pas seulement dues à l'agriculture mais étaient aussi le fait de l'exploitation forestière. Cette exploitation était confiée à une entreprise privée (la Société Industrielle Forestière de Côte d'Ivoire ou SIFCI) qui en retour, devait réaliser l'aménagement de la forêt. L'implantation de cette société a entraîné une dégradation de la forêt, voire la conversion du couvert forestier vers un système savanicole (Oszwald, 2005) d'où l'observation de la classe forêt dégradée-culture à l'intérieur de la forêt au début des conflits en 2002. Au niveau du PNM, les infiltrations avant le déclenchement des conflits étaient plus importantes. Comme dans la FCHS, les périphéries étaient les plus affectées. N'Da (2008) explique ce fait par le déclassement en 1998 de 11294 ha de forêts transformées alors en zones agro-forestières.

Pendant la période des conflits, chacune des zones savaniques a enregistré une augmentation des superficies forestières. Dans la FCK, contrairement aux forêts classées de Soungourou et Mafa où les forêts naturelles et les plantations forestières connaissent un accroissement, ce sont uniquement les forêts naturelles qui ont gagné en proportion. La régression des superficies de plantations forestières dans la FCK serait due à son statut de forêt urbaine, mais aussi à sa position pendant la période des conflits. En effet, située dans la zone sous contrôle des forces rebelles à l'autorité gouvernementale, les plantations forestières auraient fait l'objet d'une exploitation anarchique. Quant à la FCM et la FCS, une régression des superficies de savane a été observée.

Dans le PNC, au cours de la période des conflits, les forêts, les savanes arborées ainsi que les sols nus ont gagné en superficie, tandis que les cultures ont enregistré une régression de leur surface. Cette dynamique serait due au fait que les populations n'ont pas eu accès au parc au cours de cette période. Cette inaccessibilité des populations au parc a réduit l'occurrence des feux de brousse favorisant ainsi la reforestation dans les îlots forestiers avec un taux d'accroissement de 14,43 %. En effet, selon Goetze *et al.* (2006), une conversion naturelle de la savane vers la forêt

est possible. Cependant, cette succession est ralentie du fait des effets conjugués des feux annuels et de la faible humidité du climat de la région.

De façon générale, les résultats de cette étude ont montré que la période de conflits a été matérialisée par la conversion des forêts des zones forestières du Centre-Ouest en classes anthropiques. En Afrique, les terres de savanes sont généralement considérées comme inaptes à l'agriculture d'où les fortes migrations vers les zones forestières. Dans les zones forestières, à l'exception du Parc National du Banco, les résultats ont montré une rapide croissance des terres cultivées au détriment des surfaces forestières. Au fil du temps, les gros blocs forestiers de ces sites ont été fragmentés et remplacés par des fragments plus nombreux mais de superficies plus faibles. Cette fragmentation forestière est confirmée par l'augmentation du périmètre des forêts denses avec le temps. En effet, l'augmentation du périmètre des forêts denses indique une séparation progressive de ceux-ci. L'absence de surveillance des forêts suite, entre autres, à la mobilisation des agents de surveillance sur les différents fronts de guerre, aurait favorisée l'infiltration de ces aires protégées (Kouakou *et al.*, 2015). Kouakou *et al.* (2018) et Barima *et al.* (2016) ont montré que pendant la période des conflits, la période 2006-2013 fut la plus désastreuse pour les couvertures forestières du Centre-Ouest, en particulier celles de la FCCHS. Cette période semble donc être une date charnière dans l'anthropisation de la FCCHS. Elle coïncide avec la résurgence des combats dans la zone d'étude et l'implantation de nouveaux chefs de guerre dans cette partie administrée par les groupements rebelles à l'autorité gouvernementale. L'arrivée de ces nouveaux dirigeants aurait favorisé l'accès à la FCCHS aux populations à la recherche de terres propices à la caoculture essentiellement. En effet, la forêt est considérée par les paysans comme le milieu présentant les terres les plus fertiles et donc les plus favorables à la mise en place des cultures. En plus de la fertilité du sol, la forêt empêche la prolifération des adventices et des insectes (Moran *et al.*, 2000), constitue un facteur d'humidité, limite l'effet du vent et de l'érosion (Brou, 2009), etc. Pour les populations locales, la mise en culture d'une plantation de cacaoyer, par exemple, doit se faire de préférence sur une parcelle nouvellement défrichée (Assalé *et al.*, 2016). Dans un tel processus et dans l'optique d'augmenter leur production ou renouveler les anciens vergers, les paysans sont en perpétuel déplacement vers les fronts de défrichement et entament ainsi les espaces domaniaux.

La fin des conflits ne s'est pas matérialisée par la fin ou la baisse de la déforestation de la FCCHS contrairement au PNM où l'on constate une reprise de la végétation naturelle. Ce constat

pourrait être dû au déplacement des populations vers l'Ouest du pays suite au vieillissement des vergers et à l'amenuisement des terres, entraînant un recul des surfaces forestières dans la FCHS. Ainsi, après les conflits, les infiltrations dans la FCHS se sont poursuivies et amplifiées à tel point que la nouvelle matrice de cet espace a été modifiée passant de la classe forêt dense avant et pendant les conflits, à la classe forêt dégradée-culture après les conflits.

Au niveau du Parc National du Banco les périodes d'avant et pendant conflits ont été celles d'une agrégation des taches de forêt dense. Après les conflits, le processus observé au niveau de cette classe est la dissection avec un $t_{obs} = 0,89$. Ce processus pourrait faire penser que l'anthropisation des forêts en cours dans ce parc n'est pas importante d'où une dissection, c'est à dire, la subdivision des blocs forestiers par des lignes de petites dimensions (Bogaert *et al.*, 2004 ; Saura & Martinez-Milian, 2001).

Les investigations dans ce parc ont permis de voir que les types de dégradation (Annexe 5) qui y sont présents ne peuvent pas causer la fragmentation drastique de la forêt dense. Ces dégradations sont des eaux usées, des déchets domestiques, prélèvement d'écorce ou l'extension d'habitat. Cependant au vue du processus de fragmentation en cours, l'on pourrait penser que ces types de dégradation peuvent avoir des conséquences importantes sur le couvert végétal. En effet, ces dégradations pourraient entraîner des pollutions à travers divers excès tels que ceux de l'Azote et du Phosphore dans le sol. Ces excès pourraient altérer les cycles biogéochimiques qui ont lieu dans ce milieu (Martin *et al.*, 2010). Selon Sako *et al.* (2013), dans le PNB, les différents types de pollution causés par les rejets domestique, artisanal ou industriel, détruisent les arbres et polluent les terres sur une distance moyenne de 200 m autour des sources de pollutions.

11-3 Diversité floristique des différentes zones d'étude

Les inventaires floristiques ont permis de dresser une liste de 1045 espèces réparties en 592 genres et 128 familles. Au niveau spécifique, les zones forestières ont été les plus riches. Concernant les familles, quel que soit le type de végétation, il y a une prépondérance des Caesalpiniaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Moraceae et Rubiaceae. Ce cortège de famille est celui de la majorité des forêts de la Côte d'Ivoire (Kouamé, 1998 ; Adou Yao *et al.*, 2005, Nusbaumer *et al.*, 2005 ; Kouamé *et al.*, 2008 ; Vroh, 2013). Ce cortège est également rencontré en zone de savane dont le PNC où Koulibaly *et al.* (2006) ont montré que les familles dominantes sont les Fabaceae, Rubiaceae et Caesalpiniaceae.

Au niveau des types biologiques, les phanérophytes sont les plus dominants dans les cinq sites échantillonnés. Selon Belesi Katula (2016), les phanérophytes occupent une proportion importante du cortège floristique des forêts. Parmi les phanérophytes, les microphanérophytes ont été les plus importants, ce qui serait dû à la prépondérance de la famille des Euphorbiaceae dans chacun des sites (Bakayoko, 2005). Aussi selon Masharabu *et al.* (2010), l'importance considérable des phanérophytes traduit les stratégies adaptatives des végétaux qui correspondent à la stratégie la plus compétitive. Par ailleurs, selon ces mêmes auteurs, la stratégie hémicryptophytique est la plus performante renfermant ainsi le plus grand nombre d'espèces végétales colonisant les milieux. Cette stratégie hémicryptophytique pourrait expliquer la présence d'un nombre relativement plus important d'espèces hémicryptophytique dans les savanes que dans les forêts. En effet, les savanes étant soumises au feu, leur maintien serait assuré par des espèces plus performantes.

Les écosystèmes forestiers tropicaux africains sont reconnus pour leur diversité biologique qui connaît cependant une dégradation inquiétante. Les techniques d'utilisation des terres en cours dans cette région du monde, comme l'agriculture itinérante sur brûlis et la monoculture industrielle, entraînent une forte dégradation des ressources forestières (Takou *et al.*, 2012). Les conflits armés ont intensifié, au cours de la dernière décennie, la dégradation des ressources naturelles au point d'entraîner une régression importante des superficies forestières des aires protégées, une réduction de la densité du couvert ligneux et une modification de sa composition floristique, comme cela a pu se manifester en République Démocratique du Congo (Shuku, 2003). Cette pression humaine peut conduire à la savanisation du paysage forestier (Barima *et al.*, 2010a).

L'effet principal de l'anthropisation est la dominance des espèces à forte capacité de croissance au détriment des espèces moins compétitrices (Barima *et al.*, 2010b) comme c'est le cas en milieu forestier tropical (Arim *et al.*, 2006).

Dans les zones savanicoles, les flores sont diversifiées et présentent plusieurs espèces de valeur pour la conservation. Cependant, ne disposant pas de données floristiques de ces zones avant les conflits il est difficile de déterminer la dynamique de la flore. Pour ce qui est du PNC, des données floristiques existent mais les plus récentes datent de 2009 (N'Guessan, 2009). Le nombre des espèces endémiques de la Côte d'Ivoire inventoriées est plus important que celui présenté par N'Guessan (2009). Ainsi, les fragments forestiers du PNC regorgent davantage d'espèces à statut particulier, ce qui confirme les résultats de l'analyse spatiale qui ont montré que les fragments forestiers du PNC n'ont pas subi de pressions anthropiques pendant la période des conflits. En

effet, les espèces à statut particulier sont plus sensibles aux perturbations anthropiques (Tchouto, 2004). Contrairement au PNC, les sites du Centre-Ouest ont subi une forte pression anthropique pendant la période des conflits.

Au niveau des forêts du Centre-Ouest, l'analyse floristique a porté sur la FCHS. Elle constitue un écosystème important pour la population riveraine mais aussi pour toute la Côte d'Ivoire. Elle présentait une grande importance pour la conservation de la diversité végétale de la Côte d'Ivoire, du fait de son importante diversité floristique qui occupait 25 % de la diversité floristique du pays (Kouamé *et al.*, 1998). Ainsi, la FCHS est un réservoir de diversité biologique dont profitent les populations riveraines. Selon Zanh *et al.* (2016), les populations jouxtant la FCHS sont fortement tributaires de plusieurs produits forestiers non-ligneux que leur procurent certaines espèces de cet espace domanial. Cependant, ces travaux ont montré que cet espace a connu au cours de la dernière décennie, une profonde modification de son paysage. Le mode d'utilisation des terres dans la FCHS constitue la cause principale de la dégradation de la forêt. Selon Assalé *et al.*, (2016), les dégradations dans la FCHS sont à 95 % d'origine anthropique et seulement 5 % d'origine naturelle. Les dégradations d'origine anthropique sont constituées essentiellement de cultures dont celle du cacaoyer est la plus dominante. La dominance des exploitations agricoles dans la FCHS avait été abordée par plusieurs auteurs dont Kouakou *et al.* (2015), Sangne *et al.* (2015) et Barima *et al.* (2016), Kouakou *et al.* (2018).

Le paysage qui était dominé par la forêt au début des années 2000 présentait une matrice dominée par les cultures suivies des habitations. Les populations infiltrées, en plus de la réduction du couvert forestier par les défrichements, utilisent des techniques culturales qui occasionnent une perte de diversité floristique (Assalé *et al.*, 2016). L'on assiste ainsi à une modification du cortège floristique qui s'exprime à plusieurs niveaux.

Aussi, au niveau spécifique, la liste floristique est-elle constituée de plusieurs espèces cultivées avec des occurrences importantes (Annexe 6) confirmant la prédominance des cultures dans la FCHS. Malgré cette forte anthropisation, les différents sites étudiés présentent une flore diversifiée avec un indice de diversité de Shannon supérieur généralement à 4 et qui indique selon Yédomonhan (2009), une diversité élevée. Cette diversité bien qu'importante, diffère de celle de Kouamé (1998) qui avait recensé 1047 espèces contre 622 pour la liste de 2015 soit une probable disparition de 40 % d'espèces. Cependant, la comparaison de ces richesses spécifiques à ces deux périodes mérite d'être nuancée à cause des différences méthodologiques. En effet, les

échantillonnages de Kouamé (1998) ont eu lieu dans des rectangles de 200 m de longueur et de 100 m de largeur soit une superficie de 2 ha. Chacun des rectangles était divisé en huit (8) carrés de 50 m de côté soit 2500 m². Les différents carrés de 2500 m² étaient subdivisés chacun en 25 carrés de 100 m². Tandis que, les données de 2015 ont été collectées sur des transects de 500 m de long et 10 m de large. Chacun des transects a été subdivisé en 20 tronçons de 25 m de long et 10 m de large soit une superficie de 250 m². Dans chacun des cas, toutes les espèces rencontrées ont été identifiées.

Au niveau des types biologiques, la composition de la FCHS est celle des forêts dense semi-décidues avec une prédominance des phanérophytes et peu d'épiphytes (Aké-Assi, 2002), confirmé par la dominance des Rubiaceae. Ainsi, la forêt dans son ensemble présente encore les caractéristiques qui lui avaient été attribuées à sa création (Guillaumet & Adjanooun, 1971). La FCHS présente un nombre important d'espèces à statut particulier. La présence de ces espèces indique une importance de cet espace pour la conservation de la diversité floristique. La réduction observée du nombre de ces espèces pourrait être due à une réduction de l'habitat essentiellement imputable à l'agriculture comme cela a été observé dans d'autres espaces protégés en Côte d'Ivoire (Adou Yao *et al.*, 2013).

Au niveau du PNB, il y a également la présence d'un nombre important d'espèces à statut particulier. Ainsi, en considérant le fait que les espèces endémiques sont hautement vulnérables à la perturbation humaine et aux autres formes de changements environnementaux, la présence en grand nombre des espèces à statut particulier dans le PNB est signe d'une biodiversité riche et bien conservée. Le nombre important d'espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest, montre bien le niveau élevé de la diversité floristique du PNB. Le nombre important d'espèces à statut particulier relevé au cours de cette étude signifierait donc que les agressions sur la flore ne sont pas de nature à détériorer considérablement la diversité floristique. Ces agressions, selon Sako *et al.* (2013), concernent essentiellement le prélèvement des produits forestiers non-ligneux par les populations riveraines (Annexe 5D). En effet, les études de Molino & Sabatier (2001) ont montré, à travers la théorie des perturbations intermédiaires, que les perturbations, lorsqu'elles ne sont pas très importantes ni très fréquentes contribuent à maintenir une grande diversité.

11-4 Conflits armés et conservation des ressources naturelles

L'exploitation illicite des ressources naturelles pendant les conflits armés augmente de façon considérable (McNeely, 2003). Cette exploitation est très souvent accentuée dans les espaces

domaniaux du fait de leur importante diversité biologique et de l'absence des autorités de conservation. L'arrivée des réfugiés dans une zone est souvent une cause de l'amenuisement des ressources naturelles. Les populations fuyant les zones de combats pour s'installer dans les espaces domaniaux, exercent une pression importante sur les ressources naturelles de ces espaces (Dudley *et al.*, 2002). En plus des réfugiés, les groupes rebelles ou même les gouvernements sont des acteurs de perte de ressources naturelles pendant les conflits. Ces groupes exploitent les ressources naturelles pour financer et entretenir leurs opérations militaires. C'est ainsi que les arbres présents dans les plantations forestières ont été exploités dans les forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa situées dans la zone sous contrôle des forces rebelles à l'autorité gouvernementale. Dans le PNC, des traces d'exploitation d'essences naturelles ont été observées. Dans ce parc, des espèces interdites d'exploitation telles que *Pterocarpus erinaceus* Poir. (Fabaceae), ont été massivement coupées. Les ressources forestières subissent alors une exploitation excessive conduisant à une importante réduction du couvert forestier. Malheureusement, la fin des conflits n'est pas synonyme de fin des pressions. En effet, après une guerre, les gouvernements et les organismes internationaux sont plus préoccupés par les questions de santé, d'économie et de réconciliation nationale que la protection des ressources naturelles, notamment celles des aires protégées. Les activités illégales telles que l'installation agricole, l'exploitation forestière et même minière prolifèrent donc encore dans ces espaces.

Les résultats de cette étude ont mis en évidence la croissance des surfaces forestières dans les zones savanicoles et une régression des surfaces forestières dans les forêts de l'Ouest pendant la période de conflits, au profit des classes Forêt dégradée-culture et Sol nu-habitat. Les transformations des couverts forestiers dans ces espaces protégés sont essentiellement dues à la mise en place des cultures dominées par les cacaoyers, confirmant les travaux de Assalé *et al.* (2016) et Barima *et al.* (2016). Les cultures sont ainsi les principales causes du recul du couvert forestier en Afrique comme l'ont déjà souligné Tente *et al.* (2011) pour le Bénin. Cette activité est aussi accompagnée de la prolifération des zones d'habitation qui s'expliquerait par la volonté des populations de vivre à proximité de leur exploitation afin de faciliter leur entretien et de protéger leur récolte contre d'éventuels vols. Si en Côte d'Ivoire, la dégradation du couvert forestier a été induite par des infiltrations pour l'agriculture, ailleurs en Afrique les pressions sur les ressources naturelles pendant les conflits armés sont généralement dues aux activités des réfugiés (Havyarimana *et al.*, 2018, Havyarimana, 2015) et à l'exploitation illicite des ressources forestières

(Hansen *et al.*, 2008). En somme, les perturbations d'origine anthropique modifient la dynamique des paysages et les conflits armés constituent un facteur accélérateur de ces modifications.

Si l'impact des conflits sur la dégradation des milieux naturels est indéniable, le rôle des différents types de forces militaires dans la conservation de ces milieux est aussi important à analyser. C'est à cette échelle d'observation que Kouakou *et al* (2017) ont porté leurs analyses dans la FCHS. Pour les zones Nord, Centre et Sud de cette forêt, la période des conflits a entraîné une régression des surfaces forestières quel que soit les forces en présence (Barima *et al.*, 2016). De 2002 à 2006, les changements de la couverture forestière ne furent pas importants dans les trois zones, par ailleurs, le degré d'anthropisation dans la zone Nord contrôlée par les forces rebelles, est encore plus réduit que dans les deux autres zones. Les zones Centre et Sud sous administration des forces internationales, semblent avoir été aussi anthropisées que celles sous contrôle des forces rebelles. Ce constat pourrait s'expliquer par le fait que les forces internationales déployées en cas de conflits armés ont pour mission principale de contrôler la mise en application du cessez-le feu. Secondairement, ces forces interviennent dans le maintien de l'ordre public, la sécurisation des biens et permettent la libre circulation des biens et des personnes (ONU, 2008). Ainsi, la mission des forces internationales pour le maintien de la paix n'implique pas la protection des ressources naturelles. Elles seraient donc restées passives face à la dégradation de la FCHS. La disparition en 2007 de la zone tenue par les forces impartiales suite à la réunification des armés (ONUCI, 2007) n'a pas inversé la tendance à la déforestation de la FCHS. Désormais, le Nord qui bénéficiait jusque-là de la surveillance de la part des groupements rebelles est laissé pour compte donnant lieu à une disparition drastique de son couvert forestier pendant les conflits.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION

Les conflits politico-militaire de 2002 à 2011 en Côte d'Ivoire, ayant entraîné une partition du pays, les sites situés dans les zones Nord (PNC), Centre (FCM, FCS, FCK), Centre-Ouest (PNM, FCHS) et Sud (PNB) ont vécu différemment la période des conflits.

A travers l'utilisation des images satellites issues des capteurs LANDSAT et SPOT, différentes cartes d'occupation du sol ont été obtenues à partir de la classification supervisée, en utilisant l'algorithme du maximum de vraisemblance. La dynamique spatio-temporelle des différents sites d'étude a été réalisée sur les périodes d'avant (avant 2002), pendant (2002-2013) et après (après 2013) les conflits en Côte d'Ivoire.

Concernant la zone Nord, le site de l'étude était le Sud-Ouest du Parc National de la Comoé (PNC). Cette partie du parc était en zone tampon pendant la période des conflits. De façon générale, la dynamique du couvert végétal dans cette partie du PNC sur toute la période de l'étude montre que les surfaces forestières ont doublé avec un taux d'accroissement de 111,30 % entre 1998 et 2018. La simulation de la dynamique paysagère du Sud-Ouest du PNC a montré qu'à l'horizon 2025 la matrice du paysage sera dominée par les forêts avec une proportion de 40,20 % contre 16,70 % et 39,00 % respectivement pour les classes savane arborée et savane arbustive.

Dans le Centre du pays, les sites étudiés sont les forêts classées de Kokondékro (FCK), Soungourou (FCS) et Mafa (FCM). Dans la FCK, les plantations forestières ont connu une baisse constante de leur superficie sur toute la période de l'étude de l'ordre de 37,60 % entre 1991 et 2017. Quant aux forêts naturelles, au cours de la période d'avant conflit, nous avons noté une perte de superficie de 21 %. Pendant et après les conflits, cette classe a connu des augmentations de sa superficie respectivement de 74 % et 18 %. La simulation de la dynamique spatio-temporelle dans la FCK a montré toutefois qu'à l'horizon 2025 le paysage restera dominé par les plantations forestières. Dans la FCM, la dynamique paysagère a montré qu'avant et pendant les conflits la forêt naturelle a connu une augmentation de sa superficie. Après les conflits cette classe a connu une légère baisse de sa superficie de l'ordre de 2 %. A niveau des plantations forestières les périodes d'avant et après les conflits ont été celle d'une régression de leur superficie contrairement à la période des conflits qui a été celle d'une augmentation de leur superficie. La simulation paysagère dans la FCM a montré que la déforestation devrait s'amplifier à l'horizon 2025.

Dans la FCS, la période des conflits a été favorable à une augmentation de la superficie de la forêt naturelle contrairement aux deux autres périodes. Quant aux plantations forestières, nous avons noté une augmentation de la superficie avant et pendant les conflits et une régression après les conflits. La simulation markovienne dans la FCS a montré que les forêts connaîtront une importante régression de leur superficie contrairement à la savane qui dominera le paysage avec une proportion de plus de 50 %.

Les sites d'étude du Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire ont été la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) et le Parc National de la Marahoué (PNM). Dans la FCHS et le PNM, une régression des superficies forestières est constatée avant et pendant les conflits, avec des taux respectifs de (2,62 % et 54,26 %) et (13,48 % et 75,42 %). Cette déforestation a persisté à la fin des conflits avec un taux de 68,61 % pour la FCHS et semblera s'installer dans la durée jusqu'en 2025 où seulement 11 % de la surface sera couverte par la forêt. Au niveau du PNM une reforestation est constatée, s'exprimant par un gain de superficie forestière de 9 % en 2017.

Dans le Parc National du Banco au Sud de la Côte d'Ivoire, sous contrôle gouvernemental, une augmentation de la superficie forestière a été constatée pendant la période de conflits. Cependant, après les conflits, la forêt dense originelle semblera perdre 10,90 % de sa superficie pour être remplacées par les forêts secondaires.

Au niveau floristique, 1045 espèces réparties en 592 genres et 128 familles ont été recensées dans les forêts classées de Soungourou, Mafa et du Haut-Sassandra et dans les parcs nationaux de la Comoé et du Banco. Tous ces sites présentent une valeur pour la conservation de la diversité floristique du fait de la présence des espèces à statut particulier. Au total 134 espèces à statut particulier ont été recensées dont 7 sont endémiques de la Côte d'Ivoire et 73 endémiques de l'Afrique de l'Ouest.

Cette étude a montré ainsi une possible combinaison des méthodes de télédétection, d'écologie du paysage et de phytosociologie pour une meilleure compréhension des effets des conflits politico-militaires des années 2000 en Côte d'Ivoire sur le couvert végétal. Elle a permis de mettre en évidence les grandes recompositions spatiales des différentes classes d'occupation des sols et l'évolution de leurs surfaces respectives avant, pendant et après les crises en Côte d'Ivoire. Les résultats obtenus à partir des classifications des images montrent une importante régression de la surface forestière des espaces domaniaux du Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire au profit des espaces agricoles et une densification du couvert végétal dans les zones Nord, Centre et Sud

pendant la période de conflits. La zone du Centre-Ouest serait donc celle qui a subi le plus de dégâts environnementaux pendant la période de conflits en Côte d'Ivoire. Les forêts de cette zone ont connu d'importants changements dans l'occupation du sol. Avant le déclenchement des conflits, la matrice du paysage était dominée par la forêt. A la fin, seuls quelques lambeaux de forêts étaient encore présents. Les raisons de la déforestation dans les forêts du Centre-Ouest sont essentiellement d'origine anthropique. La plupart de ces actions humaines sont liées à la mise en place de plantations de cacaoyers au sein de ces espaces au détriment des surfaces forestières. Ces pratiques agricoles agissent non seulement sur la modification des paysages, mais aussi sur celle de sa composition floristique dont la disparition d'espèces. Ainsi, pendant la période de conflits, plus de 40 % d'espèces végétales auraient disparu de la FCHS parmi lesquelles d'importantes espèces à statut particulier. Les impacts des conflits en Côte d'Ivoire se traduisent donc par une régression du couvert forestier, une fragmentation et une perte de diversité biologique. En définitive, la zone du Centre-Ouest, vestige de la forêt dense humide semi-décidue ivoirienne il y'a une vingtaine d'années, est aujourd'hui une vaste exploitation de cacaoyers parsemée d'arbres morts sur pied et d'un réseau dense de pistes pédestres et d'habitations, reflet de l'ensemble des espaces domaniaux en lambeau après une décennie de conflits politiques et militaires.

RECOMMANDATIONS

Aux décideurs

Au vu de l'état de dégradation des espaces domaniaux de la zone forestière, il est plus qu'urgent de mettre en place une politique de gouvernance conséquente des aires protégées et forêts classées à travers des mesures vigoureuses, afin d'inverser la tendance à la déforestation. Certaines de ces mesures serait la formation des gestionnaires à l'outil de la télédétection et au Système d'Information Géographique (SIG), ou encore l'augmentation de l'effectif des gestionnaires en leur affectant des personnes ayant une bonne maîtrise de ces outils. Ces personnes ressources devront construire un Système d'Information Géographique orienté vers les objectifs de gestion des différents espaces domaniaux. Ce SIG permettra une surveillance quotidienne et une analyse ponctuelle des changements. Ce qui permettra de freiner les dégradations avant qu'elles ne prennent de l'ampleur.

Aux gestionnaires des espaces domaniaux

Les gestionnaires des espaces domaniaux devront mettre en œuvre des méthodes de cogestion avec les populations jouxtant ces espaces. Des reboisements avec des espèces locales devront être faits dans les espaces dégradés. Les gestionnaires devront également sensibiliser les populations riveraines à la domestication des espèces qui leur sont utiles, afin d'éviter l'infiltration des espaces domaniaux pour la collecte de celles-ci. Aussi, les outils de la télédétection devront être utilisés pour un suivi quotidien de la dynamique de la végétation des espaces domaniaux.

A la communauté internationale

Pour une conservation des ressources naturelles en période de conflits, l'Organisation des Nations Unies devrait adopter une loi sur le devoir de surveillance de ces ressources par les forces de maintien de la paix. Une autre solution pour pallier l'effondrement des ressources naturelles en période de conflits serait la mise en place d'une force militaire entièrement dédiée à la surveillance de ces ressources.

Aux chocolatiers

Une implication de la société civile et des consommateurs des produits issus des espaces domaniaux, du cacao en particulier, accentuera la pression sur les décideurs et les gestionnaires pour une préservation de ces espaces. En effet, l'implication des lobbies du chocolat et des pays consommateurs dans la lutte contre l'interdiction de la culture du cacao dans des espaces non dédiés permettra de sauver les lambeaux de forêts encore disponibles en CI.

PERSPECTIVES

Dans cette étude l'analyse de la dynamique du couvert végétal de certains espaces domaniaux de Côte d'Ivoire a été faite. Elle a ainsi montré des dynamiques variées en fonction des zones écologiques de la Côte d'Ivoire. Pour une meilleure généralisation des résultats, une analyse de la dynamique du couvert végétal des espaces ruraux non domaniaux est nécessaire. Cette analyse permettra ainsi de connaître la disponibilité des terres arables pour la population rurale. Cette étude a aussi révélé un recul du couvert forestier dans les espaces domaniaux du Centre-Ouest ivoirien. Une étude des services écosystémiques offerts aux populations par les nouveaux paysages présents dans ces espaces, contrairement à la luxuriante forêt qui existait il y a une vingtaine d'année, est nécessaire afin d'orienter les décideurs sur l'avenir de certains espaces domaniaux fortement dégradés au profit de l'agriculture.

Pour un meilleur aménagement des espaces dégradés des sites d'étude, les méthodes de simulation utilisées dans cette thèse devraient associer les actions et l'influence des agents en charge de la surveillance de ces espaces, ainsi que les activités impliquées dans la dynamique. A ce titre l'utilisation de système multi-agent serait une solution.

REFERENCES

- Achard F., Eva D. H., Stibig H-J, Mayaux P., Gallego J., Richards T. & Malingreau J-P. (2002). Determination of deforestation rates of the World's humid tropical forests. *Science*, 297 : 999-1002.
- Adjonou K., Djiwa O., Kombaté Y., Kokustse D. A. & Kokou K. (2010). Etude de dynamique spatiale et structurale des forêts sèches reliques du Togo : implication pour une gestion durable des aires protégées. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(1) : 168-183.
- Adou Yao C. Y., Kpangui K. B., Adou L. M. M., Vroh B. T. A. & N'Guessan K. E. (2013). Diversité floristique et valeur de la forêt sacrée Bokasso (Est de la Côte d'Ivoire) pour la conservation. *Vertigo*, 13(1) : 1-16.
- AIP (2013). Monographie du département de Bouaké. <http://news.abidjan.net/h/480701.html>, consulté 25 septembre 2018
- Aké-Assi L. (2002). Flore de la Côte d'Ivoire 2, catalogue systématique, biogéographique et écologie. Conservatoire et Jardin botanique, Genève, Boisseria, 58, 401 p.
- Aké-Assi L. (2001). Flore de la Côte d'Ivoire 1, catalogue systématique, biogéographique et écologie. Conservatoire et Jardin botanique, Genève, Boisseria, 57, 396 p.
- Aké-Assi L. & Boni D. (1988). Développement agricole et protection de la forêt. Quel avenir pour la forêt ? *Mitteilungen aus dem Institut für allgemeine Botanik*, 23(a) : 169-176.
- Aké-Assi L. (1988). Espèces rares et en voie d'extinction de la flore de la Côte d'Ivoire. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 25 : 461-463.
- Akoué Y. C., Adaman S. & Zon D. A. (2017). Parc National du Banco, un patrimoine entre destruction et conservation : réalité et enjeux d'une gestion durable. *European Scientific Journal*, 13(2) : 182-195.
- Amani Y. C. (2011). Logiques des infiltrations paysannes dans les forêts classées en Côte d'Ivoire. *European Journal of Scientific Research*, 66(1) : 143-152.

- Anderson M. J., Crist T. O., Chase J. M., Vellend M., Inouye B. D., Freestone A. L., Sanders N. J., Cornell H. V., Comita L. S., Davies K. F., Harrison S. P., Kraft N. J. B., Stegen J. C. & Swenson N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity : a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14 : 19-28.
- Andrieu J. & Mering C. (2008). Cartographie par télédétection des changements de la couverture végétale sur la bande littorale ouest-africaine : exemple des rivières du sud du delta du Saloum (Sénégal) au rio geba (Guinée-Bissac). *Télédétection*, 8(2) : 93-118.
- Annan N. (2014). Violent conflicts and civil strife in West Africa : causes, challenges and prospects stability : *International Journal of Security & Development*, 3 : 1-16.
- Antrop M. (2001). The language of landscape ecologists and planners – a comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape and urban planning*, 55 :163–173
- Arim O. J., Waceke J. W., Waudo S. W. & Kimenju J. W. (2006). Effects of *Canavalia ensiformis* and *Mucuna pruriens* intercrops on *Pratylenchus zeae* damage and yield of maize in subsistence agriculture. *Plant and Soil*, 284 : 243-251.
- Arnaud J. C. & Sournia G. (1979). Les forêts de Côte d'Ivoire : une richesse naturelle en voie de disparition. *Les Cahiers d'outre-mer*, 127 : 281-301.
- Arnould M. (1961). Etudes géologiques des migmatites et des granites précambriens du Nord-Est de la Côte d'Ivoire et de la Haute-Volta méridionale. Edition Technip, Paris, 166 p.
- Asner G. P., Rudel T. K., Aide T. M., Defriesm R. & Emerson R. (2009). A Contemporary Assessment of Change in Humid Tropical Forests. *Conservation Biology*, 23(6) : 1386-1395.
- Assalé A. A. Y., Barima Y. S. S., Kouakou K.A., Kouakou A. T. M. & Bogaert J. (2016). Agents de dégradation d'une aire protégée après une décennie de conflits en Côte d'Ivoire : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, 22 : 123-133.

- Attiwil P. M. (1994). The disturbance of forest ecosystems : the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*, 63 : 247-300.
- Avakoudjo J., Mama A., Toko I., Kindomihou V. & Sinsin B. (2014). Dynamique de l'occupation du sol dans le Parc National du W et sa périphérie au Nord-Ouest du Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(6) : 2608-2625.
- Avenard J. M. (1971). Aspect de la géomorphologie. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire *ORSTOM*, Paris, France, 50 : 9-72.
- Ayres M. P. & Lombardero M. J. (2000). Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *The Science of the Total Environment*, 262 : 263-286.
- Bakarr M., Oates J. f, Fahr J., Parren M. P. F., Rödel M. O. & Demey R. (Eds.) (2004). Guinean forests of West Africa. In : Hotspots Revisited : Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Edition CEMEX & Conservation International, Mexico City & Washington : 123-130.
- Bakayoko A. (2005). Influence de la fragmentation forestière sur la composition floristique et la structure végétale dans le sud-ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université de Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire, 258 p.
- Balling R. J., Taber J. T., Brown M. & Day K. (1999). Multiobjective urban planning using a genetic algorithm. *ASCE Journal of Urban Planning and Development*, 125(2) : 86-99.
- Balmford A. & Bond W. (2005). Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecology Letters*, 8(11) :1218-1234.
- Balmford A., Bennun L., Ten Brink B., Cooper D., Côté I. M., Crane P., Dobson A., Dudley N., Dutton I., Green R. E., Gregory R. D., Harrison J., Kennedy E. T., Kremen C., Leader-Williams N., Lovejoy T. E., Mace G., May R., Mayaux P., Morling P., Phillips J., Redford K., Ricketts T. H., Rodríguez J. P., Sanjayan M., Schei P. J., Van Jaarsveld A. S. & Walther B. A. (2005). The convention on biological diversity's 2010 target. *Science*, 307 (5707) : 212-213.

- Bamba I. (2010). Anthropisation et dynamique spatio-temporelle de paysages forestiers en République Démocratique du Congo. Thèse de Doctorat de l'Université libre de Bruxelles (Bruxelles, Belgique), 205 p.
- Bamba I., Barima Y. S. S. & Bogaert J. (2010). Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en R. D. Congo. *Tropical Conservation Science*, 3 (1) : 31-44.
- Bamba I., Mama A., Neuba D. F. R., Koffi K. J., Traore D., Visser M., Sinsin B., Lejoly J. & Bogaert J. (2008). Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas Congo (République Démocratique du Congo). *Sciences & Nature*, 5 : 49-60.
- Barima Y. S. S., Kouakou A. T. M., Bamba I., Sangne Y. C., Godron M., Andrieu J. & Bogaert J. (2016). Cocoa crops are destroying the forest reserves of the classified forest of HautSassandra (Ivory Coast). *Global Ecology and Conservation*, 8 : 85-98.
- Barima Y. S. S., Egnankou W. M., N'Doumé C. T. A., Kouamé F. N. & Bogaert J. (2010a). Modélisation de la dynamique du paysage forestier dans la région de transition forêt-savane à l'Est de la Côte d'Ivoire. *Téledétection*, 9(2) : 129-138.
- Barima Y. S. S., Barbier N., Ouattara B & Bogaert J. (2010b). Relation entre la composition floristique et des indicateurs de la fragmentation du paysage dans une région de transition forêt-savane ivoirienne. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 14(4) : 617-625.
- Barima Y. S. S. (2009). Dynamique, fragmentation et diversité végétale des paysages en milieux de transition forêt-savane dans le département de Tanda (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université libre de Bruxelles (Bruxelles, Belgique), 196 p.
- Barima Y. S. S., Barbier N., Bamba I., Traoré D., Lejoly J. & Bogaert J., (2009). Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois et Forêts des Tropiques*, 299 (1) : 15-25.

- Baudry J., Burel F., Aviron S., Martin M., Ouin A., Pain G. & Thenail C. (2003). Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes : do farming activities help ? *Landscape Ecology*, 18 : 303-314.
- Beaudoin Y., Cavayas F. & Marois C. (1995). Vers une nouvelle méthode d'inventaire et de mise à jour de l'occupation/utilisation du sol en milieu urbain. *Journal Canadien de Télédétection*, 21(1) : 28-42.
- Belesi Katula k. h. (2016). Etude floristique, phytogéographique et phytosociologique de la végétation du Parc National de la Salonga (Bas-Kasai – RDC) (synthèse). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 14 (3) : 709-720.
- Bell E. J. (1974). Markov analysis of land use change : an application of stochastic processes to remotely sensed data. *Socio-Economic Planning Sciences*, 8 : 311-316.
- Bellwood D. R., Hughes T. P., Folke C. & Nystrom M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429 : 827-833.
- Bertrand G. (1975). Pour une histoire écologique de la France rurale, *Histoire de la France rurale*, 1 : 37-113.
- Biehl L. & Landgrebe D. (2002). MultiSpec - a tool for multispectral-hyperspectral image data analysis. *Computers and Geosciences*, 28 : 1153-1159.
- Bogaert J, Vranken I & Andre M. (Eds) (2014). Anthropogenic effects in landscapes : historical context and spatial pattern. *In : Biocultural Landscapes Diversity, Functions and Values*. Edition Springer Science + Business Media Dordrecht : 89-112.
- Bogaert J. & André M. (2013). L'écologie du paysage : une discipline unificatrice. *Tropicultura*, 31(1) :1-2.
- Bogaert J., Barima Y. S. S., Ji J., Jiang H., Bamba I., Lyongo W. W. L., Mama A., Nyssen E., Dahdouh-Guebas F. & Koedam N. (Eds) (2011). A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape pattern. *In : Landscape ecology in Asian cultures*. Edition Springer, New York, Verlag : 141-167.

- Bogaert J., Bamba I., Koffi K. J., Sibomana S., Djibu K. J.-P., Champluvier D., Robbrecht E., De Cannière C. & Visser M. N. (Eds.) (2008). Fragmentation of Forest Landscapes in Central Africa : Causes, Consequences and Management. *In* : Patterns and processes in forest landscapes. Edition Springer Science+Business Media B.V. : 67-87.
- Bogaert J. & Mahamane A. (2005). Ecologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **7** : 39-68.
- Bogaert J., Ceulemans R. & Salvador-Van Eysenrode D. (2004). Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management*, **33**(1) : 62-73.
- Bogaert J., Zhou L, Tucker C. J., Myneni R. B., Ceulemans R. (2002). Evidence for a persistent and extensive greening trend in Eurasia inferred from satellite vegetation index data. *Journal of geophysical research*, **107**(D11) : 4-1 – 4-14.
- Bogaert J., Rousseau R., Van Hecke P. & Impens I. (2000). Alternative area-perimeter ratios for measurement of 2D shape compactness of habitats. *Applied Mathematics and Computation*, **111**: 71-85.
- Botequilha Leitão A. & Ahern J. (2002). Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, **59** : 65-93.
- Boudouresque C. F., Bernard G., Pergent G., Shili A. & Verlaque M. (2009). Regression of mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress : a critical review. *Botanica Marina*, **52** : 395-418.
- Bouiadjra S. E.B, Zerey W. E. & Benabdeli K. (2011). Etude diachronique des changements du couvert végétal dans un écosystème montagneux par télédétection spatiale : cas des monts du tessala (algérie occidentale). *Physio-Géo - Géographie Physique et Environnement*, **V** : 211-225.
- Brink A. B. & Eva H. D. (2009). Monitoring 25 years of land cover change dynamics in Africa : A sample based remote sensing approach. *Applied Geography*, **29** : 501–512.

- Brook B. W., Sodhi N. S. & Ng P. K. L. (2003). Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, 424 : 420-423.
- Brooks T. M., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., Da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim J., Oldfield S., Magin G. & Hilton-Taylor C. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, 16(4) : 909-923.
- Brou Y. T. (2009). Impacts des modifications bioclimatiques et de l'aménagement des terres forestières dans les paysanneries ivoiriennes : quelles solutions pour une agriculture durable en Côte d'Ivoire. *Cuadernos Geograficos*, 45:13-29.
- Brown D. G. & Duh J.-D. (2004). Spatial simulation for translating from land use to land cover. *International Journal of Geographical Information Science*, 18(1) : 35-60.
- Brown K. A. & Gurevitch J. (2004). Long-term impacts of logging on forest diversity in Madagascar. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(16) : 6045-6049.
- Buhaug H. & Rod J. (2006). Local determinants of African civil wars, 1970–2001. *Political Geography*, 25 : 315–335.
- Burel F. & Baudry J. (1999). *Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Technique et Documentation, 359 p.
- Burel F. & Baudry J. (2000). *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*, 2e éd., Technique et Documentation, Paris, 355 p.
- Burel F. & Baudry J. (2003). *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris, Technique et Documentation, 359 p.
- Caloz R. & Collet C. (2001). Précis de télédétection - Traitements numériques d'images de télédétection : Presse de l'Université du Québec. *Agence Universitaire de la Francophonie*, 3 : 1-398.
- Caloz R., Blaser T. J. & Willemin G. (Eds.) (1993). Création d'une ortho-image à l'aide d'un modèle numérique d'altitude : influences des modes de rééchantillonnage radiométrique.

In : télédétection et cartographie. Edition AUPELF-UREF, Les Presses de l'Universités du Québec : 17-30

Carol C., Noss R. F., Paquet P. C. & Schumaker N. H. (2004). Extinction debt of protected areas in developing landscapes. *Conservation Biology* 18(4) :1110-1120.

CCT (2003). Notions fondamentales de télédétection. Centre canadien de télédétection, Canada, 266 p.

CERAP (2017). Pôle social- ACORD-Guinée : étude et mission exploratoire sur les causes et dynamiques des conflits dans la Région des Monts Nimba entre la Guinée forestière, l'Ouest ivoirien et le Nord du Libéria, 93p.

Chabra A., Geist H., Houghton R. A., Haberl H., Braimoh A. K., Vlek P. L. G., Patz J., Xu J., Ramankutty N., Coomes O. & Lambin E. F. (Eds.) (2005). Multiple Impacts of Land-Use/Cover Change. *In* : Land-Use and Land-Cover Change. Edition Springer-Verlag Berlin Heidelberg : 71-116.

Chander G. & Markham B. L. (2003). Revised Landsat 5 TM Radiometric Calibration Procedures and Post-Calibration Dynamic Ranges. *IEEE transaction on geoscience and remote sensing*, 41(11) : 2674-2677.

Chao A. & Shen T.-J. (2003). Nonparametric estimation of Shannon's diversity index when there are unseen species in sample. *Environmental and Ecological Statistics*, 10 : 429-443.

Chapin F. S. I., Zavaleta E. S., Eviner V. T., Naylor R. L., Vitousek P. M., Reynolds H. L., Hooper D. U., Lavorel S., Sala O. E., Hobbie S. E., Mack M. C. & Diaz S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405 : 234-242.

Chatelain C., Laurent Aké-Assi L., Spichiger R. & Gautier L. (2011). Cartes de distribution des plantes de Côte d'Ivoire. *Boissiera*, 64 : 1-327.

Chatelain C., Dao H., Gautier L. & Spichiger R. (2004). Forest cover changes in Côte d'Ivoire and Upper Guinea *In* : Biodiversity of West African Forests, An Ecological Atlas of Woody Plant Species CABI Publ., 1^{ère} édition : 15-32.

- Chauveau, J.-P. & Richards P. (2008). West African Insurgencies in Agrarian Perspective. Côte d'Ivoire and Sierra Leone compared. *Journal of Agrarian Change*, 8 : 515-552.
- Chomitz K. M., Buys P., De Luca G., Thomas T. S. & WertzKanounnikoff S. (2007). At Loggerheads ? Agricultural expansion, poverty reduction, and environment in the tropical forests. World Bank, Jakarta, Indonesia. 284 p.
- CI (Conservation Internationale) & MINEFOR (Ministère des Eaux et Forêts) (2001). Ligne Directrices pour le Parc National de la Marahoué, République de Côte d'Ivoire, 91p.
- Cohen J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20 : 37-46.
- Congalton R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1) : 35-46.
- Coquillard P. & Hill D. (1997). Modélisation et simulation d'écosystèmes : des modèles déterministes aux simulations à évènements discrets. *Masson*, 2 : 100-124.
- Corgne S. (2004). Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif : application à la couverture hivernale des sols en Bretagne. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 2 – Haute-Bretagne, 230 p.
- Cousins S. A. O. (2001). Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. *Landscape Ecology*, 16 : 41-54.
- Couvreur T. L. & Baker W. J. (2013). Tropical rain forest evolution : palms as a model group. *Biology*, 11(1) : 48.
- Cronquist A. (1981). An integrated system of classification of flowering plants. Columbia University Press, New York (USA), 1262 p.
- Da K. P. (1992). Contribution à la connaissance du phytoplancton de la mare et du complexe piscicole du Banco (côte d'ivoire). Thèse de doctorat de 3ème Cycle. Université d'Abidjan (Côte d'Ivoire).

- Dabalen A. L. & Paul S. (2014). Effect of Conflict on Dietary Diversity : Evidence from Côte d'Ivoire. *World Development*, 58 : 143–158.
- Dale H. V., Offerman H., Frohn R. & Gardner R. H. (Eds.) (1995). Landscape characterization and biodiversity research. *In* : measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. Proceedings of the IUFAO Symposium, Chiang Mai, Thailand : 47-65.
- Décamps H. & Décamps O. (2007). Organisation de l'espace et processus écologiques. *Économie Rurale*, 297-298 : 55-70
- Deng J. S., Wang K., Hong Y. & Qi J. G. (2009). Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. *Landscape and Urban Planning*, 92 : 187-198.
- Desjardins R. (2000). La télédétection : perspective analytique. Paris, ESTEM, 226 p.
- Diallo H., Bamba I., Barima Y. S. S., Visser M., Ballo A., Mama A., Vranken I., Maiga M. & Bogaert J. (2011). Effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la végétation d'une zone protégée du Mali (Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). *Sécheresse*, 22 : 97–107
- Dogoré R. G. (2007). Côte d'Ivoire, construire le développement durable. *Hamattan*, 119 p.
- Dorais A. De Koninck R. (2011). Mesurer l'évolution des stocks forestiers de carbone : un véritable défi à Bornéo. *M@ppemonde*, 102 (2011.2), 17 p.
- Draulans D. & Van Krunkelsven E. (2002). The impact of war on forest areas in the Democratic Republic of the Congo. *Oryx*, 36 : 35–40.
- Dubucq M. (1986). Télédétection spatiale et Erosion des sols Etude bibliographique. *Cahier ORSTOM*, XXII(2) : 247-258.
- Dudley J. P., Ginsberg J. R., Plumtre A. J., Hart J. A., & Campos L. C. (2002). Effets of war and civil strife on wildlife and wildlife habitats. *Conservation Biology*, 16 : 319-329.

- Dusseux P. (2014). Exploitation de séries temporelles d'images satellites à haute résolution spatiale pour le suivi des prairies en milieu agricole. Thèse de doctorat, l'Université de Rennes, 283p.
- Eastman J. R. (1999). Guide to GIS and image processing. Worcester, MA : Clark University, 186 p.
- El Garouani A., Chen H., Lewis L., Tribak A. & Abahrour M. (2007). Apport de la Télédétection et du SIG pour le suivi spatio-temporel de l'occupation du sol et de l'érosion nette dans le bassin de l'Oued Tlata (Maroc). Actes des JSIRAUF, 9 p.
- Eriksson O. & Ehrlén J. (Eds.) (2001). Landscape fragmentation and the viability of plant populations. *In* : Integrating ecology and evolution in a spatial context. Edition Oxford, UK, Blackwell Publications : 157-175.
- Erwin F. (2000). Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management* 132 : 29-38.
- Ewers R. (2006). Interaction effects between economic development and forest cover determine deforestation rates. *Global Environmental Change*, 16(2) : 161-169.
- Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34 : 487-515.
- FAO (2016). Situation des forêts du monde 2016. Forêts et agriculture : défis et possibilités concernant l'utilisation des terres. Rome, 137 p.
- FAO (2015). Evaluation des ressources forestières mondiales 2015 Répertoire de données de FRA 2015, Rome 2015, 253 p.
- FAO (2010). Evaluation des ressources forestières mondiales 2010 Rapport principal, Rome, Etude FAO forêts 163, 377 p.
- FAO (2009). Situation des forêts du monde 2009. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, Italie, 152 p.

- Farina A. (2000). The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *Bioscience*, 50(4) : 313-320.
- Fearnside P. M. (2002). Can pasture intensification discourage deforestation in the Amazon regions of Brazil ? In : Deforestation and land use in the Amazon and Pantanal regions of Brazil. Gainesville, FL : University of Florida Press.
- Fielding, A. H. & Bell J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1) : 38-49.
- Flamenco-Sandoval A., Ramos M. M. & Masera O. R. (2007). Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological Conservation*, 138 : 131-145.
- Foley J. A., DeFries R., Asner G. P., Barford C., Bonan G., Carpenter S. R., Chapin F. S., T. Coe M. T., Daily G. C., Gibbs H. K., Helkowski J. H., Holloway T., Howard E. A., Kucharik C. J., Monfreda C., Patz J. A., Prentice I. C., Ramankutty N. & Snyder P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309 (5734) : 570-574.
- Forman R. T. T. & Godron M. (1986). Landscape ecology, *John Wiley and Sons*. New York. USA.
- Forman R. T. T. (1995). Land Mosaics : the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Fortin M. J. (2002). Spatial analysis in ecology : statistical and landscape scale issues. *Ecoscience*, 9 : iii-v.
- Fujihara M. & Kikuchi T. (2005). Changes in the landscape structure of the Nagara River Basin, central Japan. *Landscape and Urban Planning*, 70 : 271-281.
- Gaouli Bi A. (2012) : Tutorat et conflits fonciers ruraux dans l'ouest ivoirien : Le cas de Fengolo dans la Sous-Préfecture de Duékoué, Dakar, CODESRA, 52p.
- Geist H. & Lambin E. (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52(2) : 143-150.

- Geneletti D. (2005). Formalising expert opinion through multi-attribute value functions : An application in landscape ecology. *Journal of Environmental Management*, 76 : 255-262.
- Gibbs H. K., Ruesch A., Achard F., Clayton M., Holmgren P., Ramankutty N. & Foley J. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38) :16732–16737.
- Giglio L., Descloitres J., Justice C.O., & Kaufman Y. (2003). An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote sensing of environment*, 87 : 273-282.
- Gilbert N. & Troitzsch K. G. (1999). *Simulation for the Social Scientist*. Open University Press, London, UK. 308p.
- Gillet P., Vermeulen C., Feintrenie L., Dessard H. & Garcia C. (2016). Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo ? Synthèse bibliographique et études de cas. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 20(2) : 183-194.
- Girard G., Sircoulon J, & Touchebeuf P. (1971). Aperçu sur les régimes hydrologiques. In : *Le milieu naturel de la Côte-d’Ivoire*. O.R.S.T.O.M. : 109-155.
- Glenn E. P., Huete A. R., Nagler P. L. & Nelson S. G. (2008). Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes : What vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensors*, 8(4) : 2136-2160.
- Godard V. (2005). Typologie des paysages forestiers du sud du massif de Fontainebleau après la tempête de décembre 1999. Évaluation des dégâts forestiers à l’aide d’un semis de points et d’imagerie satellitale optique. *Revue Internationale de Géomatique*, 15(3) : 281-302.
- Godron M. (2012). *Ecologie et évolution du monde vivant*. Harmattan, Paris.
- Godron M. & Forman R. T. T. (Eds) (1983). Landscape modification and changing ecological characteristics. In : *Disturbance and ecosystems : components of response*. Edition Springer-Verlag, USA, New York : 12-28.

- Goetze D., Horsch B. & Porembski S. (2006). Dynamics of forest-savanna mosaics in north-eastern Ivory Coast from 1954 to 2002. *Journal of Biogeography*, 33(4) : 653-664.
- Gond V. & Brognoli C. (2005). Télédétection et aménagement du territoire : localisation et identification des sites d'orpaillage en Guyane française. *Bois et forêt des tropiques*, 286(4) : 5-13.
- Goné Bi Z. B., Kouame D., Kone I. & Adou Yao C. Y. (2013). Diversité végétale et valeur de conservation pour la Biodiversité du Parc National du Mont Péko, une aire protégée, menacée de disparition en Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences*, 71 : 5753– 5762.
- Gouali Bi A. P. (2012). Tutorat et conflits fonciers ruraux dans l'Ouest ivoirien : le cas de Fengolo dans la sous-préfecture de Duékoué. Rapports de recherche du CODESRIA, n° 16, 52 p.
- Goudard A. & Loreau M. (2008). Nontrophic Interactions, Biodiversity, and Ecosystem Functioning : An Interaction Web Model. *The american naturalist*, 171(1) : 91-106.
- Guillaumet J. L. & Adjanohoun. E. (1971). La végétation de la Côte d'Ivoire. *In* : Le Milieu Naturel de la Côte d'Ivoire. ORSTOM, Paris, pp: 161-262.
- Guittet C. & Le Dû-BlayoLes L. (2013). Photographies du paysage : quelles analyses des dynamiques paysagères ? *Projets de paysage* : 1-19.
- Gutman G, Janetos A. C., Justice C. O., Moran E. F., Mustard J.F., Rindfuss RR, Skole D, Turner B. L. II & Cochrane M. A. (Eds) (2004). Land change science : Observing, monitoring and understanding trajectories of change on the Earth's surface. Remote Sensing and Digital Image Processing Series 6, Kluwer Academic, Dordrecht Boston London.
- Hall J. (2015). Africa's perpetual troublemakers and hot spots : Africa-wide - continental overview. *Africa Conflict Monitor*, Feb : 4-9.
- Hamidou A., Boubé M., Ali M., Mahamane S. & Abassa I. (2012). Caractérisation de la dynamique spatio-temporelle de l'occupation des terres dans le complexe des forêts classées de Dan kada Dodo -Dan Gado (région de Maradi, Niger). *Journal des Sciences de l'Environnement*, 1(1) : 16-26.

- Hansen M. C., Stehman S. V., Potapov P. V., Loveland T. R., Townshend J. R. G., Defries R. S., Pittman K. W., Arunarwati B., Stolle F., Steininger M. K., Mark C., Dimiceli C. (2008). Humid Tropical Forest Clearing from 2000 to 2005 Quantified by Using Multitemporal and Multiresolution Remotely Sensed Data, *PNAS. National Academy Science Letters*, 105(27) : 9439-9444
- Hanson T., Brooks T. M., Da Fonseca G. A. B., Hoffmann M., Lamoreux J. F., Machlis G., Mittermeier C. G., Mittermeier R. A., & Pilgrim J. D. (2009). Warfare in biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, 23 : 578-587.
- Hargis C. D., Bissonette J. A. & David J. L. (1998). The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 13 : 167-186.
- Harrison P. & Pearce F. (2000). Atlas of population & environment. American Association for the Advancement of Science and University of California Press.
- Havyarimana H., Bamba I., Barima Y. S. S., Masharabu T., Nduwarugira D., Bigendako M. J., Mama A., Bangirinama F., De Cannière & Bogaert J. (2018). La contribution des camps de déplacés à la dynamique au Sud et au Sud-Est du Burundi. *Tropicultura*, 36(2) : 243-257.
- Havyarimana F. (2015). La contribution de l'instabilité sociopolitique dans l'anthropisation des paysages au Burundi : dynamique spatiale et biodiversité. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 293 p.
- He H. S., DeZonia B. E. & Mladenoff D. J. (2000). An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 15 : 591-601.
- Herrault P.-A. (2015). Extraction de fragments forestiers et caractérisation de leurs évolutions spatio-temporelles pour évaluer l'effet de l'histoire sur la biodiversité : une approche multi-sources. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, 407p
- Hooper D. U., Chapin F. S., Ewel J. J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J. H., Lodge D. M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A. J., Vandermeer J. & Wardle D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning : a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1) : 3-35.

- Hosonuma N., Herold M., De Sy V., De Fries R. S., Brockhaus M., Verchot L., Arild Angelsen A., & Romijn E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7 (4) : 1-12.
- Hotyat M. & Liège F. (Eds.) (2003). Approche dynamique des couverts forestiers : de la diachronie à l'analyse multisources. In : Eau et environnement : Tunisie et milieux méditerranéens. Edition ENS : 165-176.
- Houghton R. A. (1991). Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide. *Climatic Change* 19 : 99-118.
- Hubert-Moy L. (2004). Occupation des sols et télédétection : de l'inventaire à la modélisation prédictive, Thèse de géographie, Université de Rennes 2, Rennes, 278 p.
- Inoussa M. M., Mahamane A., Mbow C., Saadou M. & Bachmann Y. (2011). Dynamique spatio-temporelle des forêts claires dans le Parc National du W du Niger (Afrique de l'Ouest). *Secheresse*, 22 : 108-116.
- IDMC (2005). Déplacements internes en Côte d'Ivoire : une crise de protection, 28 p.
- Jacquin A. (2010). Dynamique de la végétation des savanes en lien avec l'usage des feux à Madagascar. Analyse par série temporelle d'images de télédétection. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, 146 p.
- Jaeger J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index and effective mesh size : new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15 : 115-130.
- Jaeger M. C. (1987). La télédétection satellitaire au service de la géographie : son exploitation et ses limites actuelles. *Revue de géographie alpine*, 75(3) : 263-284.
- Journaux L. (2006). Analyse multispectrale d'images satellitaires et analyse multi-tableaux : application à la répartition des populations d'oiseaux et à la structure du paysage. Thèse de doctorat, UFR sciences et techniques, Université de bourgogne, 264 p.
- Jun G. & Ghosh J. (2011). Spatially Adaptive Classification of Land Cover With Remote Sensing Data. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*, 49(7) : 2662-2673.

- Jusoff K. & Setiawan I. (2003). Quantifying deforestation in a permanent forest reserve using vectorised LANDSAT TM. *Journal of tropical forest science* 15(4) : 570-582.
- Kahn J. R. & McDonald J. A. (Eds) (1997). The role of economic factors in tropical deforestation. *In* : Tropical Forest Remnants Ecology, Mangement, and Conservation of Fragmented Communities. Edition Laurance, W. F. & Bierregaard Jr., R. O., USA, Chicago : 13-28.
- Kanninen M., Murdiyarso D., Seymour F., Wunder S. & German L. (2007). Do trees grow on money ? The implications of deforestation research for policies to promote REDD. Bogor, Indonesia : Cifor. 73 p.
- Käyhkö N., Fagerholm N., Asseid B. S. & Mzee A. J. (2011). Dynamic land use and land cover changes and their effect on forest resources in a coastal village of Matemwe, Zanzibar, Tanzania. *Land Use Policy*, 28 : 26-37.
- Kergomard C. (2000). Pratique des corrections atmosphériques en télédétection : utilisation du logiciel 5S-PC. *Cybergeo*, dossier 2000,19 p.
- Kersting P. (2005). Recherches pédo-écologiques dans le Parc National de la Comoé (Côte-d'Ivoire). *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 229 : 1-7.
- Koleff P., Gaston K. J. and Lennon J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72(3) : 367-382.
- Koné M., Kouadio Y. L., Neuba D. F.R., Malan D. F. & Coulibaly L. (2014). Évolution de la couverture forestière de la Côte d'Ivoire des années 1960 au début du 21e siècle. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 7(2) : 782-794.
- Koop G. & Tole L. (2001). Deforestation, distribution and development. *Global Environmental Change* 11 : 193- 202.
- Koua K. A. N., Bamba I., Barima Y. S. S., Kouakou A. T. M., Kouakou K. A., Sangne Y. C., 2017. Echelle spatiale et dynamique de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire) en période de conflits. *Revue Environnement et Biodiversité-PASRES*, 2(1) : 54- 68.

- Kouadio H. B., Tahoux M. T. & Biemi J. (2006). Apport de la télédétection et d'un système d'informations géographiques (SIG) à la gestion intégrée et participative des aires protégées en Côte d'Ivoire : application au parc national de Comoé (réserve de biosphère). Rapport d'étude, 60 p.
- Kouamé N. F. (Eds.) (2010). Les territoires phytogéographiques. *In* : Atlas de la Biodiversité de l'Afrique de l'Ouest. Edition Konaté S. & Kampmann D., tome III : 132-139.
- Kouamé N. F. (1998). Influence de l'exploitation forestière sur la végétation et la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de troisième cycle de l'Université de Cocody (Abidjan), 241p.
- Kouamé N. F. Tra Bi H. F., Etien T. D., & Traore D. (1998). Végétation et flore de la forêt classée du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire, *Revue CAMES*, 00 : 28-35.
- Kouakou A. T. M., Assalé A. A. Y. & Barima Y. S. S. (2018). Impact des pressions anthropiques sur la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Tropicultura*, 36(2) : 155-170.
- Kouakou A. T. M., Barima Y. S. S., Konaté S., Bamba I., Kouadio Y. J. & Bogaert Y. (2017). Gestion des forêts domaniales en période de conflits : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 11(1) : 333-349.
- Kouakou A. T. M. Barima Y. S. S., Kouakou K. A., Kouamé N. F. & Yatty K. J. (2015). Forest dynamics in armed conflicts period in classified forest of Haut-Sassandra (Ivory Coast). *American Journal of Life Sciences*, 3(5): 375-382.
- Kouassi N. F. & N'Dri B. A. (2016). Conflits Fonciers Intercommunautaires Et Fracture Sociale Dans Les Régions Du Guémon Et Du Cavally À L'ouest De La Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal*, 12 (14) : 240-261
- Koulibaly A. V. (2008). Caractéristiques de la végétation et dynamique de la régénération, sous l'influence de l'utilisation des terres, dans des mosaïques forêts-savanes, des régions de la

réserve de Lamto et du parc national de la Comoé, en Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat de l'Université de Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire, 151 p.

Koulibaly A. V., Goetze D., Traoré D. & Porembski S. (2006). Protected versus exploited savannas : characteristics of the Sudanian vegetation in Ivory Coast. *Candollea*, 61(2): 425-452

Kpangui K. B. (2015). Dynamique, diversité végétale et valeurs écologiques des agroforêts à base de cacaoyers de la Sous-préfecture de Kokumbo (Centre de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de l'Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjan, Côte d'Ivoire, 227 p.

Kumagai, T., Katul G. G., Saitoh T. M., Sato Y., Manfroi O. J., Morooka T., Ichie T., Kuraji K., Suzuki M. & Porporato A. (2004). Water cycling in a Bornean tropical rain forest under current and projected precipitation scenarios. *Water Resources Research*, 40 (1) :1-12.

Kuuluvainen T. (2002). Introduction disturbance dynamics in boreal forests : defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fennica* 36(1) : 5-12.

Lagabrielle E., Metzger P., Martignac C., Lortic B. & Durieux L. (2007). Les dynamiques d'occupation du sol à la réunion (1989-2002). *M@ppemonde*, 86(2) :1-23.

Lambin E. F. & Geist H. J. (2007). Causes of land use and land cover change. Washington DC : Encyclopedia of Earth, Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment. http://www.eoearth.org/article/Land-use_and_land-cover_change

Lambin E. F., Geist H. & Rindfuss R. R. (Eds.) (2006). Introduction : Local Processes with Global Impacts. *In* : Land-Use and Land-Cover Change. Global Change - The IGBP Series. Edition Lambin E. F. & Geist H., Springer, Berlin, Heidelberg :1-8.

Lambin E. F., Geist H. J. & Lepers E. (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual review of environmental resources*, 28 : 205-241.

Lambin E. F., Turner B. L., Geist H. J., Agbol S. B., Angelsen A., Bruce J. W., Coomes O. T., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P. S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E. F., Mortimore M., Ramakrishnan P. S., Richards J. F., Skanes H., Steffen W., Stone G. D., Svedin U., Veldkamp T. A., Vogel C. & Xu J. (2001). The causes of land-use

and land- cover change : moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11 : 261-269

Landis J. R. & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*. 33 : 159-174

Lebrun J. P. & Stork A. L. 1991-1997 Enumération des plantes à fleurs d'Afrique tropicale. Conservatoire et Jardin Botaniques de la ville de Genève, Genève, 4 Volume.

Le Billon P. (2000). The political ecology of transition in Cambodia 1989-1999 : war, peace and forest exploitation. *Development and Change*, 31 : 785 - 805.

Legendre P. & Legendre L. (1998). Numerical Ecology. English 2nd edition. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 213 p.

Lenco M. (1979). La télédétection : une nouvelle source d'information pour l'environnement. *Journal de la société française de statistique*, 120(1) : 32-50.

Lewis S. L. (2006) Tropical forests and the changing earth system. Philosophical transactions of the royal society B. *Biological Sciences*, 361(1465), 195-210.

Li H. & Reynolds J. F. (Eds.) (1997). Modeling effects of spatial pattern, drought, and grazing on rates of rangeland degradation : A combined Markov and cellular automaton approach. *In : Scale in Remote Sensing and GIS*. Edition Lewis Publishers, New York : 211-230.

Limoges B. (2009). Biodiversité, services écologiques et bien-être humain. *Le Naturaliste Canadien*, 133(2) : 15-19.

Lu D. (2006). The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 27(7) : 1297-132.

Lu D., Mausel P., Bronzdizio E. & Moran E. (2004). Change detection technique. *International Journal of Remote Sensing*, 25 : 2365-2407.

Lunetta R. S., Knight J. F., Ediriwickrema J., Lyon J. G. & Worthy L. D. (2006). Land-cover change detection using multi-temporal MODIS NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, 105 :142-154.

- Maguran A. E. (2004). Measuring biological diversity assessment. *Blackwell publishing company*, 256, 70 p.
- Malhi Y., Roberts J. T., Betts R. A., Killeen T. J., Li W. & Nobre C. A. (2008). Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, 319 (5860) : 169-172.
- Mama A. (2013). Anthropisation des paysages au Bénin : dynamique, fragmentation et développement agricole. Thèse de Doctorat de l'Université libre de Bruxelles, 216 p.
- Mama A., Sinsin B., De Cannière C. & Bogaert J. (2013). Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropicultura*, 31(1) : 78-88.
- Mandelbrot B. B. (1983). The Fractal Geometry of Nature. W. H. Freeman and Company, New York. USA.
- Martin K. C., Bruhn D. Lovelock C. E., Feller I. C., Evans J. R. & Ball M. C. (2010). Nitrogen fertilization enhances water-use efficiency in a saline environment. *Plant, Cell & Environment*, 33 (3) : 344-357.
- Martin P. (2008). Influence de la fragmentation forestière sur la régénération des espèces arborées dans le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat de l'Université de Genève, 320 p.
- Mas J. F. (2000). Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 26 : 349-348
- Masharabu T., Noret N., Lejoly, Bigendako & Bogaert J. (2010). Etude comparative des paramètres floristiques du Parc National de la Ruvubu, Burundi. *Revue internationale de géologie, de géographie et d'écologie tropicales*, 34 : 29-44.
- Mather P. & Koch M. (2011). Computer processing of remotely-sensed images : an introduction. *John Wiley & Sons*, 460 p.
- Mayaux P., Bartholomé E., Fritz S. & Belward A. (2004). A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography*, 31(6) : 861-877.

- Mayaux P., Gond V., Massart M., Pain-Orcet M. & Achard F. (2003). Evolution du couvert forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. *Bois et forêt des tropiques*, 277(3) : 45-52.
- McGarigal K. & Cushman S. A. (2002). Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, 12(2) : 335-345.
- Mcgarigal K. & Marks B. J. (1995). FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for Quantifying landscape structure. Department of Agriculture, General Technical Report, PNW-GTR-351, Pacific Northwest Research Station, Oregon State University, Corvallis, USA, 141 p.
- McNeely J. A. (2003). Conserving forest biodiversity in times of violent conflict. *Oryx*, 37 : 142-152.
- Memel J. D., Kouassi D. K. & Otchoumou A. (2009). Microhabitats des escargots *Achatimidae* d'une forêt tropicale humide : le Parc National du Banco (Côte d'Ivoire). *Revue d'écologie – la Terre et la Vie*, 64 :221-237.
- Meneses-Tovar C. L. (2011/2). L'indice différentiel normalisé de végétation comme indicateur de la dégradation. *Unasylva*, 238(62) : 39-49.
- Mertens B. & Lambin E. F. (1997). Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. *Applied Geography*, 17(2) : 143-162.
- Metzger J. P. (2001). Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotropica*, 1(1/2) :1-14.
- Millenium ecosystem assessment. (2005). Ecosystems and Human Well-Being : General Synthesis.
- Molino J-F. & Sabatier D. (2001). Tree diversity in tropical rain forests: A validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Science*, 294 : 1702-1704.
- Monnier Y. (1983). Carte de la végétation de la Côte d'Ivoire. In Vennetier, P. & Laclavère G. : Atlas de Côte-d'Ivoire. 2^e éd., Jeune Afrique, Paris, 72 p.

- Moran E. F., Brondizio E. S., Tucker J. M., Da Silva-Forsberg M. C., McCracken S. & Falesi I. (2000). Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 139 : 93-108.
- Moreira F., Rego F. C. & Ferreira P. G. (2001). Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal : implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, 16 : 557-567.
- Morris R. J. (2010). Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity : a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 365 : 3709-3718.
- Munyemba K. F. (2010). Quantification et modélisation de la dynamique paysagère dans la région de Lubumbashi: évaluation de l'impact écologique des dépositions issues de la pyroméallurgie. Thèse de Doctorat, Université de Lubumbashi (Lubumbashi, RD Congo), 284 p.
- Myers J. A., Chase J. M., Jiménez I., Jørgensen P. M., Araujo-Murakami A., Paniagua-Zambrana N. & Seidel R. (2013). Beta-diversity in temperate and tropical forests reflects dissimilar mechanisms of community assembly. *Ecology Letters*, 16 : 151-157.
- Myers N. & Knoll A. H. (2001). The biotic crisis and the future of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98 (10) : 5389-5392.
- N'Da D. H., N'Guessan K. E., Wadja E. M. & Kouadio A. (2008). Apport de la télédétection au suivi de la déforestation dans le Parc National de la Marahoué (Côte d'Ivoire). *Télédétection*, 8(1) : 17 - 34.
- N'Da D. H. (2008). Etude et suivi par télédétection et système d'informations géographiques d'une aire protégée soumise aux pressions anthropiques : cas du Parc National de la Marahoué. Thèse de Doctorat, Université de Cocody, Abidjan, Côte d'Ivoire, 175 p.
- N'Guessan E., Bellan M.-F. & Blasco F. (2003). Suivi par télédétection spatiale d'une forêt tropicale humide protégée soumise à des pressions anthropiques. *Télédétection*, 3: 443-456.

- N'Guessan K. E. (2013). Evaluation biophysique et des services écosystemiques du Parc National du Banco, 137 p.
- N'Guessan K. E. (2009). Projet d'élaboration d'une base de données numérique sur la flore et la végétation du Parc National de la Comoé, au Nord-Est de la Cote d'Ivoire, 37 p.
- Nackoney J., Molinario G., Potapov P., Turubanova S., Hansen M. C. & Furuichi T. (2014). Impacts of civil conflict on primary forest habitat in northern Democratic Republic of the Congo, 1990–2010. *Biological Conservation*, 170 : 321-328.
- NASA (2002). Landsat-7 science data user's handbook. NASA Goddard Space Flight, Center, 186 p.
- Nghiem V. T. (2014). Impact du changement du mode d'occupation des sols sur le fonctionnement hydrogéochimique des grands bassins versants : cas du bassin versant de l'Ain. Thèse de Doctorat de l'Université de Grenoble, 307p.
- Nielsen E. T., Rice R. E., Ratay S. M., Paratore K., Hardner J. J. & Fearnside P. M. (2004). Commodities and Conservation : The Need for Greater Habitat Protection in the Tropics. Conservation International, Washington, DC, U.S.A. 33 p.
- Noon B. R. & Dale V. H. (Eds.) (2002). Broad-scale ecological science and its application. *In* : Applying landscape ecology in biological conservation. Edition Springer, Berlin Heidelberg, New York : 34-52.
- Nusbaumer L., Gautier L., Chatelain C. & Spichiger R. (2005). Structure et composition floristique de la forêt classée de Scio. *Candollea*, 60(2) : 393-443.
- O'Neill R. V., Krummel J. R., Gardner R. H., Sugihara G., Jackson B., DeAngelis D. L., Milne B. T., Turner M. G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V. H. & Graham, R. L. (1998). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1 : 153-162.
- Ojima D., Lavorel S., Graumlich L. & Moran E. (2005). Terrestrial human-environment systems : The future of land research in IGBP II. *IGBP Global Change Newsletter*, 50 : 31-34.

- Oloukoi J., Mama V. J & Agbo F. B. (2006). Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le département des collines au Bénin. *Télédétection*, 6(4) : 305-323.
- Omar M. (2006). Termes de Référence pour une étude sur le profil migratoire de la Côte d'Ivoire. Rapport final - Contrat Cadre EUROPEAID/119860/C/SV/multi Lot 7 lettre de contrat N° 2006/131604 avec TRANSTEC, 96p.
- ONU. (2008). Opérations de maintien de la paix des Nations Unies. Principes et orientations, 57 p.
- ONUCI (2007). Le contexte. <https://onuci.unmissions.org/sites/default/files/olspip> (Site consulté le 26 février 2017).
- Oszwald J., Antoine L., Arnauld de Sartre X., Marcello T. & Gond V. (2010). Analyse des directions de changement des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de Maçaranduba (Brésil) entre 1997 et 2006. *Télédétection*, 9(2) : 97-111.
- Oszwald J. (2005). Dynamique des formations agroforestières en Côte d'Ivoire (des années 1980 aux années 2000) suivi par télédétection et développement d'une approche cartographique. Thèse de Doctorat, UFR de Géographie et d'aménagement, Université des sciences et technologies de Lille (Lille, France), 304 p.
- Oszwald J., Bigot S. & Brou Y. T. (2003). Evolution géo-historique de la Forêt Classée du Haut-Sassandra (Côte d'Ivoire). XII Congrès forestier mondial, 2003, Ville de Québec, Canada, 9 p.
- Ouborg N. J. (1993). Isolation, population size and extinction : the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos*, 66 : 298- 308.
- Ouedraogo I., Tigabu M., Savadogo P., Compaore H., Oden P. C. & Ouadba J. M. (2010). Land cover change and its relation with population dynamics in burkina faso, west africa. *Land Degradation & Development*, 21 : 453-462.
- Ouedraogo I. (2006). Land use dynamics in Bieha district, Sissili Province ; southern Burkina Faso, West Africa. *Bulletin of the African and African American Studies*, 1 : 18-34.

- Packham J. R., Harding D. J. L., Hilton G. M. & Stuttard R. A. (1992). *Functional Ecology of Woodlands and Forests*. Chapman & Hall, London : 407 pp.
- Padonou E. A., Lykke A. M., Bachmann Y., Idohou R. & Sinsin B. (2017). Mapping changes in land use/land cover and prediction of future extension of bowé in Benin, West Africa. *Land Use Policy*, 69 : 85-92.
- Pain-Orcet M., Lo See D., Fauvet N., Trebuchon J-F. & Diapapoundji B. (1998). Les cartes, la télédétection et les SIG, des outils pour la gestion et l'aménagement des forêts tropicales d'Afrique Centrale. Rapport CIRAD-Forêt, 31 p.
- Parker D. C., Manson S. M., Janssen M. A., Hoffmann M. J. & Deadman P. (2003). Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers*, 93(2) : 316-340.
- Parmentier I., Malhi Y., Senterre B., Whittaker R. J., Alonso A., Balinga M. P., Bakayoko A., Bongers F., Chatelain C. & Comiskey J. A. (2007). The odd man out ? Might climate explain the lower tree α -diversity of African rain forests relative to Amazonian rain forests. *Journal of Ecology*, 95(5) :1058–1071.
- Parra G. A. (1997). Modélisation dynamique à l'aide d'images satellitaires et de système d'information géographique : application aux Llanos orientales de la Colombie, Thèse de Doctorat, Université de Rennes I, 224p.
- Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. & Wagner F. (2003). Good practice guidance for land use, land-use change and Forestry. *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, 590 p.
- Peres C. A., Barlow J. & Laurance W. F. (2006). Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Ecology and Evolution*, 21(5) : 227-229.
- Perraud A. (1971). Les sols. In : Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire *ORSTOM*, n° 50, Paris, France : 270-391.
- Perraud A. & De La Souchère P. (1970). Esquisse pédologique de la Côte-d'Ivoire. Ech. 1/500000°, feuille Sud-Ouest, O.R.S.T.O.M., Adiopodoumé.

- Perumal K. & Bhaskaran R. (2010). Supervised classification performance of multispectral images. *Journal of computing*, 2(2) : 2151-9617.
- Pontius Jr. R. G., Cornell J. & Hall C. (2001). Modeling the spatial pattern of land-use change with Geomod2 : application and validation for Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85(1-3) : 191-203.
- Postel S. L., Gretchen C. D. & Ehrlich P. R. (1996). Human appropriation of renewable fresh water. *Science*, 271 (5250) : 785-788.
- PNUE (2015). Côte d'Ivoire, évaluation environnementale post-conflit, 160 p.
- PRB. (2002). Des forêts en bonne santé pour des personnes en bonne santé – population et déforestation. MEASURE Communication, Washington, 6 p.
- Puig H. (2001). Diversité spécifique et déforestation : l'exemple des forêts tropicales humides du Mexique. *Bois et Forêts des Tropiques*, 268(2) : 41-55.
- Quattrochi D. A. & Pelletier R. E. (Eds.) (1990). Remote sensing for analysis of landscapes : an introduction. *In* : Quantitative methods in landscape ecology : the analysis and interpretation of landscape heterogeneity (Ecological Studies). Edition Springer-Verlag, New York : 51-76.
- Raffa K, Aukema B. H., Bentz B. J., Carroll A. L., Hicke J. A., Turner M. G. & Romme W. H. (2008). Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification : the dynamics of bark beetle eruptions. *BioScience*, 58(6) : 501-517.
- Rahman A., Aggarwal S. P., Netzband M. & Fazal S. (2010). Monitoring Urban Sprawl Using Remote Sensing and GIS Techniques of a Fast Growing Urban Centre, India. *IEEE*, 3(4) : 1-9.
- RAIDH (2017). Déforestation : défis environnementaux et humanitaires dans la région du Cavally. Rapport d'alerte, 54p.
- Rakotondrasoa L. O. (2012). Ecologie spatiale et dynamique de la forêt de Tapia, *Uapaca bojeri* Baill. (1958), habitat du ver à soie *Borocera cajani* (vinson, 1863), dans la zone

- d'Arivonimamo II-Madagascar. Thèse de Doctorat, Université d'Antananarivo (Antananarivo, Madagascar), 176 p.
- Rakotondrasoa L. O., Malaisse F. & Bogaert J. (2017). Modélisation de la dynamique du paysage forestier de la réserve spéciale d'Ambatovaky (Nord-Est de Madagascar). *Tropicultura*, 35 (4) : 312-324.
- Rapinel S. (2012). Contribution de la télédétection à l'évaluation des fonctions des zones humides : De l'observation à la modélisation prospective. Thèse de doctorat, Université de Rennes 2, France, 385 p.
- Raunkier C. (1934). The life forms of plants and statistical plant geography. *Oxford*, 648 p.
- Rautner M., Leggett M. & Davis F. (2013). Le Petit Livre des grands moteurs de déforestation, Global Canopy Programme : *Oxford*, 103 p.
- Reno W. (2001). The Failure of Peacekeeping in Sierra Leone. *Current History*, 100 :219-225.
- Richmond R. H. (1993). Coral Reefs : Present Problems and Future Concerns Resulting from Anthropogenic Disturbance. *American Zoologist*, 33 : 524-536.
- Rindfuss R. R., Stephen J. Walsh B. L. Turner II, Fox J. & Mishra V. (2004). Developing a science of land change : Challenges and methodological issues. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(39) : 13976-13981.
- Sako N., Beltrando G., Atta K. L., N'da D. H. & Brou T. (2013). Dynamique forestière et pression urbaine dans le Parc national du Banco (Abidjan, Côte d'Ivoire). *Vertigo*, 13(2) : 1-23.
- Rouse J. W., Haas R. H., Schell J. A. & Deering D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS, proceedings, 3rd ERTS Symposium, 1 : 48-62.
- Sako N. (2011). Dynamique paysagère et biodiversité des aires protégées du littoral ivoirien : exemple des Parcs Nationaux du Banco et des Îles Ehotilé (sud-est de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de l'Université Paris Diderot, Sorbonne Paris Cité, 290 p.
- Saley A. (2006). Utilisation des nouvelles techniques de cartographie pour l'étude de la dynamique de l'occupation du sol dans la commune rurale de Namaro, CRESA, Niamey, 82p.

- Sangne Y. C. (2009). Dynamique du couvert forestier d'une aire protégée soumise aux pressions anthropiques : cas de la forêt classée de Téné dans le département d'Oumé (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de l'Université de Cocody, Abidjan (Côte d'Ivoire), 220 p.
- Sankaran M., Hanan N. P., Scholes R. J., Ratnam J., Augustine D. J., Cade B. S., Gignoux J., Higgins S. I., Le Roux X., Ludwig F., Ardo J., Banyikwa F., Bronn A., Bucini G., Caylor K. K., Coughenour M. B., Diouf A., Ekaya W., Feral C. J., February E. C., Frost P. G. H., Hiernaux P., Hrabar H., Metzger K. L., Prins H. H. T., Ringrose S., Sea W., Tews J., Worden J., & Zambatis N. (2005). Determinants of woody cover in African savannas. *Nature*, 438 (8) : 846-849.
- Saura S. & Martinez-Millan J. (2001). Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67 : 1027-1036.
- Sausa W.P. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecological Systematics*, 15 : 353-391.
- Savané I. & Konaré A. (Eds.) (2010). Le climat. In : Atlas de la Biodiversité de l'Afrique de l'Ouest. Edition Konaté S. & Kampmann D., tome III : 124-125.
- Scouvert M. & Lambin E. F. (2006). Approche systémique des causes de la déforestation en Amazonie brésilienne : syndromes, synergies et rétroactions. *L'Espace géographique*, 3(35) : 241-254.
- Shanmugam P. & Ahn Y.-H. (2006). Detecting the red tide algal blooms from satellite ocean color observations in optically complex Northeast-Asia Coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 103 : 419-437.
- Shannon C. E. & Weaver W. (1949). The mathematical theory of communication. University of Illinois press, Urbana, 132 p.
- Shine J. A. & Carr D. B. (2002). A comparison of classification methods for large imagery data sets. Joint Statistical Meetings - Statistical Computing Section : 3205-3207.

- Shuku O. (2003). Evaluation environnementale des conflits armés. Cas de la RDC. Communication, 5 p.
- Simons L. (1998). Indonesia : plague of Fires. *National Geographic Magazine* : 100-119.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163 : 688.
- Sklar F. H. & Costanza R. (Eds.) (1991). The development of dynamic spatial models for landscape ecology : A review and prognosis. In : *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Edition Springer-Verlag, New York : 239-288.
- SODEFOR (1996). Plan d'aménagement de la forêt classée de Bouaflé. Ministère de l'agriculture et des ressources animales. pp. 3-61.
- SODEFOR (1994). Aménagement de la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Rép. C.I., 72 p.
- Sodhi N. S., Koh L. P., Brook B. W. & Ng P. (2004). Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends Ecology Evolution*, 19 : 654-660.
- Sørensen T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab. *Biologiske Skrifter*, (5)4 : 1-34
- Soro G., Ahoussi K. E., Kouadio K. E., Soro D. T., Oulare S., Saley B. M., Soro N. & Biemi J. (2014). Apport de la télédétection à la cartographie de l'évolution spatio-temporelle de la dynamique de l'occupation du sol dans la région des lacs (Centre de la Côte d'Ivoire). *Afrique Science*, 10(3) : 146 – 160.
- Sparfel L. (2011). Etude des changements d'occupation des sols dans la zone côtière à partir de données hétérogènes : application au pays de Brest. Thèse de doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale, 246 p.
- Stow D. A., Hopea A., McGuire D., Verbylac D., Gamond J., Huemmriche F., Houstond S., Racinef C., Sturmg M., Tapeh K., Hinzman L, Yoshikawai K., Tweediej C, Noylek B., Silapaswanl C., Douglasm D., Griffithn B., Jiao G., Epsteino H., Donald Walkerp, Daeschnera S., Petersena A., Zhouq L. & Myneni R. (2004). Remote sensing of

vegetation and land-cover change in Arctic Tundra Ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 89 : 281-308.

STPCT (2014). Recensement général de la population et de l'habitat 2014, 26 p.

Takou P. W., Boukpepsi T., Djangbedja M. & Mama A. (2012). Apports de la télédétection et des systèmes d'information géographiques dans l'étude de la dynamique des paysages végétaux de l'ouest de la Région des Plateaux au Togo. *Revue des Sciences de l'Environnement*, 009 : 29-48.

Tankoano B., Sanon M., Dibi N. H., Yameogo J. T. & Somda I. (2016). Pression anthropique et dynamique végétale dans la forêt classée de Tiogo au Burkina Faso : apport de la télédétection. *Tropicultura*, 34 (2) : 193-207.

Tankoano B., Hien1 M., N'Da D. H., Sanon Z., Yameogo T. J & Somda I. (2015). Dynamique spatio-temporelle des savanes boisées de la forêt classée de Tiogo au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 9(4) : 1983-2000.

Tchouto G. P. M. (2004). Plant diversity in Central African rain forest : implication for Biodiversity conservation in Cameroon. Thèse de Doctorat, Université de Wageningen, 208 p.

Tente B., Baglo M. A., Dossoumou J. C, Yédomonhan H. (2011). Impacts des activités humaines sur les ressources forestières dans les terroirs villageois des communes de Glazoué et de Dassa Zoumè au centre-Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(5) : 2022-2030.

Teyssède A. (Eds.) (2004). Vers une sixième grande crise d'extinctions ? *In* : Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche. Edition Association pour la Diffusion de la Pensée Française (ADPF), Paris : 24-36.

Tidjani A. A., Ozer A. & Karimoune S. (2009). Apports de la télédétection dans l'étude de la dynamique environnementale de la région de Tchago (nord-ouest de Gouré, Niger). *Revue internationale de géologie, de géographie et d'écologie tropicales*, 33 : 69-80.

- Tiesse B. C., Wandan E. N. & N'da D. H. (2017). Apport De La Teledetection Pour Le Suivi SpatioTemporel De L'occupation Du Sol Dans La Region Montagneuse Du Tonkpi (Cote D'ivoire). *European Scientific Journal*, 13(15) : 310-329.
- Tischendorf L. & Fahrig L. (2000). How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 15: 633-641.
- Toyi M. S., Barima Y. S. S., Mama A., André M., Bastin J.-F., De Cannière C., Sinsin B. & Bogaert J. (2013). Tree Plantation Will Not Compensate Natural Woody Vegetation Cover Loss in the Atlantic Department of Southern Benin. *Tropicultura*, 1 : 62-70.
- Trochain, J.-L. (1957). Accord interafricain sur la définition des types de végétation de l'Afrique tropicale. *Bull. Inst. Centraf.* (13-14) : 55-93.
- Turner B. L., Moss R. H., & Skole D. L. (1993). Relating land use and global land-cover change. *In Unknown Host Publication Title International Geosphere-Biosphere Programme, Stockholm ; Report, 24/Human dimensions of global environmental change programme, Barcelona; Report 5.*
- Turner II, B. L., Skole, D., Sanderson, S., Fischer, G., Fresco, L. O. & Leemans, R. (1995). Land-use and land-cover change science/research plan". Stockholm, IGBP, 132 p.
- Turner M. G. (1989). Landscape ecology : the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20 : 171-197.
- Turner M. G., Gardner R. H. & O'Neill R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice : pattern and process. Springer, New York.
- UICN/BRAO (2008). Evaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées : parcs et réserves de Côte d'Ivoire, 43 p.
- UNHCR. (2014). Côte d'Ivoire. In Global Appeal 2014-2015 :1-6. <http://www.unhcr.org/ga14/index.xml>.
- Vallauri D. (2002). Si la forêt s'écroule...Quelle gestion forestière française après les tempêtes ? *Revue Forestière Française*, 1 : 43-54.

- Veï K. N. (2015). Dynamique spatio-temporelle de la réserve du Haut Bandama en Côte d'Ivoire. *Germivoire*, 2, 197-209.
- Venturelli C. R. & Galli A. (2006). Integrated indicators in environmental planning: Methodological considerations and applications. *Ecological Indicators*, 6: 228-237.
- Verburg P. H., Schot P. P., Dijst M. J. & Veldkamp A. (2004). Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal*, 61 : 309-324.
- Vignal M. & Andrieu J. (2017). Modélisation prospective des paysages de la forêt classée du Haut-Sassandra (Côte d'Ivoire) après la fin des conflits. *Tropicultura*, 36(2) : 314-327.
- Vos C. C., Verboom J., Opdam P. F. M. & Ter Braak C. J. F. (2001). Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist*, 183 : 24-41.
- Vroh B. T. A. (2013). Evaluation de la dynamique de la végétation dans les zones agricoles d'Azaguié (Sud-Est Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de l'Université Félix Houphouët-Boigny, Abidjant, Côte d'Ivoire, 163 p.
- Wafo T. & Huynh F. (2009). Caractérisation et suivi du recul des ligneux dans les aires protégées du Nord Cameroun : analyse par télédétection spatiale dans la réserve forestière de Kalfou. Journée d'Animation Scientifique (JAS09) de l'AUF, 7 p
- Wafo T. G. & Fotsing J-M. (2010). Quantification de l'évolution du couvert végétal dans la réserve forestière de Laf-Madjam au Nord du Cameroun par télédétection satellitale. *Sécheresse*, 21(3) : 169-178.
- Wali M. L. (Eds.) (1987). The structure, dynamics, and rehabilitation of drastically disturbed ecosystems. *In : Perspectives in environmental management*. Edition Oxford and IBH Publishing, India, New Delhi : 163-183.
- Wessels K. J., Prince S. D., Frost P. E., and van Zyl D. (2004). Assessing the effects of human-induced land degradation in the former homelands of northern South Africa with a 1 km AVHRR NDVI time-series. *Remote sensing of environment*, 91 : 47-67

- White P-S. & Jentsch A. (Eds.) (2001). The search generality in studies of disturbance and ecosystems. *In Progress in Botany*. Edition Springer, Berlin, Heidelberg, 62 : 399-449.
- Wieber J.-C. (2002). Le paysage objet géographique obscur ou trop évident ? Conférence de l'ENS LSH, 30 janvier 2002.
- Wiens J. A. 1976. Population response to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 7 : 81-129.
- Willig M. R., Kaufman D. M. & Stevens R. D. (2003). Latitudinal gradients of biodiversity : pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, pp : 273-309.
- Wooldridge M. (Eds) (1999). Intelligent agent. *In : Multiagent systems*. Edition MIT Press Cambridge, MA, USA : 27-77.
- Wright J. S. (2002). Plant diversity in tropical forests : a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*, 130(1) :1-14.
- Xie Y., Sha Z. & Yu M. (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping : a review. *Journal of Plant Ecology*, 1(1) : 9-23.
- Yédomonhan H. (2009). Plantes mellifères et potentialités de production de miel en zones guinéenne et soudano-guinéenne au Bénin, Thèse de Doctorat, Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 273p.
- Youl S., Barbier B., Moulin C-H, Manlay R. J., Botoni E., Masse D., Hien V. & Feller C. (2008). Modélisation empirique des principaux déterminants socio-économiques de la gestion des exploitations agricoles au Sud-Ouest du Burkina Faso. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 12(1) : 9-21.
- Zammit O. (2008). Détection de zones brûlées après un feu de forêt à partir d'une seule image satellitaire SPOT 5 par techniques SVM. Thèse de doctorat, Université de Nice Sophia Antipolis, Nice, France, 160 p.

- Zanh G. G., Barima Y. S. S., Kouakou K. A. & Sangne Y. C. (2016). Usages des produits forestiers non-ligneux selon les communautés riveraines de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *International Journal of Pure & Applied Bioscience*, 4 (5) : 212-225.
- Zanini F., Zanini E., Weber C. & Schlaepfer R. (2006). Analyse de la dynamique du paysage de la plaine du Rhône de 1850 à 2003 sur la base de cartes topographiques. *Bulletin Murithienne*, 124 : 89-98.
- Zinger L., Gobet A. & Pommier T. (2012). Two decades of describing the unseen majority of aquatic microbial diversity. *Molecular Ecology*, 21 : 1878-1896.

ANNEXES

Annexe 1 : Photographies de différents types d'occupation du sol rencontrés dans le Parc National de la Comoé au Nord-Est de la Côte d'Ivoire. Photo : Barima, 2015.



A : Photo du fleuve Comoé traversant le parc, B : Savane arbustive, C : Forêt, D : Savane arborée et E : Sol nu.

Annexe 2 : Photographies de différents types d'occupation du sol rencontrés dans les forêts classées de Kokondékro, Soungourou et Mafa au Centre de la Côte d'Ivoire. Photo : Kouakou, 2014.



A : Forêt naturelle, B : Savane, C : Plantation forestière (teckeraie), D : Sol nu.

Annexe 3 : Photographies de différents types d'occupation du sol rencontrés dans la forêt classée du Haut-Sassandra et le Parc National de la Marahoué au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. Photo : Kouakou, 2013, 2015.



A : forêt naturelle, B : plantation sous forêt (forêt dégradée-culture), C : plantation de cacaoyer, D : sol nu et habitation, E : savane après passage du feu.

Annexe 4 : Photographies de différents types d'occupation du sol rencontrés dans le Parc National du Banco dans la ville d'Abidjan au Sud de la Côte d'Ivoire. Photo : Kouakou, 2015



A : Forêt naturelle, B : forêt secondaire, C : Sol nu et habitation.

Annexe 5 : Différents types de dégradation rencontrés dans le Parc National du Banco. Photo : Kouakou, 2015



A : tas d'ordures ménagère, B : Ensablement, C : Eau usée et D : Arbre dont l'écorce est prélevée à des fins médicinales.

Annexe 6 : Liste des espèces végétales inventoriées dans les différents sites d'étude.

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
1	<i>Acacia mangium</i> Wild	Mimosaceae	mP	i				X	
2	<i>Abelmoschus esculentus</i> (L.) Moench	Malvaceae	np	i	X				
3	<i>Abrus canescens</i> Baker	Fabaceae	np	GC-SZ	X		X		X
4	<i>Abrus fruticosus</i> Wall. ex W. & A.	Fabaceae	np	GC-SZ					X
5	<i>Abrus precatorius</i> Linn.	Fabaceae	mp	GC-SZ			X		X
6	<i>Acacia ataxacantha</i> DC.	Mimosaceae	mp	GC-SZ					X
7	<i>Acacia pennata</i> auct.	Fabaceae	mP	GC	X	X	X	X	
8	<i>Acacia pentagona</i> (Schumachach. & Thonn.) Hook f.	Mimosaceae	mP	GC					X
9	<i>Acridocarpus alternifolius</i> (Schum. & Thonn.) Niedenzu	Malpighiaceae	mp	GC				X	
10	<i>Acridocarpus smeathmannii</i> (DC.) Guill. & Perr.	Malpighiaceae	mp	GC	X			X	X
11	<i>Acroceras amplexens</i> Stapf	Poaceae	np	GC-SZ					X
12	<i>Acroceras zizanioides</i> (Kunth) Dandy	Poaceae	np	GC-SZ	X			X	
13	<i>Adenia cissampeloides</i> (Hook.) Harms	Passifloraceae	mp	GC	X		X	X	X
14	<i>Adenia gracilis</i> Harms subsp. <i>Gracilis</i>	Passifloraceae	mp	GC			X		
15	<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	Passifloraceae	mp	GC	X			X	
16	<i>Adenopodia scelerata</i> (A. Chev.) Brenan	Mimosaceae	mP	GC	X				
17	<i>Adhatoda robusta</i> C. B. Clarke	Acanthaceae	np	GC	X				
18	<i>Adiantum vogelii</i> Mett. ex Keys	Adiantaceae	H	GC-SZ	X				
19	<i>Aeglopsis chevalieri</i> Swingle	Rutaceae	mp	GC					X
20	<i>Aerangis biloba</i> (Lindl.) Schltr.	Orchidaceae	Ep	GC	X				
21	<i>Afraegle paniculata</i> (Schumach. & Thonn.) Engl.	Rutaceae	mp	GC-SZ					X
22	<i>Aframomum alboviolaceum</i> (Ridley) K. Schum.	Zingiberaceae	Gr	SZ		X	X		X
23	<i>Aframomum dalzielii</i> Hutch.	Zingiberaceae	Gr	SZ	X				
24	<i>Aframomum exscapum</i> (Sm.) Hepper	Zingiberaceae	np	GCW				X	
25	<i>Aframomum sceptrum</i> (Oliv. & T. Hanb.)	Zingiberaceae	np	GC				X	
26	<i>Afrobrunnichia erecta</i> (Asch.) Hutch. & Dalziel	Polygonaceae	mp	GC				X	
27	<i>Afrosersalisia afzelii</i> (Engl.) A.Chev.	Sapotaceae	mp	GC				X	

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
28	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Caesalpiniaceae	mp	GC-SZ			X		X
29	<i>Afzelia bella</i> Harms var. <i>gracilior</i> Keay	Caesalpiniaceae	mP	GCW	X			X	X
30	<i>Aganope leucobotrya</i> (Dunn) Polhill	Fabaceae	mp	GC	X			X	
31	<i>Agelaea pentagyna</i> (Lam.) Baill	Connaraceae	mp	GC	X			X	
32	<i>Agelanthus dodoneifolius</i> (DC.) Polhill & Wiens	Loranthaceae							X
33	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	np	GC-SZ	X				
34	<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	Rubiaceae	mp	GC	X			X	
35	<i>Alafia barteri</i> Oliv.	Apocynaceae	mP	GC	X		X	X	X
36	<i>Alafia multiflora</i> (Stapf) Stapf	Apocynaceae	MP	GC					X
37	<i>Alafia whytei</i> Stapf	Apocynaceae	mP	GC	X			X	X
38	<i>Albertisia cordifolia</i> (Mangenot & J. Miège) Forman	Menispermaceae	np	GCi				X	
39	<i>Albertisia scandens</i> (Mangenot & J. Miège) Forman	Menispermaceae	np	GCW				X	
40	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. Wight	Mimosaceae	mP	GC	X	X		X	
41	<i>Albizia ferruginea</i> (Guill. & Perr.) Benth.	Mimosaceae	mP	GC	X		X	X	X
42	<i>Albizia glaberrima</i> (Schum. & Thonn.) Benth.	Mimosaceae	mP	GC	X				X
43	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Mimosaceae	mp	GC	X		X	X	X
44	<i>Alchornea cordifolia</i> (Schumach. & Thonn.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ	X		X	X	
45	<i>Alchornea floribunda</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC	X			X	
46	<i>Alchornea hirtella</i> Benth. var. <i>glabrata</i> (Müll. Arg) Pax & Hoffm.	Euphorbiaceae	mp	GC			X		
47	<i>Allanblackia parviflora</i> A. Chev.	Clusiaceae	mP	GC				X	X
48	<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	Sapindaceae	mp	GC-SZ			X		X
49	<i>Allophylus spicatus</i> (Poir.) Radlk.	Sapindaceae	mp	SZ					X
50	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	MP	GC	X			X	
51	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC.	Amaranthaceae	Ch	GC-SZ	X				
52	<i>Amorphophallus accrensis</i> N.E. Br.	Araceae	G	GCW		X	X		X
53	<i>Amorphophallus johnsonii</i> N.E. Br.	Araceae	G	GC-SZ					X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
54	<i>Ampelocissus leonensis</i> (Hook.f.) Planch.	Vitaceae	mp	GC-SZ			X		X
55	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	Fabaceae	mp	GC	X			X	
56	<i>Anacardium occidentale</i> Linn.	Anacardiaceae	mp	i		X			
57	<i>Ananas comosus</i> (L.) Merr.	Bromeliaceae	np	i	X				
58	<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl.	Araceae	Gr	GC	X		X	X	X
59	<i>Ancistrocladus abbreviatus</i> Airy Shaw	Ancistrocladaceae	mP	GC	X			X	
60	<i>Ancistrocladus barteri</i> Scott-Elliot	Ancistrocladaceae	mP	GCW	X				
61	<i>Ancylobotrys amoena</i> Hua	Apocynaceae	mP	GC-SZ	X				X
62	<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	Poaceae	Th	GC-SZ					X
63	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth var. <i>gayanus</i>	Poaceae	H	GC-SZ					X
64	<i>Andropogon tectorum</i> Schum. & Thonn.	Poaceae	H	GC-SZ					X
65	<i>Aneilema beniniense</i> (P. Beauv.) Kunth	Commelinaceae	Ch	GC	X			X	
66	<i>Angylocalyx oligophyllus</i> (Baker) Baker f.	Fabaceae	np	GC	X			X	
67	<i>Annickia polycarpa</i> (DC.) Setten & Maas	Annonaceae	mP	GC	X			X	
68	<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae	np	SZ		X	X		X
69	<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae	mp	SZ					X
70	<i>Anogeissus leiocarpus</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae	mp	SZ		X			
71	<i>Anopyxis klaineana</i> (Pierre) Engl.	Anisophylleaceae	MP	GC	X			X	
72	<i>Anthocleista djalonensis</i> A. Chev.	Loganiaceae	mP	GC-SZ	X	X	X	X	
73	<i>Anthocleista procera</i> Lepr. ex Bureau	Loganiaceae	mp	GC				X	
74	<i>Anthonotha crassifolia</i> (Baill.) J. Léonard	Caesalpiniaceae	MP	GC-SZ	X			X	X
75	<i>Anthonotha fragrans</i> (Baker f.) Exell & Hillc.	Caesalpiniaceae	MP	GC	X			X	
76	<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	Caesalpiniaceae	mp	GC	X			X	
77	<i>Antiaris toxicaria</i> Lesch.	Moraceae	mp	GC-SZ	X		X	X	X
78	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	Moraceae	mp	GC	X			X	X
79	<i>Antidesma membranaceum</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ				X	
80	<i>Antidesma oblongum</i> (Hutch.) Keay	Euphorbiaceae	mp	GC				X	X
81	<i>Antidesma venosum</i> Tul.	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ	X		X		

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
82	<i>Apodostigma pallens</i> (Planch. ex Oliv.) R. Wilczek	Celastraceae	mp	GC-SZ	X				
83	<i>Aptandra zenkeri</i> Engl.	Olacaceae	mp	GC	X				
84	<i>Arachis hypogaea</i> L.	Fabaceae	Th	i	X				
85	<i>Argocoffeopsis afzelii</i> (Hiern) Robbr.	Rubiaceae	mp	GC	X				
86	<i>Aristolochia macrocarpa</i> Duch.	Aristolochiaceae	mp	GC	X				
87	<i>Artabotrys insignis</i> Engl. & Diels	Annonaceae	mp	GC	X			X	
88	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Asparagaceae	np	SZ	X		X		X
89	<i>Aspilia africana</i> var. <i>ambigua</i> C.D. Adams	Asteraceae	np	GC-SZ					X
90	<i>Aspilia bussei</i> O. Hoffm. & Muschler	Asteraceae	np	GC-SZ					X
91	<i>Aubrevillea platycarpa</i> Pellegr.	Mimosaceae	mp	GC	X				
92	<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P. Beauv.	Poaceae	H	GC	X		X		
93	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae	mp				X		
94	<i>Baissea baillonii</i> Hua	Apocynaceae	mp	GC	X			X	X
95	<i>Baissea leonensis</i> Benth.	Apocynaceae	mP	GC	X			X	X
96	<i>Baissea multiflora</i> A. DC.	Apocynaceae	mp	GC-SZ	X		X		X
97	<i>Baissea zygodioides</i> (K. Schum.) Stapf	Apocynaceae	mp	GC	X				X
98	<i>Balanites wilsoniana</i> Dawe & Sprague	Balanitaceae	MP	GC					X
99	<i>Baphia bancoensis</i> Aubrév	Fabaceae	mp	GCI	X			X	
100	<i>Baphia capparidifolia</i> subsp. <i>polygalacea</i> Brummitt	Fabaceae	mp	GC	X			X	
101	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	mp	GC	X			X	
102	<i>Barleria oenotheroides</i> Dum. Cours.	Acanthaceae	np	GC-SZ	X				
103	<i>Bauhinia tomentosa</i> L.	Caesalpiniaceae	np	i					X
104	<i>Begonia quadrialata</i> Warb.	Begoniaceae	Ch	GC				X	
105	<i>Beilschmiedia mannii</i> (Meisn.) Benth. & Hook. f.	Lauraceae	mp	GC				X	
106	<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	Caesalpiniaceae	mP	GC				X	
107	<i>Berlinia grandiflora</i> (Vahl) Hutch. & Dalz.	Caesalpiniaceae	mP	GC			X		
108	<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	Th	GC-SZ	X				
109	<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	Sapindaceae	mP	GC-SZ	X		X	X	X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
110	<i>Blighia unijugata</i> Baker	Sapindaceae	mP	GC	X		X	X	
111	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	mP	GC	X			X	
112	<i>Boerhavia erecta</i> Linn.	Nyctaginaceae	Th	GC-SZ					X
113	<i>Bolbitis heudelotii</i> (Bory ex Fée) Alston	Lomariopsidaceae	rh	GC				X	
114	<i>Bombax brevicuspe</i> Sprague	Bombacaceae	MP	GC	X				
115	<i>Bombax buonopozense</i> P. Beauv.	Bombacaceae	MP	GC	X				
116	<i>Borassus aethiopum</i> Mart.	Arecaceae	MP	GC-SZ			X		
117	<i>Brachiaria lata</i> (Schumach.) C. E. Hubb.	Poaceae	Th	GC-SZ	X				
118	<i>Bridelia atroviridis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC	X				
119	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
120	<i>Bridelia grandis</i> Pierre ex Hutch.	Euphorbiaceae	MP	GC	X			X	
121	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	Euphorbiaceae	mp	GC			X	X	X
122	<i>Buchholzia coriacea</i> Engl.	Capparidaceae	mp	GC	X			X	
123	<i>Bulbostylis guineensis</i> Cherm. ex Bodard	Cyperaceae	Th	GC	X				
124	<i>Bussea occidentalis</i> Hutch.	Caesalpiniaceae	mP	GC	X			X	
125	<i>Buxus acutata</i> Friis	Buxaceae	mp	GC	X				X
126	<i>Callichilia subsessilis</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	np	GC	X				
127	<i>Caloncoba echinata</i> (Oliv.) Gilg	Flacourtiaceae	mp	GCW				X	
128	<i>Caloncoba gilgiana</i> (Sprague) Gilg	Flacourtiaceae	mp	GC	X				
129	<i>Calpocalyx brevibracteatus</i> Harms	Mimosaceae	mP	GC				X	
130	<i>Calycobolus africanus</i> (G. Don) Heine	Convolvulaceae	mP	GC	X			X	
131	<i>Calycobolus heudelotii</i> (Oliv.) Heine	Convolvulaceae	mp	GCW	X			X	
132	<i>Calypstrochilum emarginatum</i> (Sw.) Schltr.	Orchidaceae	Ep	GC	X			X	
133	<i>Campylopermum flavum</i> (Schumach. & Thonn.) Farron	Ochnaceae	mp	GC	X			X	
134	<i>Campylopermum glaberrimum</i> (P. Beauv.) Farron	Ochnaceae	np	GC				X	
135	<i>Campylopermum subcordatum</i> (Stapf) Farron	Ochnaceae	mp	GCW	X				
136	<i>Capparis biloba</i> Hutch. & Daliziel	Capparidaceae	mp	GCW			X		
137	<i>Capparis erythrocarpos</i> Isert	Capparidaceae	mp	GC	X				X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
138	<i>Capsicum frutescens</i> L.	Solanaceae	np	i	X				
139	<i>Carapa procera</i> DC.	Meliaceae	mp	GC-SZ	X		X	X	
140	<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	Sapindaceae	mp	GC	X				
141	<i>Carica papaya</i> L.	Caricaceae	mp	GC	X				
142	<i>Carissa edulis</i> Vahl	Apocynaceae	mp	SZ					X
143	<i>Carpolobia lutea</i> G. Don	Polygalaceae	np	GC	X			X	
144	<i>Casearia prismatocarpa</i> Mast.	Flacourtiaceae	mp	GC	X			X	
145	<i>Cassia hirsuta</i> L.	Caesalpiniaceae	np	GC-SZ	X				
146	<i>Cassia mimosoides</i> Linn.	Caesalpiniaceae	np	GC-SZ		X	X		X
147	<i>Cassia occidentalis</i> Linn.	Caesalpiniaceae	np	GC-SZ		X			
148	<i>Cassia podocarpa</i> Guill. & Perr.	Caesalpiniaceae	mp	GC			X		
149	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Caesalpiniaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
150	<i>Cassia tora</i> Linn.	Caesalpiniaceae	np	GC-SZ		X	X		
151	<i>Cassia tuhovalyana</i> Aké Assi	Caesalpiniaceae	mp	GC			X		
152	<i>Cassipourea afzelii</i> (Oliv.) Alston	Rhizophoraceae	mp	GCW					X
153	<i>Cassipourea barteri</i> (Hook. f.) N. E. Br.	Rhizophoraceae	mp	GC					X
154	<i>Cayratia gracilis</i> (Guill. & Perr.) Suss.	Vitaceae							X
155	<i>Cecropia peltata</i> Linn.	Cecropiaceae	mp	GC				X	
156	<i>Ceiba pentandra</i> (Linn.) Gaerth.	Bombacaceae	MP	GC-SZ	X	X	X	X	X
157	<i>Celosia lanata</i> L.	Amaranthaceae	Ch	SZ	X				
158	<i>Celtis adolfi-friderici</i> Engl.	Ulmaceae	MP	GC	X			X	
159	<i>Celtis integrifolia</i> Lam.	Ulmaceae	mP	SZ					X
160	<i>Celtis mildbraedii</i> Engl.	Ulmaceae	mP	GC	X				X
161	<i>Celtis philippensis</i> Blanco	Ulmaceae	mp	GC	X				
162	<i>Celtis toka</i> (Forssk.) Hepper & J. R. I. Wood	Ulmaceae	Mp	SZ					X
163	<i>Celtis zenkeri</i> Engl.	Ulmaceae	mP	GC	X				X
164	<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	Fabaceae	mp	i	X		X		
165	<i>Cephaëlis ivorensis</i> (Schnell) Schnell	Rubiaceae	np	GCW		X			

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
	<i>Cephaëlis peduncularis</i> Salisb. var. <i>guineensis</i> (Schnell)		np	GC					
166	Hepper	Rubiaceae							X
167	<i>Cephaëlis peduncularis</i> Salisb. var. <i>ivorensis</i> (Schnell) Hepper	Rubiaceae	mp	GC			X		
168	<i>Cercestis afzelii</i> Schott	Araceae	p	GC				X	
169	<i>Cercestis dinklagei</i> Engl.	Araceae	Ep	GC				X	
170	<i>Chaetacme aristata</i> E. Mey. ex Planch.	Ulmaceae	mp	GC			X		X
171	<i>Chasmanthera dependens</i> Hochst.	Menispermaceae	mp	GC-SZ	X		X		X
172	<i>Chassalia afzelii</i> (Hiern) K. Schum.	Rubiaceae	mp	GCW	X				
173	<i>Chassalia kolly</i> (Schumach.) Hepper	Rubiaceae	mp	GC	X			X	
174	<i>Chidlowia sanguinea</i> Hoyle	Caesalpiniaceae	mP	GC	X				
175	<i>Chlorophytum inornatum</i> Ker-Gawl.	Liliaceae	H	GC					X
176	<i>Christiana africana</i> DC.	Tiliaceae	mp	GC	X				X
177	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Rob.	Asteraceae	np	GC	X	X	X	X	X
178	<i>Chrysophyllum africanum</i> A. DC.	Sapotaceae	mp	GC				X	
179	<i>Chrysophyllum giganteum</i> A. Chev.	Sapotaceae	MP	GC	X			X	
180	<i>Chrysophyllum taiense</i> Aubrév. & Pellegr.	Sapotaceae	mP	GCi	X			X	
181	<i>Cissampelos owariensis</i> DC.	Menispermaceae	np	GC	X				
182	<i>Cissus aralioides</i> (Baker) Planch.	Vitaceae	mp	GC-SZ	X	X	X	X	X
183	<i>Cissus cymosa</i> Schumach. & Thonn.	Vitaceae	mp	GC-SZ	X			X	
184	<i>Cissus doeringii</i> Gilg & M. Brandt	Vitaceae	np	GC-SZ		X	X		X
185	<i>Cissus glaucophylla</i> Hook.f.	Vitaceae	mp	GC					X
186	<i>Cissus miegei</i> Tchoumé	Vitaceae	mp	GCi	X				
187	<i>Cissus palmatifida</i> (Baker) Planch.	Vitaceae	np	SZ			X		
188	<i>Cissus petiolata</i> Hook. f.	Vitaceae	mP	GC	X	X	X	X	X
189	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
190	<i>Cissus producta</i> Afzel.	Vitaceae	mp	GC	X			X	X
191	<i>Cissus rubiginosa</i> (Welw.ex Baker) Planch.	Vitaceae	mp	GC-SZ			X		
192	<i>Citropsis articulata</i> (Spreng.) Swingle & M. Kellerm.	Rutaceae	mp	GC	X				X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
193	<i>Citropsis sp</i>	Rutaceae							X
194	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Rutaceae	mp	i	X				
195	<i>Clausena anisata</i> (Willd.) Benth.	Rutaceae	np	GC-SZ					X
196	<i>Cleidion gabonicum</i> Baill.	Euphorbiaceae	mp	GC	X				
197	<i>Cleistanthus libericus</i> N. E. Br.	Euphorbiaceae	mp	GCW	X				
198	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl. & Diels	Annonaceae	mP	GC	X			X	
199	<i>Clematis grandiflora</i> DC.	Ranunculaceae	mp	GC	X				
200	<i>Clerodendrum buchholzii</i> Gürke	Verbenaceae	np	GC	X		X		
201	<i>Clerodendrum capitatum</i> (Willd.) Schum. & Thonn. var. <i>capitalum</i>	Verbenaceae	mp	GC-SZ			X		
202	<i>Clerodendrum capitatum</i> (Willd.) Schumach.	Verbenaceae	mp	GC-SZ	X				
203	<i>Clerodendrum formicarum</i> Gürke	Verbenaceae	mp	GC	X		X		
204	<i>Clerodendrum schweinfurthii</i> Gürke	Verbenaceae						X	
205	<i>Clerodendrum silvanum</i> var. <i>buchholzii</i> (Gürke) Verdc.	Verbenaceae	np	GC					X
206	<i>Clerodendrum splendens</i> G. Don	Verbenaceae	mp	GC	X				
207	<i>Clerodendrum thyrsoideum</i> Gürke	Verbenaceae	mp	GC-SZ	X				X
208	<i>Clerodendrum umbellatum</i> Poir.	Verbenaceae	np	GC	X				
209	<i>Clerodendrum volubile</i> P. Beauv.	Verbenaceae	np	GC-SZ	X				X
210	<i>Cnestis corniculata</i> Lam.	Connaraceae	mp	GC	X			X	
211	<i>Cnestis ferruginea</i> DC.	Connaraceae	mp	GC	X		X	X	
212	<i>Cnestis racemosa</i> G. Don	Connaraceae	mp	GCW	X			X	
213	<i>Coccinia barteri</i> (Hook. f.) Keay	Cucurbitaceae	np	GC	X				
214	<i>Coccinia barteri</i> (Hook.f.)Keay	Cucurbitaceae	np	GC				X	
215	<i>Cochlospermum planchonii</i> Hook.f.	Cochlospermaceae	np	SZ		X	X		X
216	<i>Coelocaryon oxycarpum</i> Stapf.	Myristicaceae	Mp	GCW				X	
217	<i>Coffea canephora</i> Froehner	Rubiaceae	mp	GC	X				
218	<i>Coffea ebracteolata</i> (Hiern) Brenan	Rubiaceae	np	GC				X	
219	<i>Cola caricaefolia</i> (G. Don) K. Schum.	Sterculiaceae	mp	GCW			X	X	X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
220	<i>Cola chlamydantha</i> K. Schum.	Sterculiaceae	mp	GC				X	
221	<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R. Br.	Sterculiaceae	mP	GC-SZ	X	X	X	X	X
222	<i>Cola gabonensis</i> Mast.	Sterculiaceae	mp	GC				X	
223	<i>Cola gigantea</i> A. Chev.	Sterculiaceae	mP	GC-SZ	X			X	
224	<i>Cola millenii</i> K. Schum.	Sterculiaceae	mP	GC-SZ	X			X	X
225	<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	Sterculiaceae	mP	GC	X			X	
226	<i>Cola reticulata</i> A. Chev.	Sterculiaceae	mp	GCW				X	
227	<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott	Araceae	H	GC	X				
228	<i>Combretum comosum</i> G. Don	Combretaceae	mp	GCW	X				
229	<i>Combretum grandiflorum</i> G. Don	Combretaceae	mP	GCW	X				
230	<i>Combretum licardii</i> Engl. & Diels	Combretaceae	mp	SZ					X
231	<i>Combretum nigricans</i> var. <i>elliottii</i> (Engl. & Diels) Aubrév.	Combretaceae	mp	SZ		X			X
232	<i>Combretum paniculatum</i> Vent.	Combretaceae	mp	GC-SZ	X		X		
233	<i>Combretum parvulum</i> Engl & Diels	Combretaceae	Hpy	SZ			X		
234	<i>Combretum platypterum</i> (Welw.) Hutch. & Dalziel	Combretaceae	mp	GC	X				
235	<i>Combretum racemosum</i> P. Beauv.	Combretaceae	mP	GC	X		X	X	X
236	<i>Combretum velutinum</i> (S. Moore) Engl. & Diels	Combretaceae	mp	GC	X	X			X
237	<i>Combretum zenkeri</i> Engl. & Diels	Combretaceae	mP	GC	X	X	X		X
238	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	Ch	GC-SZ	X				
239	<i>Commelina benghalensis</i> Linn. var. <i>benghalensis</i>	Commelinaceae	Ch	GC-SZ				X	X
240	<i>Commelina capitata</i> Benth.	Commelinaceae	np	GC	X				
241	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	Commelinaceae	np	GC-SZ	X			X	
242	<i>Commelina diffusa</i> Burm.f. subsp. <i>diffusa</i>	Commelinaceae	np	GC-SZ			X		X
243	<i>Commelina erecta</i> L.	Commelinaceae	Ch	SZ	X				
244	<i>Commelina erecta</i> L. subsp. <i>livingstonii</i> (C.B. Clarke) J. K. Morton	Commelinaceae	np	GC-SZ				X	
245	<i>Commelina erecta</i> Linn. subsp. <i>erecta</i>	Commelinaceae	np	GC-SZ					X
246	<i>Commelinaceae sp</i>	Commelinaceae				X			

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
247	<i>Connarus africanus</i> Lam.	Connaraceae	mP	GC	X			X	
248	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Asteraceae	Th	GC-SZ	X				
249	<i>Copaifera salikounda</i> Heckel	Caesalpiniaceae	mP	GCW				X	
250	<i>Corchorus tridens</i> Linn.	Tiliaceae	Th	GC-SZ			X		
251	<i>Cordia guineensis</i> Thonn.	Boraginaceae	mp	GC	X				
252	<i>Cordia millenii</i> Bak.	Boraginaceae	mp	GC					X
253	<i>Cordia platythyrsa</i> Baker	Boraginaceae	MP	GC	X				
254	<i>Cordia senegalensis</i> Juss.	Boraginaceae	mP	GC	X				
255	<i>Cordia senegalensis</i> Juss.	Boraginaceae	mP	GC					X
256	<i>Cordia vignei</i> Hutch. & Dalz.	Boraginaceae	mp	GCW				X	
257	<i>Corynanthe pachyceras</i> K. Schum.	Rubiaceae	mP	GC	X				
258	<i>Costus afer</i> Ker Gawl.	Zingiberaceae	np	GC-SZ	X		X	X	
259	<i>Costus dubius</i> (Afzel.) K. Schum.	Zingiberaceae	np	GC	X				
260	<i>Coula edulis</i> Baill.	Olacaceae	mP	GC				X	
261	<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S. Moore	Asteraceae	Th	GC	X				
262	<i>Craterispermum caudatum</i> Hutch.	Rubiaceae	mp	GC	X			X	
263	<i>Crinum jagus</i> (J. Thomps.) Dandy	Amaryllidaceae	Th	GC	X		X		X
264	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (G. Don) Benth.	Rubiaceae	mp	GC-SZ		X			X
265	<i>Crossostemma laurifolium</i> Planch. ex Benth.	Passifloraceae	mp	GCW	X			X	
266	<i>Crotalaria goreensis</i> Guill. & Perr.	Fabaceae	np	GC-SZ			X		
267	<i>Crotalaria macrocalyx</i> Benth.	Fabaceae	Ch	SZ					X
268	<i>Crotalaria retusa</i> Linn.	Fabaceae	np	GC-SZ			X		X
269	<i>Crotalaria sp</i>	Fabaceae				X	X		X
270	<i>Croton gratissimus</i> Burch.	Euphorbiaceae	mp	GC					X
271	<i>Croton hirtus</i> L'Hér.	Euphorbiaceae	np	GC	X	X	X		
272	<i>Croton membranaceus</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	np	GC					X
273	<i>Croton penduliflorus</i> Hutch.	Euphorbiaceae	mp	GC	X				
274	<i>Crudia gabonensis</i> Harms	Caesalpiniaceae	mP	GC	X				

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
275	<i>Crudia senegalensis</i> Benth.	Caesalpiniaceae	mP	GC	X				
276	<i>Cryptolepis sanguinolenta</i> (Lindl.) Schltr.	Periplocaceae	np	GC			X		X
277	<i>Cryptosepalum diphyllum</i> P. A. Duvign	Caesalpiniaceae						X	
278	<i>Cryptosepalum tetraphyllum</i> (Hook. f.) Benth.	Caesalpiniaceae	mP	GCW	X				
279	<i>Ctenitis protensa</i> (Afzel. ex Sw.) Ching	Aspidiaceae	H	GC	X			X	
280	<i>Cucumis melo</i> L.	Cucurbitaceae	mp	i	X				
281	<i>Cuervea macrophylla</i> (Vahl) N. Hallé	Hippocrateaceae	mp	GC	X				
282	<i>Culcasia angolensis</i> Welw. ex Schott	Araceae	mP	GC	X			X	
283	<i>Culcasia liberica</i> N. E. Br.	Araceae	mp	GCW	X		X	X	
284	<i>Culcasia scandens</i> P. Beauv.	Araceae	mp	GC	X		X	X	
285	<i>Culcasia striolata</i> Engl.	Araceae	Ch	GC				X	
286	<i>Curculigo pilosa</i> (Schumach. & Thonn.) Engl.	Hypoxidaceae	H	SZ					X
287	<i>Cussonia arborea</i> Hochst. Ex A. Rich.	Araliaceae	mp	SZ		X			
288	<i>Cussonia barteri</i> Seemann Schefflera J.R. & G. Forst.	Araliaceae	G	GC					X
289	<i>Cyanotis lanata</i> Benth.	Commelinaceae	Ch	GC					X
290	<i>Cyathula achyranthoides</i> (Kunth) Moq.	Amaranthaceae	np	GC	X				
291	<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	Amaranthaceae	np	GC-SZ	X				X
292	<i>Cyclosorus dentatus</i> (Forssk.) Ching	Thelypteridaceae	H	GC	X			X	
293	<i>Cymbopogon giganteus</i> Chiov.	Poaceae	H	GC-SZ		X	X		X
294	<i>Cynometra ananta</i> Hutch. & Dalz.	Caesalpiniaceae	MP	GCW				X	
295	<i>Cynometra megalophylla</i> Harms	Caesalpiniaceae	mP	GC	X				X
296	<i>Cyperus alternifolius</i> auct.	Cyperaceae	Th	GC	X				
297	<i>Cyperus haspan</i> L.	Cyperaceae	Th	GC-SZ			X		
298	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	Gr	GC-SZ		X	X		
299	<i>Cyphostemma cymosum</i> (Schumach. & Thonn.) Desc.	Vitaceae	mp	GC		X	X		X
300	<i>Cyrtorchis arcuata</i> (Lindl.) Schltr.	Orchidaceae	Ep	GC	X				
301	<i>Cyrtosperma senegalense</i> (Schott) Engl.	Araceae	Gr	GC				X	
302	<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) H. J. Lam	Bursaceae	mP	GC	X			X	

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
303	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (Linn.) Willd.	Poaceae	Th	GC-SZ			X		
304	<i>Dalbergia afzeliana</i> G. Don	Fabaceae	mP	GC	X		X	X	X
305	<i>Dalbergia hostilis</i> Benth.	Fabaceae	mp	GC	X	X	X		X
306	<i>Dalbergia lactea</i> Vatke	Fabaceae	mP	GC					X
307	<i>Dalbergia oblongifolia</i> G. Don	Fabaceae	mp	GCW	X		X	X	X
308	<i>Dalbergiella welwitschii</i> (Baker) Baker f.	Fabaceae	mp	GC	X	X	X		X
309	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Caesalpiniaceae	mP	SZ		X	X		X
310	<i>Daniellia thurifera</i> Benn.	Caesalpiniaceae	mP	GC	X			X	
311	<i>Deinbollia grandifolia</i> Hook. f.	Sapindaceae	mp	GC	X		X	X	
312	<i>Deinbollia pinnata</i> (Poir.) Schumach. & Thonn.	Sapindaceae	mp	GC	X		X	X	
313	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	Fabaceae	Ch	GC	X			X	
314	<i>Desmodium salicifolium</i> (Poir.) DC.	Fabaceae	np	GC-SZ		X	X		X
315	<i>Desmodium triflorum</i> (Linn.) DC.	Fabaceae	Ch	GC		X	X		
316	<i>Desmodium velutinum</i> (Willd.) DC.	Fabaceae	np	GC-SZ			X		X
317	<i>Desplatsia chrysochlamys</i> (Mildbr. & Burret) Mildbr. & Burret	Tiliaceae	mp	GC	X			X	
318	<i>Desplatsia dewevrei</i> (De Wild. & T. Durand) Burret	Tiliaceae	mp	GC	X				
319	<i>Detarium macrocarpum</i> Harms	Caesalpiniaceae						X	
320	<i>Detarium microcarpum</i> Guill. & Perr.	Caesalpiniaceae	mp	SZ		X	X	X	X
321	<i>Detarium senegalense</i> J.F. Gmel.	Caesalpiniaceae	mP	GC-SZ		X	X		X
322	<i>Dialium aubrevillei</i> Pellegr.	Caesalpiniaceae	mP	GCW	X			X	
323	<i>Dialium dinklagei</i> Harms	Caesalpiniaceae	mp	GC	X			X	
324	<i>Dialium guineense</i> Willd.	Caesalpiniaceae	mP	GC	X		X		X
325	<i>Dichapetalum angolense</i> Chodat	Dichapetalaceae	mp	GC	X			X	
326	<i>Dichapetalum filicaule</i> Breteler	Dichapetalaceae	np	GCW				X	
327	<i>Dichapetalum heudelotii</i> (Oliv.) Baill.	Dichapetalaceae	mp	GC				X	
328	<i>Dichapetalum madagascariense</i> Poir.	Dichapetalaceae	mp	GC	X				
329	<i>Dichapetalum madagascariense</i> Poir. var. <i>madagascariense</i> Engl.	Dichapetalaceae	mp	GC					X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
330	<i>Dichapetalum oblongum</i> (Benth.) Engl.	Dichapetalaceae	np	GC	X			X	
331	<i>Dichapetalum pallidum</i> (Oliv.) Engl.	Dichapetalaceae	mp	GC	X			X	
332	<i>Dichapetalum toxicarium</i> (G. Don) Baill.	Dichapetalaceae	mp	GC	X			X	
333	<i>Dichrostachys cinerea</i> (Linn.) Wight & Arn. subsp. Cinerea	Mimosaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
334	<i>Dicliptera elliotii</i> C. B. Clarke	Acanthaceae	Ch	GC-SZ	X				X
335	<i>Dicranolepis persei</i> Cumm.	Thymelaeaceae	mp	GCW	X				
336	<i>Dictyandra arborescens</i> Hook. f.	Rubiaceae	mp	GC	X				X
337	<i>Dictyophleba leonensis</i> (Stapf) Pichon	Apocynaceae	mp	GCW	X				
338	<i>Digitaria gayana</i> (Kunth) Stapf	Poaceae	Th	GC-SZ	X				
339	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Poaceae	Th	GC-SZ	X		X		
340	<i>Dioclea reflexa</i> Hook. f.	Fabaceae	mP	GC	X				
341	<i>Dioscorea alata</i> L.	Dioscoreaceae	G	i	X		X		
342	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Dioscoreaceae	G	GC-SZ	X		X		
343	<i>Dioscorea burkilliana</i> J. Miège	Dioscoreaceae	G	GCW	X				
344	<i>Dioscorea cayenensis</i> Lam.	Dioscoreaceae	G	GC	X				
345	<i>Dioscorea dumetorum</i> (Kunth) Pax	Dioscoreaceae	G	GC-SZ			X		X
346	<i>Dioscorea hirtiflora</i> Benth.	Dioscoreaceae	G	GC					X
347	<i>Dioscorea latifolia</i> Benth.	Dioscoreaceae	G	GC					X
348	<i>Dioscorea lecardii</i> De Wild.	Dioscoreaceae	G	SZ	X				X
349	<i>Dioscorea multiflora</i> Pax	Dioscoreaceae	G	GC	X			X	X
350	<i>Dioscorea praehensilis</i> Benth.	Dioscoreaceae	G	GC	X	X	X	X	X
351	<i>Dioscorea smilacifolia</i> De Wild.	Dioscoreaceae	G	GC	X			X	
352	<i>Dioscorea sp</i>	Dioscoreaceae	G				X		
353	<i>Diospyros abyssinica</i> (Hiern) F. White	Ebenaceae	mp	GC-SZ	X				X
354	<i>Diospyros canaliculata</i> De Wild.	Ebenaceae	mp	GC	X			X	
355	<i>Diospyros ferrea</i> (Willd.) Bakh.	Ebenaceae	mp	GC	X				
356	<i>Diospyros gabunensis</i> Gürke	Ebenaceae	mp	GC				X	

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
357	<i>Diospyros heudelotii</i> Hiern	Ebenaceae	mP	GCW	X			X	
358	<i>Diospyros kamerunensis</i> Gürke	Ebenaceae	mp	GC	X				
359	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
360	<i>Diospyros monbuttensis</i> Gürke	Ebenaceae	mp	GC	X			X	
361	<i>Diospyros sanza-minika</i> A. Chev.	Ebenaceae	mP	GC				X	
362	<i>Diospyros soubreana</i> F. White	Ebenaceae	mp	GC	X				
363	<i>Diospyros vignei</i> F. White	Ebenaceae	mP	GCW	X			X	
364	<i>Diospyros viridicans</i> Hiern	Ebenaceae	mP	GC	X				
365	<i>Discoglypemma caloneura</i> (Pax) Prain	Euphorbiaceae	mP	GC	X			X	
366	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill.	Caesalpiniaceae	MP	GC	X			X	
367	<i>Dorstenia turbinata</i> Engl.	Moraceae	np	GC	X		X		
368	<i>Dovyalis zenkeri</i> Engl.	Flacourtiaceae	np	GC					X
369	<i>Dracaena arborea</i> (Willd.) Link	Dracaenaceae	mP	GC	X				
370	<i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker Gawl	Dracaenaceae						X	
371	<i>Dracaena ovata</i> Ker Gawl.	Dracaenaceae	mp	GC	X			X	
372	<i>Dracaena perrottetii</i> Baker	Dracaenaceae	mP	GC	X				
373	<i>Dracaena phrynioides</i> Hook.	Dracaenaceae	Ch	GC	X				
374	<i>Dracaena surculosa</i> Lindl.	Dracaenaceae	mp	GC	X			X	
375	<i>Drypetes afzelii</i> (Pax) Hutch.	Euphorbiaceae	mp	GCW	X			X	X
376	<i>Drypetes aubrevillei</i> Leandri	Euphorbiaceae	mp	GCW	X			X	
377	<i>Drypetes aylmeri</i> Hutch. & Dalziel	Euphorbiaceae	mp	GCW	X			X	
378	<i>Drypetes chevalieri</i> Hutch. & Dalziel	Euphorbiaceae	mp	GC	X			X	
379	<i>Drypetes floribunda</i> (Müll. Arg.) Hutch.	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ	X		X		X
380	<i>Drypetes gilgiana</i> (Pax) Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	mp	GC	X			X	X
381	<i>Duguetia staudtii</i> (Engl. & Diels) Chatrou	Annonaceae	MP	GC	X				
382	<i>Dyschoriste perrottetii</i> (Nees) Kuntze.	Acanthaceae	Ch	GC			X		
383	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	Asteraceae	Th	GC-SZ	X				
384	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Pontederiaceae	Hyd	GC-SZ	X				

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
385	<i>Ekebergia senegalensis</i> A. Juss.	Meliaceae	mP	GC-SZ		X			
386	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Arecaceae	mP	GC-SZ	X	X	X	X	
387	<i>Elaeophorbia grandifolia</i> (Haw.) Croizat	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ					X
388	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	Th	GC-SZ	X				
389	<i>Elionurus euchaetus</i> Adjanohoun & Clayton	Poaceae	H	SZ					X
390	<i>Elytrophorus spicatus</i> (Willd.) A. Camus	Poaceae	Th	SZ					X
391	<i>Emilia coccinea</i> (Sims) G. Don	Asteraceae	Th	GC	X				
392	<i>Englerophytum oblanceolatum</i> (S. Moore) T. D. Penn.	Sapotaceae	mp	GC					X
393	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	Mimosaceae	mp	SZ			X		
394	<i>Entada mannii</i> (Oliv.) Tisser.	Mimosaceae	mP	GC	X		X		
395	<i>Entandrophragma angolense</i> (Welw.) C. DC.	Meliaceae	MP	GC	X			X	
396	<i>Entandrophragma candollei</i> Harms	Meliaceae	MP	GC	X			X	
397	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	Meliaceae	MP	GC	X			X	
398	<i>Entandrophragma utile</i> (Dawe & Sprague) Sprague	Meliaceae	MP	GC	X			X	
399	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P. Beauv. ex Roem. & Schult.	Poaceae	Th	GC-SZ	X				
400	<i>Eremospatha hookeri</i> (G. Mann & H. Wendl.) H. Wendl.	Arecaceae	mp	GC	X			X	
401	<i>Eribroma oblongum</i> (Mast.) A. Chev.	Sterculiaceae	MP	GC	X		X		
402	<i>Eriocoelum pungens</i> Radlk. ex Engl. var. <i>pungens</i>	Sapindaceae	mp	GCW				X	
403	<i>Eriosema griseum</i> var. <i>togoense</i> (Taub.) Jac.-Fél.	Fabaceae	Hpy	SZ		X	X		X
404	<i>Eriosema molle</i> Hutch. ex Mi Ine-Redhead	Fabaceae	np	GCW		X	X		X
405	<i>Erythrococca anomala</i> (Poir.) Prain	Euphorbiaceae	mp	GC	X			X	
406	<i>Erythrophleum ivorense</i> A. Chev.	Caesalpiniaceae	mP	GC	X			X	
407	<i>Erythrophleum suaveolens</i> (Guill. & Perr.) Brenan	Caesalpiniaceae	mP	GC-SZ					X
408	<i>Erythrophleum suaveolens</i> (Guill. & Perr.) Brenan	Caesalpiniaceae	mP	GC-SZ		X	X		
409	<i>Erythroxyllum mannii</i> Oliv.	Erythroxylaceae	mP	GC	X				
410	<i>Euadenia eminens</i> Hook. f.	Capparidaceae	mp	GCW	X		X	X	
411	<i>Euadenia trifoliata</i> (Schumach. & Thonn.) Oliv.	Capparidaceae	mp	GC	X			X	
412	<i>Euclinia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae	mp	GC			X		

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
413	<i>Eugenia leonensis</i> Engl. & Brehmer	Myrtaceae	np	GCW	X	X		X	X
414	<i>Eugenia whytei</i> Sprague	Myrtaceae						X	
415	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	Ch	i	X	X	X		
416	<i>Euphorbia hirta</i> Linn.	Euphorbiaceae	Ch	GC-SZ		X			
417	<i>Evolvulus alsinoides</i> L.	Convolvulaceae	Ch	GC-SZ		X			
418	<i>Exolobus patens</i> (Decne.) E. Fourn.	Apocynaceae	mp	GC	X				
419	<i>Fadogia agrestis</i> Schweinf. ex Hiern	Rubiaceae	np	SZ		X			X
420	<i>Ficus asperifolia</i> Miq.	Moraceae	mp	GC-SZ	X				
421	<i>Ficus bongouanensis</i> A. Chev.	Moraceae	mP	GC	X				
422	<i>Ficus bubu</i> Warb.	Moraceae	mP	GC	X				
423	<i>Ficus cordata</i> Thunb.	Moraceae	mp	SZ		X			
424	<i>Ficus dicranostyla</i> Mildbr.	Moraceae	mp	SZ			X		
425	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	mp	GC-SZ	X		X	X	
426	<i>Ficus ingens</i> (Miq.) Miq. var. <i>ingens</i>	Moraceae	mp	SZ		X			X
427	<i>Ficus kamerunensis</i> Mildbr. & Burret	Moraceae	mp	GC	X			X	
428	<i>Ficus lutea</i> Vahl	Moraceae	mp	GC	X		X		
429	<i>Ficus lyrata</i> Warb.	Moraceae	mp	GC	X				
430	<i>Ficus mucuso</i> Ficalho	Moraceae	mP	GC	X				
431	<i>Ficus ottoniifolia</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	mp	GC	X				
432	<i>Ficus ovata</i> Vahl	Moraceae	mp	GC					X
433	<i>Ficus platyphylla</i> Del.	Moraceae	mp	SZ		X			X
434	<i>Ficus polita</i> Vahl	Moraceae	mp	GC-SZ	X				
435	<i>Ficus pseudomangifera</i> Hutch	Moraceae	Ep	GC				X	
436	<i>Ficus recurvata</i> De Wild.	Moraceae	mP	GC	X				
437	<i>Ficus saussureana</i> DC.	Moraceae	mp	GC	X				
438	<i>Ficus sur</i> Forssk.	Moraceae	mp	GC-SZ	X	X	X		X
439	<i>Ficus sycomorus</i> subsp. <i>sycomorus</i>	Moraceae	mp	SZ					X
440	<i>Ficus thonningii</i> Blume	Moraceae	mp	GC-SZ	X			X	X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
441	<i>Ficus trichopoda</i> Baker	Moraceae	mp	GC-SZ			X		
442	<i>Ficus vallis-choudae</i> Del.	Moraceae	mp	SZ			X		X
443	<i>Ficus vogeliana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	mp	GC	X				
444	<i>Fimbristylis cymosa</i> R. Br.	Cyperaceae	H	GC			X		
445	<i>Fimbristylis ferruginea</i> (L.) Vahl.	Cyperaceae	H	SZ		X	X		X
446	<i>Flabellaria paniculata</i> Cav.	Malpighiniaceae	mp	GC	X		X		X
447	<i>Flacourtia flavescens</i> Willd.	Flacourtiaceae	mp	SZ		X	X		X
448	<i>Flacourtia indica</i> (Burm. f.) Merr.	Flacourtiaceae	mp	SZ					X
449	<i>Flagellaria guineensis</i> Schumach.	Flagellariaceae	mp	GC				X	
450	<i>Flueggea virosa</i> (Willd.) Voigt	Euphorbiaceae	np	GC-SZ			X		X
451	<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	Poaceae					X		
452	<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	Apocynaceae	mP	GC	X			X	
453	<i>Galactia tenuiflora</i> (Willd.) Wight & Arn.	Fabaceae	np	GC-SZ			X		
454	<i>Gardenia erubescens</i> Stapf & Hutch.	Rubiaceae	np	SZ			X		X
455	<i>Gardenia nitida</i> Hook.	Rubiaceae	np	GC-SZ					X
456	<i>Gardenia ternifolia</i> Schumach & Thonn. subsp. ternifolia	Rubiaceae	np	SZ		X	X		X
457	<i>Geophila afzelii</i> Hiern	Rubiaceae	Ch	GCi	X				X
458	<i>Geophila obvallata</i> (Schumach.) Didr.	Rubiaceae	Ch	GC	X			X	
459	<i>Gloriosa superba</i> Linn.	Liliaceae	G	GC			X		
460	<i>Glyphaea brevis</i> (Spreng.) Monach.	Tiliaceae	mp	GC	X			X	
461	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	Verbenaceae	mP	i	X	X	X		
462	<i>Gongronema latifolium</i> Benth.	Apocynaceae	mp	GC	X		X	X	X
463	<i>Gouania longipetala</i> Hemsl.	Rhamnaceae	mP	GC	X			X	
464	<i>Grewia barombiensis</i> K.Schum.	Tiliaceae	mP	GC				X	
465	<i>Grewia carpinifolia</i> Juss.	Tiliaceae	mp	GC	X		X	X	X
466	<i>Grewia lasiodiscus</i> K. Schum.	Tiliaceae	mp						X
467	<i>Grewia mollis</i> Juss.	Tiliaceae	mp	SZ	X				
468	<i>Grewia venusta</i> Fresen.	Tiliaceae	mp	SZ		X			X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
469	<i>Griffonia simplicifolia</i> (DC.) Baill.	Fabaceae	mP	GC	X		X	X	
470	<i>Grossera vignei</i> Hoyle	Euphorbiaceae	mp	GC	X				
471	<i>Guarea cedrata</i> (A. Chev.) Pellegr.	Meliaceae	mp	GC	X			X	
472	<i>Guarea thompsonii</i> Sprague & Hutch.	Meliaceae	mP	GC	X				
473	<i>Guibourtia ehie</i> (A. Chev.) J. Léonard	Fabaceae	mp	GC	X				
474	<i>Gymnema sylvestre</i> (Retz.) Schult.	Apocynaceae	mp	GC-SZ	X				
475	<i>Gymnostemon zaizou</i> Aubrév. & Pellegr.	simaroubaceae	MP	Gci				X	
476	<i>Haemanthus multiflorus</i> Martyn	Amaryllidaceae	G	GC-SZ		X		X	
477	<i>Hallea ledermannii</i> (K. Krause) Verdc.	Rubiaceae	mp	GC	X				
478	<i>Halopegia azurea</i> (K. Schum.) K. Schum.	Marantaceae	np	GC	X		X		
479	<i>Hannoa klaineana</i> Pierre & Engl.	simaroubaceae	mP	GC				X	
480	<i>Harrisonia abyssinica</i> Oliv.	Simaroubaceae	mp	GC-SZ	X		X		X
481	<i>Harungana madagascariensis</i> Poir.	Hypericaceae	mp	GC	X			X	
482	<i>Heinsia crinita</i> (Afzel.) G. Taylor	Rubiaceae	mp	GC	X				
483	<i>Heisteria parvifolia</i> Sm.	Olacaceae	np	GC				X	
484	<i>Heliotropium indicum</i> L.	Boraginaceae	Th	GC-SZ	X				
485	<i>Heteropterys leona</i> (Cav.) Exell	Malpighiaceae	mp	GC	X				
486	<i>Hexalobus monopetalus</i> (A. Rich.) Engl. & Diels	Annonaceae	mp	SZ	X				
487	<i>Hexalobus monopetalus</i> (A. Rich.) Engl. & Diels var. parviflorus Bak.f.	Annonaceae	mp	SZ					X
488	<i>Hibiscus abelmoschus</i> Linn.	Malvaceae	np	GC					X
489	<i>Hibiscus asper</i> Hook.f.	Malvaceae	np	GC-SZ			X		
490	<i>Hibiscus cannabinus</i> L.	Malvaceae	np	GC-SZ					X
491	<i>Hibiscus comoensis</i> Hutch. & Dalziel	Malvaceae	np	Gci	X				
492	<i>Hibiscus rostellatus</i> Guill. & Perr.	Malvaceae	mp	GC	X		X		
493	<i>Hippocratea vignei</i> Hoyle	Hippocrateaceae	MP	GCW	X				
494	<i>Holarrhena floribunda</i> (G. Don) Dur. & Schinz var. floribunda	Apocynaceae	mP	GC-SZ					X
495	<i>Holarrhena floribunda</i> (G. Don) T. Durand & Schinz	Apocynaceae	mp	GC-SZ	X	X	X		

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
496	<i>Holoptelea grandis</i> (Hutch.) Mildbr.	Ulmaceae	mp	GC	X				
497	<i>Homalium africanum</i> (Hook. f.) Benth.	Flacourtiaceae	mp	GC	X				
498	<i>Hoslundia opposita</i> Vahl	Lamiaceae	np	GC-SZ	X		X		X
499	<i>Hugonia afzelii</i> Planch.	Linaceae	mp	GC	X			X	X
500	<i>Hugonia platysepala</i> Oliv.	Linaceae	mp	GC	X				X
501	<i>Hugonia rufipilis</i> Hutch. & Dalziel	Linaceae	mp	GC	X				
502	<i>Hunteria eburnea</i> Pichon	Apocynaceae	mp	GC				X	
503	<i>Hydrolea palustris</i> (Aubl.) Raeusch.	Hydrophyllaceae	np	GC	X				
504	<i>Hygrophila abyssinica</i> (Nees) T.Anders.	Acanthaceae	np	SZ					X
505	<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
506	<i>Hymenostegia afzelii</i> (Oliv.) Harms	Caesalpiniaceae	mp	GC				X	
507	<i>Hypolytrum heteromorphum</i> Nelmes	Cyperaceae	H	GC					X
508	<i>Hypselodelphys violacea</i> (Ridl.) Milne-Redh.	Marantaceae	mp	GC	X			X	
509	<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.	Lamiaceae	np	GC-SZ		X	X		
510	<i>Icacina mannii</i> Oliv.	Icacinaceae	mp	GC				X	
511	<i>Impatiens irvingii</i> Hook. f.	Balsaminaceae	np	GC	X				
512	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeuschel	Poaceae	Gr	GC-SZ		X	X		X
513	<i>Indigofera macrophylla</i> Schumach. & Thonn.	Fabaceae	mp	GC	X		X		X
514	<i>Indigofera polysphaera</i> Bak.	Fabaceae	np	SZ			X		
515	<i>Indigofera tinctoria</i> L. tinctoria	Fabaceae	np	GC-SZ			X		
516	<i>Iodes liberica</i> Stapf	Icacinaceae	mp	GC				X	
517	<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	Convolvulaceae	mp	GC-SZ	X				
518	<i>Ipomoea triloba</i> L.	Convolvulaceae	Th	GC	X		X		
519	<i>Isolona campanulata</i> Engl. & Diels	Annonaceae	mp	GC				X	
520	<i>Isolona deightonii</i> Keay	Annonaceae	mp	GCW	X				
521	<i>Ixora brachypoda</i> DC.	Rubiaceae	mp	GC			X	X	
522	<i>Ixora sp1</i>	Rubiaceae						X	
523	<i>Ixora sp2</i>	Rubiaceae						X	

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
524	<i>Jasminum pauciflorum</i> Benth.	Oleaceae	np	GC			X		
525	<i>Justicia flava</i> (Vahl) Vahl	Acanthaceae	np	GC	X				
526	<i>Justicia galeopsis</i> T. Anderson ex C.B. Clarke	Acanthaceae	np	GC	X				
527	<i>Kaempferia</i> sp	Zingiberaceae							X
528	<i>Keayodendron bridelioides</i> Leandri	Flacourtiaceae	mp	GC	X			X	
529	<i>Keetia cornelia</i> (Cham. & Schltldl.) Bridson	Rubiaceae	mp	SZ					X
530	<i>Keetia leucantha</i> (K. Krause) Bridson	Rubiaceae	mp	GC					X
531	<i>Keetia venosa</i> (Oliv.) Bridson	Rubiaceae	mp	GC-SZ			X		X
532	<i>Khaya grandifoliola</i> C. DC.	Meliaceae	mP	GC	X				
533	<i>Khaya ivorensis</i> A. Chev.	Meliaceae	MP	GC				X	
534	<i>Khaya senegalensis</i> (Desv.) A. Juss.	Meliaceae	mP	SZ			X		X
535	<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	Bignoniaceae	mp	GC-SZ	X		X		X
536	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Engl.	Irvingiaceae	MP	GC	X				
537	<i>Kolobopetalum leonense</i> Hutch. & Dalziel	Menispermaceae	mp	GCW	X			X	X
538	<i>Kyllinga erecta</i> Schumach. var <i>africana</i> (Kük) S. S. Hooper	Cyperaceae	Gr	GC-SZ			X		
539	<i>Kyllinga erecta</i> Schumach. var <i>erecta</i>	Cyperaceae	Gr	GC-SZ			X		X
540	<i>Laccosperma secundiflorum</i> (P. Beauv.) Kuntze	Araceae	MP	GC	X			X	
541	<i>Lagenaria breviflora</i> (Benth.) Roberty	Cucurbitaceae	mp	GC	X				
542	<i>Landolphia dulcis</i> (R. Br. ex Sabine) Pichon var. <i>barteri</i> (Stapf) Pichon	Apocynaceae	mp	GC				X	
543	<i>Landolphia dulcis</i> (Sabine) Pichon	Apocynaceae	mp	GC	X				
544	<i>Landolphia heudelotii</i> A. DC.	Apocynaceae	mp	GC-SZ	X		X	X	X
545	<i>Landolphia hirsuta</i> (Hua) Pichon	Apocynaceae	mP	GC-SZ				X	
546	<i>Landolphia incerta</i> (K. Schum.) Pers.	Apocynaceae	mp	GC	X			X	X
547	<i>Landolphia owariensis</i> P. Beauv. var. <i>owariensis</i> A	Apocynaceae	mP	GC				X	
548	<i>Lannea acida</i> A. Rich.	Anacardiaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
549	<i>Lannea barteri</i> (Oliv.) Engl.	Anacardiaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
550	<i>Lannea nigritana</i> (Sc. Elliot) Keay var. <i>nigritana</i>	Anacardiaceae	mp	GC-SZ			X		X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
551	<i>Lannea nigritana</i> (Scott-Elliot) Keay	Anacardiaceae	mp	GC-SZ	X				
552	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	Anacardiaceae	mP	GC	X			X	X
553	<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	mp	GC-SZ	X			X	
554	<i>Laportea aestuans</i> (L.) Chew	Urticaceae	Th	GC	X				
555	<i>Laportea ovalifolia</i> (Schumach. & Thonn.) Chew	Urticaceae	np	GC	X				
556	<i>Lasiodiscus mannii</i> Hook. f.	Rhamnaceae	mp	GC	X				X
557	<i>Lasiodiscus mildbraedii</i> Engl.	Rhamnaceae	mp	GC	X				X
558	<i>Launaea taraxacifolia</i> (Willd.) C. Jeffrey	Asteraceae	np	GC	X				
559	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	Sapindaceae	mp	GC	X		X	X	X
560	<i>Leea guineensis</i> G. Don	Leeaceae	np	GC-SZ	X				
561	<i>Lepisanthes senegalensis</i> (Poir.) Leenh.	Sapindaceae	mp	GC-SZ	X				X
562	<i>Leptactina densiflora</i> Hook. f.	Rubiaceae						X	
563	<i>Leptadenia hastata</i> (Pers.) Decne.	Asclepiadaceae	mp	SZ				X	
564	<i>Leptaspis zeylanica</i> Steud.	Poaceae	np	GC	X			X	
565	<i>Leptaulus daphnoides</i> Benth.	Icacinaceae	mp	GC	X				
566	<i>Leptoderris brachyptera</i> (Benth.) Dunn	Fabaceae	mp	GC	X				
567	<i>Leptoderris cyclocarpa</i> Dunn	Fabaceae	mp	GCW	X				
568	<i>Leptoderris fasciculata</i> (Benth.) Dunn	Fabaceae	mP	GC	X		X	X	
569	<i>Leptoderris ledermannii</i> Harms	Fabaceae	mp	GC	X			X	
570	<i>Leptoderris miegei</i> Aké Assi & Mangenot	Fabaceae	mp	GCi				X	
571	<i>Leptonychia pubescens</i> Keay	Sterculiaceae	mp	GC	X			X	
572	<i>Lipocarpha chinensis</i> (Osbeck) J. Kern	Cyperaceae	H	GC-SZ					X
573	<i>Lippia multiflora</i> Moldenke	Verbenaceae	np	GC-SZ		X	X		
574	<i>Loeseneriella africana</i> (Willd.) N. Hallé	Hippocrateaceae	mp	GC	X				X
575	<i>Loeseneriella apocynoides</i> var. <i>guineensis</i> (Hutch. & M. B. Moss) N. Hallé	Hippocrateaceae	mP	GC	X				
576	<i>Loeseneriella ectypetala</i> N. Hallé	Hippocrateaceae	mP	GC	X				X
577	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) DC.	Fabaceae	mp	GC-SZ	X		X		X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
578	<i>Lophira alata</i> Banks ex Gaertn.f.	Ochnaceae	MP	GC				X	
579	<i>Lophira lanceolata</i> Keay	Ochnaceae	mP	SZ				X	
580	<i>Lophira lanceolata</i> van Tiegh. ex Keay	Ochnaceae	mP	SZ		X	X		X
581	<i>Lovoa trichilioides</i> Harms	Meliaceae	mp	GC	X				
582	<i>Ludwigia abyssinica</i> A. Rich.	Onagraceae	np	GC	X				
583	<i>Ludwigia rupens</i> var. <i>diffusa</i>	Onagraceae	Th	GC-SZ			X		
584	<i>Luffa cylindrica</i> (L.) M. Roem.	Cucurbitaceae	mp	GC-SZ	X				
585	<i>Macaranga barteri</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC	X			X	
586	<i>Macaranga hurifolia</i> Beille	Euphorbiaceae	mp	GC	X			X	
587	<i>Macaranga spinosa</i> Mull. Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC				X	
588	<i>Macrosphyra longistyla</i> (DC.) Hiern	Rubiaceae	mp	GC-SZ					X
589	<i>Maesobotrya barteri</i> (Baill.) Hutch.	Euphorbiaceae	mp	GCW	X				
590	<i>Maesobotrya barteri</i> var. <i>sparsiflora</i> (Sc. Elliot) Keay	Euphorbiaceae	mp	GCW				X	
591	<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	Rhamnaceae	mP	GC	X			X	
592	<i>Magnistipula zenkeri</i> Engl.	Chrysobalanaceae	mP	GC				X	
593	<i>Majidea fosteri</i> (Sprague) Radlk.	Sapindaceae	mP	GC	X				X
594	<i>Mallotus oppositifolius</i> (Geiseler) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ	X		X		X
595	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	mp	i	X		X		
596	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Euphorbiaceae	mp	i	X				
597	<i>Manilkara multinervis</i> (Bak.) Dubard	Sapotaceae	mp	GC-SZ				X	X
598	<i>Manniophyton fulvum</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC	X				
599	<i>Manotes expansa</i> Planch.	Connaraceae	mp	GCW	X			X	X
600	<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.) A. Chev.	Sterculiaceae	MP	GC	X				
601	<i>Mapania baldwinii</i> Nelmès	Cyperaceae						X	
602	<i>Maranthes aubrevillei</i> (Pellegr.) Prance	Chrysobalanaceae	mP	GCW	X			X	
603	<i>Maranthes polyandra</i> (Benth.) France	Chrysobalanaceae	mp						X
604	<i>Marantochloa filipes</i> (Benth.) Hutch.	Marantaceae	np	GC	X			X	
605	<i>Marantochloa leucantha</i> (K. Schum.) Milne-Redh.	Marantaceae	np	GC	X				

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
606	<i>Marantochloa purpurea</i> (Ridl.) Milne-Redh.	Marantaceae	np	GC	X		X	X	
607	<i>Mareya micrantha</i> (Benth.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	GC	X			X	
608	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) G. L. Webster	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ	X		X		
609	<i>Mariscus cylindristachyus</i> Steud.	Cyperaceae	H	GC-SZ	X	X	X		X
610	<i>Markhamia tomentosa</i> (Benth.) Engl.	Bignoniaceae			X				
611	<i>Markhamia tomentosa</i> (Benth.) K. Schum.	Bignoniaceae	mp	GC					X
612	<i>Massularia acuminata</i> (G. Don) Hoyle	Rubiaceae	mp	GC	X			X	
613	<i>Maytenus senegalensis</i> (Lam.) Exell	Celastraceae	mp	SZ					X
614	<i>Megaphrynium macrostachyum</i> (Benth.) Milne-Redh.	Marantaceae	np	GC	X			X	
615	<i>Melanthera scandens</i> (Schumach. & Thonn.) Roberty	Asteraceae	np	GC	X		X		
616	<i>Melastomastrum capitatum</i> (Vahl) A. & R. Fern.	Melastomataceae	np	GC-SZ			X		
617	<i>Memecylon afzelii</i> G. Don	Melastomataceae	np	GC				X	
618	<i>Merremia hederacea</i> (Burm. f.) Hallier f.	Convolvulaceae	mp	GC	X				
619	<i>Merremia quinquefolia</i> (Griseb.) Hallier f.	Convolvulaceae	mp	GC	X				
620	<i>Mezoneuron benthamianum</i> Baill.	Caesalpiniaceae	mp	GC	X		X		X
621	<i>Microdesmis keayana</i> J. Léonard	Pandaceae	mp	GC	X			X	
622	<i>Microgramma owariensis</i> (Desv.) Alston	Polypodiaceae	Ep	GC				X	
623	<i>Microsorium punctatum</i> (Linn.) Copel.	Polypodiaceae	Ep	GC				X	
624	<i>Mikania natalensis</i> DC.	Asteraceae	mp	GC	X				
625	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) C. C. Berg	Moraceae	MP	GC	X		X	X	X
626	<i>Milicia regia</i> (A. Chev.) C. C. Berg	Moraceae	mP	GCW	X			X	
627	<i>Millettia griffoniana</i> Baill.	Fabaceae	mp	GC	X			X	
628	<i>Millettia lane-poolei</i> Dunn	Fabaceae	mp	GCW				X	
629	<i>Millettia lucens</i> (Scott-Elliot) Dunn	Fabaceae	mp	GCW	X			X	
630	<i>Millettia warneckeii</i> Harms var. <i>warneckeii</i>	Fabaceae	mp	GC				X	
631	<i>Millettia zechiana</i> Harms	Fabaceae	mp	GC	X		X	X	
632	<i>Mimosa pigra</i> L.	Mimosaceae	mp	GC	X				
633	<i>Mimusops kummel</i> A. DC.	Sapotaceae	mp	SZ					X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
634	<i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) Kuntze	Rubiaceae	mp	SZ			X		
635	<i>Mollugo nudicaulis</i> Lam.	Aizoaceae	Th	GC-SZ		X			
636	<i>Momordica cabrae</i> (Cogn.) C. Jeffrey	Cucurbitaceae	mp	GC	X				
637	<i>Momordica charantia</i> L.	Cucurbitaceae	mp	GC	X				
638	<i>Momordica cissoides</i> Benth.	Cucurbitaceae	np	GC	X				
639	<i>Momordica foetida</i> Schumach.	Cucurbitaceae	np	GC	X				
640	<i>Monanthes whytei</i> (Stapf) Verdc.	Annonaceae	mp	GC				X	X
641	<i>Mondia whitei</i> (Hook. f.) Skeels	Periplocaceae	mp	GC-SZ	X		X	X	
642	<i>Monechma ciliatum</i> (Jacq.) Milne-Redh.	Acanthaceae	np	GC-SZ					X
643	<i>Monodora brevipes</i> Benth.	Annonaceae	mp	GC	X			X	
644	<i>Monodora crispata</i> Engl. & Diels	Annonaceae	mp	GC				X	
645	<i>Monodora myristica</i> (Gaertn.) Dunal	Annonaceae	mP	GC				X	
646	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	mp	GC	X		X	X	X
647	<i>Monotes kerstingii</i> Gilg	Dipterocarpaceae	mp	SZ					X
648	<i>Morelia senegalensis</i> DC.	Rubiaceae	mp	GC-SZ	X				
649	<i>Morinda longiflora</i> G. Don	Rubiaceae	mp	GC-SZ	X				
650	<i>Morinda lucida</i> Benth.	Rubiaceae	mp	GC-SZ	X		X		
651	<i>Morinda morindoides</i> (Baker) Milne-Redh.	Rubiaceae	mp	GC	X				
652	<i>Morus mesozygia</i> Stapf	Moraceae	MP	GC-SZ	X		X	X	X
653	<i>Motandra guineensis</i> (Thonn.) A. DC.	Apocynaceae	mP	GC-SZ	X		X		
654	<i>Mucuna flagellipes</i> Hook. f.	Fabaceae	mp	GC	X				
655	<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.	Fabaceae	Th	GC-SZ	X				
656	<i>Mucuna pruriens</i> (Linn.) DC. var. <i>pruriens</i>	Fabaceae	Th	GC-SZ			X		
657	<i>Musa paradisiaca</i> Linn.	MUSACEAE	G	i	X				
658	<i>Musa sapientum</i> L.	MUSACEAE	G	i	X				
659	<i>Musanga cecropioides</i> R. Br.	Moraceae	mP	GC	X			X	
660	<i>Mussaenda elegans</i> Schumach. & Thonn.	Rubiaceae	mp	GC	X				
661	<i>Mussaenda erythrophylla</i> Schumach. & Thonn.	Rubiaceae	mp	GC	X			X	

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
662	<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	Moraceae	mp	GC	X			X	
663	<i>Myrianthus libericus</i> Rendle	Moraceae	mp	GCW	X			X	
664	<i>Myrianthus serratus</i> (Trécul) Benth. & Hook.	Moraceae	mp	GCW	X				
665	<i>Napoleonaea vogelii</i> Hook. & Planch.	Lecythidaceae	mp	GC	X		X	X	X
666	<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild. & T. Durand) Merr.	Rubiaceae	mp	GC	X			X	
667	<i>Nauclea xanthoxylon</i> (A. Chev.) Aubrév.	Rubiaceae	mP	GC	X				
668	<i>Necepsia afzelii</i> Prain	Euphorbiaceae	mp	GC	X				
669	<i>Nelsonia canescens</i> (Lam.) Spreng.	Acanthaceae	Ch	GC-SZ	X				X
670	<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	Davalliaceae	H	GC	X			X	
671	<i>Nephthytis afzelii</i> Schott	Araceae	H	GC				X	
672	<i>Nervilia bicarinata</i> (Blume) Schltr.	Orchidaceae	G	GC-SZ					X
673	<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.) N. Hallé	Sterculiaceae	MP	GC	X				
674	<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.) Benth.	Convolvulaceae	MP	GC	X			X	
675	<i>Neuropeltis prevosteoides</i> Mangenot	Convolvulaceae	MP	GCW	X				
676	<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) Bureau	Bignoniaceae	mp	GC	X		X	X	
677	<i>Nicotiana tabacum</i> L.	Solanaceae	Th	i	X				
678	<i>Ochna membranacea</i> Oliv.	Ochnaceae	mp	GC					X
679	<i>Ochna schweinfurtiana</i> F. Hoffm.	Ochnaceae	np	SZ			X		X
680	<i>Octoknema borealis</i> Hutch. & DaIz.	Octoknemaceae	mp	GCW				X	
681	<i>Octoknema klaineana</i> Pierre	Octoknemaceae						X	
682	<i>Olax gambecola</i> Baill.	Olacaceae	mp	GC	X				
683	<i>Olax subscorpioidea</i> Oliv.	Olacaceae	mp	GC-SZ			X		X
684	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	Rubiaceae	Ch	GC-SZ	X				
685	<i>Olyra latifolia</i> L.	Poaceae	np	GC	X		X	X	X
686	<i>Omphalocarpum elatum</i> Miers	Sapotaceae	mP	GC				X	
687	<i>Oncinotis pontyi</i> Dubard	Apocynaceae	mp	GC	X				
688	<i>Oncinotis pontyi</i> Pichon var. <i>pontyi</i>	Apocynaceae	mp	GC				X	
689	<i>Oncoba echinata</i> Oliv.	Flacourtiaceae						X	

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
690	<i>Oncoba spinosa</i> forsk.	Flacourtiaceae	mp	GC-SZ					X
691	<i>Ongokea gore</i> (Hua) Pierre	Olacaceae	mP	GC	X			X	
692	<i>Opilia amentacea</i> Roxb.	OPILIACEAE	mp	SZ	X		X		X
693	<i>Oplismenus burmannii</i> (Retz.) P. Beauv.	Poaceae	Ch	GC	X		X		
694	<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Ch	GC-SZ	X				
695	<i>Oplismenus hirtellus</i> (Linn.) P. Beauv. Subsp. Fasciculatus U. Scholz	Poaceae	Ch	GC-SZ			X		X
696	<i>Ormocarpum senoides</i> (Willd.) DC. subsp. hispidum (Willd.) Brenan & J. Léonard	Fabaceae	np	GC					X
697	<i>Oryza sativa</i> L.	Poaceae	Th	GC-SZ	X				
698	<i>Oxyanthus formosus</i> Hook. f. ex Panch.	Rubiaceae	mp	GC					X
699	<i>Oxyanthus pallidus</i> Hiern	Rubiaceae	np	GC	X				
700	<i>Oxyanthus racemosus</i> (Schumach. & Thonn.) Keay	Rubiaceae	np	GC-SZ	X				X
701	<i>Oxyanthus unilocularis</i> Hiern	Rubiaceae	mp	GC	X		X		
702	<i>Palisota barteri</i> Hook.	Commelinaceae	np	GC	X				
703	<i>Palisota hirsuta</i> (Thunb.) K. Schum.	Commelinaceae	np	GC	X		X	X	
704	<i>Pancovia bijuga</i> Willd.	Sapindaceae	mp	GC	X				
705	<i>Panda oleosa</i> Pierre	Pandaceae	mP	GC	X			X	
706	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	H	GC	X		X		
707	<i>Panicum repens</i> L.	Poaceae	Gr	GC-SZ	X		X	X	
708	<i>Pararistolochia macrocarpa</i> (Duch.) Poncy	Aristolochiaceae	mp	GC	X				
709	<i>Pararistolochia mannii</i> (Hook. f.) Keay	Aristolochiaceae	mp	GC	X				
710	<i>Parinari congensis</i> Didr.	Chrysobalanaceae	mP	GC-SZ	X				
711	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae	mp	SZ		X	X		X
712	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Chrysobalanaceae	MP	GC	X			X	
713	<i>Parinari latifolia</i> (Oliv.) Exell	Chrysobalanaceae				X			
714	<i>Parkia bicolor</i> A. Chev.	Mimosaceae	mP	GC	X		X	X	
715	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) Benth.	Mimosaceae	mp	SZ		X	X		X
716	<i>Paspalum conjugatum</i> P. J. Bergius	Poaceae	rh	GC	X				

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
717	<i>Paspalum scobiculatum</i> L. var. lanceolatum de Koning & Sosef	Poaceae	H	GC			X		
718	<i>Paspalum scobiculatum</i> L. var. scrobiculatum	Poaceae	H	GC-SZ			X		
719	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	Poaceae	rh	GC	X		X		
720	<i>Passiflora foetida</i> L.	Passifloraceae	np	GC	X				
721	<i>Paullinia pinnata</i> L.	Sapindaceae	mp	GC-SZ	X	X	X	X	X
722	<i>Pauridiantha afzelii</i> (Hiern) Bremek.	Rubiaceae	mp	GC	X				
723	<i>Pavetta corymbosa</i> (DC.) F. N. Williams var. corymbosa	Rubiaceae	mp	GC-SZ				X	
724	<i>Pavetta ixorifolia</i> Bremek.	Rubiaceae	np	GC				X	
725	<i>Peltophorum dasyrrhachis</i> (Miq.) Kurz ex Bak.	Caesalpiniaceae	mp	i			X		
726	<i>Peltophorum pterocarpum</i> (DC.) Backer	Caesalpiniaceae	mp	i			X		
727	<i>Penianthus patulinervis</i> Hutch. et Dalz.	Menispermaceae	np	GCW				X	
728	<i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin.	Poaceae	Th	GC-SZ		X			
729	<i>Pennisetum polystachion</i> (L.) Schult.	Poaceae	Th	GC-SZ	X				
730	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	Poaceae	H	GC-SZ	X				
731	<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	Mimosaceae	mP	GC				X	
732	<i>Pentadesma butyracea</i> Sabine	Clusiaceae	mP	GC-SZ				X	
733	<i>Pentodon pentandrus</i> (Schumach. & Thonn.) Vatke	Rubiaceae	Ch	GC-SZ	X				
734	<i>Pergularia daemia</i> (Forssk.) Chiov.	Asclepiadaceae	mp	GC	X		X	X	X
735	<i>Pericopsis laxiflora</i> (Benth) Meeuv	Fabaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
736	<i>Periploca nigrescens</i> Afzel.	Periplocaceae	mp	GC	X		X	X	X
737	<i>Periploca</i> sp	Periplocaceae	GC			X			
738	<i>perotis</i> sp	Poaceae				X			
739	<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae	mp	i	X				
740	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben	Lecythidaceae	MP	GC	X			X	
741	<i>Phaulopsis ciliata</i> (Willd.) Hepper	Acanthaceae	np	GC-SZ	X		X		X
742	<i>Philenoptera cyanescens</i> (Schumach. & Thonn.) Roberty	Fabaceae	mP	GC-SZ	X				X
743	<i>Phoenix reclinata</i> Jacq.	Areaceae	mp	GC-SZ			X		

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
744	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn.	Euphorbiaceae	np	GC		X			
745	<i>Phyllanthus muellerianus</i> (Kuntze) Exell	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ	X		X	X	
746	<i>Phyllanthus reticulatus</i> Poir. var. <i>glaber</i> Muell. Arg.	Euphorbiaceae	np	GC-SZ				X	
747	<i>Phyllanthus urinaria</i> L.	Euphorbiaceae	np	GC	X	X	X		X
748	<i>Phyllocosmus africanus</i> (Hook. f.) Klotzsch	Ixonanthaceae	mP	GC	X			X	
749	<i>Physalis angulata</i> L.	Solanaceae	Th	GC-SZ	X				
750	<i>Picralima nitida</i> (Stapf) T. Durand & H. Durand	Apocynaceae	mp	GC	X			X	
751	<i>Piliostigma thonningii</i> (Schum.) Millne-Redhead	Caesalpiniaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
752	<i>Piper guineense</i> Schumach. & Thonn.	Piperaceae	mp	GC	X			X	
753	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook. f.) Brenan	Mimosaceae	MP	GC	X			X	
754	<i>Pisonia aculeata</i> L.	Nyctaginaceae	mP	GC	X				
755	<i>Placodiscus bancoensis</i> Aubrév. & Pellegr.	Sapindaceae	mp	GCW				X	
756	<i>Placodiscus oblongifolius</i> J. B. Hall	Sapindaceae	mp	GCW	X			X	
757	<i>Platyцерium stemaria</i> (P. Beauv.) Desv.	Polypodiaceae	Ep	GC				X	
758	<i>Platysepalum hirsutum</i> (Dunn) Hepper	Fabaceae	mP	GCW	X				
759	<i>Pleiocarpa mutica</i> Benth.	Apocynaceae	mp	GC				X	
760	<i>Pleioceras barteri</i> Baill.	Apocynaceae	mp	GC	X			X	
761	<i>Plesiatropha paniculata</i> (Pax) Breteler	Euphorbiaceae	mp	GC	X				
762	Poaceae 1	Poaceae					X		
763	Poaceae 2	Poaceae					X		
764	<i>Polliа condensata</i> C. B. Clarke	Commelinaceae	np	GC	X				
765	<i>Polyalthia oliveri</i> Engl.	Annonaceae	mp	GC	X			X	
766	<i>Polyceratocarpus parviflorus</i> (Baker f.) Ghesq.	Annonaceae	mp	GC	X				
767	<i>Polygala arenaria</i> Willd.	Polygalaceae	Th	GC-SZ					X
768	<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	Polygonaceae	np	GC-SZ	X				
769	<i>Pothomorphe umbellata</i> (L.) Miq.	Piperaceae	np	GC	X				
770	<i>Pouteria alnifolia</i> (Bak.) Roberty	Sapotaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
771	<i>Pouteria aningeri</i> Baehni	Sapotaceae	MP	GC	X				

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
772	<i>Pouzolzia guineensis</i> Benth.	Urticaceae	np	GC	X				
773	<i>Premna grandifolia</i> A. Meeuse	Verbenaceae	np	GCi			X		
774	<i>Premna hispida</i> Benth.	Verbenaceae	mp	GCW			X		
775	<i>Premna quadrifolia</i> Schum. & Thonn.	Verbenaceae	np	GC-SZ			X		X
776	<i>Prionostemma unguiculata</i> (Loes.) N. Hallé	Hippocrateaceae	mP	GC	X			X	X
777	<i>Protea madiensis</i> Oliv. Subsp. Occidentalis (Beard) Chisumpa & Brummitt	Proteaceae	mp	SZ					X
778	<i>Pseudarthria hookeri</i> Wight & Arn.	Fabaceae	np	SZ		X	X		X
779	<i>Pseuderanthemum tunicatum</i> (Afzel.) Milne-Redh.	Acanthaceae	mp	GC	X				
780	<i>Pseudocedrela kotschyi</i> (Schweinf.) Harms	Meliaceae	mp	SZ		X	X		X
781	<i>Pseudospondias microcarpa</i> (A. Rich.) Engl.	Anacardiaceae	mP	GC-SZ	X		X		
782	<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	mp	GC-SZ	X				
783	<i>Psilanthus mannii</i> Hook. f.	Rubiaceae	mp	GC	X				
784	<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach var. febrifugum	Hypericaceae	np	GC-SZ			X		X
785	<i>Psychotria calceata</i> E. M. A. Petit	Rubiaceae	ph	GC	X				
786	<i>Psychotria peduncularis</i> (Salisb.) Steyerm.	Rubiaceae	mp	GC				X	
787	<i>Psychotria psychotrioides</i> (DC.) Roberty	Rubiaceae	mp	GC-SZ	X				
788	<i>Psydrax horizontalis</i> (Schumach.) Bridson	Rubiaceae	mp	GC-SZ	X				X
789	<i>Psydrax subcordata</i> (DC.) Bridson	Rubiaceae	mP	GC	X			X	
790	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Dennstaedtiaceae	Gr	GC	X			X	
791	<i>Pteris marginata</i> Bory	Adiantaceae	H	GC					X
792	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir .	Fabaceae	mp	SZ		X	X		X
793	<i>Pterocarpus santalinoides</i> DC.	Fabaceae	mp	GC-SZ	X		X		
794	<i>Pterygota bequaertii</i> De Wild.	Sterculiaceae	MP	GC	X			X	
795	<i>Pterygota macrocarpa</i> K. Schum.	Sterculiaceae	MP	GC	X				
796	<i>Ptychopetalum anceps</i> Oliv.	Olacaceae	np	GC				X	
797	<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	Fabaceae	mp	i	X			X	
798	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb.	Myristicaceae	MP	GC	X			X	

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
799	<i>Pycnanthus dinklagei</i> Warb.	Myristicaceae	mP	GCW				X	
800	<i>Pyrenacantha acuminata</i> Engl.	Icacinaceae	np	GC	X			X	X
801	<i>Pyrenacantha vogeliana</i> Baill.	Icacinaceae	np	GC	X			X	
802	<i>Raphia hookeri</i> G. Mann & H. Wendl.	Arecaceae	mp	GC	X			X	
803	<i>Raphia sudanica</i> A. Chev.	Arecaceae	mp	SZ			X		
804	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	mp	GC-SZ	X			X	
805	<i>Rhabdophyllum affine</i> (Hook. f.) Tiegh.	Ochnaceae						X	
806	<i>Rhaphidophora africana</i> N. E. Br.	Araceae	mP	GC				X	
807	<i>Rhaphiostylis beninensis</i> (Planch.) Benth.	Icacinaceae	mp	GC	X			X	
808	<i>Rhaphiostylis ferruginea</i> Engl.	Icacinaceae	mp	GC				X	
809	<i>Rhaphiostylis preussii</i> Engl.	Icacinaceae	mp	GC				X	
810	<i>Rhigiocarya racemifera</i> Miers	Menispermaceae	mp	GC	X			X	
811	<i>Rhynchosia nyasica</i> Bak.	Fabaceae	np	GC-SZ		X	X		X
812	<i>Rhynchosia pycnostachya</i> (DC.) Meikle	Fabaceae	mp	GC	X				X
813	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	Cyperaceae	H	GC-SZ			X		
814	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Heckel	Euphorbiaceae	mP	GC	X				X
815	<i>Rinorea breviracemosa</i> Chipp	Violaceae	np	GC	X				
816	<i>Rinorea ilicifolia</i> (Oliv.) Kuntze	Violaceae	mp	GC	X				
817	<i>Rinorea oblongifolia</i> (C. H. Wright) Chipp	Violaceae	mp	GC	X			X	
818	<i>Rinorea welwitschii</i> (Oliv.) Kuntze	Violaceae	np	GC	X			X	
819	<i>Ritchiea capparoides</i> (Andrews) Britten	Capparidaceae	np	SZ	X		X		X
820	<i>Robynsia glabrata</i> Hutch.	Rubiaceae	mP	GC				X	
821	<i>Rothmannia hispida</i> (K. Schum.) Fagerl.	Rubiaceae	mp	GC	X			X	
822	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae	mp	GC	X		X		X
823	<i>Rothmannia urcelliformis</i> (Hiern) Robyns	Rubiaceae	mp	GC	X				
824	<i>Rottboellia cochinchinensis</i> (Lour.) Clayton	Poaceae	Th	GC-SZ	X		X		
825	<i>Rourea coccinea</i> (Schumach. & Thonn.) Benth.	Connaraceae	mp	GC	X			X	X
826	<i>Rourea minor</i> (Gaertn.) Alston	Connaraceae	MP	GC-SZ	X				X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
827	<i>Rourea thomsonii</i> (Baker) Jongkind	Connaraceae	mp	GC	X				
828	<i>Ruthalicia eglandulosa</i> (Hook. f.) C. Jeffrey	Cucurbitaceae	mp	GC	X				
829	<i>Rutidea membranacea</i> Hiern	Rubiaceae	mp	GC	X			X	
830	<i>Rutidea parviflora</i> DC.	Rubiaceae	mp	GC-SZ			X		
831	<i>Rytigynia canthioides</i> (Benth.) Robyns	Rubiaceae	mp	GC	X		X		
832	<i>Rytigynia umbellulata</i> (Hiern) Robyns	Rubiaceae	mp	GC					X
833	<i>Saba comorensis</i> (Bojer) Pichon	Apocynaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
834	<i>Saba senegalensis</i> var. <i>glabriflora</i> (Hua) Pichon	Apocynaceae	mp	SZ					X
835	<i>Sabicea discolor</i> Stapf	Rubiaceae	mp	GCW	X		X	X	X
836	<i>Sabicea ferruginea</i> (G. Don) Benth.	Rubiaceae	mp	GCW				X	
837	<i>Sabicea rosea</i> Hoyle	Rubiaceae	mp	GC					X
838	<i>Sabicea venosa</i> Benth.	Rubiaceae	mp	GCW				X	X
839	<i>Salacia chlorantha</i> Oliv.	Hippocrateaceae	mp	GC	X				
840	<i>Salacia debilis</i> (G. Don) Walp.	Hippocrateaceae	mp	GC	X		X	X	X
841	<i>Salacia elegans</i> Oliv.	Hippocrateaceae	mp	GC	X			X	
842	<i>Salacia erecta</i> (G. Don) Walp.	Hippocrateaceae	mp	GC	X		X	X	X
843	<i>Salacia lateritia</i> N. Hallé	Hippocrateaceae	mp	GC	X			X	
844	<i>Salacia leonensis</i> Hutch. & M. B. Moss	Hippocrateaceae	mp	GC	X				
845	<i>Salacia miegei</i> N. Halle	Hippocrateaceae	mp	GCi					X
846	<i>Salacia nitida</i> (Benth.) N. E. Br.	Hippocrateaceae	mp	GC					X
847	<i>Salacia owabiensis</i> Hoyle	Hippocrateaceae	mp	GC	X	X		X	
848	<i>Salacia staudtiana</i> Loes.	Hippocrateaceae	mp	GC	X				
849	<i>Salacia staudtiana</i> var. <i>leonensis</i> Loes.	Hippocrateaceae	mp	GC					X
850	<i>Salacia stuhlmanniana</i> Loes.	Hippocrateaceae	mp	GC					X
851	<i>Salacia uregaensis</i> R. Wilczek	Hippocrateaceae	mp	GC	X				
852	<i>Salacia zenkeri</i> Loes.	Hippocrateaceae	mp	GC				X	
853	<i>Sansevieria liberica</i> Gérôme & Labr.	Dracaenaceae	Gr	GC-SZ		X			
854	<i>Santaloides afzelii</i> (R. Br.ex Planch.) Schellenb.	Connaraceae	MP	GC-SZ					X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
855	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E. A. Bruce	Rubiaceae	mp	GC-SZ	X	X	X		
856	<i>Scadoxus multiflorus</i> (Martyn) Raf	Amaryllidaceae						X	
857	<i>Scadoxus multiflorus</i> (Martyn) Raf.	Amaryllidaceae	G	GC-SZ					X
858	<i>Schrebera arborea</i> A. Chev.	Oleaceae	mP	GC			X		X
859	<i>Schwenckia americana</i> Linn.	Solanaceae	np	GC-SZ			X		
860	<i>Scleria boivinii</i> Steud.	Cyperaceae	mp	GC	X		X	X	
861	<i>Scleria depressa</i> (C. B. Clarke) Nelmes	Cyperaceae	np	GC-SZ	X		X		
862	<i>Scleria mikawana</i> Makino	Cyperaceae	Th	GC-SZ					X
863	<i>Scleria naumanniana</i> Boeck.	Cyperaceae	Gr	GC-SZ					X
864	<i>Sclerocroton carterianus</i> (J. Léonard) Kruijt & Roebers	Euphorbiaceae	np	GCW					X
865	<i>Scoparia dulcis</i> L.	Scrophulariaceae	np	GC-SZ			X		
866	<i>Scottellia klaineana</i> Pierre	Flacourtiaceae	MP	GC	X			X	
867	<i>Secamone afzelii</i> (Schult.) K. Schum.	Asclepiadaceae	mp	GC	X		X	X	X
868	<i>Secamone punctulata</i> Decne.	Asclepiadaceae	mp	GC					X
869	<i>Sesamum radiatum</i> Schum. & Thonn.	Pedaliaceae	H	GC			X		
870	<i>Setaria barbata</i> (Lam.) Kunth	Poaceae	H	GC	X	X	X		X
871	<i>Setaria megaphylla</i> (Steud.) T. Durand & Schinz	Poaceae	H	GC	X		X		X
872	<i>Sherbournia calycina</i> (G. Don) Hua	Rubiaceae	np	GC				X	
873	<i>Sida acuta</i> Burm. f.	Malvaceae	np	GC	X	X	X		
874	<i>Sida cordifolia</i> Linn.	Malvaceae	np	GC-SZ		X			
875	<i>Sida corymbosa</i> R. E. Fr.	Malvaceae	np	GC	X				
876	<i>Sida garckeana</i> Pol.	Malvaceae	np	GC			X		
877	<i>Sida linifolia</i> Juss. ex Cav.	Malvaceae	np	GC-SZ			X		
878	<i>Sida rhombifolia</i> Linn.	Malvaceae	np	GC		X	X		
879	<i>Sida urens</i> Linn.	Malvaceae	np	GC			X		X
880	<i>Simirestis dewildemanni</i> N. Hallé	Hippocrateaceae	mp	GC			X		
881	<i>Smeathmannia pubescens</i> R. Br.	Passifloraceae	mp	GC	X				
882	<i>Smilax anceps</i> Willd.	Smilacaceae	mp	GC-SZ	X		X	X	X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
883	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solanaceae	np	GC	X				
884	<i>Solanum distichum</i> Schumach. & Thonn.	Solanaceae	np	GC-SZ	X				
885	<i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae	mp	GC	X				
886	<i>Solanum lycopersicum</i> L.	Solanaceae	Th	GC	X				
887	<i>Solanum melongena</i> L.	Solanaceae	mp	GC-SZ	X				
888	<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Solanaceae	mp	GC	X				
889	<i>Solanum torvum</i> Sw.	Solanaceae	mp	i	X				
890	<i>Sorindeia juglandifolia</i> (A. Rich.) Planch. ex Oliv.	Anacardiaceae	mp	SZ					X
891	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Bignoniaceae	mp	GC	X		X		X
892	<i>Spermacoce ruelliae</i> DC.	Rubiaceae	Th	GC-SZ			X		
893	<i>Spermacoce verticillata</i> L.	Rubiaceae	np	GC-SZ		X	X		
894	<i>Sphaeranthus senegalensis</i> auct.	Asteraceae	h	GC	X				
895	<i>Spigelia anthelmia</i> L.	Loganiaceae	Th	GC	X		X		
896	<i>Spilanthes uliginosa</i> Sw.	Asteraceae	Th	GC-SZ	X				
897	<i>Spondianthus preussii</i> Engl. var. <i>preussii</i>	Euphorbiaceae	mP	GC				X	
898	<i>Spondias mombin</i> L.	Anacardiaceae	mp	GC-SZ	X		X		X
899	<i>Sporobolus festivus</i> Hochst. ex A. Rich.	Poaceae	H	GC-SZ					X
900	<i>Sporobolus pyramidalis</i> P. Beauv.	Poaceae	H	GC-SZ		X	X		
901	<i>Stephania dinklagei</i> (Engl.) Diels	Menispermaceae	mp	GC	X				
902	<i>Sterculia rhinopetala</i> K. Schum.	Sterculiaceae	MP	GC	X				
903	<i>Sterculia setigera</i> Del.	Sterculiaceae	mp	SZ					X
904	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Sterculiaceae	mp	GC-SZ	X		X	X	
905	<i>Stereospermum acuminatissimum</i> K. Schum.	Bignoniaceae	MP	GC	X				
906	<i>Streblus usambarensis</i> (Engl.) C. C. Berg	Moraceae	mp	GC	X				X
907	<i>Strephonema pseudocola</i> A. Chev.	Combretaceae	mP	GCW				X	
908	<i>Streptogyna crinita</i> P. Beauv.	Poaceae	Gr	GC	X			X	X
909	<i>Striga hermonthica</i> (Delile) Benth.	Scrophulariaceae	Par	SZ		X			X
910	<i>Strombosia pustulata</i> Oliv.	Olacaceae	mP	GC	X				

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
911	<i>Strombosia pustulata</i> Oliv. var. <i>lucida</i> (J. Léonard) Vill	Olacaceae	mP	GC				X	
912	<i>Strophanthus gratus</i> (Wall. & Hook.) Baill.	Apocynaceae	mP	GC	X				
913	<i>Strophanthus hispidus</i> DC.	Apocynaceae	mp	GC-SZ	X				X
914	<i>Strophanthus sarmentosus</i> DC.	Apocynaceae	mP	GC-SZ	X		X	X	X
915	<i>Struchium sparganophorum</i> (L.) Kuntze	Asteraceae	np	GC	X		X		
916	<i>Strychnos aculeata</i> Soler.	Loganiaceae	MP	GC	X			X	
917	<i>Strychnos afzelii</i> Gilg	Loganiaceae	MP	GC	X			X	
918	<i>Strychnos camptoneura</i> Gilg & Busse	Loganiaceae	MP	GC	X			X	
919	<i>Strychnos floribunda</i> Gilg	Loganiaceae	mP	GC	X				
920	<i>Strychnos soubrensis</i> Hutch. & Dalziel	Loganiaceae	MP	GC	X				
921	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae	mp	SZ		X	X		X
922	<i>Strychnos usambarensis</i> Gilg	Loganiaceae	mP	GC	X			X	X
923	<i>Stylochaeton hypogaeus</i> Lepr.	Araceae	G	SZ		X	X		X
924	<i>Synedrella nodiflora</i> Gaertn.	Asteraceae	Th	GC	X				
925	<i>Synsepalum brevipes</i> (Baker) T. D. Penn.	Sapotaceae	mp	GC	X				
926	<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. var. <i>guineense</i>	Myrtaceae	mp	GC-SZ		X	X		
927	<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	Apocynaceae	mp	GC				X	
928	<i>Tacazzea apiculata</i> Oliv.	Periplocaceae	mp	GC-SZ	X		X		X
929	<i>Tacca leontopetaloides</i> (L.) Kuntze	Taccaceae	Th			X	X		
930	<i>Talinum triangulare</i> (Jacq.) Willd.	Portulacaceae	np	GC	X				
931	<i>Tamarindus indica</i> L.	Caesalpiniaceae	mp	GC-SZ	X				
932	<i>Tamarindus indica</i> Linn.	Caesalpiniaceae	mp	GC-SZ					X
933	<i>Tapinanthus bangwensis</i> (Engl. & K. Krause) Danser	Loranthaceae	Ep	GC				X	
934	<i>Tapura fischeri</i> Engl.	Dichapetalaceae	mp	GC	X				X
935	<i>Tarrietia utilis</i> (Sprague) Sprague	Sterculiaceae						X	
936	<i>Tectona grandis</i> L. f.	Verbenaceae	mp	i	X	X	X	X	
937	<i>Telosma africana</i> (N. E. Br.) N. E. Br.	Asclepiadaceae	mp	GC					X
938	<i>Tephrosia elegans</i> Schum.	Fabaceae	np	GC-SZ			X		X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
939	<i>Tephrosia vogelii</i> Hook.f.	Fabaceae	np	GC-SZ					X
940	<i>Terminalia albida</i> Sc. Elliot	Combretaceae	mp	SZ					X
941	<i>Terminalia ivorensis</i> A. Chev.	Combretaceae	mp	GC	X			X	
942	<i>Terminalia laxiflora</i> Engl.	Combretaceae	mp	SZ					X
943	<i>Terminalia macroptera</i> Guill. & Perr.	Combretaceae	mp	SZ		X			X
944	<i>Terminalia schimperiana</i> Hochst.	Combretaceae	mp	SZ		X			X
945	<i>Terminalia scimperiana</i> Hochst.	Combretaceae	mp	SZ			X		
946	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	MP	GC	X			X	
947	<i>Tetracera alnifolia</i> Willd. Subsp alnifolia	Dilleniaceae	mp	GC-SZ			X		
948	<i>Tetracera alnifolia</i> Willd. subsp. alnifolia	Dilleniaceae	mp	GC-SZ				X	
949	<i>Tetracera potatoria</i> G. Don	Dilleniaceae	mP	GC-SZ	X				
950	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schumach. & Thonn.) Taub.	Mimosaceae	mp	GC	X			X	X
951	<i>Tetrorchidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	mp	GC	X			X	
952	<i>Thaumatococcus daniellii</i> (Bennet) Benth.	Marantaceae	Gr	GC	X			X	
953	<i>Theobroma cacao</i> L.	Sterculiaceae	mp	i	X				
954	<i>Thonningia sanguinea</i> Vahl	Balanophoraceae	G	GC	X				X
955	<i>Tieghemella heckelii</i> Pierre ex A. Chev.	Sapotaceae	MP	GC				X	
956	<i>Tiliacora dinklagei</i> Engl.	Menispermaceae	MP	GC	X			X	
957	<i>Tiliacora leonensis</i> (Sc. Elliot) Diels	Menispermaceae	mp	GCW			X	X	
958	<i>Tiliacora louisii</i> Troupin	Menispermaceae	mp	GC	X				
959	<i>Toona ciliata</i> M. Roem.	Meliaceae	mP	GC	X				
960	<i>Trachypodium braunianum</i> (K. Schum.) Baker	Marantaceae	mp	GC	X			X	
961	<i>Tragia benthamii</i> Baker	Euphorbiaceae	np	GC	X				X
962	<i>Treulia africana</i> Decne. subsp. africana var. africana	Moraceae	mP	GC				X	
963	<i>Treulia africana</i> Desc.	Moraceae	mP	GC	X				
964	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Ulmaceae	mp	GC-SZ	X	X			
965	<i>Tricalysia bracteata</i> Hiern	Rubiaceae						X	
966	<i>Tricalysia discolor</i> Brenan	Rubiaceae	mp	GCW	X				X

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
967	<i>Tricalysia macrophylla</i> K. Schum.	Rubiaceae	mP	GC	X		X	X	X
968	<i>Tricalysia okelensis</i> Hiern var. <i>okelensis</i>	Rubiaceae	mp	GC-SZ			X		
969	<i>Trichilia emetica</i> Vahl subsp. <i>suberosa</i> J.J.	Meliaceae	mp	SZ		X	X		X
970	<i>Trichilia martineaui</i> Aubrév. & Pellegr.	Meliaceae	mp	GC	X			X	
971	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J. J. de Wilde	Meliaceae	mp	GC	X			X	X
972	<i>Trichilia prieurieana</i> A. Juss.	Meliaceae	mp	GC	X				
973	<i>Trichilia tessmannii</i> Harms	Meliaceae	mP	GC	X			X	
974	<i>Trichoscypha arborea</i> (A. Chev.) A. Chev.	Anacardiaceae	mP	GC	X				
975	<i>Trichoscypha lucens</i> Oliv.	Anacardiaceae	mp	GC	X				
976	<i>Triclisia patens</i> Oliv.	Menispermaceae	mp	GCW	X				
977	<i>Triclisia subcordata</i> Oliv.	Menispermaceae	mp	GC	X		X		X
978	<i>Tridax procumbens</i> L.	Asteraceae	np	i	X	X			
979	<i>Trilepisium madagascariense</i> DC.	Moraceae	mP	GC	X			X	
980	<i>Triplochiton scleroxylon</i> K. Schum.	Sterculiaceae	MP	GC	X				
981	<i>Tristemma coronatum</i> Benth.	Melastomataceae						X	
982	<i>Tristemma hirtum</i> P. Beauv.	Melastomataceae	np	GC	X				
983	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Tiliaceae	np	GC-SZ	X				X
984	<i>Turraea ghanaensis</i> J. B. Hall	Meliaceae	mp	GCW			X		
985	<i>Turraea heterophylla</i> Sm.	Meliaceae	np	GC	X				X
986	<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. ex C. DC.) Pellegr.	Meliaceae	mP	GC				X	
987	<i>Uapaca esculenta</i> A. Chev. ex Aubrév. & Léandri	Euphorbiaceae	mP	GC				X	
988	<i>Uapaca guineensis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mP	GC				X	
989	<i>Uapaca heudelotii</i> Baill.	Euphorbiaceae	mp	GC-SZ				X	
990	<i>Uapaca togoensis</i> Pax	Euphorbiaceae	mP	GC-SZ					X
991	<i>Uncaria africana</i> G. Don	Rubiaceae	mp	GC	X				
992	<i>Uncaria talbotii</i> Wernham	Rubiaceae	mP	GC					X
993	<i>Uraria picta</i> (Jacq.) DC.	Fabaceae	np	GC-SZ					X
994	<i>Urena lobata</i> Linn.	Malvaceae	np	GC-SZ		X	X		

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
995	<i>Urera keayi</i> Letouzey	Urticaceae	np	GC	X			X	
996	<i>Urera oblongifolia</i> Benth.	Urticaceae	mp	GCW				X	
997	<i>Urera obovata</i> Benth.	Urticaceae	np	GCW				X	
998	<i>Urera rigida</i> (Benth.) Keay	Urticaceae	Ep	GC	X			X	
999	<i>Usteria guineensis</i> Willd.	Loganiaceae	mP	GC-SZ					X
1000	<i>Uvaria afzelii</i> Sc. Elliot	Annonaceae	mp	GC			X	X	X
1001	<i>Uvaria chamae</i> P. Beauv.	Annonaceae	mp	GC-SZ	X		X		X
1002	<i>Uvaria tortilis</i> A. Chev. Ex Hutch. & Dalziel	Annonaceae	mp	GCi			X		X
1003	<i>Uvariastrum pierreanum</i> Engl.	Annonaceae	mp	GC	X				X
1004	<i>Uvariadendron occidentale</i> Le Thomas	Annonaceae	mp	GCW	X				
1005	<i>Uvariopsis guineensis</i> Keay	Annonaceae	mp	GCW	X				
1006	<i>Vangueriella vanguerioides</i> (Hiern) Verdc.	Rubiaceae	mp	GCW	X				X
1007	<i>Vangueriopsis spinosa</i> (Schumach. & Thonn.) Hepper	Rubiaceae	mp	GC-SZ	X				
1008	<i>Ventilago africana</i> Exell	Rhamnaceae	MP	GC	X			X	
1009	<i>Vepris verdoorniana</i> (Engl. & Mendonça) Mziray	Rutaceae	mp	GC					X
1010	<i>Vernonia ambigua</i> Kotschy & Peyr.	Asteraceae	Th	SZ	X				X
1011	<i>Vernonia amygdalina</i> Delile	Asteraceae	mp	GC-SZ					X
1012	<i>Vernonia cinerea</i> (L.) Less.	Asteraceae	np	GC-SZ	X				
1013	<i>Vernonia doniana</i> DC.	Asteraceae	mp	GCW		X			
1014	<i>Vernonia guineensis</i> Benth. Var guineensis	Asteraceae	H	SZ		X	X		X
1015	<i>Vigna sp</i>	Fabaceae	np	GC-SZ					X
1016	<i>Vigna unguiculata</i> (L.) Walp.	Fabaceae	Th	GC-SZ	X				
1017	<i>Vismia guineensis</i> (L.) Choisy	Hypericaceae	mp	GC	X			X	
1018	<i>Vitellaria paradoxa</i> C. F. Gaertn.	Sapotaceae	mp	SZ		X			X
1019	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Verbenaceae	mp	GC-SZ		X	X	X	X
1020	<i>Vitex grandifolia</i> Gürke	Verbenaceae	mp	GC				X	
1021	<i>Vitex madiensis</i> Oliv. Subsp. Madiensis	Verbenaceae	mp	SZ					X
1022	<i>Vitex micrantha</i> Gürke	Verbenaceae	mp	GCW				X	

N°	Espèces	Familles	Types biologiques	Chorologie	Sites				
					FCHS	FCM	FCS	PNB	PNC
1023	<i>Vitex rivularis</i> Gürke	Verbenaceae	mp	GC	X			X	
1024	<i>Voacanga thouarsii</i> Roem. & Schult.	Apocynaceae	mp	GC-SZ	X				
1025	<i>Wahlenbergia</i> sp	Campanulaceae							X
1026	<i>Waltheria indica</i> Linn.	Sterculiaceae	np	GC-SZ			X		X
1027	<i>Warneckea guineensis</i> (Keay) Jac.-Fél.	Melastomataceae	mp	GC				X	
1028	<i>Whitfieldia colorata</i> Stapf	Acanthaceae	np	GCW	X				
1029	<i>Whitfieldia lateritia</i> Hook.	Acanthaceae	np	GCW	X				
1030	<i>Wissadula amplissima</i> (Linn.) R.E. Pries var. <i>rostrata</i> (Schumach. & Thonn.)	Malvaceae	np	SZ			X		
1031	<i>Wissadula rostrata</i> (Schumach.) Hook. f.	Malvaceae	np	SZ					X
1032	<i>Xanthosoma mafaffa</i> Schott	Araceae	H	i	X				
1033	<i>Ximenia americana</i> Linn.	Olacaceae	mp	GC-SZ					X
1034	<i>Xylia evansii</i> Hutch.	Mimosaceae	mp	GCW	X				
1035	<i>Xylopiac acutiflora</i> (Dunal) A. Rich.	Annonaceae	mp	GC	X				
1036	<i>Xylopiac parviflora</i> (A. Rich.) Benth.	Annonaceae	mp	GC-SZ	X			X	
1037	<i>Xylopiac quintasii</i> Engl. & Diels	Annonaceae	mP	GC	X			X	
1038	<i>Xylopiac villosa</i> Chipp	Annonaceae	mP	GC	X			X	
1039	<i>Zanthoxylum gillettii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	Rutaceae	MP	GC	X			X	
1040	<i>Zanthoxylum leprieurii</i> Guill. & Perr.	Rutaceae	mp	GC-SZ			X		X
1041	<i>Zanthoxylum rubescens</i> Hook. f.	Rutaceae	mp	GC				X	
1042	<i>Zanthoxylum Zanthoxyloides</i> (Lam.) Zepern. & Timler	Rutaceae	mp	GC-SZ		X	X		X
1043	<i>Zea mays</i> L.	Poaceae	Th	GC-SZ	X				
1044	<i>Zehneria capillacea</i> (Schum.) Jeffrey	Cucurbitaceae	np	GC			X		
1045	<i>Zehneria capillacea</i> (Schumach.) C. Jeffrey	Cucurbitaceae	np	GC	X				

PNC = Parc National de la Comoé, FCK = forêt classée de Kokondékro, FCM = forêt classée de Mafa, FCS = forêt classée de Soungourou, FCHS = forêt classée du Haut-Sassandra, PNM = Parc National de la Marahoué et PNB = Parc National du Banco, X = présence de l'espèce dans le milieu.

PUBLICATIONS

- Kouakou A. T. M.**, Assalé A. A. Y. & Barima Y. S. S. (2018). Impact des pressions anthropiques sur la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Tropicultura*, 36(2) : 155-170.
- Kouakou A. T. M.**, Barima Y. S. S., Konaté S., Bamba I., Kouadio Y. J. & Bogaert Y. (2017). Gestion des forêts domaniales en période de conflits : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 11(1) : 333-349.
- Kouakou A. T. M.** Barima Y. S. S., Kouakou K. A., Kouamé N. F. & Kouadio Y. J. (2015). Forest dynamics in armed conflicts period in classified forest of Haut-Sassandra (Ivory Coast). *American Journal of Life Sciences*, 3(5): 375-382.
- Barima Y. S. S., **Kouakou A. T. M.**, Bamba I., Sangne Y. C., Godron M., Andrieu J. & Bogaert J. (2016). Cocoa crops are destroying the forest reserves of the classified forest of HautSassandra (Ivory Coast). *Global Ecology and Conservation*, 8 : 85-98.
- Barima Y. S. S., **Kouakou A. T. M.** & Bamba I. (2016). Configuration d'une forêt domaniale soumise à des pressions anthropiques en côte d'ivoire : cas du Nord de la forêt classée du Haut-Sassandra. *Revue ivoirienne des sciences et technologie*, 28 : 190 – 215.
- Barima Y. S., Kouakou K. A., **Kouakou A. T. M.**, Sangne Y. C. (2016). A Survey of the Floristic Diversity of the National Park of Marahoué after the Armed Conflicts in Ivory Coast. *Open Journal of Forestry*, 6, 259-268.
- Kouakou K. A., Barima Y. S. S., **Kouakou A. T. M.**, Sangne Y. C., Bamba I., Kouamé N. F. (2015). Diversité végétale post-conflits armés de la Forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, 26(2) : 4058-4071

Impact des pressions anthropiques sur la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-ouest de la Côte d'Ivoire)

A.T.M. Kouakou ^{1*}, A.A.Y. Assale ¹ & Y.S.S. Barima¹

Keywords: Armed conflict- Degradation- Floristic diversity- Remote sensing- Haut-Sassandra- Côte d'Ivoire

Résumé

La forêt classée du Haut-Sassandra située dans le Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire est soumise à une forte anthropisation depuis les conflits politico-militaires de l'année 2002. Cette étude vise à quantifier les dégradations dans les zones nord, centre et sud de cet espace domaniale dans ses zones nord, centre et sud. Pour atteindre cet objectif, une analyse de la dynamique spatio-temporelle des trois zones a été faite à partir de cinq images Landsat datant de 1990, 1997, 2002, 2006 et 2013. Elle a été complétée par un inventaire floristique de chacune d'entre elles. Les résultats montrent que les conversions du couvert forestier des trois zones se sont déroulées pendant la période des conflits avec des taux de régression de plus de 50%. Au niveau floristique, 622 espèces végétales réparties entre 410 genres et 104 familles ont été recensées dans l'ensemble des trois zones. Le Nord et le Centre diffèrent significativement du Sud de par la richesse spécifique moyenne. La flore inventoriée diffère généralement d'une zone à une autre en fonction des facteurs de dégradation, avec une plus grande diversité dans les cacaoyères. Cependant, cette flore, bien que diversifiée, ne présente pas de similitude avec celle des reliques forestières encore présentes dans la forêt classée du Haut-Sassandra.

Summary

Impact of Anthropogenic Pressures on the Flora of the Haut-Sassandra Classified Forest (Central-West of Côte d'Ivoire)

The classified forest of Haut-Sassandra located in the center-west of Ivory Coast is subjected to a strong anthropization since the politico-military conflicts of the year 2002. This study aims to quantify the degradation in the northern, central and southern zones of this domain. To achieve this, a spatiotemporal analysis of the dynamics of the three zones was made based on five Landsat images from 1990, 1997, 2002, 2006 and 2013. It was supplemented by a floristic inventory of each zone. The results show that forest cover conversions of the three zones occurred during the conflict period with regression rates of more than 50%. At the floristic level, 622 plant species distributed among 410 genera and 104 families were recorded in all three zones. The North and the Center differ significantly from the South by the average specific richness. The inventoried flora generally differs from one zone to another depending on the degradation factors, with a greater diversity in cocoa plantations. However, this flora, although diversified, does not have any similarity with that of the forest relics still present in the classified forest of Haut-Sassandra.

¹Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire
*Auteur correspondant: Email: tamiakouakou01@gmail.com

Introduction

Un des effets environnementaux les plus importants de la déforestation est l'érosion de la biodiversité. En effet, les forêts tropicales renferment une large part de la diversité spécifique mondiale (28). La diminution des superficies forestières entraîne la diminution de la diversité biologique. Toute activité anthropique a un impact plus ou moins important sur la diversité floristique. Dans le monde, la croissance démographique entraîne une accentuation des pressions anthropiques sur les milieux naturels (30). Ces pressions deviennent de plus en plus importantes dans un environnement de conflits armés dus à des crises politico-militaires. En effet, chaque année, ce sont des conflits qui se font enregistrer depuis déjà plusieurs décennies (7, 17).

En Afrique, Ces conflits politico-militaires existaient depuis l'année 1990 (12), entraînent de lourdes conséquences sociales, économiques et environnementales (11).

De cette dynamique conflictuelle, la Côte d'Ivoire, pays situé en Afrique de l'Ouest n'a pu échapper. Dans ce pays, les conflits politico-militaires ont commencé en 2002 et pris fin en 2011 (22). Ces conflits ont entraînés de lourdes conséquences parmi lesquelles les conséquences d'ordre environnementales aussi bien en milieux urbains qu'en milieux ruraux. Ces conflits n'ont pas épargné les espaces naturels en général et les forêts classées en particulier, parmi lesquelles la Forêt Classée du Haut-Sassandra (FCHS).

Cet espace domaniale a subi au cours de la dernière décennie une forte anthropisation conduisant à sa dégradation selon les travaux de différents auteurs (4, 6, 16, 23).

Ces travaux bien qu'ayant portés sur l'état général de dégradation de la FCHS ne renseignent pas sur l'implication des forces militaires dans la gestion de cet espace domaniale. Pourtant, au cours de cette décennie de crises, la FCHS était administrée dans sa partie Nord par les groupes rebelles à l'autorité gouvernementale et dans la partie Centre et Sud par des forces impartiales. Ainsi, l'information sur l'implication des forces militaires dans la gestion de la FCHS pourraient être importante pour la conservation des ressources naturelles pendant les périodes des conflits armés, en ce sens qu'elles pourraient aider dans les prises de décisions liées au règlement des conflits par la communauté internationale.

De la présence de ces forces militaires internationales découle l'hypothèse suivant laquelle la présence des forces internationales au Centre et au Sud de la FCHS pendant les conflits aurait réduit le niveau de dégradation dans ces zones par rapport à la zone Nord sous administration des groupements rebelles. D'où une étude ciblée de chacune des zones Nord, Centre et Sud.

L'objectif visé par cette étude est donc d'évaluer l'état de dégradation des zones Nord, Centre et Sud de la FCHS pendant la période des conflits dans le but de déterminer l'implication des différentes forces militaires dans la conservation de cette forêt. Il s'agit de façon spécifique de: (i) analyser la dynamique spatio-temporelle de chacune des zones; (ii) analyser la fréquence des types de dégradation de chacune des zones et (iii) déterminer la composition floristique liée à ces dégradations.

Méthodologie

Zone d'étude

Délimitée et classée en 1974, la FCHS se trouve dans la région du Haut-Sassandra, au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, avec pour chef-lieu la ville de Daloa. Ce massif forestier a une superficie de 102 400 ha et est localisé entre 6°51' et 7°24' de latitude Nord et 6°59' et 7°10' de longitude Ouest (25). La FCHS appartient, dans sa majeure partie, à la zone de forêt dense humide semi-décidue à *Celtis* spp. et *Triplochiton scleroxylon* K. Schum, du secteur mésophile de la Côte d'Ivoire (10). La partie nord de la FCHS est une zone de transition entre la forêt dense humide semi-décidue à *Celtis* spp. et *Triplochiton scleroxylon* K. Schum et la forêt dense humide semi-décidue à *Aubrevillea kerstingii* (Harms) Pellegr et *Khaya grandifoliola* C. DC. (20), avec cinq îlots de savane arbustive et arborée à *Panicum phragmitoides* Jacq. au Nord-Ouest. Sa partie Sud appartient à la zone de forêt dense humide semi-décidue à *Celtis* spp. et *Triplochiton scleroxylon* K. Schum et sa partie centrale est parsemée, d'Est en Ouest, de nombreux groupements végétaux sur cuirasses latéritiques dénudées. Le climat de la région est de type subéquatorial à deux saisons dont une saison sèche qui s'étend de novembre à février et une saison des pluies qui part de mars à octobre. La population environnante de la FCHS comprend plusieurs groupes ethniques autochtones et allogènes (31). Le Sud et le Sud-Ouest de la FCHS sont peuplés par les Niaboua. Le Nord et le Nord-Est de la forêt sont habités par les Gouro et les Niédéboua. Cette population environnante de la FCHS s'adonne à l'agriculture de subsistance ainsi qu'à la culture de cacaoyer (*Theobroma cacao* Linn.) et de caféier (*Coffea* sp.) avec une implication de toutes les classes d'âge (5).

Changement dans l'occupation du sol

Pour la détermination des changements dans l'occupation du sol des zones Nord, Centre et Sud, nous avons adopté une approche cartographique à partir de l'imagerie satellitaire. Cinq images multispectrales du satellite Landsat ont été utilisées dont la première date du 28 décembre 1990 du capteur TM, la seconde du 20 juin 1997 du capteur

TM, la troisième et la quatrième respectivement du 13 décembre 2002 et 08 décembre 2006, toutes deux du capteur ETM+ et la cinquième du 19 décembre 2013 du capteur OLI TIR. Ces images présentent une résolution spatiale de 30 m. Le traitement des images a été fait sous les logiciels ENVI 4.3 et ArcGIS 9.3.

Choix des sites, échantillonnage et collecte des données

Pour cette étude, la FCHS a été subdivisée en trois parties couvrant chacune une superficie d'environ 21 km x 19 km correspondant au Nord, au Centre et au Sud (Figure 1). Cette division a été faite sur base des limites de la partition de la Côte d'Ivoire pendant la période des conflits. En effet, pendant cette période la Côte d'Ivoire était divisée en zone non gouvernementale, zone gouvernementale et zone de confiance sous autorité des forces militaires étrangères (Figure 1). La FCHS était située pour sa partie Nord en zone non gouvernementale et le reste en zone de confiance. La partie en zone de confiance a été divisée en deux zones de mêmes dimensions afin de vérifier l'hypothèse d'une possible influence des populations de la zone gouvernementale sur la partie Centre de la FCHS.

L'inventaire des types de dégradation et de la flore a été effectué par la technique du transect linéaire dans chacune des zones suivant un échantillonnage systématique (9).

Dans les différentes zones, cette technique a consisté à tendre 20 fois des cordes de 25 m horizontalement de façon consécutive et rectiligne, à ras du sol, entre deux supports métalliques. 18

transects de 500 m de long et 10 m de large, représentant 360 segments orientés chacun du milieu rural vers l'intérieur de la FCHS dont les points de départ sont illustrés à la figure 1, ont ainsi été installés sur l'ensemble de la FCHS. Pour respecter le caractère aléatoire que doit présenter cet échantillonnage, le point de départ de chaque transect a été choisi au hasard. Au total, sept transects ont été installés dans la zone Nord de la forêt, huit dans la zone méridionale et trois dans sa partie centrale (Figure 1). La collecte des données a été effectuée à l'échelle du segment. Il s'agissait pour chaque transect, de noter tous les types de dégradation et les espèces végétales rencontrées.

Analyse des données

Analyse des types de dégradation et des données floristiques

L'analyse des données de dégradation a commencé par la détermination de la fréquence de chaque type en faisant la somme des présences sur les différents segments.

Ensuite, nous avons déterminé les proportions des segments touchés par chaque type de dégradation dans chacune des zones.

Les dégradations observées ont été réparties en 6 principaux groupes que sont :

- Cacaoyère;
- Exploitation forestière;
- Jachère;
- Culture vivrière;
- Feu de brousse;
- Habitation.

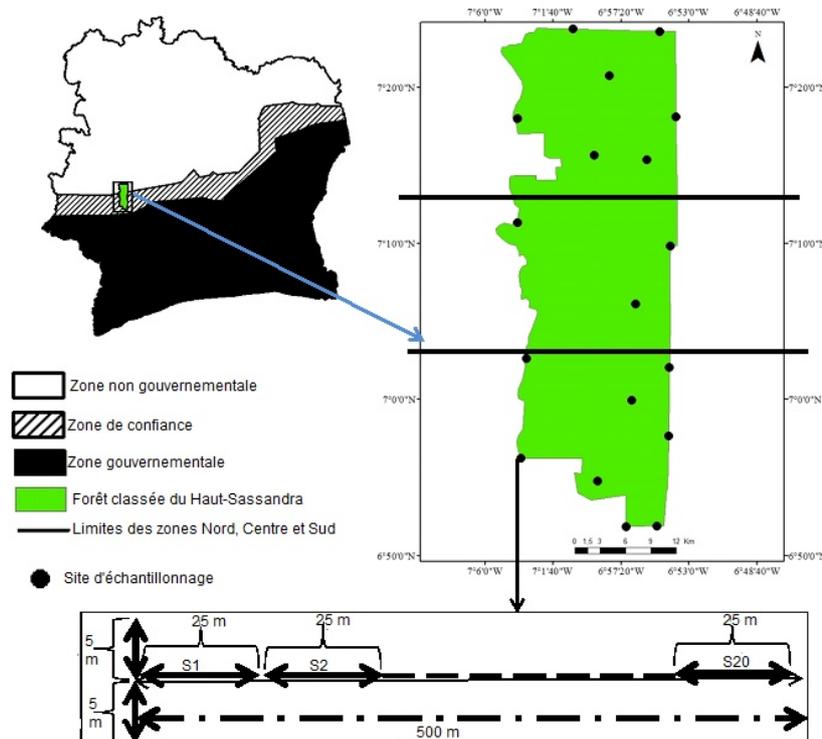


Figure 1: Situation de la Forêt classée du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire, sites de relevé floristiques et des types de dégradation, limites des zones Nord, Centre et Sud au-dessus et illustration d'un transect en dessous.

Cette classification a été faite sur base des travaux effectués dans la FCHS par Barima *et al.* (6), qui stipule que la mise en place des plantations implique plusieurs autres types de dégradation.

Le traitement des données d'inventaires floristiques a consisté à générer le nombre d'espèces, de genres, de familles et les espèces à statut particulier (endémique, rare et vulnérable). La nomenclature suivie est celle de Lebrun et Stock (1991-2010). Les espèces à statut particulier ont été déterminées selon la liste rouge de l'Union International pour la Conservation de la Nature (29), et les données de (3).

Les mesures de hauteur ont été utilisées pour classer les individus échantillonnés en différentes classes de hauteur (en mètre) que sont: [0 - 2[; [2 - 4[; [4 - 8[; [8 - 16[; [16 - 32[et ≥ 32 .

Les principaux types biologiques des espèces ont également été déterminés à partir des travaux (3): chaméphyte (Ch; plante vivace de $0 \text{ m} < \text{hauteur} \leq 0,25 \text{ m}$), épiphyte (Ep), géophyte (G), hémicryptophyte (H), hydrophyte (Hyd), rhéophyte (Rhé), thérophyte (Th), mégaphanérophyte (MP; hauteur $> 32 \text{ m}$), mésophanérophyte (mP; $8 \text{ m} < \text{hauteur} \leq 32 \text{ m}$), microphanérophyte (mp; $2 \text{ m} < \text{hauteur} \leq 8 \text{ m}$) et nanophanérophyte (np; $0,25 \text{ m} < \text{hauteur} \leq 2 \text{ m}$). Pour l'estimation de la diversité dans ces zones, nous avons associé à la richesse spécifique (nombre d'espèces) l'indice de diversité de (24) estimé par l'équation I:

$$H = - \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \quad (I)$$

Où n_i est le nombre d'individus de l'espèce i et N le nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon. Pour analyser la répartition des individus au sein des espèces, l'indice de diversité de Shannon-Wiener a été accompagné de l'indice d'équitabilité de Piélou qui s'obtient suivant l'équation II:

$$E = \frac{H}{\ln S} \quad (II)$$

Pour estimer la ressemblance entre les listes floristiques, nous avons calculé le coefficient de similitude de Sørensen à partir de l'équation III:

$$C_s = \left(\frac{2c}{a+b} \right) \times 100 \quad (III)$$

Où a est le nombre d'espèces de la zone A, b le nombre d'espèces de la zone B et c le nombre d'espèces communes aux deux zones.

Comparaison des données

Les comparaisons ont été réalisées à l'aide du programme Statistica 7.1 (Statsoft.Link. 1984-2005). La normalité des données a été vérifiée à l'aide du test de Kolmogorov Smirnov.

Pour déterminer les différences entre les trois zones au niveau des types de dégradation, nous avons dans un premier temps effectué une analyse de variance (Anova) sur les fréquences des types de dégradation au niveau de chaque zone. Dans un second temps, nous avons effectué une analyse de variance (Anova) entre les trois zones sur les fréquences des types de dégradation.

Toujours pour comparer les zones Nord, Centre et Sud, des tests d'analyse de variance de la moyenne (Aanova) ont également été effectués sur les richesses spécifiques.

Lorsqu'une différence significative est observée après l'analyse de variance, le test de comparaison multiple de Tukey est effectué pour déterminer les groupes homogènes.

Pour une analyse des impacts des dégradations sur la flore, nous avons utilisé une Analyse Factorielle Multiple (AFM). Cette analyse permet d'évaluer les relations entre les listes floristiques et les types de dégradation.

Résultats

Evolution de l'occupation du sol dans les zones Nord, Centre et Sud de la Forêt classée du Haut-Sassandra de 1990 à 2013

L'évolution de l'occupation du sol de 1990 à 2013 montre de manière générale une diminution des surfaces forestières dans chacune des zones (Figure 2). En effet, la classe «forêts», constituait en 1990 la matrice dominante du paysage dans chacune des zones (Figure 2). Cette classe occupait sensiblement les mêmes proportions par rapport à la totalité de la FCHS dans les zones Nord, Centre et Sud avec respectivement 36%, 33% et 29% du paysage (Figure 3). Les classes anthropiques occupaient de faibles proportions dont 0,02%; 0,07% et 0,2% pour la classe «Forêt dégradée-culture» et 0,41%; 0,45% et 0,13% pour la classe «Sol nu-habitat» respectivement pour les zones Nord, Centre et Sud. De 1990 à 1997, chacune des classes a connu une évolution avec une régression pour la classe forestière et une augmentation pour les classes anthropiques. La plus forte régression des superficies forestières a été observée dans la zone Sud (Figure 2) avec un taux de régression de 3,23% (Tableau 1). En 2002, au début des conflits la matrice dans les différentes zones était encore dominée par la forêt (Figure 2) avec une plus grande proportion au Nord qui était de 35,35%. A cette période, les classes anthropiques occupaient toujours de faibles proportions (Figure 3).

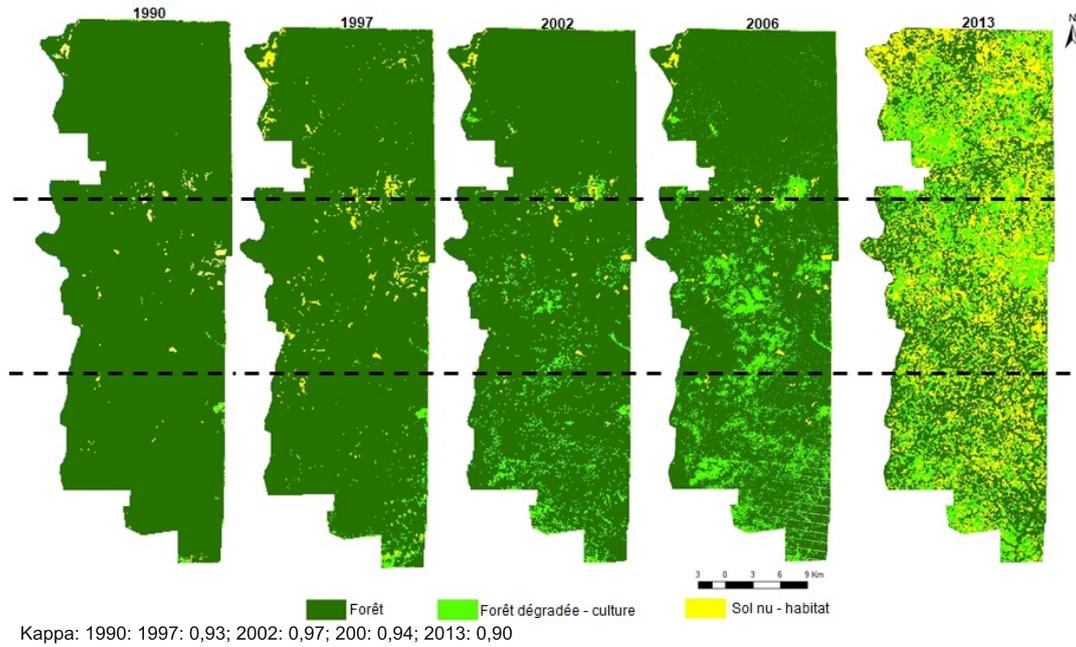
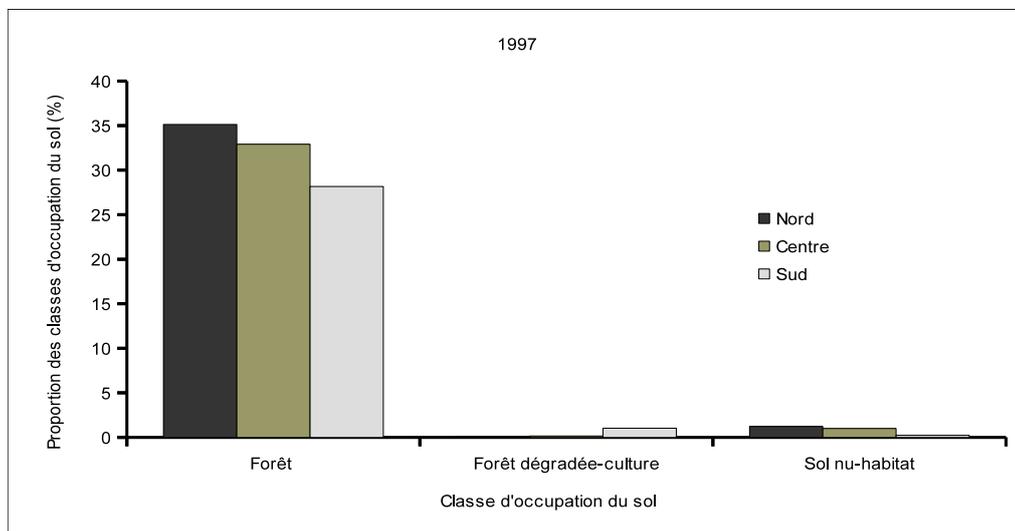
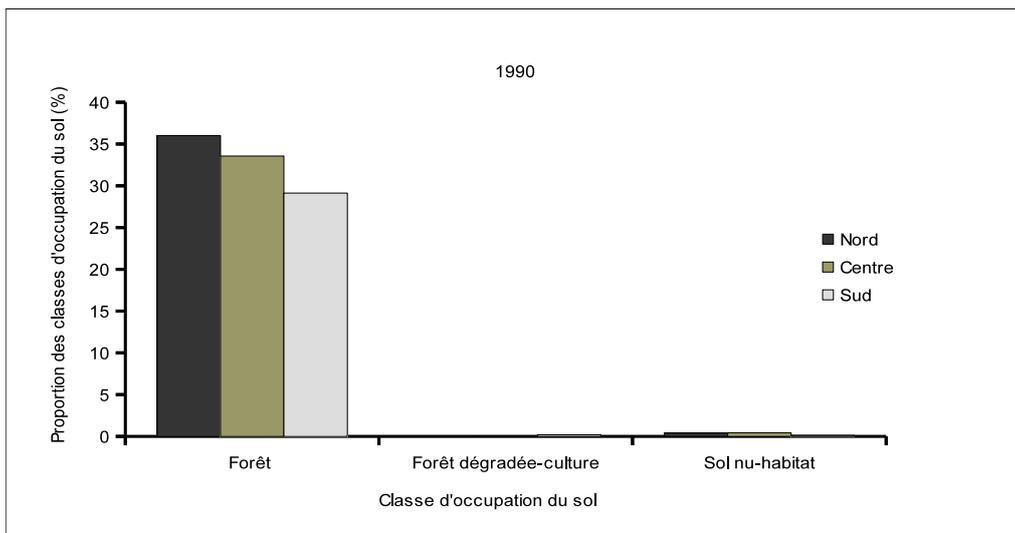


Figure 2: Carte d'occupation du sol de 2002, 2006 et 2013 de la forêt classée du Haut-Sassandra et limite des zones Nord, Centre et Sud.



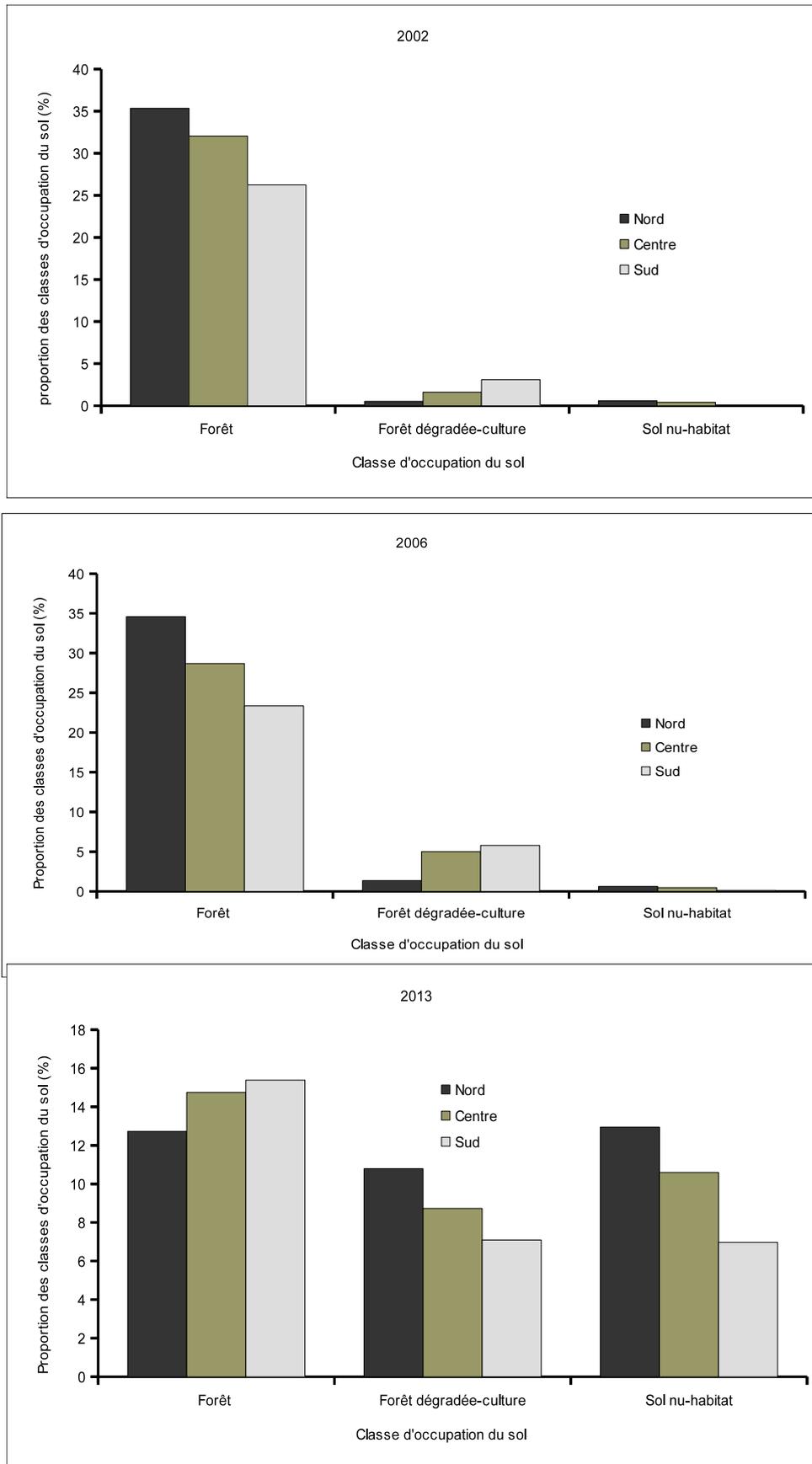


Figure 3: Diagramme des proportions des classes d'occupation du sol des zones Nord, Centre et Sud de la forêt par rapport à la forêt classée du Haut Sassandra en 1990, 1997, 2002, 2006 et 2013.

Tableau 1

Taux d'évolution (%) des superficies des classes d'occupation du sol dans les zones Nord, Centre et Sud de la Forêt classée du Haut-Sassandra.

		1990-1997	1997-2002	2002-2006	2006-2013
NORD	Forêt	-2,36	0,59	-2,42	-63,1
	Forêt dégradée-culture	448,22	435,88	156,97	698,62
	Sol nu-habitat	193,42	-51,15	4,85	1976,68
CENTRE	Forêt	-1,9	-2,62	-10,71	-48,46
	Forêt dégradée-culture	117,47	923,82	209,04	74,7
	Sol nu-habitat	125,03	-58,32	10,62	2179,38
SUD	Forêt	-3,23	-6,78	-11,28	-33,92
	Forêt dégradée-culture	425,9	197,9	85,85	22,97
	Sol nu-habitat	82,87	-63,96	46,07	5379,17

La période 1997-2002 a été marquée de façon générale par une régression des superficies de la classe «Sol nu-habitat» et une augmentation dans la classe «Forêt dégradée-culture» (Tableau 1). Concernant les superficies forestières, la zone Nord a connu une augmentation de 0,59% contrairement aux zones Centre et Sud qui ont connu des régressions respectivement de 2,62 % et 6,78% (Tableau 1). De façon générale, la période d'avant crise allant de 1990 à 2002 a été marquée par une régression des surfaces forestières un peu plus prononcée dans la zone Sud (Tableau 1).

En 2006, Les superficies forestières connurent une légère diminution. Au Nord, de 35,35% du paysage en 2002, les surfaces forestières occupaient en 2006, 34,59% du paysage soit un taux de régression de 2,42% (Tableau 1). Au Centre, les surfaces forestières sont passées de 32,02% à 28,69% (Figure 3) du paysage indiquant un taux de régression de 10,71% (Tableau 1). Au Sud, les surfaces forestières ont également connu une régression de 10% (Tableau 1). La période 2006-2013 a enregistré la plus importante perte des surfaces forestières dans chacune des zones. Le Nord qui était jusqu'en 2006 bien conservé a connu la plus importante perte forestière estimée à 63,10% (Tableau 1). Contrairement à la classe «Forêt», les classes «Forêt dégradée-culture» et « Sol nu-habitat» ont connu sur les mêmes périodes une nette progression. De 2002 à 2006, l'évolution de la classe «Forêt dégradée-culture» indique une augmentation de 156,97% au Nord, 209,04% au Centre et 85,85% au Sud (Tableau 1). Ainsi les superficies de cette classe sont 2 fois et 4 fois plus importantes en 2006 qu'en 2002 respectivement dans les zones Nord et Centre. Sur la même période, la classe «Sol nu-habitat» a connu une augmentation de 4,85% au Nord, 10,62% au Centre et 46,07% au Sud (Tableau 1). Pendant la période 2006-2013, la classe «Forêt dégradée-culture » a connu respectivement 698%, 74% et 22% d'augmentation au Nord, au Centre et au Sud.

Quant à la classe «Sol nu-habitat», les superficies ont augmenté de 1974% au Nord, 2176% au Centre et 5362% au Sud.

Sur la totalité de la période des conflits, la conversion des surfaces forestières semble être plus importante dans la zone Nord (Tableau 1). Ainsi la zone Sud qui était la plus anthropisée pendant la période d'avant conflits occupe à la fin des conflits la plus importante superficie forestière (Figure 3).

Les types de dégradation des zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra

La réduction des surfaces forestières est le fait de différents types de dégradation regroupés en six grands groupes selon la description faite dans la méthodologie. Le pourcentage des segments touchés par chaque type de dégradation ainsi que par la forêt est présenté sur la figure 4. Le tableau 2 présente les fréquences moyennes de chaque dégradation dans chacune des zones.

Au Nord, les cacaoyères constituent les dégradations dominantes avec une fréquence moyenne de 19 suivies des cultures vivrières et des jachères (Tableau 2). Le type le moins rencontré est l'habitat avec une fréquence moyenne de 0,14 tandis que les feux de brousse n'y sont pas représentés. L'analyse de variance sur les fréquences des types de dégradation dans cette zone indique une différence significative ($p < 0,01$). Ces types de dégradations présentent trois différents assemblages. Le premier assemblage est constitué des habitats, des exploitations forestières et des jachères. Le second groupe est constitué des cultures vivrières uniquement et le troisième est représenté par les cacaoyères (Tableau 2). Au Centre de la FCHS la totalité des types de dégradation a été observée (Tableau 2). Comme au Nord, les types de dégradation dominant le paysage au Centre sont: les cacaoyères suivies des cultures vivrières et des jachères (Tableau 2).

Tableau 2
Classification des différents types de dégradation dans chacune des zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra par rapport à leur fréquence.

	Nord	Centre	Sud
Feu de brousse	-	1,33 a	-
Habitat	0,14 a	0,33 a	0,12 a
Exploitation forestière	1,14 a	1,33 a	1,87 ab
Jachère	2,71 a	4,00 a	1,62 ab
Culture vivrière	12,00 b	4,33 a	7,88 bc
cacaoyère	19,00 c	16,00 b	12,50 c

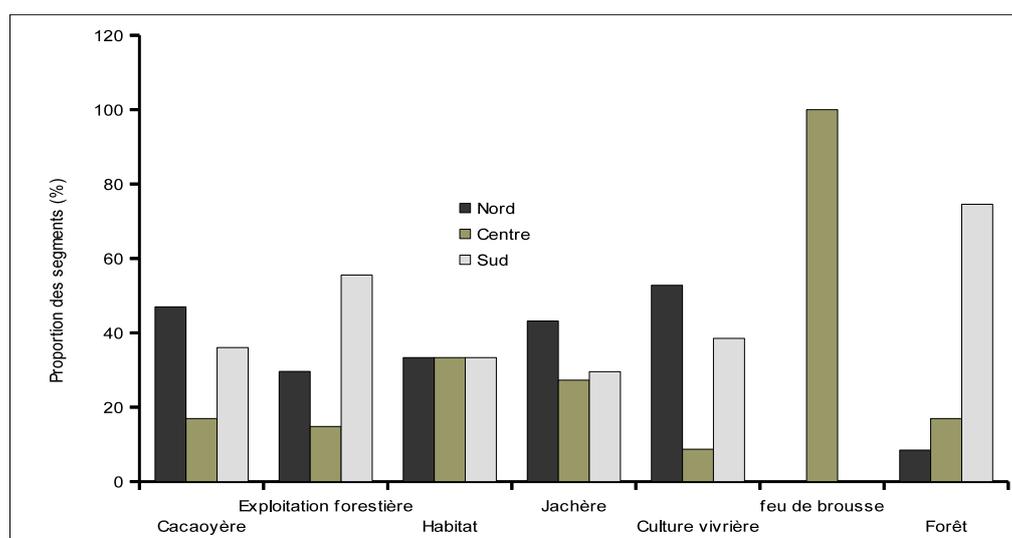


Figure 4: Diagramme des proportions par rapport à l'entierreté de la forêt classée du Haut-Sassandra des segments touchés par chaque type de dégradation et par la forêt.

Les fréquences moyennes présentent une différence significative ($p < 0,01$) donnant lieu à deux groupes dont le premier est constitué des feux de brousses, des habitats, des exploitations forestières et des jachères et le second groupe est constitué des cacaoyères uniquement.

La troisième zone présente également une prépondérance des cacaoyères et des cultures vivrières (Tableau 2). Comme au Nord et au Centre, les moyennes des fréquences des types de dégradation présentent une différence significative ($p < 0,01$) avec deux groupes distincts dont le premier est constitué des habitats et le second des cacaoyères. A ces deux groupes, s'ajoute un groupe intermédiaire constitué des exploitations forestières, des cultures vivrières et des jachères (Tableau 2). Les proportions des segments touchés par chaque dégradation indiquent que le Nord renferme les plus fortes proportions des dégradations liées à l'agriculture.

Ainsi les cacaoyères du Nord occupent 47% du paysage contre 36,04% et 16,96 % respectivement pour le Sud et le Centre. En ce qui concerne les cultures vivrières, le Nord totalise plus de la moitié des segments (Figure 4). Au niveau des jachères, le Nord présente toujours la plus importante proportion et le Centre et le Sud présentent des proportions avec une faible variation (Figure 4).

La variation des proportions des segments touchés par les différentes dégradations indique que le Nord est la zone la plus anthropisée conformément aux analyses cartographiques. Ce constat est confirmé par les comparaisons des moyennes des fréquences des dégradations entre les différentes zones. En effet, l'analyse des variances indique une différence significative entre les dégradations des différentes zones. Les comparaisons multiples donnent lieu à plusieurs groupes homogènes dont les cacaoyères du Nord constituent à elles seules un groupe homogène (Tableau 3).

Tableau 3
Classification des types de dégradation de l'ensemble des zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra par rapport à leur fréquence.

	Nord	Centre	Sud
Feu de brousse	-	1,33 ab	-
Habitat	0,14 a	0,33 ab	0,12 a
Exploitation forestière	1,14 a	1,33 ab	1,87 a
Jachère	2,71 ab	0,17 ab	1,62 a
Culture vivrière	12 cde	4,33 abc	7,875 bcd
Cacaoyère	19 f	16 ef	12,5 de

Composition floristique des zones Nord, centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra

Les relevés de hauteurs ont montré que les zones Nord, Centre et Sud de la FCHS présentent la même structure verticale (Figure 5). Ces zones sont dominées par des individus dont la taille est comprise entre 0 et 2 m. Cependant ces individus sont plus abondants dans la zone Nord. Les individus de taille supérieure ou égale à 32 m sont rares. Ces derniers sont absents de la zone Nord et occupent des proportions de moins de 1% dans les deux autres zones (Figure 5).

La composition floristique des trois zones montre que le sud est la zone la plus diversifiée avec un indice de diversité de Shannon de 5,66 et la plus grande richesse spécifique représentée par 523 espèces réparties en 350 genres et 95 familles (Tableau 4). L'indice d'équitabilité de Pielou indique que les individus sont équitablement réparties dans les espèces dans toutes les zones. Au niveau des espèces à statut particulier, le Sud présente également la plus grande diversité. En effet, cette zone présente la totalité des espèces endémiques de la Côte d'Ivoire recensées dans la FCHS, tandis que le Nord et le Centre présentent respectivement 40% et 20% de ces espèces. Au niveau des espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest, le Sud présente 86,67 % contre 35,56% pour le Nord et 31,11% pour le Sud. Les espèces rares et vulnérables présentent respectivement 87,5% et 86,96% pour le Sud pendant que ces espèces présentent des proportions de moins de 50% dans le Nord et le Centre. Nous notons que le Nord présente une plus grande diversité d'espèces à statut particulier par rapport au Centre (Figure 6).

La comparaison deux à deux des listes floristiques montre que la composition floristique du Nord est semblable à celle du Centre à 62, 76% et à celle du sud à 61,72% (Tableau 5). En ce qui concerne cette similitude, les tests statistiques ont donné une différence significative ($p < 0,05$) entre les zones selon leur richesse spécifique. Ainsi le Nord ne présente pas de différence significative avec le Centre ($p > 0,05$)

mais est différent du Sud ($p < 0,05$). Le Centre et le Sud présentent une différence significative ($p < 0,05$) selon l'analyse de variance pendant que le coefficient de similitude indique une similarité de 55,84% (Tableau 5). Au niveau des types biologiques les trois zones présentent la même composition (Figure 7). En effet, chacune des zones est dominée par les phanérophytes dont les plus importants sont les microphanérophytes avec un nombre d'espèces de 160 au Nord, 142 au Centre et 260 au Sud. Après les microphanérophytes viennent les mesophanérophytes suivis des nanophanérophytes et des mégaphanérophytes (Figure 7).

Type de Dégradation et composition floristique dans les zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut Sassandra

La composition floristique des différents types de dégradation dans chacune des zones est présentée dans le tableau 6. Les indices de diversité indiquent que pour chacune des zones les cacaoyères sont les plus diversifiées et les espèces sont équitablement réparties dans tous les types de dégradation (Tableau 6). Au Nord, les cacaoyères présentent un indice de diversité de 4,90 avec une richesse spécifique de 316 espèces réparties en 231 genres et 78 familles. Bien que les plus diversifiées, les cacaoyères de la zone Nord ne présentent pas le plus grand nombre moyen d'espèces par segment inventorié. A ce niveau, ce sont les exploitations forestières qui viennent en tête avec un nombre moyen de 26 espèces suivi des jachères. Au niveau des espèces à statut particulier ce sont toujours les cacaoyères qui présentent les plus grands nombre avec 2 espèces endémiques de la Côte d'Ivoire, 14 endémiques de l'Afrique de l'Ouest, 6 rares et 11 vulnérables. Les fragments forestiers dans le Nord présentent une diversité moins importante que celle de la majorité des dégradations (Tableau 6). Les indices de similitude montrent que seuls les exploitations forestières ont une flore semblable à celle des fragments forestiers (Tableau 7).

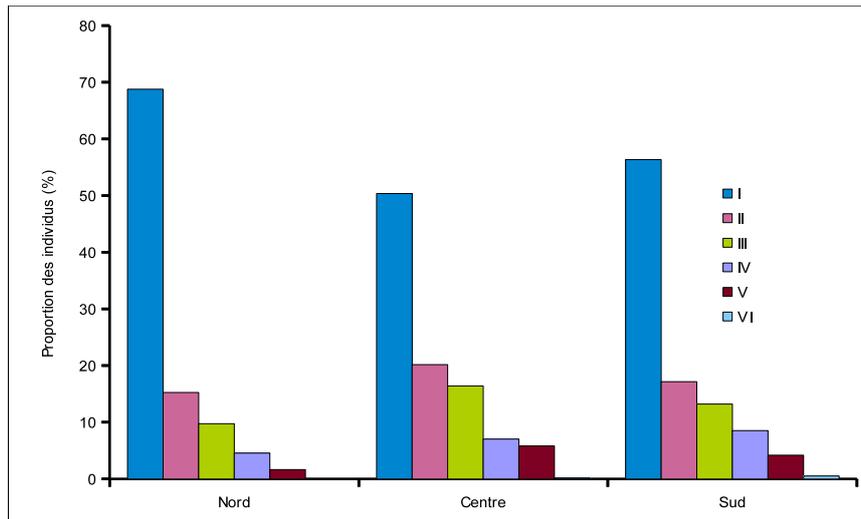


Figure 5: Histogramme de distribution verticale des individus inventoriés dans les zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra.

Tableau 4

Richesse spécifique et générique, nombre de familles et indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou des zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra.

	Nombre d'espèces	Nombre de genre	Nombre de familles	Indice de diversité de Shannon	Équitabilité de Pielou
Nord	326	234	77	4,99	0,86
Centre	289	221	68	5,21	0,92
Sud	523	350	95	5,66	0,9

Tableau 5

Coefficient de similitude de Sorensen entre les zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra.

Similitude de Sorensen		
	nord	centre
centre	62,76	
sud	61,72	55,84

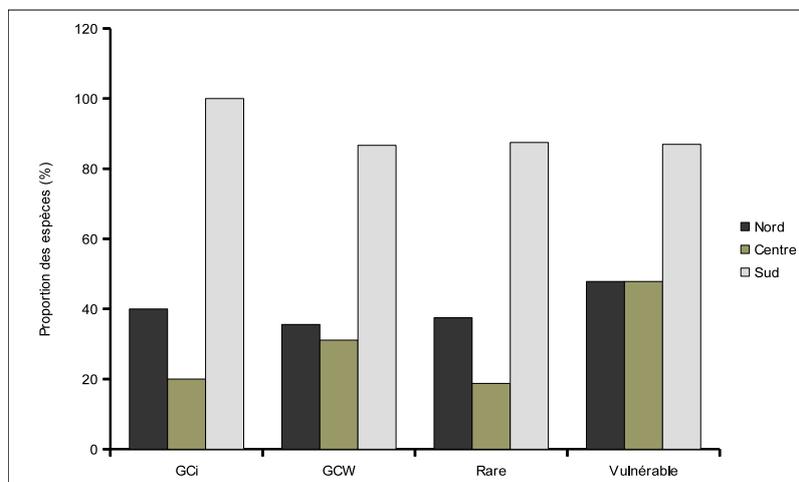


Figure 6: Diagramme des proportions des espèces à statut particulier dans les zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra par rapport au nombre total inventorié de ces espèces.

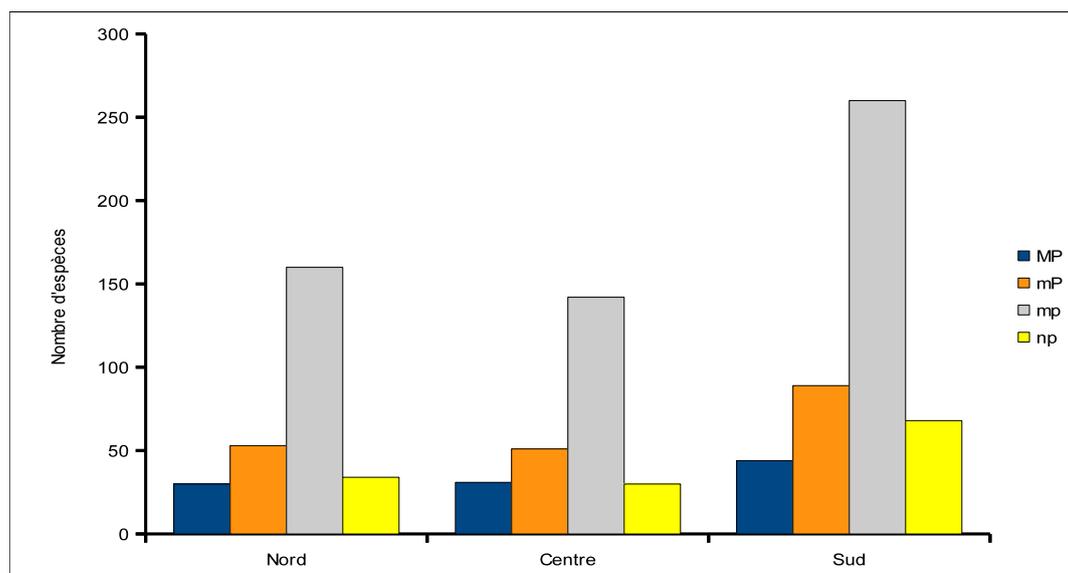


Figure 7: Diagramme des répartitions des types biologiques dans les zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra.

Tableau 5

Richesse floristique des différents types de dégradation dans les zones Nord, Centre et Sud de la forêt cassée du Haut-Sassandra.

		Richesse spécifique	Espèces moyen par segment	Richesse générique	Nombre de familles	Diversité de Shannon	Equitabilité de Pielou	GCI	GCW	RARE	Vulnérable
Nord	Cacaoyère	316	21	231	78	4,9	0,85	2	14	6	11
	Exploitation forestière	119	26	92	43	4,58	0,96	1	7	3	4
	Habitat	15	15	15	12	2,71	1	0	0	0	0
	Jachère	171	25	139	57	4,73	0,92	1	7	2	4
	Culture vivrière	257	20	199	71	4,79	0,86	2	10	4	6
	Forêt	90	23	75	39	4,34	0,96	1	6	3	2
Centre	Cacaoyère	257	17	205	68	5,11	0,92	1	14	3	10
	Exploitation forestière	44	17	44	28	3,64	0,96	1	2	0	0
	Habitat	27	27	24	16	3,29	0,99	0	2	0	0
	Jachère	131	18	113	50	4,73	0,97	1	7	0	7
	Culture vivrière	106	16	91	42	4,36	0,93	1	5	0	3
	Feu de brousse	56	21	50	26	3,91	0,97	1	1	0	1
Sud	Forêt	105	20	92	42	4,49	0,96	1	4	0	1
	Cacaoyère	422	23	293	88	5,47	0,91	4	24	8	17
	Exploitation forestière	199	24	160	58	5,1	0,963	3	12	3	6
	Habitat	13	13	13	11	2,565	1	0	0	1	0
	Jachère	171	27	141	59	4,861	0,945	1	5	3	5
	Culture vivrière	367	24	263	86	5,417	0,917	3	21	8	10
	Forêt	326	23	246	77	5,319	0,919	4	28	8	11

Tableau 6

Coefficient de similitude de Sorensen entre les flores des différents types de dégradation dans les zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra.

	NORD				
	Cacaoyère	Exploitation forestière	Habitat	Jachère	Forêt
Exploitation forestière	49,9				
Habitat	7,8	14			
Jachère	70,3	55,4	11,1		
Forêt	40,6	56,4	7,2	45,4	
Culture vivrière	88,7	47,4	9,7	67,1	43

	CENTRE					
	Cacaoyère	Exploitation forestière	Feu de brousse	Habitat	Jachère	Forêt
Exploitation forestière	27,2					
Feu de brousse	29,4	6				
Habitat	19	2,8	14,5			
Jachère	67,5	32	39,6	25,3		
Forêt	45,3	51	57,1	6,1	45,8	
Culture vivrière	58,4	12	30,9	40,6	53,2	27,5

	SUD				
	Cacaoyère	Exploitation forestière	Habitat	Jachère	Forêt
Exploitation forestière	55,7				
Habitat	6	5,7			
Jachère	53,3	52,4	10,9		
Forêt	63,6	69,3	4,7	45,5	
Culture vivrière	91,8	55,1	6,8	56,1	60,3

Quant aux comparaisons entre les listes floristiques des dégradations, nous notons une similitude entre les cacaoyères, les jachères et les cultures vivrières (Tableau 7).

Comme Au Nord, dans la zone Centre ce sont les espaces cultivés qui présentent les plus grands indices de diversité de Shannon. Ainsi, les cacaoyères présentent un indice de diversité de Shannon de 5,11 suivi des jachères avec un indice de 4,73. Les fragments forestiers semblent moins diversifiés que ceux de la zone Nord et présentent une similarité avec les exploitations forestières et les feux de brousse. Les similitudes entre les listes floristiques sont également notées entre les cacaoyères, les jachères et les cultures vivrières (Tableau 7).

Au niveau de la zone Sud, les fragments forestiers, comme dans le Nord et le Centre ne présentent pas la plus grande diversité floristique mais présentent cependant un nombre important d'espèces à statut particulier (Tableau 6). Les tendances des similitudes entre les fragments forestiers et les dégradations diffèrent de ce qui est observé dans le Nord et le Centre. En effet, la flore des fragments forestiers est similaire à celle des cacaoyères, des exploitations forestières et des jachères (Tableau 7).

Au niveau des dégradations, seuls les habitats ont une flore différente de celle des autres.

L'analyse factorielle multiple indique que les deux premiers axes expliquent 48 % de la variabilité entre les dégradations de l'ensemble de la FCHS. La superposition des dégradations et des zones montre que le Nord et le Centre présentent une grande similitude floristique et les espèces expliquant cette similitude sont fréquemment rencontrées dans les cacaoyères, les jachères, les habitats et les cultures vivrières. Le Sud se démarque du Nord et du Centre et présente une flore dominée par des espèces fréquemment rencontrées dans les fragments forestiers, les feux de brousse et les exploitations forestières.

La classification hiérarchique ascendante des espèces en fonction des dégradations et des zones a donné lieu à 4 classes. La classe 1 est constituée d'espèces essentiellement collectées dans la zone Sud au niveau des cacaoyères et des cultures vivrières. Elle est caractérisée par une espèce endémique de la Côte d'Ivoire (*Hibiscus comoensis*), 8 de l'Afrique de l'Ouest, 4 espèces rares et 8 espèces vulnérables. La seconde classe est constituée d'espèces appartenant essentiellement aux zones Nord et Centre.

Cette classe contient moins d'espèces à statut particulier que la première. Nous y dénombrons 2 espèces rares (*Buxus acutata* et *Pisonia aculeata*), 3 espèces vulnérables (*Entandrophragma cylindricum*, *Guarea thompsonii* et *Cryptosepalum tetraphyllum*), 5 espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest et aucune espèce endémique de la Côte d'Ivoire. La troisième classe est constituée à majorité d'espèces forestières fréquemment collectées dans les fragments forestiers du Sud et rarement au Nord et au Centre. Comme les deux précédentes, la classe 3 présente des espèces à statut particulier dont 6 rares, 4 vulnérables, 3 endémiques de la Côte d'Ivoire (*Chrysophyllum taiense*, *Cissus miegei* et *Geophila afzelii*). Cette classe se démarque des autres par une prépondérance des espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest au nombre de 22. Enfin, la classe 4 est celle des espèces ubiquistes. Elles ont été recensées dans toutes les zones au niveau de tous les types de dégradation ainsi que des fragments forestiers. La classe 4 dénombre 2 espèces rares (*Milicia excelsa* et *Psilanthus mannii*), 7 espèces vulnérables, une espèce endémique de la Côte d'Ivoire (*Baphia bancoensis*) et 10 espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest. Cette dernière classe se distingue des autres par un nombre important d'espèces cultivées dont *Theobroma cacao*, *Manihot esculenta*, *Musa paradisiaca* et *Xanthosoma mafaffa*.

Discussion

Evaluation de la méthodologie

Les analyses multi-temporelles, réalisées à partir d'images satellitaires jusqu'à présent, ont permis de mettre en évidence les processus de dégradation forestière dans le monde. Plusieurs travaux dans le monde et particulièrement en Afrique ont montré l'estimation de l'état de dégradation des forêts par l'imagerie satellitaire dont ceux de Kone *et al.* (15) et Soulama *et al.* (26). La validité des cartes d'occupation du sol par rapport à la réalité du terrain est donnée par le coefficient de Kappa qui prend des valeurs entre 0 et 1, plus les valeurs tendent vers 1, plus les cartes reflètent la réalité (13). Ainsi, au vu de nos coefficients de Kappa qui tendent vers 1, nous pouvons dire que les cartes produites relatent la réalité du terrain. Le constat fait sur les images satellitaires suggère que les types d'occupation du sol actuel de la FCHS diffèrent de ceux qui existaient avant le déclenchement des conflits, davantage caractérisés par des classes anthropiques au détriment de la classe «forêt». Dans cette étude plutôt que de travailler uniquement avec les données satellitaires, nous avons opté pour l'inventaire des types de dégradations dans chacune des zones afin de déterminer les causes exactes de la réduction du couvert forestier.

En effet, plusieurs méthodes dont celles de l'écologie du paysage à travers l'utilisation d'indices permettent de déterminer le niveau de dégradation d'une forêt sans pouvoir donner avec clarté les types de dégradation mis en causes ou les espèces présentes dans ce milieu dégradé. Ces méthodes ont été utilisées dans la zone d'étude par différents auteurs (6, 16, 23) et ont montré une importante fragmentation de la FCHS.

L'inventaire des types de dégradation corrélé à la dynamique spatio-temporelle, a permis de montrer que la principale cause de dégradation est l'agriculture. Les types de dégradation montrent que la méthode de culture utilisée par les paysans est la culture sur brûlis. Cette information est donnée par les types de dégradation, brûlis des pieds des arbres et les feux de brousse et montre que les causes de la dégradation de la FCHS s'apparentent à celles de l'ensemble de la zone tropicale où Gillet *et al.* (8) ont montré que les dégradations des forêts sont essentiellement dues aux cultures sur brûlis. Nous avons également inclus la diversité floristique, qui permet de mesurer l'impact de la dégradation sur la biodiversité. En effet, plusieurs études ont montré que la mise en culture des surfaces forestières en Afrique, entraîne une réduction de la densité des ligneux qui conduirait à une modification de la composition floristique voire à la savanisation du milieu (21). Ainsi, la présente étude a montré l'importance de la combinaison de méthode de télédétection et d'inventaire dans la compréhension des pressions exercées sur les forêts et leurs impacts sur la diversité floristique.

L'étude de l'impact des pressions anthropiques sur la flore de la FCHS qui a associé la télédétection aux méthodes d'inventaire constitue une étude indispensable à la sauvegarde de cet espace. En effet, l'étude de la dynamique spatio-temporelle, se justifie par le fait qu'elle permet d'analyser l'état de dégradation sur toute la surface de la zone d'étude vu que les inventaires ne peuvent couvrir la totalité de cette zone. Cette démarche est importante pour définir un plan de réhabilitation car elle détermine en plus des zones dégradées, les facteurs de dégradation et les espèces végétales encore présentes.

Dégradation et composition floristique des zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra

L'étude a permis de mettre en évidence les différents types de dégradation du couvert forestier dans les zones Nord, Centre et Sud de la FCHS.

La composition floristique varie d'une zone à une autre et d'un type de dégradation à un autre. L'analyse de la dynamique spatio-temporelle des zones Nord, Centre et Sud de la FCHS montre une

modification significative généralisée du paysage forestier vers les classes anthropiques. Ainsi, la présence des forces militaires internationales dans les zones Centre et Sud n'a pas empêché leur dégradation. Nous notons cependant que l'anthropisation semble plus importante dans la zone Nord qui était la plus conservée pendant la période d'avant conflits. L'anthropisation dans les trois zones est marquée par une faible proportion d'individus adultes selon la distribution verticale. Cette tendance pourrait s'expliquer par l'abondance des espèces cultivées dans chacune des zones. En effet, la dynamique observée des différentes zones donne lieu à une conversion de ces zones vers un paysage de plus en plus agricole constitué de cultures vivrières et de cultures pérennes (cacao). Cette tendance est celle de la plupart des milieux naturels de l'Ouest de la Côte d'Ivoire où Tiebre *et al.* (27) ont noté la conversion des forêts denses semi-décidues en cultures pérennes, principalement le café et le cacao. Ces conversions des surfaces forestières qui s'étendent jusqu'aux domaines domaniaux est le fait généralement de migrants venant des zones défavorisées de la sous-région, comme constaté dans d'autres pays comme le Burkina-Faso où les populations des zones défavorisées se déplacent vers des zones plus propices à l'agriculture en investissant les réserves naturelles (26). La pression anthropique a été importante dans la FCHS de façon générale et en particulier dans la zone Nord pendant la période des conflits du fait du relâchement des services de surveillance. Le Nord en zone sous contrôle des forces non gouvernementales et qui était jusqu'au début des conflits la zone la moins infiltrée a perdu plus de la moitié de ces superficies forestières. Quant aux zones Centre et Sud sous contrôle des forces internationales, le constat est le même, plus de la moitié des superficies forestières ont disparu pendant la période des conflits. Cependant le Sud semble avoir subi moins de pression pendant la période des conflits. Ce qui pourrait être dû à l'épuisement des terres dans cette zone bien avant la période de conflits.

Les populations infiltrées dans la FCHS, pratiquent des techniques culturales telles que les cultures sur brûlis comme dans la plupart des pays de l'Afrique de l'Ouest (14). Ces techniques entraînent plusieurs autres types de dégradation en plus des plantations elles même. Ainsi, dans la FCHS en plus des cacaoyères et des cultures vivrières nous avons les feux de brousse. A ces dégradations s'ajoutent les habitations et les jachères qui dérivent aussi de la mise en place des plantations. Les habitations permettent aux populations de vivre près de leur plantation et d'assurer la surveillance pendant que les jachères permettent la reconstitution de la terre pour les cultures futures.

Enfin, l'exploitation forestière semble être la seule dégradation qui ne découle pas des plantations.

Les types de dégradation recensés varient peu d'une zone à une autre. En effet, les zones Nord et Sud présentent les mêmes types de dégradation que sont les cacaoyères, les habitats, les jachères, les cultures vivrières et les exploitations forestières tandis que le Centre, en plus de ces dégradations, présente également les feux de brousse.

La FCHS est dans son ensemble soumise à diverses pressions d'origine anthropique. Ces pressions entraînent une modification du couvert forestier par la réduction de la superficie forestière mais aussi de la composition floristique comme nous avons pu le constater avec la faible similitude entre les florêts des différents types de dégradation et celle des fragments forestiers. Malgré ces modifications, la FCHS présente encore son statut de forêt dense humide semi-décidue selon la répartition des types biologiques dans chacune de ses zones. En effet, selon (2), une forêt dense humide semi-décidue est dominée par les microphanérophytes et les mésophanerophytes et présentent très peu d'épiphytes. Il existe encore une importante diversité floristique dans la FCHS. La zone Sud est la plus diversifiée avec une richesse spécifique de 523. Cette zone présente également un important nombre d'espèces à statut particulier. Elle totalise à elle seule 14 espèces rares, 20 espèces vulnérables, 5 espèces endémiques de la Côte d'Ivoire et 39 espèces endémiques de l'Afrique de l'Ouest. Cette grande diversité de la zone Sud qui semble être la moins anthropisée pourrait être due à un nouveau cortège floristique qui s'ajoute à la flore originales du fait des dégradations (18). Si l'on se limite à cette explication toutes les zones présenteraient les mêmes diversités floristiques vu qu'elles sont soumises aux mêmes dégradations. Nous pouvons expliquer la diversité de la zone Sud par une importance des jachères. En effet, cette zone ayant été utilisée pour l'agriculture avant la période des conflits a été moins utilisée pendant cette période au détriment des autres zones. Ainsi les plantations abandonnées ont contribué à la reprise de la végétation comme le soulignent Molino *et al.* (18), qui ont montré que lorsque les perturbations ne sont pas permanentes, elles contribuent à maintenir une grande diversité floristique. La présence d'espèces à statut particulier met en exergue le rôle de conservation que peut encore jouer la FCHS surtout sa zone Sud (1). Ces espèces ont été recensées aussi bien dans les fragments forestiers que dans les zones dégradées. Ces dernières présentent une importante diversité floristique surtout dans les cacaoyères dans chacune des zones contrairement aux autres dégradations. Cette importante diversité pourrait s'expliquer par la grande superficie qu'occupent les cacaoyères car selon (19) la cacaoculture entraîne une grande érosion de la diversité biologique.

Cette affirmation est conforme à nos résultats dans le Nord et le Centre où les cacaoyères sont en plein essor, nous constatons une différence entre la flore des cacaoyères et celle des fragments forestiers. Contrairement, le Sud semble pouvoir permettre une régénération de la flore originale car présentant une similitude entre la flore des cacaoyères et celle des fragments forestiers. De façon générale dans chacune des zones, ce sont les exploitations forestières qui présentent une similitude avec les fragments forestiers. Cette similitude pourrait être due au fait que cette activité ne nécessite pas l'introduction de nouvelles espèces dans le milieu.

Conclusion

La décennie de crises en Côte d'Ivoire, allant de 2002 à 2013, a accentué les activités anthropiques au sein de la FCHS, du fait de l'absence d'autorité gouvernementale chargée de sa protection. Différents types de dégradation ont été enregistrés dans tout l'ensemble de la FCHS parmi lesquels les cacaoyères sont les plus importantes.

Cependant la zone Sud sous contrôle des forces impartiales semble connaître des dégradations moins importantes que les autres zones.

L'influence de différentes forces militaires au cours de la décennie de conflits n'a eu quasiment aucun impact sur la conservation du domaine domanial de l'état ivoirien. Les forces internationales sont donc restées passives devant la dégradation de ce massif forestier. Ces forces en plus de la protection des hommes pendant les conflits devraient prendre en compte la surveillance environnementale. La préservation et la conservation de la biodiversité en dépendront.

La diversité floristique dans chacune des zones est importante avec un nombre d'espèces à statut particulier qui justifie de l'importance que pourrait avoir la FCHS dans la conservation si un plan de réhabilitation est mis en place avant la destruction de la totalité de la forêt. Cependant, cette forêt classée est soumise à plusieurs types de dégradation que sont les cacaoyères, les exploitations forestières, les cultures vivrières, les feux de brousse, les jachères et les habitations. Chacun de ces types de dégradation présente une flore différente de celle des fragments forestiers et donc de la flore originale. D'où la modification de la composition floristique par ces différents types de dégradation.

Références bibliographiques

1. Adou Yao C.Y., 2005, *Pratiques paysannes et dynamiques de la biodiversité dans la forêt classée de Monogaga, Côte d'Ivoire*, Thèse de Doctorat, Département Hommes Natures Sociétés, MNHN, Paris, 238 p.
2. Adou Yao C.Y., Kpangui K.B., Adou L.M.M., Vroh B.T A. & N'Guessan K E. Diversité floristique et valeur de la forêt sacrée Bokasso (Est de la Côte d'Ivoire) pour la conservation. *Vertigo*, **13**, 1-16
3. Aké-assi L., 2002, Flore de la Côte d'Ivoire: catalogue systématique, biogéographie et écologie. *Boissiera*, **58**, 401 p.
4. Assalé A. A.Y., Barima Y.S.S., Kouakou K.A., Kouakou A.T. M. & Bogaert J., 2016, Agents de dégradation d'une aire protégée après une décennie de conflits en Côte d'Ivoire: cas de la forêt classée du Haut-Sassandra. *Int. J. Inno. Sci. Res.*, **22**, 123-133.
5. Barima Y.S.S., Bamba I., Sangne Y.C., Kouakou Akoua T. M., Kouakou Kouassi A., Assalé A.A.Y., Zanh G.G. & Koua K.A.N., 2015, *Les enjeux de la gestion participative sur la préservation des aires protégées après les conflits en Côte d'Ivoire: cas de la Forêt Classée du Haut-Sassandra*. Rapport d'activité du projet DYNAPAY- PFNL, Université Jean Lorougnon Guédé, Côte d'Ivoire, 48 p.
6. Barima Y.S.S., Kouakou A.T.M., Bamba I., Sangne Y.C., Godron M., Andrieu J. & Bogaert J., 2016, Cocoa crops are destroying the forest reserves of the classified forest of Haut-Sassandra (Ivory Coast). *Gecco*, **8**, 85-98.
7. Garibay D., 2010, Le conflit armé interne en Colombie: échec des solutions négociées, succès apparent de la solution militaire, poursuite des violences. *Presses universitaires Rennes*, 127-140.
8. Gillet P., Vermeulen C., Feintrenie L., Dessard H. & Garcia C., 2016, «Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo ? Synthèse bibliographique et études de cas». *Base*, **20**, 1780-4507
9. Gounot M., 1969, *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Masson et Cie, Paris VI, 314 p.
10. Guillaumet J.L. & Adjanohoun E., 1971, La végétation de la Côte d'Ivoire, *In*. J.M. Avenard, M. Eldin, G. Girard, J. Sircoulon, P. Touchebeuf, J-L. Guillaumet, E. Adjanohoun et A. Perraud, Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire, Mémoires O.R.S.T.O.M. Paris, pp. 155- 261.
11. Hugon P., 2001, L'économie des conflits en Afrique. *IRIS*, **3**, 152-169.
12. Hugon P., 2006, Conflits armés, insécurité et trappes à pauvreté en Afrique. *Afr. Contemporaine*, **2**, 33-47.
13. Landis J.R. & Koch G.G., 1977, The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometr.*, **33**, 159-74.

14. Kaboré A., 2010, *Brousse des uns, aire protégée des autres, histoire du peuplement, perceptions de la nature et politique des aires protégées dans le Gourma burkinabè: l'exemple de la Réserve partielle de faune de Pama*. Thèse de doctorat présentée à l'Institut de Hautes Études Internationales et du Développement, Genève, Suisse, 383 p.
15. Koné M., Kouadio Y.L., Neuba D.F.R., Malan D.F. & Coulibaly L., 2014, Évolution de la couverture forestière de la Côte d'Ivoire des années 1960 au début du 21^e siècle. *Intern. J. Innov. Appl. Stud.*, **7**, 782-794
16. Kouakou A. T. M., Barima Y. S.S., Kouakou K. A, Kouamé N. F., Bogaert J. & Kouadio Y. J., 2015, Forest Dynamics in the North of the Classified Forest of Haut-Sassandra During the Period of Armed Conflicts in Ivory Coast. *Am. J. L. Sci.*, **3**, 375-382.
17. Manzan I.E., 2011, *Les accords politiques dans la résolution des conflits armés internes en Afrique*. Doctoral dissertation, Université de la Rochelle, Droit, 719 p.
18. Molino J-F. & Sabatier D., 2001, Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Science*, **294**, 1702-1704
19. Oke D. O. & Odebiyi K. A., 2007, Traditional cocoa-based agroforestry and forest species conservation in Ondo State, Nigeria. *Agric. Ecosyst. Environ*, **122**, 305 – 311
20. Oszwald J., 2005, *Dynamique des formations agroforestières en Côte d'Ivoire (des années 1980 aux années 2000) - Suivi par télédétection et développement d'une approche cartographique*. Thèse de doctorat de Géographie, Université des Sciences et Technologies de Lille, 304 p.
21. Ouattara D., Kouame D, Tiebre M-S. Cisse A, & N'Guessan K.E., 2016, Diversité floristique et usages des plantes dans la zone soudanienne du Nord-ouest de la Côte d'Ivoire. *J. Anim. Plant Sci.*, **31**, 4815-4830
22. Sada H., 2003, Le conflit ivoirien: enjeux régionaux et maintien de la paix en Afrique. *Polit. Etrangère*, 321-334.
23. Sangne Y.C., Barima Y.S.S., Bamba I. & N'Doume C-TA., 2015, Dynamique forestière post-conflits armés de la Forêt classée du Haut-Sassandra (Côte d'Ivoire). *Vertigo*, **15**, 1-18.
24. Shannon C.E., 1948, The mathematical theory of communications. *Bell Syst. Tech. J.*, **27**, 379 - 423.
25. SODEFOR, 1994, *Aménagement de la Forêt classée du Haut-Sassandra*. République de Côte d'Ivoire. 73 p.
26. Soulama S., Kadeba A., Nacoulma B.M.I., Traoré S., Bachmann Y. & Thiombiano A., 2015, Impact des activités anthropiques sur la dynamique de la végétation de la réserve partielle de faune de Pama et de ses périphéries (sud-est du Burkina Faso) dans un contexte de variabilité climatique. *J. Appl. Biosci.*, **87**, 8047– 8064
27. Tiebre M-S., Ouattara D., Kpangui K.B., Kouassi D.F. & N'Guessan K.E., 2016, Diversité floristique de la région de Fougbeoso en zone de transition forêt – savane à l'ouest de la Côte d'Ivoire. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **10**, 1007-1016.
28. Teyssède A., 2004, *Vers une sixième grande crise d'extinctions? Biodiversité et changements globaux: enjeux de société et défis pour la recherche*. Ministère des Affaires Etrangères–ADPF, Paris, 13 p.
29. UICN, 2015, *Liste rouge des espèces menacées*, Union Internationale pour la Conservation de la Nature, version 2015.
30. Wezel A. & Haigis J., 2000., Farmers perception of vegetation changes in semiarid niger. *Land Degrad. Develop.*, **11**, 523- 534.
31. Zanh G.G., Barima Y.S.S., Kouakou K.A. & Sangne Y.C., 2016, Usages des produits forestiers non-ligneux selon les communautés riveraines de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Int. J. Pure App. Biosci.*, **4**, 212-225.

A.T.M. Kouakou, Ivoirienne, Doctorante, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.

A.A.Y. Assale, Ivoirienne, Doctorante, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.

Y.S.S. Barima, Ivoirien, PhD, Enseignant-chercheur, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.



Original Paper

<http://ajol.info/index.php/ijbcs>

<http://indexmedicus.afro.who.int>

Gestion des forêts domaniales en période de conflits : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire

Akoua Tamia Madeleine KOUAKOU^{1*}, Yao Sadaïou Sabas BARIMA¹,
Souleymane KONATE², Issouf BAMBA¹, Justin Yatty KOUADIO³ et Jan BOGAERT⁴

¹ Université Jean Lorougnon Guédé, Unité de Formation et de Recherche en Environnement, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire.

² Université Nangui Abrogoua, Unité de Formation et de Recherche en Sciences de la Nature, 02 BP 801 Abidjan 02, Côte d'Ivoire.

³ Université Jean Lorougnon Guédé, Unité de Formation et de Recherche en Agroforesterie, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire.

⁴ Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés 2, B-5030 Gembloux, Belgique.

*Auteur correspondant, E-mail : tamiakouakou01@gmail.com; Tel : +22547355441.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée avec le soutien du Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique de Côte d'Ivoire dans le cadre de la mise en œuvre du Contrat de Désendettement et de Développement (C2D) avec l'appui technique de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). Ce ministère a également octroyé une bourse de stage à Kouakou A pour l'analyse des données. L'étude a aussi bénéficié du soutien du programme GEOFORAFRI « renforcement des capacités et accès aux données satellitaires pour le suivi des forêts en Afrique » financé par le Fonds français pour l'Environnement Mondial et du Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique en Côte d'Ivoire (PASRES), de l'Académie des Sciences, des Arts, des Cultures d'Afrique et des Diasporas africaines (ASCAD). L'accès à la Forêt Classée du Haut-Sassandra a été possible grâce à l'accord de la Société de Développement des Forêts en Côte d'Ivoire (SODEFOR).

RESUME

Des travaux antérieurs ont montré que les conflits armés des années 2000 en Côte d'Ivoire ont entraîné une forte anthropisation de la forêt classée du Haut-Sassandra située au Centre-Ouest du pays. L'objectif de la présente étude était de déterminer l'impact de la présence des différentes forces militaires sur la dynamique de cette forêt pendant la période des conflits. La méthodologie a consisté en la division de la forêt en trois zones, Nord, Centre et Sud, suivant les types de forces présentes pendant la période des conflits. La dynamique spatio-temporelle de ces zones a été déterminée à partir de la classification supervisée de trois images Landsat datant de 2002, 2006 et 2013. Une matrice de transition, un indice de stabilité et des indices de composition ont servi à analyser les changements intervenus dans les paysages pendant les périodes d'étude. La comparaison des zones à travers les indices indique qu'il n'y a pas de différence significative entre elles. Il apparaît ainsi que les trois zones subissent la même dynamique de déforestation pendant la période de conflits. La présence des forces

internationales dans les parties Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra n'aurait pas empêché leur infiltration et leur déboisement.

© 2017 International Formulae Group. All rights reserved.

Mots clés : forces militaires, dynamique forestière, anthropisation, fragmentation.

Management of protected forest during the period of conflict: the case of the classified forest of Haut-Sassandra, Central West of Côte d'Ivoire

ABSTRACT

Previous work has shown that armed conflicts of the 2000s in Côte d'Ivoire have led to a strong human impact on the classified forest of Haut-Sassandra located in the west-center of the country. The objective of this study was to determine the impact of the presence of the various military forces on the dynamics of the forest during the conflicts period. The methodology consisted of dividing the forest into three zones, North, Center and South, according to the types of forces present during the conflict period. The spatial and temporal dynamics of these areas was determined from the supervised classification of three Landsat images from 2002, 2006 and 2013. A transition matrix, a stability index, and compositional index were used to analyze changes in landscapes during study periods. The comparison of the areas through the index indicates that there is no significant difference between them. It appears that the three zones have suffered the same dynamics during the period of conflict. Therefore, the presence of international forces in parts of Central and South of the classified forest of Haut-Sassandra did not prevent their infiltration and deforestation.

© 2017 International Formulae Group. All rights reserved.

Keywords: Military forces, forest dynamics, anthropization, fragmentation.

INTRODUCTION

Le XXI^e siècle est marqué par une dégradation croissante des paysages, notamment sous les tropiques (Ariori et Ozer, 2005 ; Filho et Steiner, 2005) conduisant à une réduction du couvert forestier naturel. Ce recul des massifs forestiers est plus préoccupant dans les pays en voie de développement dont ceux de l'Afrique de l'Ouest (N'da et al., 2008). Selon la FAO (2012), de 2000 à 2010 les surfaces forestières de l'Afrique de l'Ouest ont été réduites de 20%. En Afrique comme partout dans le monde, les actions humaines, dont l'agriculture, sont à la base de cette situation (OFAC, 2012).

Par ailleurs, les conflits armés constituent l'une des causes importantes de l'effondrement des ressources naturelles comme ce fut le cas de plusieurs pays africains dont le Soudan et la République

Démocratique du Congo (PNUE, 2006 ; 2011).

En Côte d'Ivoire, les conflits armés qui ont duré une décennie, ont eu un impact considérable sur le milieu naturel en général et les espaces protégés en particulier (Chatelain, 2015; PNUE, 2015). Cette période a occasionné une importante déforestation due essentiellement à la conversion du couvert forestier des forêts classées en systèmes agricoles comme ce fut le cas de la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) (Barima et al., 2016).

Avant les conflits, malgré l'essor de la culture du cacaoyer dans la région du Centre – Ouest ivoirien, la FCHS fut épargnée de toute infiltration massive pour constituer l'une des forêts les mieux protégées de la Côte d'Ivoire (Oszwald, 2005). Plusieurs travaux ont été effectués sur l'impact des conflits sur la FCHS (Kouakou et al., 2015a, Sangne et al., 2015,

Barima et al., 2016). Ces travaux tenaient compte pour certains de la partie Nord uniquement (Kouakou et al., 2015a, Sangne et al., 2015) et pour d'autres de la totalité de cet espace (Barima et al., 2016 ; Zanh et al., 2016). Tous ces travaux ont montré à travers l'analyse de la dynamique spatio-temporelle une anthropisation marquée par une fragmentation de la classe forestière. Ces auteurs ont noté un recul considérable du couvert forestier au profit des espaces cultivés ainsi qu'une perte de la diversité floristique. Ces travaux, bien qu'ayant apporté des informations importantes sur la dynamique de la forêt pendant la période de conflits, ne renseignent pas sur l'implication des forces militaires dans la gestion de cet espace domaniale. Pourtant, ces informations pourraient être importantes pour la conservation des ressources naturelles pendant les périodes des conflits armés, en ce sens qu'elles pourraient aider dans les prises de décisions liées au règlement des conflits par la communauté internationale. En effet, en l'absence des autorités forestières, la FCHS était sous l'autorité des forces militaires, internationales et groupements militaires rebelles à l'autorité gouvernementale.

De la présence de ces différentes administrations découle l'hypothèse de cette étude qui stipule que la présence des forces internationales au Centre et au Sud de la FCHS pendant les conflits aurait permis une meilleure conservation de ces zones par rapport à la zone Nord sous administration des groupements rebelles avec une différence entre les dynamiques des zones Centre et Sud. En effet le Sud, du fait de sa proximité avec la zone gouvernementale serait sous influence de la population de cette zone mais aussi de celle de la zone de confiance. D'où une étude individuelle de chacune des zones, Nord, Centre et Sud. Ainsi l'objectif de cette étude est de déterminer les dynamiques des zones Nord, Centre et Sud de la FCHS pendant la période des conflits, afin de déterminer l'impact de la présence des différentes forces militaires sur ces dynamiques.

MATERIEL ET METHODES

Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude est la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) située dans la région du Haut-Sassandra au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire (Figure 1). Elle appartient au domaine forestier permanent de l'Etat ivoirien depuis le 23 novembre 1974. Elle est située entre 6°52' et 7°24' de latitude Nord et 6°59' et 7°10' de longitude Ouest. Elle s'étendait sur une superficie de 102 400 ha à sa création. La FCHS appartenait de façon générale à la zone de forêt dense semi-décidue à *Celtis spp.* et *Triplochiton scleroxylon* et est caractérisée par une importante diversité floristique. Le sol de la FCHS, comme pour l'ensemble de la région du Haut-Sassandra est du type ferrallitique qui est connu pour sa bonne aptitude agricole (Koffie-Bipko et Kra, 2013). De ce fait cette région constitue l'une des régions à forte production agricole aussi bien pour le vivrier que pour les cultures d'exportation.

Cette potentialité agricole est aussi favorisée par un climat tropical humide offrant une importante pluviométrie. La région du Haut-Sassandra est fortement peuplée avec plus des deux tiers de la population en milieu rural.

Cartographie de l'occupation du sol

La détermination des changements dans l'occupation du sol de la FCHS dans ses zones Nord, Centre et Sud pendant la décennie de conflits a nécessité l'utilisation de trois images satellites issues du capteur Landsat des années 2002, 2006 et 2013. Les deux premières images datent respectivement du 13 décembre 2002 et du 08 décembre 2006 et sont issues du capteur ETM+. La troisième image date du 19 décembre 2013 et provient du capteur OLI TIRS. Toutes ces images de 30 m de résolution chacune, ont été acquises pendant la saison sèche. En effet, les images acquises pendant cette saison présentent une grande différence spectrale entre les classes d'occupation du sol et permettent de différencier les espaces anthropisés (culture,

jachère) des espaces de végétation naturel (forêt) (Barima et al., 2009 ; Oszwald et al., 2010). Aussi au cours de la saison sèche les effets atmosphériques sur les images sont réduits (Chander et Markham, 2003).

Avec le logiciel ENVI 4.3, le traitement de ces images a commencé par la correction géométrique à partir de point de repère au sol suivi d'une correction atmosphérique.

Les images ont subi une classification supervisée à partir de l'algorithme du maximum de vraisemblance sur une combinaison de trois bandes (proche infra-rouge, rouge et vert). Pour ce faire, une composition colorée fausse couleur a été faite sur chacune des images (Figure 1) avec les trois bandes pour une meilleure distinction des classes d'occupation du sol, en mettant les bandes du proche infra-rouge dans le rouge, celles du rouge dans le vert et celles du vert dans le bleu. Ces bandes sont respectivement les bandes 4 (0,75 - 0,90 μm), 3 (0,63 - 0,69 μm) et 2 (0,525 - 0,605 μm) pour les images de 2002 (ETM+) et 2006 et les bandes 5 (0,845 - 0,885 μm), 4 (0,630 - 0,680 μm) et 3 (0,525 - 0,600 μm) pour l'image de 2013. Plus la couleur est rouge, plus la végétation est dense. Les couleurs tendant vers le blanc traduisent l'absence de végétation et la présence de sol et la présence de l'eau est marquée par la couleur bleu (Figure 1). Les classes d'occupation du sol retenues pour cette étude sur la base des connaissances de terrain sont la classe « Forêt », la classe « Forêt dégradée – culture », la classe « Sol nu – habitat » et la classe « Eau ». Cependant, la classe eau n'a pas été prise en compte dans le rendu cartographique car constituée essentiellement du fleuve Sassandra à la limite Ouest de la forêt.

Pour la classification, 15 zones d'entraînement pour chacune des classes ont été délimitées sur les compositions colorées à partir de données de terrain.

Pour la vérification de la qualité des classifications, une matrice de confusion et l'indice de Kappa ont été générés pour

chacune des images à partir de 360 zones de contrôle délimitées sur le terrain.

Analyse du niveau d'anthropisation des zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra

Pour une analyse de la dynamique du paysage des trois zones de la FCHS, les images classifiées ont été divisées en trois parties correspondant au Nord, au Centre et au Sud de la FCHS couvrant chacune une superficie d'environ 21 km x 19 km (Figure 1). Cette subdivision est faite sur la base des limites administratives correspondant à la partie Nord sous contrôle des groupements rebelles à l'autorité gouvernementale et la zone dite de « confiance » ou zone tampon définie et contrôlée par l'ONU. Cette zone de confiance a été divisée en deux parties de mêmes dimensions, pour déterminer une éventuelle influence des populations de la zone gouvernementale sur la partie méridionale de la FCHS.

La proportion d'occupation des classes (PC), le nombre de taches (NT), l'aire moyenne des taches (AIRE_{MOY}) et l'indice de dominance de la plus grande tache (LPI) ont été calculées. La proportion d'occupation des classes (PC) mesure la proportion du paysage occupée par les différents types d'occupation du sol. Cet indice permet de déterminer le type d'occupation du sol dominant le paysage. Le nombre de taches associé à l'aire moyenne des taches permet d'évaluer le niveau de fragmentation. L'indice de dominance (LPI) est le rapport de l'aire de la plus grande tache de la classe et l'aire totale de la classe (McGarigal, et Cushman, 2002). Cet indice qui prend des valeurs entre 0 et 100, permet également de déterminer le niveau de fragmentation de la classe. Plus la valeur de la dominance de la plus grande tache tend vers 100 moins la classe est fragmentée et lorsque cette valeur tend vers 0 la classe est fragmentée (Bogaert et al., 2002). D'une façon générale, l'évolution des différents indices permet de déterminer le processus de transformation dominant le paysage (Bogaert et al., 2004 ; Barima et al., 2009). Nous avons

également appréhendé le niveau de l'anthropisation des trois zones en composant une matrice de transition et en calculant un indice de stabilité pour déterminer les conversions entre les différentes classes d'occupation du sol. L'indice de stabilité est le rapport de la somme des valeurs de la diagonale et de la somme des valeurs hors diagonal de la matrice de transition (Bogaert et al., 2014).

Pour tenir compte de l'ensemble de l'hétérogénéité de chaque zone et pour avoir une série de répétition des données, nous avons subdivisé chacune des zones en huit secteurs de 2000 ha. Ces secteurs étaient disposés de façon aléatoire dans chacune des zones et au même emplacement pour chacune des années (Figure 2). Ainsi nous avons pour chaque année huit secteurs pour chacune des zones, soit 72 secteurs pour l'ensemble des zones sur la période de l'étude. Les différents indices de paysages utilisés pour l'analyse de

variance ont été calculés pour chaque classe de chaque secteur pour les trois zones et pour chacune des années. Cette opération a permis d'obtenir une série de données pour l'analyse de variance.

Analyse statistique

Pour comparer les dynamiques des zones Nord, Centre et Sud, des tests d'analyse de variance de la moyenne (ANOVA) ont été effectués sur les indices mentionnés ci-dessus (PC, NT, AIRE_{MOY} et LPI) à l'aide du logiciel R. Ces analyses de variance à partir de l'ANOVA ont été faites après vérification des conditions d'application. Lorsqu'une différence significative est observée entre les trois zones après l'analyse de variance, le test de comparaison multiple de Tukey a été effectué pour déterminer les zones homogènes.

Les données qui ont servi à ces comparaisons ont été obtenues dans des secteurs.

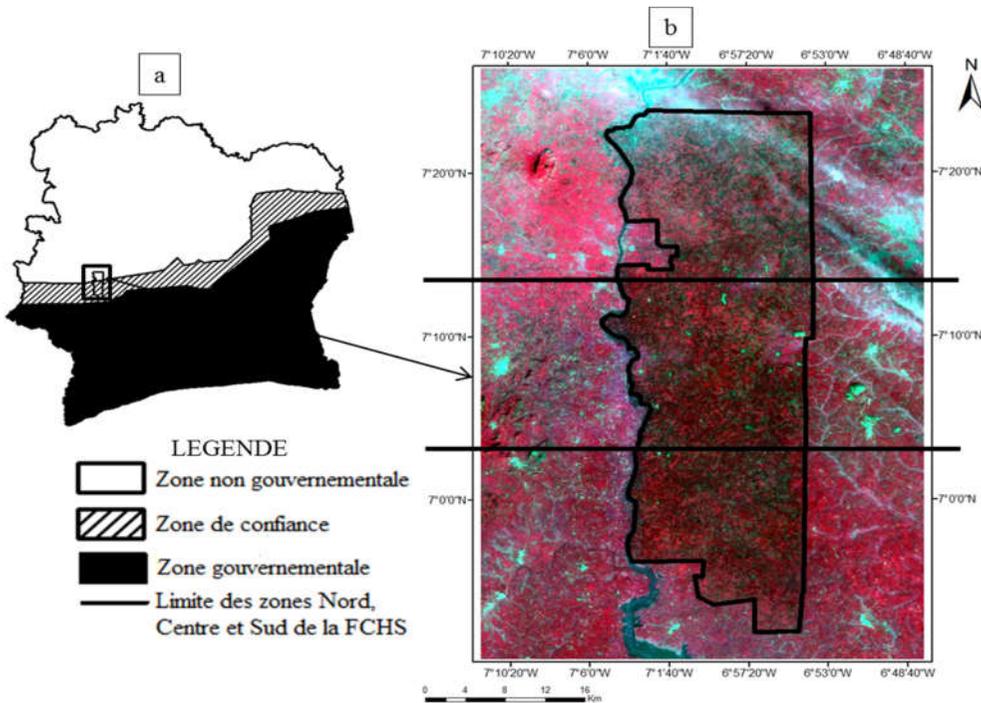


Figure 1 : Situation de la Forêt classée du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire (a) et limites des découpes (Nord, Centre et Sud) sur une composition fausse couleur de l'image de 2013 (b) à partir des bandes 5 (0,845 - 0,885 μm), 4 (0,630 - 0,680 μm) et 3 (0,525 - 0,600 μm) du capteur OLI TIRS.

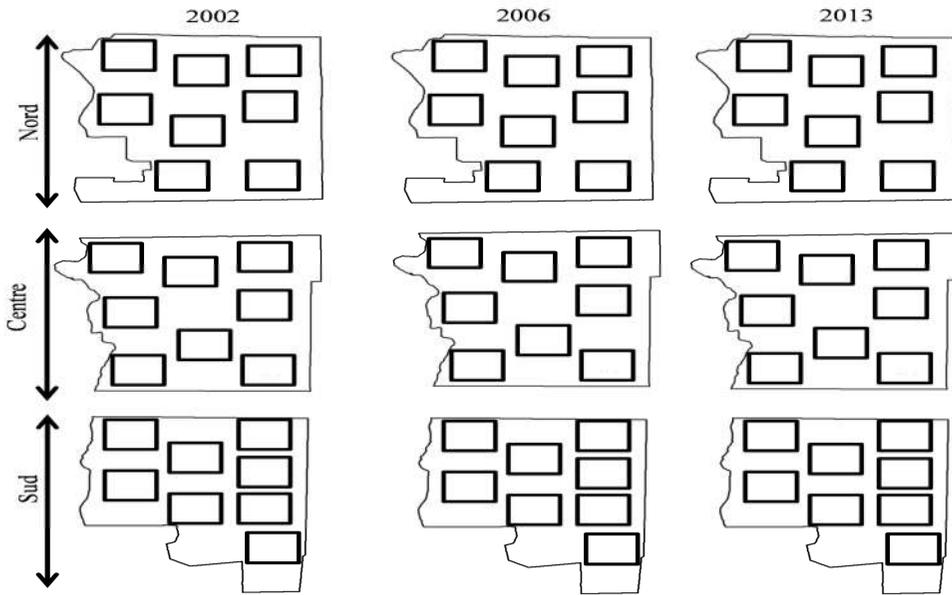


Figure 2 : Représentation des différents secteurs ayant servi aux comparaisons des zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut-Sassandra des années 2002, 2006 et 2013.

RESULTATS

Cartographie et vérification des classifications

La Figure 3 présente les cartes d'occupation du sol obtenues après classification supervisée des images Landsat de la FCHS de 2002, 2006 et 2013. Elles présentent la répartition spatiale de chacune des classes d'occupation du sol.

L'évaluation de la qualité des classifications a donné une précision globale élevée pour chacune des images avec une valeur de 97,99% pour l'image de 2002, 95,87% pour celle de 2006 et 96,79 pour celle de 2013. Ces précisions sont confirmées par le coefficient de Kappa qui est de 0,97 en 2002, 0,94 en 2006 et 0,95 en 2013 (Tableau 1). Pour chacune de ces classifications, on note une bonne distinction entre les classes avec cependant quelques confusions dont les plus importantes se trouvent entre les classes « Forêt » et « Forêt dégradée – culture ». L'image de 2002 présente la meilleure classification de la classe « Forêt » avec 99,4% des pixels bien rangés et seulement

0,7% rangé en « Forêt dégradée – culture ». L'image de 2006 a la plus grande confusion entre ces deux classes avec 4,1% des pixels de la classe « Forêt » rangés en « Forêt dégradée – culture » contre 2,5% pour l'image de 2013 (Tableau 1).

Dynamique des zones Nord, Centre et Sud de la forêt classée du Haut - Sassandra

Les résultats montrent la forte croissance des classes « Forêt dégradée – culture » et « Sol nu – habitat » au détriment de la classe « Forêt » dans chacune des zones. Au Nord, en 2002 le paysage était constitué presque dans sa totalité de la classe forestière représentée par une seule tache avec une superficie de 34390 ha. Cette classe a subi une augmentation du nombre et une diminution de l'aire moyenne des taches pour occuper à la fin des conflits seulement un tiers du paysage (Tableau 2). Au Centre, le nombre de taches forestières connaît également une importante croissance passant de 3 en 2002 à 37 en 2006 et 791 en 2013 avec une diminution de l'aire moyenne et donc de la proportion

d'occupation du sol (Tableau 2). Ainsi, l'aire moyenne des taches forestières chute et est 500 fois moins importante en 2013 qu'en 2002 (Tableau 2). Comme au Nord et au Centre, la classe « Forêt » a connu une fragmentation au Sud traduite par une augmentation du nombre de taches suivi d'une diminution de leur aire moyenne (Tableau 2). Dans cette dernière zone le nombre de taches est passé de 49 en 2002 à 113 en 2006 et à 306 en 2013 soit une augmentation de 524% de 2002 à 2013.

La période de conflits fut une période de forte conversion des surfaces forestières des zones Nord, Centre et Sud de la FCHS. Cette conversion est également indiquée par la baisse de façon générale de l'indice de dominance de la plus grande tache au niveau de la classe « Forêt » et son augmentation dans les autres classes entre 2002 et 2013 (Tableau 2). Cependant, le Nord semble le plus anthropisé avec le plus fort taux de régression de l'aire moyenne des taches forestières et une augmentation importante du nombre des taches forestières.

Entre 2002 et 2006 la dynamique de la classe forestière dans les trois zones a été marquée par une perte de superficie au profit des autres classes. Cependant, en 2006 chacune des zones disposait encore d'une importante superficie forestière (Tableau 3). Au Nord, presque la totalité des superficies du paysage occupée par la « Forêt » en 2002 n'a pas subi de transformation. Seulement 2,1% et 0,5% de ces superficies ont été converties respectivement en « Forêt dégradée – culture » et « Sol nu – habitat ». Au Centre, la conversion des forêts a été plus orientée vers la classe « Forêt dégradée – culture » avec cependant une conservation d'une proportion importante des forêts existant en 2002. Au cours de cette période, marquant la première moitié de la période des conflits le Sud fut la plus affectée par les activités anthropiques (Tableau 3). La seconde moitié de la période des conflits (2006 – 2013) est caractérisée par une chute importante des superficies forestières dans chacune des zones par rapport à la période 2002 – 2006 avec une

accentuation au Nord caractérisée par un maintien de moins de la moitié des superficies du paysage occupées par les forêts en 2006. Au cours de cette période le Nord est marqué par une prolifération des sols nus et habitats. pourtant en 2006 on note seulement 0,5% des superficies forestières de 2002 converties en « Sol nu – habitat », en 2013 la dynamique de la forêt indique une conversion du tiers des superficies du paysage occupées par la forêt en 2006 en « Sol nu – habitat » (Tableau 3).

En résumé la période 2006 – 2013 fut celle des importantes pertes de couverture forestière dans chacune des zones. De 2002 à 2006 les actions anthropiques étaient plus marquées par la mise en place des cultures. De 2006 à 2013, en plus de la classe « Forêt dégradée – culture », la classe « Sol nu – habitat » a connu une importante extension.

Les résultats montrent ainsi que la période 2006 – 2013 a été la plus importante dans le processus de transformation du paysage des zones Nord, Centre et Sud de la FCHS.

Au cours de la période des conflits, les différentes classes dans chacune des zones ont connu les mêmes processus de transformation. La classe forestière a subi une augmentation du nombre de taches accompagnée d'une baisse de l'aire moyenne et de la dominance de la plus grande tache traduisant ainsi une fragmentation de celle-ci. Contrairement à la classe forestière, les classes « Forêt dégradée – culture » et « Sol nu – habitat » ont été dominées par le processus de création avec une augmentation du nombre de taches ainsi que de l'aire moyenne de celles-ci. Cette tendance à la création de ces classes connaît cependant une certaine variation exprimée par l'indice de dominance. De 2002 à 2006, cet indice connaît une augmentation au niveau de ces deux classes dans chacune des zones. De 2006 à 2013, Au Nord, l'indice de dominance a subi une diminution dans la classe « Forêt dégradée – culture » et une augmentation au niveau de la classe « Sol nu – habitat » suggérant ainsi une création suivi d'une agrégation des taches dans cette dernière

classe et une création plus importante de taches isolées dans la première classe. Au centre et au Sud, le processus d'agrégation s'est plutôt observé au niveau de la classe « Forêt dégradée – culture ».

Analyse comparative des zones Nord, Centre et Sud de la Forêt classée du Haut-Sassandra

La méthodologie a donné lieu à une étude comparative des différentes zones permettant de mettre en évidence les différences suivant l'évolution des indices utilisés. Le Tableau 4 montre les valeurs de l'indice de stabilité de chacune des zones pour les différentes périodes de l'étude. Cet indice qui prend des valeurs élevées pour des paysages qui ont subi de faible dynamique, est pour la période 2002 – 2006, 3 fois plus élevé pour la zone Nord que les zones Centre et Sud. Au cours de cette période, la valeur de l'indice de stabilité dans la zone Nord indique que les valeurs sur la diagonale de la matrice de transition qui expriment le pourcentage de stabilité des classes, sont 30 fois plus élevées que celles hors diagonale. Quant aux zones Centre et Sud, les valeurs sur la diagonale sont respectivement 8 fois et 7 fois plus élevées que les valeurs hors diagonale. Le changement de l'indice de stabilité d'une zone à une autre semble avoir eu lieu uniquement que sur cette période. En effet, pour la seconde période (2006 – 2013) et pour l'ensemble de la période d'étude cet indice prend de faible

valeur et connaît une faible variation entre les zones (Tableau 4).

Les différences entre les zones en fonction des indices de composition ne suivent pas toujours le même ordre de significativité. En tenant compte de la proportion d'occupation du sol, les différences entre les zones ne sont pas significatives ($p > 0,05$) d'une année à une autre. Ce constat est le même pour l'aire moyenne des taches ($p > 0,05$) et la dominance de la plus grande tache ($p > 0,05$). Pour ce qui est du nombre de taches, il existe une différence significative ($p < 0,01$) entre les zones. Le Nord diffère significativement du Centre ($p < 0,01$) et du Sud ($p < 0,01$). Tandis qu'il n'y a pas de différence entre le Centre et le Sud ($p > 0,05$). D'une façon générale les trois zones ont subi la même évolution si l'on met à part le nombre de taches qui semble suivre une dynamique différente. Cet indice ne permettant pas à lui seul de mettre en évidence une différence entre les niveaux de fragmentation de la classe forestière dans les différentes zones, nous pouvons dire que la fragmentation dans les trois zones est du même ordre puisque de façon générale on note une augmentation et une diminution de l'aire moyenne des taches forestières. Quel que soit l'indice considéré il n'y a pas de différence entre le Centre et le Sud montrant que le Sud n'a pas subi une pression plus importante que celle du Centre.

Tableau 1 : Matrice de confusion et indice de Kappa issus de la vérification des classifications des images Landsat de 2002, 2006 et 2013 de la forêt classée du Haut-Sassandra.

	Forêt	Forêt dégradée - culture	Sol nu - habitat	Eau
2002				
	Forêt	99,4	0,7	0,8
	Forêt dégradée-culture	0,5	97,9	2,0
	Sol nu-habitat	0,1	1,4	97,2
	Eau	0,0	0,0	98,0
		Précision globale : 97,99 %		
		Coefficient de Kappa : 0,97		

2006	Forêt	97,3	4,1	1,6	1,3
	Forêt dégradé-culture	2,5	94,3	1,6	2,0
	Sol nu-habitat	0,2	0,8	96,6	0,6
	Eau	0,0	0,8	0,2	96,1
		Précision globale : 95,87 %			
		Coefficient de Kappa : 0,94			
2013	Forêt	97,5	2,5	0,5	2,0
	Forêt dégradée-culture	2,0	94,2	1,3	0,0
	Sol nu-habitat	0,5	3,3	98,2	0,0
	Eau	0,0	0,0	0,00	98,0
		Précision globale : 96,79 %			
		Coefficient de Kappa : 0,95			

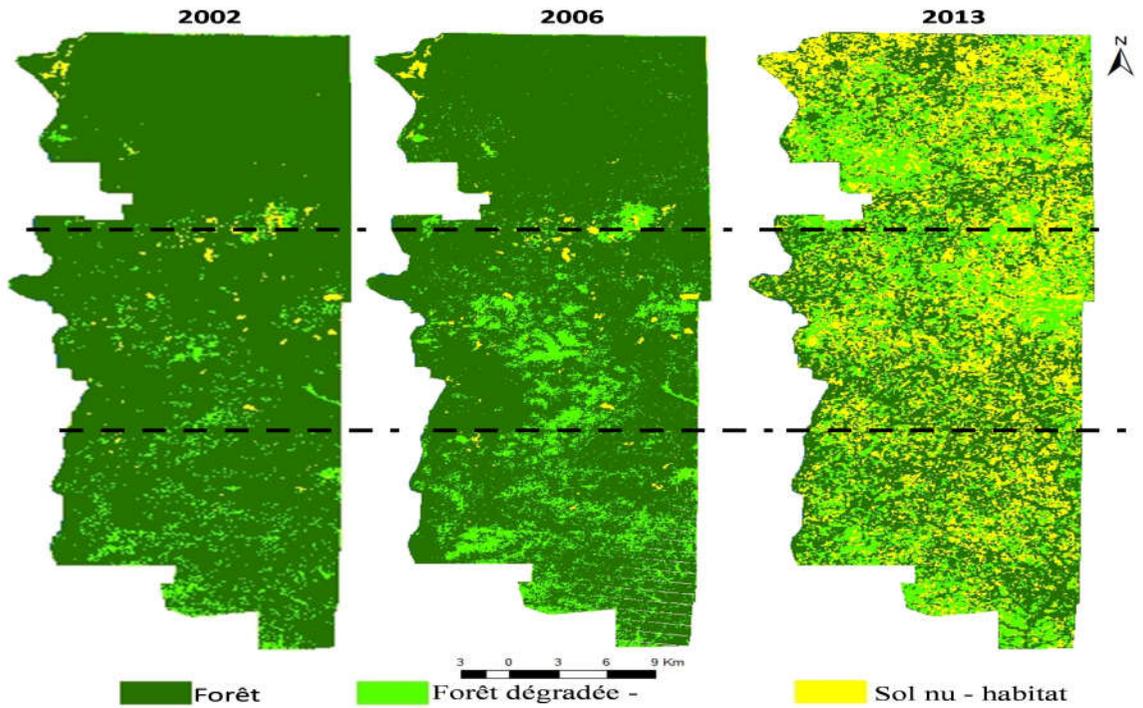


Figure 3 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre Ouest de la Côte d'Ivoire) en 2002, 2006 et 2013 et limites de ses zones Nord, Centre et Sud.

Tableau 2 : Proportion d'occupation du sol (PC), nombre de taches (NT), l'aire moyenne des taches (AIRE_{MOY}), l'indice de dominance de la plus grande tache (LPI) des classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra.

		PC (%)			NT			AIRE _{MOY} (ha)			LPI (%)		
		2002	2006	2013	2002	2006	2013	2002	2006	2013	2002	2006	2013
NORD	F	96,9	94,6	34,9	1	5	1333	34390,0	6712,0	9,3	100,0	100,0	27,3
	FD-C	1,5	3,7	29,6	239	821	1446	2,1	1,6	7,3	21,1	44,8	31,7
	SN-H	1,6	1,7	35,5	209	260	1687	2,8	2,3	7,5	16,0	15,2	18,8
CENTRE	F	94,0	83,9	43,3	3	37	791	10394,0	752,5	18,1	100,0	99,9	56,3
	FD-C	4,7	14,7	25,6	1160	1802	1872	1,4	2,7	4,5	9,6	10,2	20,3
	SN-H	1,3	1,4	31,1	140	172	1801	2,9	2,6	5,7	14,9	13,3	7,6
SUD	F	89,2	79,8	52,3	46	113	306	555,4	200,6	48,9	99,8	99,1	91,8
	FD-C	10,5	19,8	24,1	1973	2269	1686	1,5	2,5	4,1	20,5	11,7	20,1
	SN-H	0,3	0,4	23,6	57	91	1907	1,5	1,4	3,6	17,7	14,7	3,3

F = « Forêt », FD-C = « Forêt dégradée – culture » et SN-H = « Sol nu – habitat ». Indices calculés sur base de classification d'images Landsat de 2002, 2006 et 2013.

Tableau 3 : Matrice de transition des taux (%) de conversion entre les classes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-sassandra des périodes 2002-2006 et 2006-2013.

	Nord				Centre				Sud			
	F	FD-C	SN-H	TG	F	FD-C	SN-H	TG	F	FD-C	SN-H	TG
2002-2006												
F	94,3	2,1	0,5	96,9	83,6	10,2	0,2	94,0	78,7	10,4	0,2	89,3
FD-C	0,1	1,2	0,1	1,4	0,3	4,4	0,0	4,7	1,2	9,1	0,1	10,4
SN-H	0,1	0,4	1,2	1,7	0,1	0,1	1,1	1,3	0,0	0,0	0,3	0,3
TG	94,5	3,7	1,8	100,0	84,0	14,7	1,3	100,0	79,9	19,5	0,6	100,0
2006-2013												
F	34,2	26,9	33,4	94,5	38,4	19,9	25,7	84,0	44,4	16,6	19,0	80,0
FD-C	0,5	2,4	0,9	3,8	4,8	5,5	4,3	14,6	7,5	7,7	4,3	19,5
SN-H	0,2	0,3	1,2	1,7	0,1	0,1	1,2	1,4	0,1	0,1	0,3	0,5
TG	34,9	29,6	35,5	100,0	43,3	25,5	31,2	100,0	52,0	24,4	23,6	100,0
2002-2013												
F	34,7	28,2	34,0	96,9	42,0	23,3	28,8	94,1	48,8	18,8	21,6	89,2
FD-C	0,1	1,0	0,3	1,4	1,2	2,3	1,2	4,7	3,5	5,2	1,9	10,6
SN-H	0,1	0,4	1,2	1,7	0,0	0,1	1,1	1,2	0,0	0,0	0,2	0,2
TG	34,9	29,6	35,5	100,0	43,2	25,7	31,1	100,0	52,3	24,0	23,7	100,0

F = « Forêt », FD-C = « Forêt dégradée – culture » et SN-H = « Sol nu – habitat », TG = total general. Matrice composée à partir de la classification d'images Landsat de 2002, 2006 et 2013.

Tableau 4 : Indice de stabilité de la forêt classée du Haut-Sassandra au cours de la période des conflits armés.

	Nord	Centre	Sud
2002-2006	30,3	8,1	7,4
2006-2013	0,6	0,8	1,1

DISCUSSION

Gestion de la forêt classée du Haut-Sassandra de 2002 à 2013

Les résultats de cette étude ont mis en évidence la régression des surfaces forestières dans la forêt classée du Haut-Sassandra pendant la période de conflits au profit des classes « Forêt dégradée – culture » et « Sol nu – habitat ». Les transformations des couverts forestiers dans cet espace protégé sont essentiellement dues à la mise en place des cultures dominées par les cacaoyers (Assalé et al., 2016 ; Barima et al., 2016). Les cultures sont ainsi les principales causes du recul du couvert forestier en Afrique comme l'ont souligné Tente et al. (2011) en ce qui concerne le Bénin. Cette activité est aussi accompagnée de la prolifération des zones d'habitation dans la FCHS qui s'expliquerait par la volonté des populations de vivre à proximité de leur exploitation afin de faciliter leur entretien et de protéger leur récolte contre d'éventuels vols. Plusieurs études ont abordé l'infiltration de la FCHS par les agriculteurs avant et pendant la période des conflits (Oszwald, 2005 ; Kouamé, 1998). Ces infiltrations qui étaient relativement faibles se faisaient dans les zones Centre et Sud et étaient situées soit au cœur de la forêt, pour échapper aux agents de surveillance qui menaient régulièrement des opérations de déguerpissement pour freiner la dégradation, soit autour du site d'implantation de la société chargée d'aménager la FCHS. Aujourd'hui, les plantations au sein de la FCHS sont constatées sur toute l'étendue de sa surface. Cette généralisation des implantations agricoles s'est réalisée à partir de la période de conflits.

Les missions et enquêtes de terrain ont permis de montrer que l'essentiel de la population infiltrée dans la FCHS provient principalement de pays voisins à la Côte d'Ivoire confirmant ainsi les résultats de Kouakou et al. (2015a) et Assalé et al. (2016).

Ces migrations seraient dues aux conditions défavorables à l'agriculture dans les pays d'origine tel que le Burkina-Faso (Dibloni et al., 2009). Les populations migrantes auraient été dirigées vers la FCHS du fait de la saturation foncière dans les villages jouxtant cette zone protégée, rendant alors l'accès à la terre difficile pour les migrants. Par ailleurs, certaines populations autochtones auraient dirigé les migrants vers la FCHS par crainte de se voir exproprier le peu de terre qui leur reste par les migrants.

La fragmentation de la classe forestière de la FCHS s'est accompagnée de la perte de biodiversité. Les travaux de Kouakou et al. (2015a ; 2015b) ont montré une perte de diversité floristique dans la partie Nord de la forêt pendant la période de conflits. Cette forêt qui était riche de plusieurs espèces floristiques contribuant à plus de 25% à la diversité floristique générale de la Côte d'Ivoire (Kouamé, 1998) a perdu dans sa partie Nord pendant la période de conflits plus de 12% de sa diversité floristique.

La fragmentation impacte la diversité aussi bien animale que végétale (Dibloni et al., 2009) à travers la réduction de la taille des fragments d'habitat naturel qui conduit à une diminution de la taille des populations. Ainsi la fragmentation affecte la biodiversité à travers l'isolement des fragments qui entraîne une limitation du déplacement des espèces, leur présence, leur abondance et leur diversité (Debinski et al., 2001, Arroyo-Rodriguez et al., 2009) suivant cependant les caractéristiques de chacune d'entre elles. Les fortes pressions anthropiques (agriculture, exploitation forestière) que subit la FCHS menacent ainsi le maintien de la biodiversité primaire au profit des espèces secondaires à travers l'isolement des fragments forestier (Bakayoko et al., 2011 ; Martin, 2008). L'anthropisation, est ainsi responsable à moyen et long terme, de la baisse de diversité spécifique (Dan et al., 2012 ; Bamba, 2010 ; Barima et al., 2010).

Si en Côte d'Ivoire, la dégradation du couvert forestier a été induite par des infiltrations pour l'agriculture, ailleurs en Afrique les pressions sur les ressources naturelles pendant les conflits armés sont

généralement dues aux poids des réfugiés (Havyarimana, 2015) et à l'exploitation illicite des ressources forestières (Hansen et al., 2008).

En somme, les perturbations d'origine anthropique modifient la dynamique des paysages et les conflits armés constituent une cause incontestée de ces modifications.

Si l'impact des conflits sur la dégradation des milieux naturels est indéniable, le rôle des différents types de forces militaires dans la conservation de ces milieux est aussi important à analyser. C'est à cette échelle d'observation que nous avons porté nos analyses. Pour les trois zones étudiées la période des conflits a entraîné une régression des surfaces forestières quel que soit les forces en présence (Barima et al., 2016). De 2002 à 2006, les changements de la couverture forestière ne furent pas importants dans les trois zones, par ailleurs, le degré d'anthropisation dans la zone Nord est encore plus réduit que dans les deux autres zones. Le Nord de la FCCH situé dans la zone sous contrôle de groupements rebelles semble avoir bénéficié d'une meilleure surveillance par rapport au Centre et au Sud sous administration des forces internationales. Les forces internationales déployées en cas de conflits armés ont pour mission principale de contrôler la mise en application du cessez-le-feu. Secondairement, ces forces interviennent dans le maintien de l'ordre public, la sécurisation des biens et permettent la libre circulation des biens et des personnes (ONU, 2008). Ainsi la mission des forces internationales pour le maintien de la paix n'implique pas la protection des ressources naturelles. Elles seraient donc restées passives devant la dégradation de la FCCH.

De 2006 à 2013, chacune des zones a subi une forte pression anthropique avec une quasi-disparition du couvert forestier. La disparition de la zone tampon en 2007 suite à la réunification des armées (ONU, 2007) n'a pas inversé la tendance à la déforestation de la FCCH. Désormais, le Nord qui bénéficiait jusque-là de la surveillance de la part des groupements rebelles est laissé pour compte donnant lieu à une disparition drastique de son couvert forestier pendant les conflits. Les

mouvements des populations vers le Nord entre 2006 et 2013 en l'absence de surveillance seraient également dus à l'épuisement des terres au Centre et au Sud qui étaient sous pression anthropique depuis le début des conflits. D'autres aires protégées tel que le Mont Péko, situées en zone tampon ont subi une forte anthropisation du fait de l'absence des agents de surveillance (N'Goran, 2010). La différence d'administration n'implique aucune variation dans la dynamique des différentes zones de la FCCH.

Approche méthodologique

La classification supervisée des images Landsat de 30 m de résolution a permis d'établir des cartes d'occupation du sol et d'analyser la dynamique du paysage des zones Nord, Centre et Sud de la FCCH. L'évaluation de la précision de ces cartes a été faite par les méthodes généralement utilisées que sont la matrice de confusion et l'indice de Kappa (Pontius et al., 2001). L'indice de Kappa qui détermine dans la matrice de confusion la similitude entre les cartes et la réalité du terrain est compris entre 0 et 1 et peut être rangé en classe d'intervalle selon sa significativité. De 0 à 0,20, il est très faible, de 0,21 à 0,40 il est faible, de 0,41 à 0,60 il est modéré, 0,61 à 0,80 il est important et de 0,81 à 1 il est dit parfait (Chalifoux et al., 2006). Les indices de Kappa obtenus dans notre étude étant tous supérieurs à 0,81 nous pouvons dire que les cartes utilisées reflètent parfaitement les réalités du terrain.

La détermination des processus de changement du paysage se fait à travers la caractérisation de la structure paysagère. Pour ce faire plusieurs indices ont été proposés (Farina, 2000; Bogaert et Mahamane, 2005). Certains processus sont fréquemment observés pour des classes que pour d'autres. Par exemple la fragmentation est spécifique des milieux naturels telles que les forêts (Bogaert et al., 2011). En effet, la fragmentation entraîne une réduction de l'aire moyenne et une augmentation du nombre de taches (Bogaert et al., 2002). Ainsi nous avons utilisé des indices qui émanent de la définition de la fragmentation qui sont l'aire moyenne et

le nombre de taches (Bogaert et al 2002). Nous avons utilisé en plus de ces deux indices l'indice de dominance de la plus grande tache pour étayer la diminution de l'aire des taches (Bamba et al., 2010)

La fragmentation de la classe forestière résulte de sa conversion en culture et en habitation. La matrice dans les zones Nord, Centre et Sud de la FCHS a subi le même niveau de pression anthropique. Ces résultats confirment les travaux déjà effectués dans la FCHS et ceux de Hansen et al. (2008) et Chatelain (2015), qui ont montré une rapide conversion des terres du fait des conflits en Afrique au cours des dernières décennies.

Par l'analyse de la dynamique des différentes zones, cette étude met en évidence l'impartialité des forces internationales face à la destruction du couvert forestier ivoirien au cours de la période des conflits. Aussi l'étude met en exergue les dommages causés aux aires protégées par la population suite aux instabilités politiques comme ce fut le cas au Togo (Adjonou et al., 2010).

A travers la matrice de transition et l'indice de stabilité, on perçoit clairement l'évolution du couvert forestier vers les classes anthropiques et donc du risque de disparition des espèces primaires. En effet, la matrice de transition permet d'analyser les changements dans la composition du paysage tandis que l'indice de stabilité permet quant à lui de juger de la permanence du paysage initial (Bogaert et al., 2014).

Conclusion

Pour une conservation des ressources naturelles en période de conflits, l'Organisation des Nations Unies devrait adopter une loi sur le devoir de surveillance de ces ressources par les forces de maintien de la paix. Une autre solution pour pallier l'effondrement des ressources naturelles en période de conflits serait la mise en place d'une force entièrement dédiée à la surveillance de ces ressources.

Cette étude ne donne pas de preuves inconditionnées sur l'implication des différentes forces dans la gestion de la FCHS pendant les conflits. Une étude complémentaire serait une enquête

sociologique auprès des populations infiltrées dans chacune des zones pour confirmer ou infirmer les résultats de cette étude.

CONFLIT D'INTERETS

Les auteurs déclarent ne pas avoir de conflit d'intérêts concernant cet article.

CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

ATMK et YSSB sont les initiateurs du projet de recherche et de son exécution. Ils sont les auteurs de la rédaction de la méthodologie, de l'analyse et de l'interprétation des données. IB a contribué à l'analyse des données à travers la classification des images. SK, JYK et JB ont contribué à la révision critique du contenu de l'article.

REFERENCES

- Adjonou K, Djiwa O, Kombate Y, Kokutse AD, Kokou K. 2010. Etude de la dynamique spatiale et structure des forêts denses sèches reliques du Togo: implications pour une gestion durable des aires protégées. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **4**(1): 168-183.
- Assalé AAY, Barima YSS, Kouakou KA, Kouakou ATM, Bogaert J. 2016. Agents de dégradation d'une aire protégée après une décennie de conflits en Côte d'Ivoire : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra. *IJISR*, **22**(1): 123-133.
- Ariori SL, Ozer P. 2005. Evolution des ressources forestières en Afrique de l'Ouest soudano-sahélienne au cours des 50 dernières années. *Geo-Eco-Trop.*, **29**: 61-68.
- Arroyo-Rodriguez V, Pineda E, Escobar F, Benitez-Malvido J. 2009. Value of small Patches in the Conservation of Plant-Species Diversity in Highly Fragmented Rainforest. *Conserv. Biol.*, **23**(3): 729-739. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.01120.x.
- Bakayoko A, Martin P, Chatelain C, Traore D, Gautier L. 2011. Diversity, family dominance, life forms and ecological strategies of forest fragments compared to continuous forest in southwestern

- Côte d'Ivoire. *Candollea*, **66**(2): 255-262.
- Bamba I. 2010. Anthropisation et dynamique spatiotemporelle de paysages forestiers en République démocratique du Congo. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique, p.189.
- Barima YSS, Kouakou ATM, Bamba I, Sangne YC, Godron M, Andrieu J, Bogaert J. 2016. Cocoa crops are destroying the forest reserves of the classified forest of Haut-Sassandra (Ivory Coast). *Global Ecol Conserv.*, **8**: 85–98.
- Barima YSS, Barbier N, Ouattara B, Bogaert J. 2010. Relation entre la composition floristique et des indicateurs de la fragmentation du paysage dans une région de transition forêt-savane ivoirienne. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **14**(4): 617-625. DOI : <http://popups.ulg.ac.be/1780-4507/index.php?id=6345>
- Barima YSS, Barbier N, Bamba I, Traore D, Lejoly J, Bogaert J. 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois For. Trop.*, **299**(1): 15-25.
- Bogaert J, Zhou L, Tucker CJ, Myneni RB, Ceulemans R. 2002. Evidence for a persistent and extensive greening trend in Eurasia inferred from satellite vegetation index data. *J. Geophys. Res.*, **107**(D11): 4119. DOI: 10.1029/2001JD001075.
- Bogaert J, Ceulemans R, Salvador-Van ED. 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environ. Manage.*, **33**(1): 62-73.
- Bogaert J, Mahamane A. 2005. Ecologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **7**(1): 39-68.
- Bogaert J, Barima YSS, Ji J, Jiang H, Bamba I, Mongo LIW, Mama A, Nyssen E, Dahdouh-Guebas F, Koedam N. 2011. A Methodological Framework to Quantify Anthropogenic Effects on Landscape Patterns. In *Landscape Ecology in Asian Cultures*, Hong S-K., Wu J, Kim J-E, Nakagoshi N (Eds). Springer: 141-167.
- Bogaert J, Vranken I, Andre M. 2014. Anthropogenic effects in landscapes: historical context and spatial pattern. In *Biocultural Landscapes Diversity, Functions and Values*, Hong S-K, Bogaert J, Min Q (Eds). Springer Science + Business Media Dordrecht: 89-112.
- Chander G, Markham BL. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures, and post-calibration dynamic ranges. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, **41**(11): 2674-2677. DOI: 10.1109/TGRS.2003.818464
- Chatelain C. 2015. Disparition de la forêt ivoirienne. Conservatoire et jardin botanique de la ville de Genève, p.16.
- Chalifou XS, Nastev M, Lamontagne C, Latifovic R, Fernandes R. 2006. Cartographie de l'occupation et de l'utilisation du sol par imagerie satellitaire Landsat en hydrogéologie. *Téledétection*, **6**(1): 9-17.
- Dan CBS, Sinsin BA, Mensah GA, Lejoly J. 2012. Influence des activités anthropiques sur la diversité floristique des communautés végétales de la forêt marécageuse de Lokoli au Sud-Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **6**(6): 3064-3081. <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v6i6.8>
- Da Silva JMC, Tabarelli M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, **404**(6773): 72-74. DOI: 10.1038/35003563
- Debinski DM, Ray C, Saveraid EH. 2001. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity? *Biol. Conserv.*, **98**(2): 179-190. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00153-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00153-1)
- Dibloni OT, Coulibaly ND, Guenda W, Vermeulen C, Belem/Ouedraogo M. 2009. Caractérisation paysanne de Hippopotamus amphibius Linné 1758, dans la Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames, en zone sud

- soudanienne du Burkina Faso. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **3**(2): 386-397.
- Farina A. 2000. *Principles and Methodes in Landscape Ecology*. Kluwers Academic Publishers: USA; p.235.
- FAO. 2012. Situation des forêts du monde. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture Rome, 2012, p. 66.
- Filho MS, Steiner A. 2005. Restauration des paysages forestiers. Série technique OIBT. 23 : 1-34.
- Hansen MC, Stehman SV, Potapov PV, Loveland TR, Townshend JRG, Defries RS, Pittman KW, Arunarwati B, Stolle F, Steininger MK, Mark C, Dimiceli C. 2008. Humid Tropical Forest Clearing from 2000 to 2005 Quantified by Using Multitemporal and Multiresolution Remotely Sensed Data, PNAS. *Nat. Aca. Sci.*, **105**(27): 9439-9444.
- Havyarimana F. 2015. La contribution de l'instabilité sociopolitique dans l'anthropisation des paysages au Burundi : dynamique spatiale et biodiversité. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique, p. 293.
- Koffie-Bikpo CY, Kra KS. 2013. La région du Haut-Sassandra dans la distribution des produits vivriers agricoles en Côte d'Ivoire. *GEOTROPE*, **2**: 95-103.
- kouakou ATM, Barima YSS, Kouakou KA, Kouame NF, Bogaert J, Kouadio YJ. 2015a. Forest dynamics in the north of the classified forest of Haut-Sassandra during the period of armed conflicts in Ivory Coast. *American J. of L. Sci.*, **3**(5): 375-382. DOI: 10.11648/j.ajls.20150305.17
- Kouakou KA, Barima YSS, Kouakou ATM, Sangne YC, Bamba I, Kouame NF. 2015b. Diversité végétale post-conflits armés de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *J. Anim Plant Sci.*, **26**(2): 4058-4071.
- Kouame NF. 1998. Influence de l'exploitation forestière sur la végétation et la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de troisième cycle de l'Université de Cocody (Abidjan), p. 203.
- Martin P. 2008. Influence de la fragmentation forestière sur la régénération des espèces arborées dans le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat de l'Université de Genève, p. 306.
- Megarigal K, Cushman SA. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, **12**(2): 335-345.
- N'da DH, Adou YCY, N'guessan KE, Kone M, Sagne YC. 2008. Analyse de la diversité floristique du parc national de la Marahoué, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, **4**(3): 552-579.
- N'goran RK. 2010. Application de l'évaluation environnementale stratégique dans un contexte conflictuel en Côte d'Ivoire. Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement de l'université de Sherbrooke en vue de l'obtention du grade de Maître en environnement, p. 83.
- OFAC. 2012. Les forêts du bassin du Congo – État des forêts 2010. Office des publications de l'union européenne, Luxembourg, p. 276.
- ONU. 2008. Opérations de maintien de la paix des Nations Unies. Principes et Orientations, p. 57.
- ONUCL. 2007. Le contexte. https://onuci.unmissions.org/sites/default/files/old_spip (Site consulté le 26 février 2017).
- Oszwald J, Lefebvre A, Arnauld X, Sartre D, Thalès M, Gond V. 2010. Analyse des directions de changement des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de Maçaranduba (para, Brésil) entre 1997 et 2006. *Téledétection*, **9**(2) : 97-111.
- Oszwald J. 2005. Dynamique des formations agroforestières en Côte d'Ivoire (des années 1980 aux années 2000) suivi par télédétection et développement d'une approche cartographique. Thèse de doctorat de géographie. Université des sciences et technologies de Lille, p. 304.

- Oswald J, Bigot S, Brou YT. 2003. Evolution géo-historique de la forêt classée du Haut-Sassandra (Côte d'Ivoire), p. 9.
- PNUE. 2015. Evaluation environnementale post-conflit en Côte d'Ivoire, p. 160.
- PNUE. 2011. Evaluation environnementale post-conflit en République démocratique du Congo. Synthèse à l'intention des décideurs, p. 76.
- PNUE. 2006. Evaluation environnementale post-conflit du Soudan. Rapport de synthèses, p. 16.
- Pontius JrRG, Cornell J, Hall C. 2001. Modeling the spatial pattern of land-use change with Geomod2: application and validation for Costa Rica. *Agric Ecosyst Environ*, **85**(1-3): 191-203.
- Sangne YC, Barima YSS, Bamba I, N'Doume, C-TA. 2015. Dynamique forestière post-conflits armés de la Forêt classée du Haut-Sassandra (Côte d'Ivoire). *Vertigo*, **15**(3): 1-18. DOI : 10.4000/vertigo.16784
- Tente B, Baglo MA, Dossoumou JC, Yédomonhan H. 2011. Impacts des activités humaines sur les ressources forestières dans les terroirs villageois des communes de Glazoué et de Dassa-Zoumè au centre-Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **5**(5): 2022-2030. DOI : <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v5i5.22>
- Zanh GG, Barima YSS, Kouakou KA, Sangne YC. 2016. Usages des produits forestiers non-ligneux selon les communautés riveraines de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Int. J. Pure App. Biosci.* **4**(5): 212-225. DOI: <http://dx.doi.org/10.18782/2320-7051.2346>

Forest Dynamics in the North of the Classified Forest of Haut-Sassandra During the Period of Armed Conflicts in Ivory Coast

Akoua Tamia Madeleine Kouakou^{1,*}, Yao Sadaïou Sabas Barima¹, Apollinaire Kouassi Kouakou¹, N'guessan François Kouamé², Jan Bogaert³, Justin Yatty Kouadio⁴

¹Université Jean Lorougnon Guédé, Unité de Formation et de Recherche en Environnement, Daloa, Côte d'Ivoire

²Université Félix Houphouët-Boigny, Unité de Formation et de Recherche en Biosciences, Abidjan, Côte d'Ivoire

³Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgium

⁴Université Jean Lorougnon Guédé, Unité de Formation et de Recherche en Agroforesterie, Daloa, Côte d'Ivoire

Email address:

tamiakouakou01@gmail.com (A. T. M. Kouakou), byssabas@gmail.com (Y. S. S. Barima), apollinairekouassi@yahoo.fr (A. K. Kouakou), finkouame3@gmail.com (François N'guessan Kouamé), j.bogaert@ulg.ac.be (J. Bogaert), yatjust@yahoo.fr (J. Y. Kouadio)

To cite this article:

Akoua Tamia Madeleine Kouakou, Yao Sadaïou Sabas Barima, Apollinaire Kouassi Kouakou, N'guessan François Kouamé, Jan Bogaert, Justin Yatty Kouadio. Forest Dynamics in the North of the Classified Forest of Haut-Sassandra During the Period of Armed Conflicts in Ivory Coast. *American Journal of Life Sciences*. Vol. 3, No. 5, 2015, pp. 375-382. doi: 10.11648/j.ajls.20150305.17

Abstract: Ivory Coast (or Côte d'Ivoire) has experienced a succession of political and military crises from 2002 to 2011. This has resulted in a general degradation of the environment. In rural areas, the natural formations such classified forest of Haut-Sassandra (CFHS) in the West Central, underwent severe human pressure. This study, which took place in the northern part of the CFHS, aimed to determine the spatial and temporal evolution of the forest and its floristic composition during this time of conflicts. Two satellite images dated from 2001 and 2013 were the subject of a supervised classification from the maximum likelihood algorithm. Floristic surveys were used to determine the current state floristic diversity of CFHS compared to the situation prior to the conflicts. The results show that forest areas, representing 94 % of the area in 2001, increased to 34 % in 2013, representing an annual rate of 5 % of deforestation. About 13 % of species recorded before the conflict had disappeared in 2013. However, with 239 inventoried northern of CFHS remains a refuge area of the Ivorian plant diversity.

Keywords: Armed Conflicts, Human Pressure, Spatial Transformations, Flora, Endemic Plant Species

1. Introduction

The biodiversity of forest ecosystems is a wealth for local population and the rest of humanity. The deforestation in tropical areas is hence at the center of international debate on the conservation of natural resources [1]. Yet the majority of developing countries, especially in tropical areas are familiar with high rates of deforestation and forest degradation [2]. Countries that have the most difficulty in maintaining their forest patrimony are those where poverty is highest and / or who are affected by armed conflicts [3]. These countries constitute a fertile ground for the development of inequality and corruption leading to illegal exploitation of natural resources, particularly forest. Ivory Coast or Côte d'Ivoire has experienced since 2002 a series of political and military crises. Several actions were taken in order to achieve peace and social

balance but have not always incorporated the protection of protected areas. During these conflicts, pressures on these environments have increased, affecting the functioning of these ecosystems; however, no studies have been conducted to date in order to assess the impact on forest ecosystems.

The classified forest of Haut-Sassandra (CFHS), located in the West Central, is one of the most important biodiversity areas in the country and is a suitable site to conduct such an assessment. Before the outbreak of conflicts, CFHS housed 25.4 % of plant species present in Ivory Coast [4] including 68 West African endemic plant species and 8 Ivorian endemic plant species (*Chrysophyllum taiense*, *Eugenia tabouensis*, *Geophila afzelii*, *Gymnostemon zaizou*, *Hibiscus comoensis*, *Piptostigma fugax*, *Psychotria abouabouensis* et *Sapium aubrevillei*) [5]. These species represent 10.8 % of the Ivorian endemic species.

The Ivorian crisis gave rise to a partition of the country with

roughly, the North, Centre and West under occupation of rebel groups, and other parts in government administration. CFHS was under the legal authority but was also the border between rebel areas and the part under government control during the conflicts. Near rebel areas, CFHS remained without legal forest authority and therefore experienced a disruption of conservation activities. Thus, illegal installations have occurred in this forest, favorable to its degradation. Large movements of population fleeing the fight zones have also been observed in this region.

Our research hypothesis was that in the west, the absence of forest authority during the period of political and military crises has encouraged deforestation of protected areas in the region, leading to disappearance of plant species.

The objective of this study was to determine the dynamics of the northern part of the CFHS, transitional space between government and the area under rebel control. This was to evaluate the evolution of the area and the floristic composition of the forest at the end of ten years of armed conflicts.

2. Material and Method

2.1. Location of Classified Forest of Haut-Sassandra

CFHS located in the West Central (Fig. 1), since 1974 belongs to the permanent forest domain of the Ivorian state. It is located between 6° 52' and 7° 24' north latitude and 6° 59' and 7° 10' west longitude. It covers an area of 102,400 hectares and belongs to the administrative departments of Vavoua and Daloa. The climate is bimodal Guinean forest. The temperature minima average monthly between 2002 and 2013 was 22° C; maximum temperatures oscillate between 28 and 35° C. This forest belongs to the mesophilic sector of Guinean domain, characterized by dense semi-deciduous

forest at *Celtis* spp and *Triplochiton scleroxylon* [6].

2.2. Data Collection

2.2.1. Satellite Data and Classifications

Two multi-spectral satellite imagery from SPOT sensor, dating from December 2001 (SPOT 4, 20 m resolution) and December 2013 (SPOT 5, 10 m resolution) covering the northern part of the CFHS were used. The spectral data have been corrected before distribution by the supplier, avoiding the geometric and radiometric corrections before their exploitation. However, to facilitate comparison, the images will not have the same resolution; we conducted resampling of the image of 2001 to 10 m resolution by the nearest neighbor method. Then a color combination in false colors on the images obtained from the combination of bands XS3 / XS2 / XS1 was performed. These bands correspond to the spectral bands of the near infrared, red and green. Training plots of 600 to 900 m² have been delimited on this combination for different classes selected for the classification. The choice of classes results of field observations and documentation such as the work of [7]. These are the classes «dense semi-deciduous forest on land», «forest on hydromorphic soils», «crop» and «degraded forest». A supervised classification from the maximum likelihood algorithm was carried out. After classification, confusion matrix and Kappa coefficient was calculated to verify the performance of our classification. These operations were made for the 2013 image from 30 control plots of 400 m² each, delimited during field missions. The control plots for 2001 image have been delimited on the basis of work already carried out in the study area [7]; [1]. Image processing was done using ENVI 4.4 software.

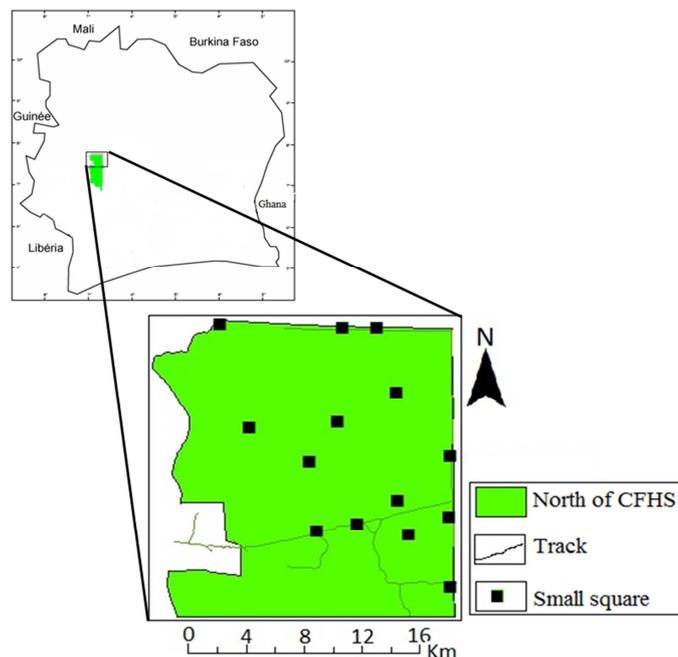


Figure 1. Presentation of the study area and floristic survey sites.

2.2.2. Phytosociological Inventories

Sampling sites were chosen after analysis of the land use map of CFHS taking into account the types of forest classes and accessibility. After analysis, 14 sites were chosen on each of which a small square of 20 m x 20 m was materialized (Fig. 1). Flora inventories were conducted in plots by collecting samples of all species encountered. Species lists were supplemented by species obtained from surveys conducted between plots. The different samples were used in the making herbarium before identification at the National Floristic Center of Felix Houphouët Boigny University in Abidjan. The scientific work treat of the floristic composition of the study area before the starting of crises in Ivory Coast have been exploited [5]; [4]; [7]. These data were compared to ours in order to analyze the change in the floristic composition of the CFHS during the conflict.

2.3. Data Analysis

2.3.1. Satellite Data

Many indices have been designed for the vegetation study from satellite data. They were classified into families according clues of whether they take into account external factors to plant cover such as the influence of atmosphere, the soil spectral contribution, the water content of plants. The NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) calculated from red and near infrared bands permit to measure the greenness of forests in a given area, and indicates the vegetation mass present in it. However, errors resulting from the atmospheric correction can affect this index [8]. Other indices such as the EVI (Enhanced Vegetation Index) are less affected by this problem. Calculated using near infrared and blue bands, the EVI corrects the combined effects of soil and the atmosphere. Compared to NDVI, EVI does not saturate in areas with high biomass and should be adapted in our study area under humid tropical climate. However, SPOT5 sensor imagery does not have a blue spectral channel does not allow the use of the EVI. In any case, the NDVI and EVI are both suitable for the detection of changes in land cover [9]. Thus, we calculated and compared the images NDVI of 2001 and 2013. The NDVI is calculated according to equation 1:

$$NDVI = \frac{PIR-R}{PIR+R} \quad (1)$$

2.3.2. Floristic Data

The collected botanical data were used to determine the present floristic composition of our study area. Endemic species were also determined and their typology was obtained based on the IUCN Red List [10]. Changes in the floristic composition of our study area were identified by comparing our data with those from the work done in the study area before the conflict by [5] and [4]. The Sørensen similarity coefficient was calculated to quantify the degree of resemblance of the two lists. It is obtained as follows:

$$Ps = \frac{2c}{a+b} \times 100 \quad (2)$$

with PS the Sørensen similarity coefficient; a, the number of species at the end of conflicts; b, the number of species before the conflict; and c, the number of common species to both periods. A comparison of the lists of endemic species and dominant families was assured. We considered dominant family every family whose species number collected was greater than or equal to 10.

3. Results

3.1. Composition of the Landscape and Spatial Dynamics

Table 1. Confusion matrix (percentage of pixels) of 2001 and 2013 image classification.

2001	Classes	Dense forest	Forest on hydromorphic soil	Crop-degraded forest
	Dense forest	88.08	10.18	1.60
	Forest on hydromorphic soil	9.79	85.42	11.64
	Crop-degraded forest	2.13	4.40	86.76
	Kappa Coefficient		0.75	
2013	Classes	Dense forest	Crop-degraded forest	
	Dense forest	88.96	6.94	
	Crop-degraded forest	11.04	93.06	
	Kappa Coefficient		0.80	

Table 2. Area of land cover classes (in hectare), the proportion (in brackets) in 2001 and 2013 and their rates of evolution.

	2001	2013	Rate of change between 2001 and 2013
Dense forest	15005 (49.51 %)	10400 (34.32 %)	-30.69 %
Forest on hydromorphic soil	13771(45.44 %)	0.00 (0.00 %)	-100 %
Crop-degraded forest	1531 (5.05 %)	19907(65.68 %)	1200.64 %

The Kappa coefficient obtained from the confusion matrix (Table 1) of 2001 image classification was 74.9 %. All classes were relatively classified well, the best pixel classification rate in class « dense forests » (88.1 %), while 11.6 % of the pixels belonging to the class «forest on hydromorphic soils » were classified in class «crop-degraded forest». The resulting confusion matrix for 2013 image classification (Table 1) also reflects a good performance with a value of Kappa coefficient of 80.4 %. In 2013, the class « forest on hydromorphic soils » has disappeared of the forest landscape and only the classes «dense forests» and «crop-forest degraded» were still visible in the landscape. Despite the high value of the Kappa coefficient, confusion was observed

between these two classes, with 11.0 % of pixels to the class «degraded forests» classified in «dense forest» and 6.9 % of pixels of «dense forests» class put into the « crop-degraded forest » class. The land cover map of 2001 (Fig. 2, map A) showed a landscape in which forests represented 94.9 % of the matrix (Table 2). Large forests on hydromorphic soils were located in the northern part of the study area around the rivers. In 2001, only 5 % of the landscape was occupied by crops (Table 2). In 2001, the landscape matrix now consists of «crop-degraded forests» (Fig. 2, map B) with a proportion

of 65.7 % at the expense of «dense forest» (34.3 %) (Table 2). Cultivated areas and degraded forests exhibit a growth rate of 1200 % against a sharp decline of forest areas marked by a 30 % regression rate. These are now represented by forest fragments and occupy only 34 % of the total superficies of study area, against 94 % in 2001 (Table 2). This conversion of forest areas is confirmed by the values of NDVI of the two images. Calculating means NDVI values gives a value of 0.319 for 2001 image, and 0.044 for 2013 whither 86.2 % regression.

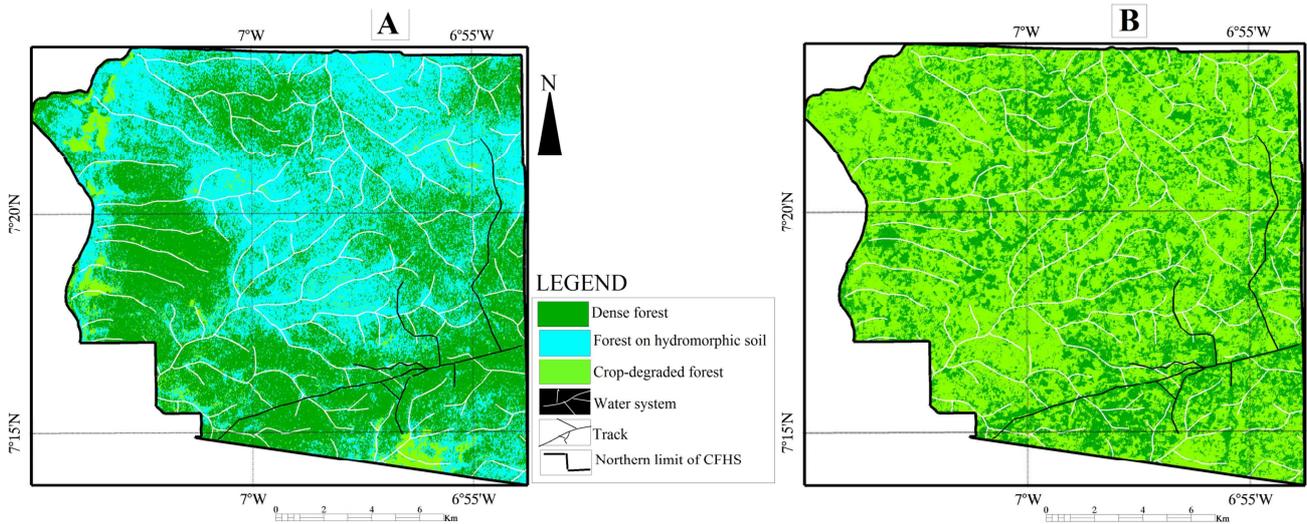


Figure 2. Land use map of 2001 (A) and 2013 (B) in northern classified forest of Haut-Sassandra.

3.2. Floristic Diversity

The synthesis of the literature on the northern part of CFHS before conflicts in Ivory Coast has identified 273 species distributed among 200 genera and 59 families (Table 3). Of the 273 recorded species, three are endemic to Ivory Coast: *Eugenia tabouensis* (Myrtaceae), *Gymnostemon zaizou* (Simaroubaceae) and *Septum aubrevillei* (Euphorbiaceae). The most represented families were decreasing order Rubiaceae, Annonaceae, Fabaceae, Hippocrateaceae, Mimosaceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae, Caesalpiniaceae and Sterculiaceae (Table 3). The inventories carried at the end of the decade of conflicts identified 239 species distributed among 179 genera and 61 families (Table 3). The most represented families in number of species were Rubiaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, the Sterculiaceae, the Apocynaceae and Moraceae (Table 3). The floristic list at conflicts end presented three Ivorian endemic species: *Ficus bongouanensis* (Moraceae), *Baphia bancoensis* (Fabaceae) and *Chrysophyllum taiense* (Sapotaceae). The list also presented West African endemic species, rain forest species of Guinea-Congo region, the common species at the Guinea-Congo region and the Sudan-Zambezian region, species of Sudano-Zambezian region (savannas and open forests) and introduced or cultivated species (Fig. 3).

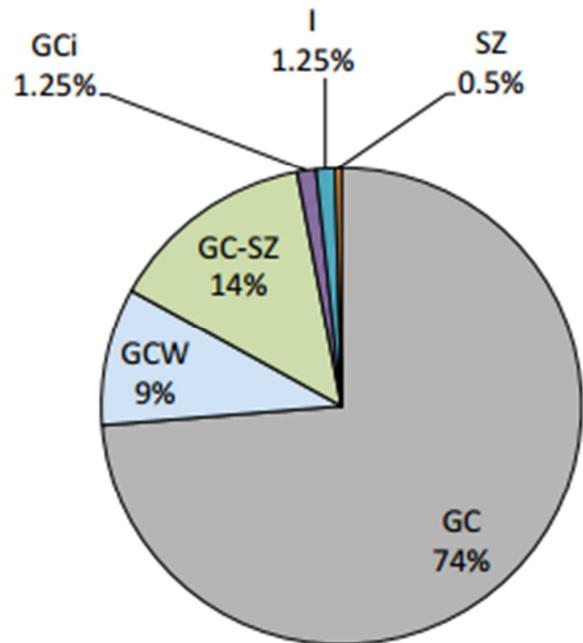


Figure 3. Chorological affinities of northern species of the classified forest of Haut-Sassandra after conflicts in 2013. GC: rainforest species of Guinean-Congolese field; GC-SZ: species common to the Guinea-Congo region and the Sudan-Zambezian region; GCW: West African endemic species; GCi: Ivorian endemic species; SZ: species of the Sudano-Zambezian region I: introduced species or cultivated species.

Table 3. Diversity of classified forest of Haut-Sassandra before and after the period of conflicts.

Families	Number of species		Families	Number of species	
	Before conflits	After conflits		Before conflits	After conflits
Acanthaceae	4	4	Malpighiaceae	2	1
Amaranthaceae	1	0	Malvaceae	0	3
Amaryllidaceae	0	1	Marantaceae	3	3
Anacardiaceae	1	2	Melastomataceae	2	1
Annonaceae	16	10	Meliaceae	0	7
Apocynaceae	12	10	Menispermaceae	1	4
Araceae	1	2	Mimosaceae	15	6
Asclepiadaceae	4	6	Moraceae	8	11
Asteraceae	1	1	Myricaceae	1	1
Balanophoraceae	0	1	Myrtaceae	1	0
Bignoniaceae	4	2	Napoleonaceae	0	1
Bombacaceae	2	1	Ochnaceae	2	0
Boraginaceae	2	3	Olacaceae	2	3
Buxaceae	2	1	Opiliaceae	1	0
Caesalpiniaceae	11	9	Orchidaceae	0	1
Capparidaceae	5	3	Pandaceae	1	1
Caricaceae	0	1	Passifloraceae	2	2
Cecropiaceae	0	2	Periplocaceae	0	1
Chrysobalanaceae	0	1	Poaceae	5	7
Clusiaceae	1	0	Phytolacaceae	1	0
Combretaceae	6	5	Polygalaceae	1	0
Commelinaceae	0	1	Rhamnaceae	3	0
Connaraceae	2	4	Rubiaceae	23	16
Convolvulaceae	4	3	Rutaceae	4	3
Cucurbitaceae	1	1	Sapindaceae	9	5
Dichapetalaceae	2	0	Sapotaceae	4	6
Dioscoreaceae	4	4	Simaroubaceae	2	1
Dracaenaceae	2	0	Smilacaceae	1	0
Ebenaceae	4	7	Sterculiaceae	11	12
Euphorbiaceae	13	11	Tiliaceae	4	4
Fabaceae	16	12	Ulmaceae	5	5
Flacourtiaceae	3	4	Urticaceae	0	1
Hippocrateaceae	16	7	Verbenaceae	3	1
Icacinaceae	3	1	Violaceae	6	5
Irvingiaceae	2	1	Vitaceae	3	2
Ixonanthaceae	0	1	Zingiberaceae	1	3
Lecythidaceae	1	0			

4. Discussion

4.1. Spatial Evolution of the Forest

Using remote sensing for characterizing changes in CFHS allowed to characterize the spatial and temporal evolution of this forest. A classification of the remote sensing images has highlighted the evolution of each thematic class during the study period. In 2001, a prevalence of the rainforest and the forest on hydromorphic soils in northern CFHS was observed. However, we noted that there were some farm plots inside the forest, suggesting that populations had started penetration this forest for agriculture prior conflicts, as observed by [7] and [1]. These agricultural zones are generally located on the outskirts of CFHS, and consequently, come into contact with the rural sector (Fig. 2, map A). There were little or no farms in the heart of the forest. At that time, the human impact on the reserved forest was mainly due to the extension of plantations of perennial crops (coffee and cocoa) maintained by indigenous populations living in enclaves, including that

Gbeubly located north of classified forest. However, [11] argued that despite its cover forest was radically modified, this same forest has not been the cause of the anthropisation of the classified area. Until 2001, conversions of forests surfaces were exclusively happening inside the enclave. Classified forest infiltrations would be rather the fact of non-indigenous populations in search of arable land. Changes in the forest cover of the CFHS were not solely due to agriculture, but were also the result of logging. This forest harvesting was entrusted to a private company (named SIFCI), which, in turn, was expected to undertake forest management. The establishment of this company resulted in forest degradation or conversion of the forest cover to a savannah system [1]. After conflicts, the land use map revealed a fragmented forest landscape with an extension of agricultural plots to the detriment of the forest. This fact is borne out by 86.2 % decrease in the NDVI, compared to its value in 2001. However, decreases in the NDVI does not equate to a decrease in vegetation, because this index is likely to be influenced by climate-related factors such as precipitation [9]. Precipitation data of our study area showed little variation between the two periods under

consideration. In December 2001, zero precipitation was registered, while in 2013 only 6 mm of precipitation was registered.

During conflicts, populations penetrated the classified forest, mainly because forest policy agents were mobilized on the various war fronts. During this period, forest areas declined to more than 30 % of the original cover (Table 2) in our study area, with a "disappearance" of the «forest on hydromorphic soils». The absence of this class in 2013 could be linked to the classification method used. In fact, the sizes of island forest on hydromorphic soils that are still likely to be found in northern CFHS are smaller than 100 m² (pixel resolution), and does not allow the classification algorithm to create a homogeneous class. Using a finer-resolution image (2.5 m) would help correct this artifact. Despite this probable error, the «forests on hydromorphic soils» observed before the beginning of conflicts disappeared from the CFHS in 2013. Indeed, during our field visits, we noted that there were cocoa crops in river beds or grasses will significantly different from «forest on hydromorphic soils». This decline in the forest area is part of the spatial dynamics of forests worldwide, and particularly in Africa. The net loss of forest area per year is estimated at 5.3 million hectares for the whole of Africa that is 0.78 % of the total forest area [12]. West African forest countries are the most affected by such decline [13]. In this area, the loss of forest cover is essentially caused by agriculture. Indeed, indigenous people consider the forest as a setting with the most suitable lands for farming. As a matter of fact, forest ensures soil fertility, lowers the proliferation of weeds and insects, favors good moisture retention, limits the effect of wind and erosion, etc. [14]. Indigenous people believe that cocoa, for example, can only be sown on a newly deforested plot. In such process, and in striving to increase their production or renew their old orchards, farmers are constantly clearing sites, therefore reducing protected areas. Consequently, the forest is now replaced by cocoa plantations. Degraded forests shown by 2013 map are just the first phase of the introduction of cocoa farming. Indeed, this class shows crops under forests. Due to their illegal presence in this protected area, farmers strive to keep the forest landscape intact in the early stages of plant development in order to cover them up. The cocoa tree is a rainforest plant, and this cultivation technique serves it well. In this context, if action is not taken to curb human intrusion in our study area, the whole surface will be covered by crops.

4.2. Analysis of the Floristic Composition of the Classified Forest

Sampling conducted before conflicts outbreak has given a total of 273 species [5] of which 106 are common to our list obtained at the end of conflicts. Sørensen similarity coefficient (41 %) calculated based on the two lists is less than 50 %. This floristic dissimilarity appears in Table 3. The Moraceae family, poorly represented in 1998 represented a significant proportion (4.06 %) in the current list to the point of being part of the ruling families, and may result from changes in environmental conditions [15]. At local scale, northern CFHS

is currently dominated by cocoa plantations. This conversion of forest cover leads to a proliferation of species adapted to environmental constraints attached to it. The Rubiaceae family remained the best represented, confirming the membership of the CFHS to the Guinea-Congolese region that has the right conditions for the proliferation of Rubiaceae [5]; [16]; [17]. Nine endemic species to West Africa and three endemic to Ivory Coast before the conflicts identified in CFHS were not found in the current list (Table 4). We only inventoried the northern CFHS, cumulating in plots surface 9200 m² and transects which, placed end to end, reaching 2300 m. But one of the direct consequences of human impact on protected areas during the conflicts seems to be changing biodiversity according to what is generally observed in protected areas of West Africa [18]; [19]; [20]. Although much of the CFHS has been converted to crops, it has kept a high species richness with 239 species against 273 species over 10 years earlier. However, species richness is not always synonymous with diversity [20]. Indeed, environment anthropisation could bring up a new procession of pioneer species and / or better adapted to the disturbed environment [21].

Table 4. List and status of West African endemic species (GCW) and Ivorian (GCi) present in Northern classified forest of Haut-Sassandra in 1998 (before conflicts) and have not been found in 2013 (after conflicts).

Espèces	Familles	Statut
<i>Afzeliabella var. gracilior</i>	Fabaceae	GCW
<i>Caloncoba echinata</i>	Flacourtiaceae	GCW
<i>Crossostemma laurifolium</i>	Passifloraceae	GCW
<i>Dialium aubrevillei</i>	Caesalpiniaceae	GCW
<i>Diospyros vignei</i>	Ebenaceae	GCW
<i>Drypetes ivorensis</i>	Euphorbiaceae	GCW
<i>Eugenia salicioides</i>	Myrtaceae	GCW
<i>Eugenia tabouensis</i>	Myrtaceae	GCi
<i>Gymnostemon zaizou</i>	Simaroubaceae	GCi
<i>Sapium aubrevillei</i>	Euphorbiaceae	GCi
<i>Uvariadendron occidentale</i>	Annonaceae	GCW
<i>Whitfieldia colorata</i>	Acanthaceae	GCW

4.3. Conflict, Dynamics of Forest Landscapes and Floristic Diversity

African tropical forest ecosystems are recognized for their biodiversity is nonetheless an alarming deterioration. The technical use of existing land in this region of the world, such as slash and burn agriculture and industrial monoculture, lead serious degradation of forest resources [22]. Armed conflict has intensified during the last decade natural resource degradation as to cause a considerable regression of protected areas superficies, a reduction in the density of the tree cover and changes in floristic composition, as has been manifest in the Democratic Republic of Congo [23]. This human pressure can lead to savannah forest landscape [19]. The main effect of human impact is the dominance of species with high growth capacity to the detriment of competitors within species [24] as is the case in tropical forest [25] and therefore in the CFHS, changing this protected area.

4.4. Armed Conflicts and Protected Areas

Logging and forests destruction to other purpose threaten greatly the preservation of several protected areas in Africa [26]. This is mainly due to the strong increase in population but also problems of political instability. Conflicts lead to destruction of these areas invaded by population looking for new farmland. The displacement of populations during armed conflicts periods causes changes occupation mode of space that affect land systems and exploitation of natural resources. In CFHS, these changes have led to environmental degradation reducing the forest cover. In the Haut-Sassandra region in general, human action was accentuated by the dispossession of landowners in the conflict period, which has resulted in extensive land clearing.

5. Conclusion

This study highlighted the large spatial configurations of different classes of land use and the development of their respective superficies to the northern part of the CFHS during the conflicts in Ivory Coast. The results obtained from the images classifications from 2001 and 2013 show a significant decline in forest area of this protected area for the benefit of agricultural areas. Indeed, over 60 % of forest surface were converted to agriculture land or degraded forest during and after decade of conflicts. Regarding the floristic composition of this area, 12.4 % of the species appear to have disappeared during the crisis. Restoration and conservation measures should be taken to safeguard the still existing forest relics and rebuild areas covered by agriculture

Acknowledgement

The study was conducted as part of the project «renforcement des capacités et accès aux données satellitaires pour le suivi des forêts en Afrique» GEOFORAFRI, funded Fonds français pour l'Environnement Mondial with technical support from the «Institut de Recherche pour le Développement». This study also received support from the Strategic Support Programme for Scientific Research in Ivory Coast (PASRES), the Academy of Sciences, Arts, African Cultures and African Diaspora (ASCAD, Ivory Coast) and The World Academy of Sciences (TWAS). The study was made possible by to the agreement of SODEFOR who authorized access to classified forest of Haut-Sassandra.

References

- [1] J. Oszwald, Dynamique des formations agroforestières en Côte d'Ivoire (des années 1980 aux années 2000) suivi par télédétection et développement d'une approche cartographique. Thèse de doctorat de géographie. Université des sciences et technologies de Lille, 2005, p. 304.
- [2] C. L. Meneses-tovar, L'indice différentiel normalisé de végétation comme indicateur de la dégradation, *Unasylva*, vol 262, pp. 39-46, 2011.
- [3] R. K. N'goran, Application de l'évaluation environnementale stratégique dans un contexte conflictuel en Côte d'Ivoire. Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement de l'université de Sherbrooke en vue de l'obtention du grade de Maître en environnement, P. 83, 2010.
- [4] N. Kouamé, H. F. Tra Bi, T. D. Etien, and D. Traore, Végétation et flore de la forêt classée du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire, *Revue CAMES*, vol. 00, pp. 28-35, 1998.
- [5] N. F. Kouamé, Influence de l'exploitation forestière sur la végétation et la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat de troisième cycle de l'Université de Cocody (Abidjan), p. 203, 1998.
- [6] J-L. Guillaumet, E. Adjanohoun, La végétation de la Côte d'Ivoire. In: AVENARD, J. M., Eldin, E., Girard, G., Sircoulon, J., Touchebeuf, P., Guillaumet, J-L., Adjanohoun, E., Perraud, A., (eds). *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*. ORSTOM, Paris, 1971, pp. 57-266.
- [7] E. N'guessan, M. Bellan, and F. Blasco, Suivi par télédétection spatiale d'une forêt tropicale humide protégée soumise à des pressions anthropiques, *Télédétection*, vol. 3, pp. 443-456, 2003.
- [8] A. Dorais, and R. De Koninck, Mesurer l'évolution des stocks forestiers de carbone: un véritable défi à Borneo, *M@ppemonde*, vol. 102, pp. 1-17, 2011.
- [9] D. Lu, P. Mausel, E. Brondizio, and E. Moran, Change detection techniques, *International journal of remote sensing*, vol. 12, pp. 2365-2407, 2004.
- [10] UICN, Red List of Threatened Species, International Union for Conservation of Nature Version 2010, 2010.
- [11] J. Oszwald, S. Bigot, and Y. T. Brou, Evolution géo-historique de la forêt classée du Haut-Sassandra (Côte d'Ivoire), p. 9, 2003.
- [12] FAO, Evaluation des ressources forestières mondiales 2000. Rapport principal, études FAO, forêts, Rome, p. 140, 2001.
- [13] T. M. Inoussa, I. T. Imorou, M. C. Gbegbo and B. Sinsin, Structure et composition des forêts denses sèches des monts Kouffé au Bénin, *Applied Biosciences*, vol. 64 pp. 4787-4796, 2013.
- [14] Y. T. Brou, Impacts des modifications bioclimatiques et de l'amenuisement des terres forestières dans les paysanneries ivoiriennes: quelles solutions pour une agriculture durable en Côte d'Ivoire, *Cuadernos Geograficos*, vol. 45 pp. 13-29, 2009.
- [15] R. Pélissier, S. Dray, and D. Sabatier, Within-plot relationships between tree species occurrences and hydrological soil constraints: an example in French Guiana investigated through canonical correlation analysis. *Plant Ecology*, vol. 162 pp. 143-156, 2002.
- [16] L. Aké-assi, Flore de la Côte d'Ivoire: catalogue systématique, biogéographie et écologie. *Boissiera*, vol. 58, p. 401, 2002.
- [17] D. H. N'da, Y. C. Y. Adou, K. E. N'guessan, M. Kone, and Y. C. Sangne, Analyse de la diversité floristique du parc national de la Marahoué, Centre Ouest de la Côte d'Ivoire. *Afrique sciences*, vol. 4 pp. 552-579, 2008.
- [18] B. S. Bouko, B. Sinsin, and B. G. Soule, Effet de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité floristique des forêts claires et savanes au Bénin, *Tropicultura*, vol. 25 pp. 221-227, 2007.

- [19] Y. S. S. Barima, W. M. Egnankou, A. T. C. N'doume, N. F. Kouame, and J. Bogaert, Modélisation de la dynamique du paysage forestier dans la région de transition forêt-savane à l'est de la côte d'ivoire, *Télédétection*, vol. 9 pp. 129-138, 2010.
- [20] Y. S. S. Barima, D. M. Angaman, D. C. Cannière, and J. Bogaert, Influence of forest degradation on tree diversity in a forest-savannah transition in Eastern Ivory Coast. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, vol. 6 pp. 1467-1479, 2012.
- [21] J-F Molino, and D. Sabatier, Tree diversity in tropical rain forests: A validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis, *Science*, vol. 294, pp. 1702-1704, 2001.
- [22] P. W. Takou, T. Boukpassi, and M. Djangbedja, Apports de la télédétection et des Systèmes d'Information Géographiques dans l'étude de la dynamique des paysages végétaux de l'ouest de la région des plateaux au Togo, *Actes du troisième Colloque des sciences, cultures et technologies de l'UAC-Bénin*, vol. 1, pp. 669-687, 2012.
- [23] O. Shuku, Evaluation environnementale des conflits armés. Cas de la RDC. *Communication*, p. 5, 2003.
- [24] Y. S. S. Barima, N. Barbier,, B. Ouattara,, et J. Bogaert, Relation entre la composition floristique et des indicateurs de la fragmentation du paysage dans une région de transition forêt-savane ivoirienne, *Biotechnology, Agronomy, Society & Environment*, vol. 14 pp. 617-625, 2010.
- [25] M. Arim, S. R. Abades, P. E. Neill, M. Lima, and P. A Marquet, Spread dynamics of invasive species. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, vol. 103 pp. 374-378, 2006.
- [26] J. Nackoney, G. Molinario, P. Potapov,, S. Turubanova,, M. C. Hansen, and T. Furuichi, Impacts of civil conflict on primary forest habitat in northern Democratic Republic of the Congo, 1990–2010. *Biological Conservation*, vol. 170, pp. 321-328, (2014).