



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 : 2022-2023

N°D'ORDRE : 071

CANDIDAT

Nom : KOUMAN

Prénoms : Kouame Jean-Marc

Soutenue publiquementt
le 11 Mars 2023

THESE

**Pour l'obtention du grade de Docteur de
l'Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution
Spécialité : Ecologie Végétale**

**Suivi de la reprise naturelle de la
végétation des parcelles permanentes
de la forêt classée du Haut-Sassandra
(Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire)**

JURY

Président : Monsieur AKAFFOU Doffou Sélastique, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Directeur : Monsieur BARIMA Yao Sadaïou Sabas, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Rapporteur : COULIBALY Siendou, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur : KOUAME Djaha, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur : KOUASSI Konan Edouard, Maître de Conférences,
Université Félix Houphouët-Boigny



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 : 2022-2023

N°D'ORDRE : 071

CANDIDAT

Nom : KOUMAN

Prénoms : Kouame Jean-Marc

Soutenue publiquementt
le 11 Mars 2023

THESE

**Pour l'obtention du grade de Docteur de
l'Université Jean LOROUGNON GUEDE**

**Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution
Spécialité : Ecologie Végétale**

**Suivi de la reprise naturelle de la
végétation des parcelles permanentes
de la forêt classée du Haut-Sassandra
(Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire)**

JURY

Président : Monsieur AKAFFOU Doffou Sélastique, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Directeur : Monsieur BARIMA Yao Sadaïou Sabas, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Rapporteur : COULIBALY Siendou, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur : KOUAME Djaha, Maître de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur : KOUASSI Konan Edouard, Maître de Conférences,
Université Félix Houphouët-Boigny

TABLE DES MATIERES

	Page
TABLE DES MATIERES	i
DEDICACES	vi
AVANT-PROPOS	vii
REMERCIEMENTS	viii
LISTE DES SIGLES, ABREVIATIONS ET ACRONYMES	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES FIGURES.....	xii
LISTE DES ANNEXES.....	xiv
INTRODUCTION.....	1
PARTIE I : GENERALITES	6
Chapitre 1 : Régénération de la végétation et les parcelles permanentes.....	7
1.1. Déforestation en zone tropicale	7
1.2. Régénération de la végétation	7
1.2.1. Définition et caractéristiques.....	7
1.2.2. Typologie de la régénération.....	8
1.2.3. Importance de la régénération forestière.....	8
1.3. Suivi de la dynamique forestière post-culturelle.....	9
1.3.1. Etapes de la dynamique forestière post-culturelle.....	9
1.3.2. Approche synchronique de la dynamique forestière post-culturelle	12
1.3.3. Approche diachronique de la dynamique forestière post-culturelle.....	12
1.3.4. Notion de dispositifs permanents	12
1.3.4.1. Définition.....	12
1.3.4.2. Importance des dispositifs permanents.....	13
1.3.4.3. Dispositifs permanents en Afrique	13
Chapitre 2 : Présentation de la forêt classée du Haut-Sassandra.....	14
2.1. Situation géographique	14
2.2. Facteurs abiotiques	15
2.2.1. Relief et hydrographie	15
2.2.2. Climat.....	15
2.2.3. Sol.....	15
2.3. Facteurs biotiques.....	16
2.3.1. Flore et végétation.....	16

2.3.2. Faune	19
2.3.3. Populations riveraines et activités économiques	19
PARTIE II : MATERIEL ET METHODES	21
Chapitre 3 : Matériel	22
3.1. Matériel biologique	22
3.2. Matériel technique.....	22
3.2.1. Matériel de collecte de données de terrain	22
3.2.2. Données cartographiques	22
3.2.3. Matériel de traitement de données	23
Chapitre 4 : Méthodes	24
4.1. Installation du dispositif expérimental des parcelles permanentes	24
4.1.1. Prospection et choix des sites d'installation des parcelles permanentes	24
4.1.2. Délimitation et matérialisation des parcelles permanentes	25
4.1.3. Etiquetage des arbres.....	25
4.1.4. Caractéristiques générales des parcelles permanentes	26
4.2. Détermination des dynamiques spatiotemporelles de 2017 à 2020	27
4.2.1. Prétraitement des images.....	28
4.2.2. Extraction de la zone d'étude et composition colorée.....	28
4.2.3. Description des types d'occupation du sol.....	28
4.2.4. Classification des images satellites	29
4.2.5. Précision cartographique et validation de la classification	30
4.2.6. Détermination de l'évolution des types d'occupation du sol de 2017 à 2020....	31
4.2.7. Détermination de l'évolution des indices de végétation des parcelles.....	32
4.3. Détermination de l'évolution de la diversité floristique des parcelles permanentes de 2018 à 2021	32
4.3.1. Collecte des données floristiques	33
4.3.1.1. Inventaire floristique dans les parcelles permanentes	33
4.3.1.2. Mesure de la circonférence des arbres.....	33
4.3.2. Analyse des données floristiques	36
4.3.2.1. Evaluation de la richesse floristique	36
4.3.2.2. Evaluation de la composition floristique	36
4.3.2.2.1. Détermination des types biologiques	36
4.3.2.2.2. Détermination des affinités chorologiques	37
4.3.2.2.3. Identification des espèces à statut particulier.....	37

4.3.2.3. Evaluation de la diversité floristique de parcelles permanentes	38
4.3.2.3.1. Diversité floristique selon Shannon-Weaver	38
4.3.2.3.2. Indice d'équitabilité de Pielou	38
4.3.2.3.3. Indice de valeur taxonomique	38
4.3.2.4. Evaluation de la ressemblance floristique entre les traitements	40
4.3.2.5. Evaluation de la structure végétale des parcelles permanentes	40
4.3.2.5.1. Evaluation de la densité des arbres dans les parcelles permanentes	40
4.3.2.5.2. Evaluation de l'aire basale des arbres dans les parcelles permanentes.....	41
4.3.2.6. Estimation de la biomasse aérienne des ligneux.....	41
4.4. Détermination du potentiel de régénération de la végétation de 2018 à 2021	41
4.4.1. Evaluation du mode de dissémination des diaspores	42
4.4.2. Tempérament des espèces des parcelles permanentes	42
4.4.3. Régénération des arbres des parcelles permanentes.....	43
4.4.4. Mortalité des arbres des parcelles permanentes	43
4.4.5. Recrutement des arbres des parcelles permanentes.....	44
4.4.6. Evaluation du mode de régénération des arbres	44
4.4.7. Détermination du taux d'accroissement en diamètre des arbres	44
4.5. Analyse de la structure spatiale des arbres et des cacaoyers dans les parcelles permanentes	45
4.5.1. Collecte des données spatiales	45
4.5.2. Analyse des données spatiales.....	46
4.5.2.1. Analyse du mode de répartition des espèces abondantes et des cacaoyers	46
4.5.2.2. Analyse de la relation spatiale interspécifique	47
4.6. Modélisation de la croissance en diamètre des arbres de 2018 à 2021	47
4.6.1. Collecte des données du modèle	47
4.6.2. Analyse des données du modèle.....	48
4.6.2.1. Modèle de croissance.....	48
4.6.2.2. Conceptualisation du modèle.....	48
4.6.2.3. Inférence du modèle	49
4.6.2.4. Evaluation de l'effet des variables.....	50
4.7. Méthodes statistiques d'analyse des données	50
4.7.1. Comparaison des moyennes	50
4.7.1. Ordination de données.....	51
PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION.....	52

Chapitre 5 : Résultats	53
5.1. Dynamiques de l'occupation du sol dans la zone d'étude de 2017 à 2020.....	53
5.1.1. Description des types d'occupation du sol en 2020	53
5.1.2. Cartes d'occupation du sol dans la zone des parcelles permanentes de 2017 à 2020	56
5.1.3. Dynamiques de la végétation dans la zone des parcelles permanentes de 2017 à 2020	59
5.1.4. Evolution de l'indice de végétation.....	60
5.2. Evolution de la diversité floristique des parcelles permanentes de 2018 à 2021	61
5.2.1. Evolution de la richesse floristique	61
5.2.2. Prépondérance temporelle des espèces arborescentes.....	63
5.2.2.1. Indice de Valeur d'Importance des espèces.....	63
5.2.2.2. Indice de Valeur d'Importance des Familles	65
5.2.3. Evolution de la composition floristique	67
5.2.3.1. Types biologiques	67
5.2.3.2. Affinités chorologiques	68
5.2.3.3. Espèces à statut particulier en 2021	68
5.2.4. Evolution de la diversité floristique	69
5.2.4.1. Evolution de l'indice de diversité de Shannon	69
5.2.4.2. Evolution de l'indice d'équitabilité de Piélou	70
5.2.5. Ressemblance floristique entre les traitements	70
5.2.6. Evolution de la structure de la végétation	71
5.2.6.1. Evolution de la densité par traitement	71
5.2.6.2. Evolution de l'aire basale	72
5.2.7. Evolution de la biomasse aérienne	73
5.3. Potentiel de régénération naturelle de la végétation de 2018 à 2021	74
5.3.1. Evolution de la dissémination des diaspores	74
5.3.2. Evolution de l'indice pionnier par traitement	76
5.3.3. Evolution du taux de recrutement	76
5.3.4. Evolution du taux de mortalité des arbres	77
5.3.5. Evolution de l'accroissement en diamètre des arbres	78
5.3.6. Evolution de l'indice de régénération moyen par traitement	79
5.3.7. Mode de régénération des ligneux	80
5.3.8. Groupement des données des parcelles	81

5.3.8.1. Ordination des placettes dans les différents traitements.....	81
5.3.8.2. Description des groupes.....	83
5.4. Répartition spatiale des arbres dans les cacaoyères abandonnées	85
5.4.1. Mode de distribution des cacaoyers	85
5.4.2. Interactions entre les cacaoyers et les autres arbres	85
5.4.3. Relations intraspécifiques entre les espèces dominantes dans les cacaoyères abandonnées	88
5.4.4. Relations interspécifiques entre les espèces dominantes	88
5.5. Modèles d'accroissement en diamètre des arbres des parcelles permanentes	91
5.5.1. Effet des variables sur l'accroissement en diamètre des arbres	92
5.5.2. Effet des variables sur la diversité des ligneux	92
5.5.3. Effet des variables sur le comportement des espèces.....	93
5.5.4. Effet des variables sur la régénération des ligneux	93
Chapitre 6 : Discussion	95
6.1. Occupation du sol de la partie Sud-Est de la FCHS de 2017 à 2020	95
6.2. Diversité floristique de la végétation des parcelles permanentes de la FCHS	96
6.3. Régénération naturelle de la végétation de la FCHS.....	99
6.4. Structure spatiale des arbres des parcelles permanentes en reconstitution.....	101
6.5. Modèles d'accroissement en diamètre des arbres de la FCHS	101
CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	105
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	110
ANNEXES	125
PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES.....	131

DEDICACES

*A mon défunt père, KOUADIO Kouman
A ma mère, KRAPPA Affoua Somia
A ma fille,
KOUMAN Somia Kanyha Chama*

AVANT-PROPOS

La présente étude a été réalisée dans le cadre du projet « Une reconstitution naturelle de la forêt classée du Haut-Sassandra après abandon des activités agricoles est-elle possible ? (RN-FCHS) » financé par le programme Sud Expert Plantes Développement Durable (SEP2D), l'Agence Française du Développement (AFD), le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM) et l'Institut de Recherche et de Développement (IRD).

Ce projet, exécuté par le Groupe de Recherche Interdisciplinaire en Ecologie du Paysage et en Environnement (GRIEPE) de l'Université Jean LOROUGNON GUEDE, a bénéficié du soutien de la Société de Développement des Forêts (SODEFOR) pour l'accès à la Forêt Classée du Haut-Sassandra.

REMERCIEMENTS

Nous adressons nos remerciements à toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de cette thèse. Nous remercions l'équipe dirigeante de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG) avec, à sa tête, la Présidente, le Professeur TIDOU Abiba Sanogo épouse KONE pour avoir autorisé notre inscription. Nos remerciements vont également à l'endroit du Professeur KONE Tidiani, Vice-Président chargé de la Pédagogie, de la Recherche, de la Vie universitaire et de l'Innovation Technologique et du Professeur AKAFFOU Doffou Sélastique, Vice-Président chargé de la Planification, de la Programmation et des Relations Extérieures, pour leur dévouement à la formation des étudiants.

Nous remercions tout le personnel administratif de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) en Environnement, en particulier le Directeur, le Professeur KOUASSI Kouakou Lazare, pour le bon déroulement de nos travaux dans cette unité.

Notre reconnaissance va également à l'endroit du Responsable du laboratoire de Biodiversité et Ecologie Tropicale, auquel nous appartenons, le Professeur KOFFI Béné Jean-Claude, pour tous ses conseils depuis notre inscription en Master et pour avoir initié la formation en Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes.

Nous exprimons notre gratitude au Professeur BARIMA Yao Sadaïou Sabas, Directeur Scientifique de cette thèse. Nous lui disons merci pour ses conseils et critiques constructives, indispensables pour l'achèvement de ce travail. Nous lui sommes infiniment reconnaissant, car sans lui, nous ne serions pas à ce niveau.

Nous tenons à exprimer notre gratitude aux rapporteurs de cette thèse, pour leur contribution à l'amélioration du document.

Nous disons merci aux membres du jury de la soutenance du présent mémoire qui ont contribué à rehausser la qualité scientifique du document.

Nos remerciements vont aussi à l'endroit de tous les membres du GRIEPE, pour nous avoir suivi durant cette thèse. Il s'agit des Maîtres de Conférences, SANGNE Yao Charles, BAMBA Issouf et KPANGUI Kouassi Bruno, des Maîtres-Assistants N'GOURAN Kobenan Pierre, KOFFI N'Guessan Achile et KOUAKOU Akoua Tamia Madeleine épouse ATSIN et de l'Assistant KOUAKOU Kouassi Apollinaire. Notre gratitude va également à l'endroit des chercheurs ZANH Golou Gizèle, KOUA Kadio Attey Noël et ASSALE Adjo Annie Yvette.

Remerciements

Nous sommes reconnaissants aux Doctorants TIMITE Nakouana, KONAN Gislain Danmo et KONATE N'golo, pour avoir créé un cadre idéal de travail et de convivialité. Nous remercions également tous les étudiants qui ont effectué leur stage de Master au GRIEPE.

Nous disons merci à tous les étudiants inscrits en Biodiversité et Gestion Durable des Ecosystèmes qui, par leurs encouragements et conseils, ont permis la réalisation de ce travail.

Notre gratitude va également à l'endroit de Messieurs, KOUAME Adamou François, YEBOUA Kouakou Sylvestre et FLYE Demaho Olivier, pour leur contribution à la collecte des données sur le terrain.

Nous pensons à tous les membres de notre famille qui n'ont jamais cessé de nous faire confiance et de nous apporter leur soutien spirituel, financier et moral. Nous sommes particulièrement reconnaissant à KRAPPA Kouadio N'zian, KOUMAN Kobenan N'guettia, YAO N'guettia, KOUMAN Yawa Hélène et KOUMAN Affoua Krouffié Odette. Recevez ici notre sincère reconnaissance pour tous les efforts consentis.

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à Monsieur YEBOUA Kouassi Apahou, notre tuteur à Daloa et toute sa famille, pour l'hospitalité et les prières.

Nous remercions la famille MAHAN, particulièrement Mademoiselle MAHAN Marie Madeleine pour l'amour, l'hospitalité et les prières.

Enfin, nous adressons nos profonds remerciements aux populations des villages riverains de la forêt classée du Haut-Sassandra pour le bel accueil et la participation active aux activités de terrain.

LISTE DES SIGLES, ABREVIATIONS ET ACRONYMES

ACC	:	Analyses Canoniques de Correspondances
ACP	:	Analyse en Composante Principale
AFC	:	Analyse Factorielle de Correspondances
AFM	:	Analyse Factorielle Multiple
ANOVA	:	Analyse de la Variance
FAO	:	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
FCHS	:	Forêt Classée du Haut-Sassandra
GCI	:	Espèce endémique à la Côte d'Ivoire
GCSZ	:	Espèces des zones Guinéo-Congolaise et Soudano-Zambézienne
GCW	:	Espèce endémique à l'Afrique de l'Ouest
GPS	:	Système de Positionnement Global
GRIEPE	:	Groupe de Recherche Interdisciplinaire en Ecologie du Paysage et en Environnement
HG	:	Espèce endémique aux forêts de la région de Haute Guinée
I	:	Espèce introduite
SODEFOR	:	Société de Développement des Forêts
UFR	:	Unité de Formation et de Recherche
UICN	:	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UJLoG	:	Université Jean Lorougnon Guédé
IRD	:	Institut de Recherche et de Développement
AFD	:	Agence Française du Développement
FFEM	:	Fonds Français pour l'Environnement Mondial
SEP2D	:	Sud Expert Plantes Développement Durable
MP	:	Mégaphanérophytes
mP	:	Mésophanérophytes
mp	:	Microphanérophytes
np	:	Nanophanérophytes
Ep	:	Epiphytes

Liste des sigles, abréviations et acronymes

G	:	Géophytes
H	:	Hémicryptophytes
Th	:	Thérophytes
Ch	:	Chaméphytes

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau I : Caractéristiques des images satellitaires utilisées.....	23
Tableau II : Qualité de la classification selon le coefficient Kappa.....	31
Tableau III : Signification des valeurs de l'Indice Pionnier.....	43
Tableau IV : Caractéristiques des variables du modèle	48
Tableau V : Précisions globales et coefficients Kappa de 2017 et 2020.....	57
Tableau VI : Matrice de confusion de l'image classifiée de 2017.....	57
Tableau VII : Matrice de confusion de l'image classifiée de 2020.....	57
Tableau VIII : Matrice de transition des types d'occupation du sol de 2017 à 2020	59
Tableau IX : Prépondérance temporelle des espèces arborescentes.....	64
Tableau X : Prépondérance temporelle des familles en fonction du traitement.....	66
Tableau XI : Nombre d'espèces à statut particulier recensées dans les parcelles en 2021	69
Tableau XII : Evolution temporelle des indices de diversité floristique dans les traitements .	70
Tableau XIII : Coefficient de similitude floristique entre les traitements de 2018 à 2021	71
Tableau XIV : Evolution de l'indice pionnier dans le temps selon le traitement.....	76
Tableau XV : Valeurs propres et contribution des groupes des variables descriptives des différents traitements.....	82
Tableau XVI : Valeurs moyennes des indices de diversité, des paramètres de reconstitution et structuraux.....	85
Tableau XVII : Caractéristiques floristiques et relations spatiales entre cacaoyers et arbres dans les cacaoyères mises en défens (T3)	88

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1 : Etapes du cycle de vie des espèces végétales	11
Figure 2 : Carte de localisation de la Forêt Classée du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire.....	14
Figure 3 : Diagramme ombrothermique de la région du Haut-Sassandra de 1991 à 2021	16
Figure 4 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra de 1997-2017...	18
Figure 5 : Jeune plantation de cacaoyers avec élimination du sous-bois dans la FCHS.....	20
Figure 6 : Etiquette permanente fixée sur le tronc d'un arbre.....	26
Figure 7 : Carte de répartition des parcelles permanentes dans la zone d'étude de la forêt classée du Haut-Sassandra	27
Figure 8 : Niveau de mesure de la circonférence des arbres droits ou penchés.....	34
Figure 9 : Niveau de mesure de la circonférence des arbres présentant une fourche ou une déformation du tronc	34
Figure 10 : Niveau de mesure de la circonférence des arbres cassés présentant un rejet	35
Figure 11 : Niveau de mesure de la circonférence des arbres couchés	36
Figure 12 : Intervalle de confiance de la courbe L(r) de Ripley	46
Figure 13 : Intervalle de confiance de la courbe L ₁₂ (r).....	47
Figure 14 : Vue d'une forêt dense dans la FCHS.....	53
Figure 15 : Vue d'une forêt dégradée dans la FCHS, au premier plan	54
Figure 16 : Vue d'une jachère dans la FCHS.....	55
Figure 17 : Vue d'une cacaoyère dans la FCHS	55
Figure 18 : Vue d'un sol nu et habitat dans la FCHS.....	56
Figure 19 : Cartes d'occupation du sol en 2017 et 2020.....	58
Figure 20 : Proportion des types d'occupation du sol en 2017 et 2020.....	58
Figure 21 : Evolution des superficies des types d'occupation du sol de 2017 à 2020.....	60
Figure 22 : Evolution du NDVI de 2017 à 2020 selon le traitement.....	61
Figure 23 : Évolution temporelle du nombre moyen d'espèces selon les traitements au cours du temps	62
Figure 24 : Évolution du nombre moyen de genres selon les traitements au cours du temps..	63
Figure 25 : Evolution temporelle des types biologiques en fonction du traitement.....	67
Figure 26 : Evolution temporelle des affinités chorologiques en fonction du traitement	68
Figure 27 : Evolution de la densité floristique dans les traitements de 2018 à 2021	72
Figure 28 : Evolution de l'aire basale dans les traitements de 2018 à 2021	73

Figure 29 : Evolution temporelle de la biomasse aérienne de 2018 à 2021	74
Figure 30 : Evolution du nombre d'espèces selon le mode de dissémination des diaspores ...	75
Figure 31 : Evolution du taux de recrutement annuel des arbres dans les parcelles permanentes de 2018 à 2021	77
Figure 32 : Evolution du taux de la mortalité annuelle des arbres dans les traitements de 2018 à 2021	78
Figure 33 : Evolution de l'accroissement en diamètre des arbres de 2018 à 2021	79
Figure 34 : Evolution de l'indice de régénération dans les traitements de 2018 à 2021	80
Figure 35 : Evolution des taux des modes de régénération des arbres par traitement de 2018 à 2021	81
Figure 36 : Carte factorielle des groupes	82
Figure 37 : Cercle de corrélations des variables utilisées	84
Figure 38 : Diagramme d'ordination des variables influençant les traitements.....	84
Figure 39 : Cartes de densité du mode de distribution dans les cacaoyères mises en défens (traitement T3)	86
Figure 40 : Interaction entre les cacaoyers et les arbres dans les cacaoyères mises en défens (traitement T3)	87
Figure 41 : Répartition spatiale des individus des espèces dominantes dans les cacaoyères mises en défens (traitement T3)	89
Figure 42 : Relations spatiales des individus des espèces dominantes dans les cacaoyères mises en défens (traitement T3)	90
Figure 43 : Courbes des modèles d'accroissement des arbres dans les traitements	91
Figure 44 : Effet des variables sur l'accroissement en diamètre des arbres.....	92
Figure 45 : Effet des variables sur la diversité des ligneux.....	93
Figure 46 : Effet des variables sur le temp�ratement des espèces ligneuses	94
Figure 47 : Effet des variables sur la régénération des arbres.....	94

LISTE DES ANNEXES

Annexe : Liste des espèces végétales inventoriées dans les parcelles permanentes de la FCHS

INTRODUCTION

Les forêts tropicales sont des écosystèmes importants pour le monde. Ces forêts couvrent près de 15 % de la surface totale de la Terre (FAO, 2020). Elles offrent une riche source de plantes médicinales et alimentaires et constituent un réservoir naturel de diversité biologique. Elles stockent de grandes quantités de carbone atmosphérique (FAO, 2020). Elles limitent également le ruissellement des eaux de pluies en favorisant leur infiltration dans le sol.

Malheureusement, les forêts tropicales sont en voie de disparition. La forêt tropicale qui occupait près de 1 094 millions d'hectares, a régressé de moitié en un siècle (FAO, 2020). En Côte d'Ivoire, la couverture forestière qui était d'environ 24 % du territoire en 1990, est passée à 16 % en 2000 puis à seulement 11 % en 2015. Ainsi, la Côte d'Ivoire est classée parmi les pays où la déforestation s'est le plus accrue, avec le Nigeria et le Madagascar (SODEFOR, 1994), car ayant l'un des taux de déforestation les plus élevés au monde (Fairhead & Leach, 1998 ; MEDD, 2011). La principale cause de cette déforestation est la forte croissance démographique, qui a entraîné des besoins en terres cultivables et en infrastructures économiques (barrages hydroélectriques, routes, etc.). Cette forte démographie a également occasionné l'exploitation incontrôlée des produits forestiers (non ligneux et bois d'œuvre) et l'exploitation minière (Bertin *et al.*, 2013). Les forêts restantes sont très fragmentées et appauvries par l'exploitation de bois (Bertault, 1986 ; Aké-Assi, 1998).

Pour sauvegarder la biodiversité, la Côte d'Ivoire a adopté, entre 1968 et 1974, une série de lois visant à instaurer des parcs nationaux, des réserves naturelles et des forêts classées. Cependant, la demande de plus en plus croissante de produits forestiers et de terres cultivables menace l'intégrité de ces espaces et leurs ressources. La décennie de conflits qu'a connue la Côte d'Ivoire aurait amplifié les pressions sur les ressources forestières (Barima *et al.*, 2016). Par ailleurs, l'infiltration illégale de ces espaces par les populations pour y développer des activités agricoles (Kouakou *et al.*, 2017) met en mal leur gestion par les structures chargées de leur protection. Ainsi, la couverture forestière de plusieurs espaces protégés a disparu au profit de plantations agricoles (Barima *et al.*, 2016). La pratique de l'agriculture dans ces forêts influence la qualité du sol et la composition floristique, compromettant dans bien des cas, la régénération naturelle des espèces locales et la restauration du couvert végétal (Amaral *et al.*, 2019).

Située au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) n'échappe pas à ce phénomène de dégradation et de déforestation. Cette forêt, qui était encore au début des années 2000, l'un des vestiges de la forêt dense humide semi-décidue, a perdu plus de 70 % de son couvert forestier durant la période de conflits (2002-2011) au profit de la culture du cacaoyer (Barima *et al.*, 2016). En effet, les études antérieures réalisées sur la FCHS (Assalé

et al., 2016 ; Barima *et al.*, 2016 ; Kouakou, 2019 ; Zanh *et al.*, 2019) ont montré une transformation accrue de la forêt en cacaoculture. Malheureusement, cette transformation a entraîné une perte de la diversité de la flore (Kouakou *et al.*, 2015) et de la faune (N'guessan *et al.*, 2022). En outre, les travaux d'Assalé (2020) ont relevé une diminution des services fournis par cette forêt aux populations riveraines. En effet, l'anthropisation de la FCHS a entraîné une perte importante des espèces forestières utilisées par la population au début des années 2000 pour leur bien-être.

Ainsi, le devenir de la FCHS semble inquiétant. Certains chercheurs prônent le retour à de véritables forêts protégées avec des plans adéquats de protection et une surveillance accrue (Vignal & Andrieu, 2017). Les populations infiltrées proposent la transformation de ces forêts domaniales en cultures de rente et de subsistance ; ces cultures étant essentielles pour soutenir l'économie ivoirienne d'une part et pour assurer la sécurité alimentaire de la population locale d'autre part. La mise en place d'une véritable espace protégé signifierait le déguerpissement des populations clandestines infiltrées. Cependant, l'abandon de ce territoire à l'agriculture conduirait à la perte totale de cette forêt classée avec tous les bénéfices directs et indirects qu'elle engendre. Pour la Société de Développement des Forêts (SODEFOR) le devenir de la FCHS pourrait être un compromis entre elle et les populations infiltrées.

Dans tous les cas, il est indispensable de trouver une solution à la dégradation et à la disparition progressive de cette forêt afin de protéger et préserver ce qui en demeure encore et restaurer les espaces dégradés. L'une des actions à mener pour cela est de déloger les populations installées clandestinement dans la FCHS. Cette solution brutale a été mise en œuvre dans d'autres forêts de la région, telle que le Parc national du Mont Péko (Ousmane *et al.*, 2020). Cependant, avant de mettre en œuvre une telle action, il est important de savoir si l'absence des pressions anthropiques sur la forêt classée permettra effectivement sa reconstitution naturelle. Cette situation nous a amené à poser un certain nombre de questions, à savoir :

- quel est le niveau de la diversité des cacaoyères dans la FCHS ?
- la reconstitution naturelle de la FCHS est-elle possible si les pressions anthropiques s'estompaient ?
- faut-il détruire les plantations de cacaoyers installées dans la FCHS ou les maintenir pour permettre une régénération naturelle de la végétation ?

La présente étude est basée sur l'hypothèse selon laquelle l'arrêt de certaines activités anthropiques dans les cacaoyères de la FCHS permettrait le rétablissement de la flore ligneuse, donc la reconstitution naturelle de la forêt.

Pour vérifier cette hypothèse, des travaux de recherches ont été menés depuis 2017 dans la FCHS afin de suivre la reprise naturelle de la végétation après abandon des activités agricoles. Les résultats de ces recherches devraient aider, *in fine*, le gestionnaire à définir les mesures les plus efficaces pour restaurer au mieux le couvert forestier. En effet, pour conduire, planifier et établir des stratégies de reconstitution des espaces cultivés, il est indispensable de comprendre la dynamique de la végétation post-culturelle. Cette dynamique se fait à travers l'étude des processus écologiques de reconstitution naturelle des forêts (Baker *et al.*, 2004) tels que le recrutement, la mortalité, la croissance (Laurance *et al.*, 2009) et le maintien de la richesse floristique (Baker *et al.*, 2004). En plus de générer des bénéfices sociaux économiques, la reconstitution du couvert forestier contribue au maintien et à la garantie des forêts, à la conservation de la biodiversité, à l'élimination du dioxyde de carbone de l'atmosphère et à la conservation des produits forestiers ligneux et non ligneux (Amaral *et al.*, 2019). Selon Guillaumet & Adjanohoun (1971), la reconstitution de la forêt après des activités agricoles dépend de l'intensité de celles-ci, du précédent culturel, de la végétation environnante, de la température et de l'éclairement.

Ainsi, l'objectif général de cette étude est d'évaluer la capacité de reconstitution naturelle de la forêt classée du Haut-Sassandra après abandon des activités agricoles. De façon spécifique, il s'est agi de :

- identifier les dynamiques d'occupation du sol dans la zone des parcelles permanentes de la FCHS ;
- évaluer l'évolution de la diversité floristique des parcelles permanentes de 2018 à 2021 sous divers traitements culturels ;
- déterminer le potentiel de régénération naturelle des parcelles permanentes de 2018 à 2021 ;
- analyser la répartition spatiale des arbres lors de la reconstitution végétale des cacaoyères abandonnées ;
- modéliser la dynamique de croissance en diamètre des espèces ligneuses des parcelles permanentes de la FCHS entre 2018 et 2021.

Outre l'introduction et la conclusion, ce document comprend trois principales parties. La première partie est consacrée aux généralités sur la régénération naturelle, le suivi du couvert

végétal et la présentation de la zone d'étude. La deuxième partie traite du matériel et de la méthodologie adoptée dans cette étude. La troisième partie est consacrée aux résultats obtenus et à leur discussion.

PARTIE I : GENERALITES

Chapitre 1 : Régénération de la végétation et les parcelles permanentes

1.1. Déforestation en zone tropicale

La forêt dense humide tropicale a considérablement régressé de surface sous diverses pressions anthropiques. Ces forêts seraient passées de 850 millions d'hectares (FAO, 1990), vers la moitié du 20^e siècle, à 718 millions d'hectares en 1990. En effet, l'essor démographique que connaissent actuellement les régions tropicales (FAO, 2020) entraîne des besoins croissants en terres agricoles et en bois d'œuvre. Le développement agricole s'est parfois effectué au détriment des ressources forestières. En effet, l'intensification des défrichements compromet, à moyen terme, la préservation de la biodiversité et le développement durable des forêts. Actuellement, dans toutes les régions tropicales du globe, les forêts primaires sont sous la pression d'une exploitation de plus en plus intensive et d'une anthropisation quasi généralisée de la végétation (Liang *et al.*, 2016). Les causes de la déforestation actuelle sous les tropiques se résument à l'agriculture, aux exploitations forestières et minières aux constructions humaines, aux feux de végétation et à la production de charbon de bois (Gregor, 1996).

La déforestation s'est subitement accrue en Asie et en Afrique, juste après la seconde guerre mondiale à cause des besoins en bois de construction et de services en Europe. La zone intertropicale en générale et particulièrement, l'Afrique tropicale est la plus durement touchée par cette crise environnementale (Mouhamadou *et al.*, 2013). Les formations végétales de cette région se dégradent à un rythme accéléré (FAO, 2020). Le changement de la superficie forestière en Afrique intertropicale est le plus important de toutes les régions du monde (Mouhamadou *et al.*, 2013). La perte annuelle nette de la superficie forestière est estimée à 5,3 millions d'hectares pour toute l'Afrique, soit 0,78 % de la superficie forestière totale (FAO, 2012).

1.2. Régénération de la végétation

1.2.1. Définition et caractéristiques

Le terme de régénération est fréquemment utilisé par les écologues, les botanistes et les forestiers. Les définitions varient beaucoup, tant par rapport à l'élément pris en compte que par les processus mis en jeu et les échelles spatio-temporelles considérées. Les forestiers par exemple, considèrent la régénération comme l'ensemble des individus juvéniles du sous-bois des espèces arborées (Rollet, 1969). La régénération est ainsi assimilée au peuplement d'avenir. Cette définition se base sur ce qui est observable et dénombrable en termes de démographie des populations. Elle représente une vision du peuplement futur. On s'intéresse alors à savoir si ce

peuplement évolue, s'il régresse ou s'il s'entretient dans une vision à long terme du gestionnaire de la ressource forestière.

Pour les écologues et les botanistes, la régénération est souvent perçue comme l'ensemble des processus dynamiques qui permettent de reconstituer un couvert végétal préexistant (Alexandre, 1989). Après une perturbation naturelle ou anthropique, la surface affectée se reconstitue progressivement en passant par des phases successives d'évolution dites phases sylvigénétiques (Oldeman, 1990). Cette définition met en évidence le caractère cyclique de la régénération en considérant que les formations forestières sont composées d'une multitude de stades ou de phases. Ces unités sont, par exemple, des stades matures (grands arbres aux fûts élancés) plus ou moins vastes, des stades en construction (chablis en phase de croissance et de cicatrisation) ou des stades de dégradation. Toutes ces phases constituent la mosaïque forestière et interviennent dans le cycle sylvigénétique des forêts tropicales (Hallé *et al.*, 1978 ; Oldeman, 1990). Cette notion de cycle a surtout été développée par rapport à la reconstruction de la forêt après coupe ou abandon de parcelles cultivées. La reconstitution naturelle est très généralement associée à l'idée de « succession » (Alexandre, 1989). La succession primaire est le processus de transformation du milieu abiotique par la végétation. Le processus aboutit au climax ou à un stade évolué et stable. La succession secondaire est celle qui s'observe dans les milieux où une végétation développée est détruite par une agression externe. Cette végétation reposait sur un sol évolué et la dynamique conduit alors à une formation qui existait avant la perturbation. Dans ce cas, la « régénération naturelle » est synonyme de « reconstitution ».

1.2.2. Typologie de la régénération

La régénération d'une forêt peut se faire suivant deux modèles (Kassi, 2006). Le premier est la régénération artificielle avec l'introduction d'espèces forestières. Cette solution est coûteuse et réduit drastiquement la diversité des essences forestières qui est le potentiel écologique naturel de cette forêt. Le second est la régénération naturelle. Cette dernière consiste à promouvoir la capacité naturelle de cicatrisation (ou résilience) de la formation dégradée jusqu'à un éventuel climax. Une telle approche repose sur une connaissance approfondie de la dynamique se mettant en place spontanément après toutes formes de dégradation d'une parcelle forestière (Ewel, 1980).

1.2.3. Importance de la régénération forestière

La forêt tropicale humide représente une ressource économique dont l'importance ne cesse de croître. Une exploitation du milieu forestier n'est effectivement rentable pour un pays

que si les potentialités du milieu sont restaurées. Ainsi tous les acteurs des forêts tropicales s'accordent aujourd'hui sur le fait qu'il faut trouver une solution à leur dégradation et disparition progressive. En effet, l'un des problèmes majeurs de ces forêts est le manque de reconstitution des surfaces exploitées. Pour permettre à la forêt de se reconstituer, il faut, préserver les surfaces déjà exploitées de toute nouvelle exploitation (Alexandre, 1989). Dans le cas des forêts classées, cela signifierait de mettre en place des mesures de déguerpissement des populations clandestines. Il conviendrait alors de s'interroger sur leurs relogements. La reconstitution de ces écosystèmes permet par leur fonctionnement, d'offrir différents services aux populations (Assalé, 2020).

1.3. Suivi de la dynamique forestière post-culturelle

1.3.1. Etapes de la dynamique forestière post-culturelle

La dynamique post-culturelle ou succession secondaire post-culturelle intervient suite à l'abandon de terres agricoles. Pendant cette dynamique, on assiste à un remplacement progressif des espèces au cours du temps (Alexandre, 1989). Les premiers stades de reconquête forestière sont marqués par la domination de nouvelles espèces à croissance rapide dans les premières années. Au fil du temps, d'autres espèces, absentes ou faiblement représentées après l'ouverture de la formation forestière, parviennent à s'installer les premières. Ce processus n'est possible que si la diaspore, présente sur le site, germe et s'établit. Les espèces végétales qui apparaissent proviennent de trois sources : le potentiel végétatif, séminal édaphique et adventif. Le potentiel végétatif représente l'ensemble des individus déjà présents avant la perturbation. Le potentiel séminal édaphique est constitué de graines viables présentes dans le sol avant la perturbation, leur germination est conditionnée par le changement du spectre lumineux et l'état pédologique (Martin, 2010). Enfin, le potentiel adventif est l'ensemble des diaspores venues de l'extérieur et dépendant de l'environnement floristique (Alexandre, 1988). Toutes ces considérations ont permis de distinguer divers comportements des espèces en fonction de leur réponse à la lumière (Alexandre, 1989). Les pionnières sont les espèces à croissance rapide colonisant, premièrement, les espaces dégradés. Les héliophiles sont les espèces demandeuses en lumière. Les espèces sciaphiles sont tolérantes à l'ombre.

Le succès de la régénération arborée est déterminé par l'accomplissement effectif de nombreux événements dans le cycle de vie de l'arbre tels que la floraison, la pollinisation, la production de graines et la dispersion dans des sites viables, l'établissement via la germination et l'état plantule puis la croissance. Le cycle de régénération est bouclé lorsque l'individu atteint

la maturité sexuelle et produit à son tour des graines (Figure 1). Ce succès de la régénération permet aux espèces de se maintenir à travers le temps dans l'écosystème forestier (Primack, 1990). Au-delà de la population en place, il permet aux espèces d'étendre leur aire de distribution à de nouveaux habitats. Ces processus sont fondamentaux pour comprendre les mécanismes régulant la forêt tropicale et sont indispensables dans un objectif de conservation à long terme (Liang *et al.*, 2016).

Depuis la conférence de Rio de Janeiro en 1992, une attention particulière est accordée au suivi de la végétation, notamment pour la conservation de la biodiversité et la lutte contre le changement climatique. Selon Alexandre (1989), la régénération naturelle est fondamentale car elle permet de disposer durablement des ressources végétales. Cependant, le faible nombre d'études du suivi de la régénération forestière dans les zones tropicales, qui sont pourtant soumises à des contraintes fortes (feux de brousse, pâturage, défrichements agricoles et exploitation), constitue un obstacle majeur pour la bonne gestion des ressources végétales et l'estimation du potentiel de carbone. Après abandon d'une culture, la végétation évolue et se transforme. Sauf intervention humaine, il se produit, de stade en stade, une succession d'associations végétales aboutissant à la reconstitution de la végétation de la zone anthropisée.

Pour étudier l'évolution de la végétation, deux approches méthodologiques peuvent être adoptées. Il s'agit de l'approche synchronique et de l'approche diachronique.

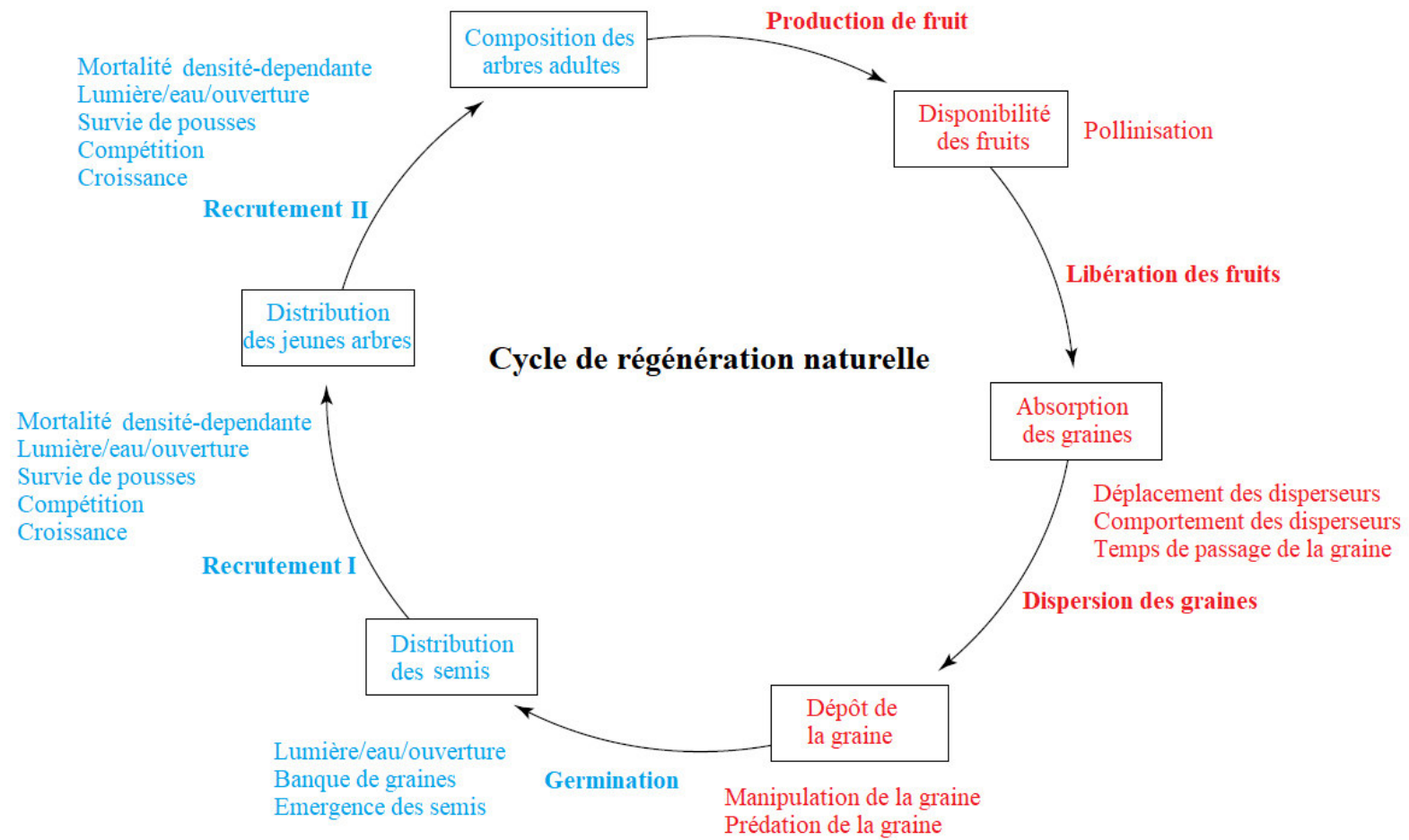


Figure 1 : Etapes du cycle de vie des espèces végétales (Wang & Smith, 2002)

La partie en rouge correspond à la dispersion de la graine et la partie en bleu correspond à la croissance des individus.

1.3.2. Approche synchronique de la dynamique forestière post-culturelle

L'approche synchronique est basée sur l'analyse de la structure et de la composition floristique des communautés végétales d'âges différents présentes à un moment donné dans un espace plus ou moins homogène. Cette approche consiste à retracer la dynamique de la végétation des espaces d'âges et d'histoires différents. Il s'agit des variations de la structure et de la composition floristique des communautés végétales établies à la suite des abandons culturels dans le temps. Cette approche est souvent critiquable car les perturbations auxquelles la végétation est soumise ne sont pas toujours uniformes sur toutes les parcelles faisant l'objet de l'étude. Cependant, elle est facile à appliquer et permet de produire des résultats dans un délai relativement court. L'approche synchronique a été utilisée en zone tropicale par Van Gemerden (2004), Adou Yao & N'guessan (2005), Koulibaly (2008), Ghazoul & Sheil (2010) et Vroh Bi (2013).

1.3.3. Approche diachronique de la dynamique forestière post-culturelle

L'approche diachronique demande de suivre une ou plusieurs successions végétales sur plusieurs années, nécessitant une surveillance à long terme. Elle requiert la variation du facteur temps sur un même espace (Pelissier & Riera, 1993). Cette approche permet d'identifier les changements intervenus dans la structure, la composition floristique et la dynamique (recrutement, croissance, mortalité) durant l'évolution des communautés végétales (Frontier *et al.*, 2008). L'approche diachronique, qui mesure la dynamique en temps réel d'une forêt, est rarement utilisée, soit par manque de données antérieures sur le milieu d'étude, soit parce que cette approche nécessite beaucoup de temps (Pelissier & Riera, 1993 ; Vroh Bi, 2013 ; Koffi, 2016). Dans les écosystèmes naturels, cette méthode de suivi est généralement réalisée à l'aide de dispositifs permanents.

1.3.4. Notion de dispositifs permanents

1.3.4.1. Définition

Par dispositif permanent, on entend tout dispositif forestier où les arbres sont marqués individuellement, de façon durable, permettant ainsi de les remesurer à intervalles de temps réguliers (Picard, 2007 ; Picard & Gourlet-Fleury, 2008). Il existe trois principaux types de dispositifs permanents, à savoir, la parcelle permanente, le layon permanent et le sentier permanent. La parcelle permanente est une portion délimitée dans une végétation à l'intérieur de laquelle tous les individus de taille supérieure à un seuil défini sont suivis. Le layon

permanent est une zone délimitée par un axe unidimensionnel et une largeur fixe à l'intérieur de laquelle tous les individus d'une taille supérieure à un seuil donné sont suivis. Le sentier permanent est une ligne reliant des individus identifiés pour être suivis (Picard & Gourlet-Fleury, 2008).

1.3.4.2. Importance des dispositifs permanents

Seuls des dispositifs permanents, mettant en œuvre un gradient de perturbation lié à l'agriculture et l'exploitation forestière, peuvent fournir les données nécessaires à la quantification de la dynamique forestière en vue de préciser les paramètres de l'aménagement forestier, avec un enjeu de gestion durable (Picard, 2007). De tels dispositifs sont très rares dans les forêts africaines. Les données prélevées permettent de décrire la composition floristique, la structure et la dynamique du peuplement (Poso, 2007 ; Priyadi *et al.*, 2006). La mise en place de ces dispositifs est une solution pour une meilleure estimation des paramètres de la dynamique du peuplement.

1.3.4.3. Dispositifs permanents en Afrique

Parmi les dispositifs toujours actifs aujourd'hui, les plus anciens ont été installés en 1982 à M'Baïki en République Centrafricaine. Le dispositif de M'Baïki a pour objectif de quantifier l'impact de l'exploitation et de traitements sylvicoles sur la dynamique forestière (Bedel *et al.*, 1998 ; Picard, 2007 ; Picard & Gourlet-Fleury, 2008). Le dispositif d'Oyan au Gabon, mis en place entre 1987 et 1990 (Picard, 2007), a pour but de suivre la croissance et la dynamique des peuplements naturels d'arbres dans la zone des savanes côtières du Gabon. Au Congo, les parcelles permanentes de N'gouha 2 ont été installées en 1988 par le Centre Pilote d'Afforestation en Limba (CPAL). Ce dispositif s'intéresse à la dynamique des formations naturelles riches en *Aucoumea klaineana* Pierre (Burseraceae).

Certaines forêts de la Côte d'Ivoire ont fait l'objet de suivis à l'aide de dispositifs permanents. Il s'agit, entre autres, des forêts classées de Mopri, d'Irobo, de la Téné et de Kokondékro. Au centre de la Côte d'Ivoire, les parcelles permanentes de Kokondékro ont été installées par Aubreville en 1936. Ce dispositif a permis d'étudier l'impact des feux de brousse sur l'évolution des ligneux, des herbacées et des sols en zone de savane (Dereix & N'Guessan, 1976). Les dispositifs de Mopri, d'Irobo et de la Téné ont été mis en place à partir de 1976 par la Société de Développement des Forêts (SODEFOR) avec le concours technique du Centre Technique Forestier Tropical (Bedel *et al.*, 1998). Dans ces dispositifs, le suivi a porté sur les

espèces d'arbres commerciales exploitées sur le marché. Le principal paramètre dendrométrique mesuré est la circonférence.

Chapitre 2 : Présentation de la forêt classée du Haut-Sassandra

2.1. Situation géographique

La forêt classée du Haut-Sassandra est située au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, entre $6,90^{\circ}$ - $7,40^{\circ}$ de latitude Nord et $6,90^{\circ}$ - $7,10^{\circ}$ de longitude Ouest (Figure 2). Elle couvre une superficie de 102 400 ha (SODEFOR, 1994). Elle appartient à la région du Haut-Sassandra et est située achevale sur les départements de Vavoua et de Daloa. Le fleuve Sassandra constitue sa limite ouest. Gérée par le Ministère des eaux et forêts, la FCHS a été mise à la disposition de la SODEFOR, en même temps que d'autres forêts classées du pays, en 1992 (Kouamé, 1998).

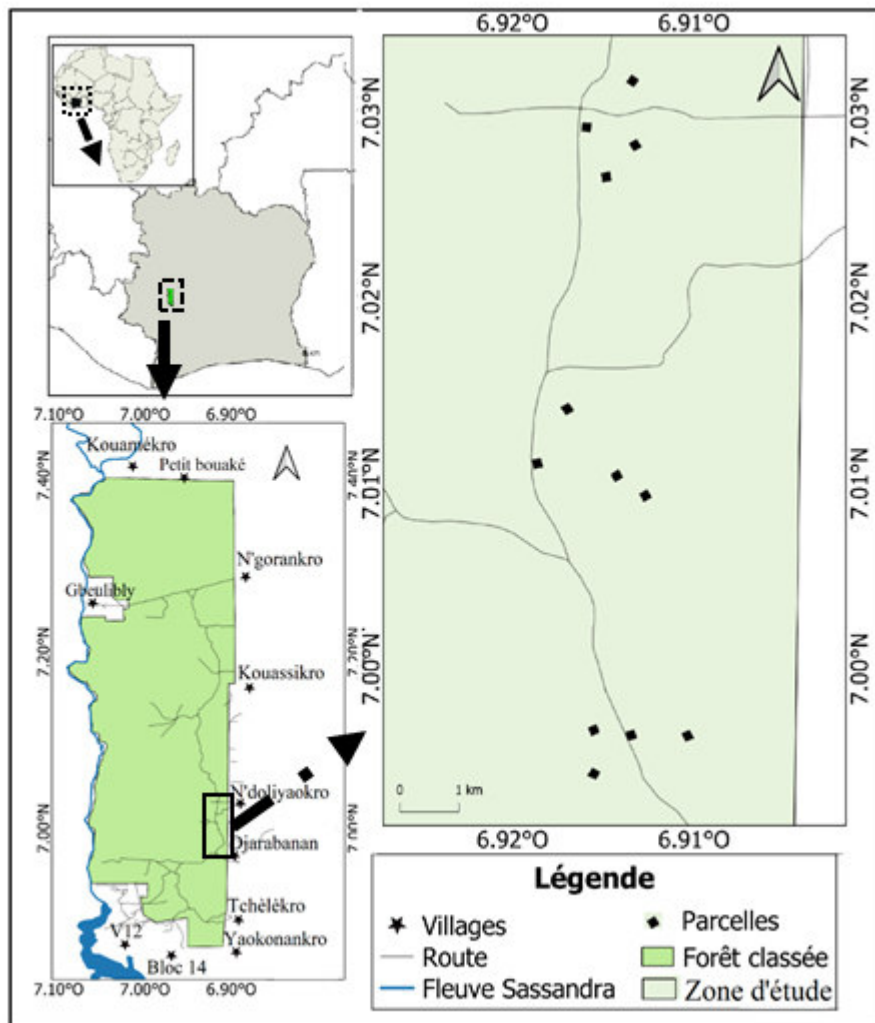


Figure 2 : Carte de localisation de la Forêt Classée du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire

2.2. Facteurs abiotiques

2.2.1. Relief et hydrographie

La forêt classée du Haut-Sassandra appartient à la région Ouest ivoirien (Guillaumet & Adjanooun, 1971). Les glacis aplanis indifféremment et établis sur des schistes ou sur des granites s'abaissent de 300 vers 200 m d'altitude et s'étendent sur la majeure partie de la zone d'étude.

La FCCHS est sous l'influence directe du fleuve Sassandra et ses affluents dont les principaux sont le Boa, le Lobo et le Davo sur la rive gauche, le Bafing et le N'zo, sur la rive droite. Le fleuve Sassandra prend sa source dans la région du Beyla, en Guinée (Guillaumet & Adjanooun, 1971). Le fleuve Sassandra est long de 650 Km.

2.2.2. Climat

Le diagramme ombrothermique de la région du Haut-Sassandra, réalisé à partir des données pluviométriques et thermiques moyennes mensuelles calculées sur une période de 30 ans (1991 à 2021), permet de visualiser deux saisons (Figure 3). La saison sèche s'étend de novembre à février et la saison des pluies, de mars à octobre. Le pic des précipitations est atteint en avril avec 96,50 mm de pluie. Les températures ont de faibles amplitudes et sont comprises entre 24,25 °C et 26,95 °C.

2.2.3. Sol

Les travaux de Perraud & De la Souchere (1970) ont montré que le sol de la Forêt Classée du Haut-Sassandra est essentiellement du groupe des sols ferrallitiques remaniés. Le Nord-Est et le Centre-Est de la FCCHS sont occupés par des granites fortement désaturés appartenant au sous-groupe modal à faciès induré. Le Nord-Ouest est occupé par des schistes moyennement désaturés du sous-groupe induré, tandis que toute la partie centrale est le domaine des granites du sous-groupe des sols faiblement rajeunis. Des granites du sous-groupe modal sont étendus sur le Sud-Est, avec recouvrement, alors que le Sud-Ouest est occupé par des granites moyennement dénaturés du sous-groupe modal (Kouamé, 1998).

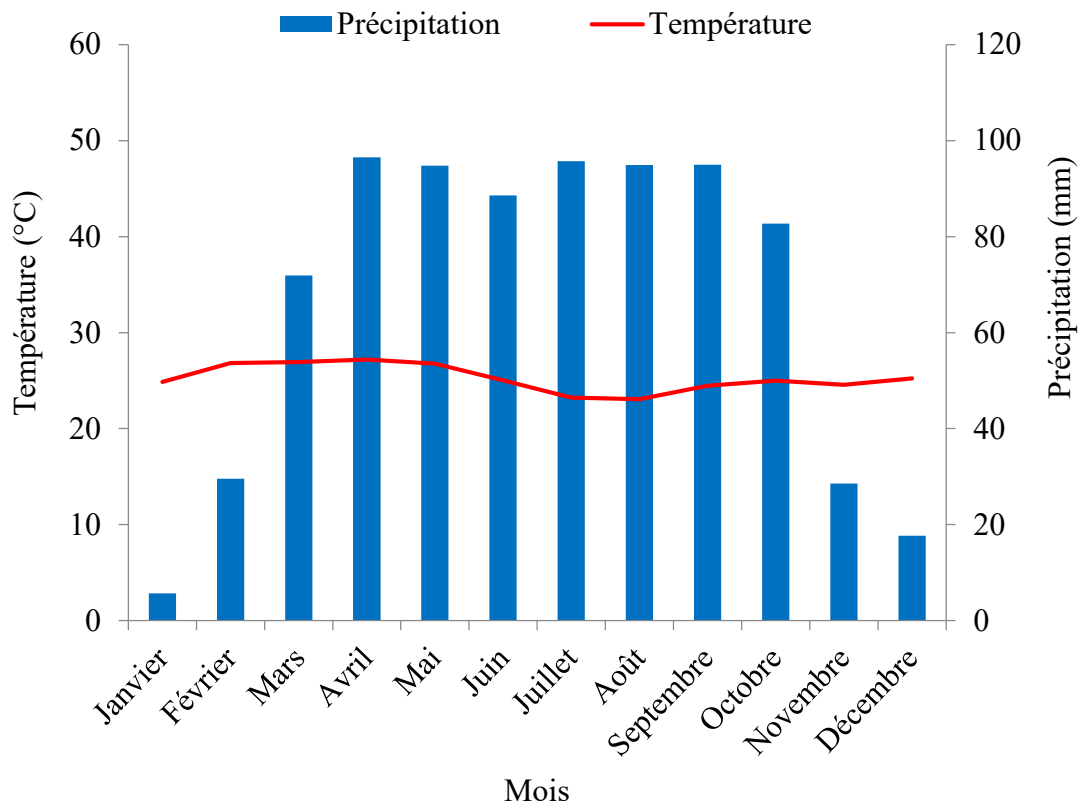


Figure 3 : Diagramme ombrothermique de la région du Haut-Sassandra de 1991 à 2021
(Source des données : www.Tutiempo.net, consulté le 12 Mars 2022)

2.3. Facteurs biotiques

2.3.1. Flore et végétation

Selon Guillaumet & Adjanohoun (1971), la FCHS appartient essentiellement à la zone de forêt dense semi-décidue à *Celtis* spp. (Cannabaceae) et *Triplochiton scleroxylon* K. Schum (Malvaceae) du secteur mésophile au sein du domaine guinéen. Sa partie nord est une zone de transition entre la forêt dense humide semi-décidue à *Celtis* spp. (Cannabaceae) et *Triplochiton scleroxylon* K. Schum (Malvaceae) du secteur mésophile et la forêt dense humide semi-décidue à *Aubrevillea kerstingii* (Harms) Pellegr (Fabaceae) et *Khaya grandifoliola* C.DC. (Meliaceae). 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. (Cannabaceae) et *Triplochiton scleroxylon* K. Schum (Malvaceae). Des hydrophytes tels que *Chloris robusta* Stapf (Poaceae), *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae), *Pistia stratiotes* L. (Araceae) et *Polygonum salicifolium* R. Br (Polygalaceae) 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 (Malvaceae), *Parinari congensis* Didr. (Chrysobalanaceae), *Salacia stuhlmanniana* Loes (Celastraceae), *Pterocarpus santalinoides* DC (Fabaceae).

Les travaux de Barima *et al.* (2016), Kouakou *et al.* (2017), Kouakou (2019) et Assalé (2020) ont montré la déforestation, avant, pendant et après la période de conflits en Côte d'Ivoire (2002-2011) ainsi que la perte de la diversité floristique. Cette réduction du couvert forestier s'est faite essentiellement au profit de cultures pérennes. Ces activités anthropiques ont été accentuées pendant la période de conflits (2002-2011), du fait de l'absence des agents en charge de la surveillance des forêts classées (Kouakou *et al.*, 2018). Ainsi, la superficie forestière, qui était de 87,49 % de la FCHS en 2002, a baissé jusqu'à 43,65 % à la fin des conflits en 2013 (Figure 4).

Aujourd'hui, la végétation de la FCHS est dominée par la cacaoculture, les forêts dégradées et les jachères. Cette diminution a été accentuée après la période de crise. Ainsi, de 43,65 % de forêt restante en 2013, la superficie forestière a chuté à 10,91 % en 2017 après la période de conflits (Figure 4). L'une des conséquences directes des activités anthropiques observées dans la FCHS est la disparition ou la raréfaction de certains produits forestiers non ligneux (Kouakou, 2019). Parmi ces produits, figurent ceux utilisés par les populations riveraines (Kouakou *et al.*, 2018).

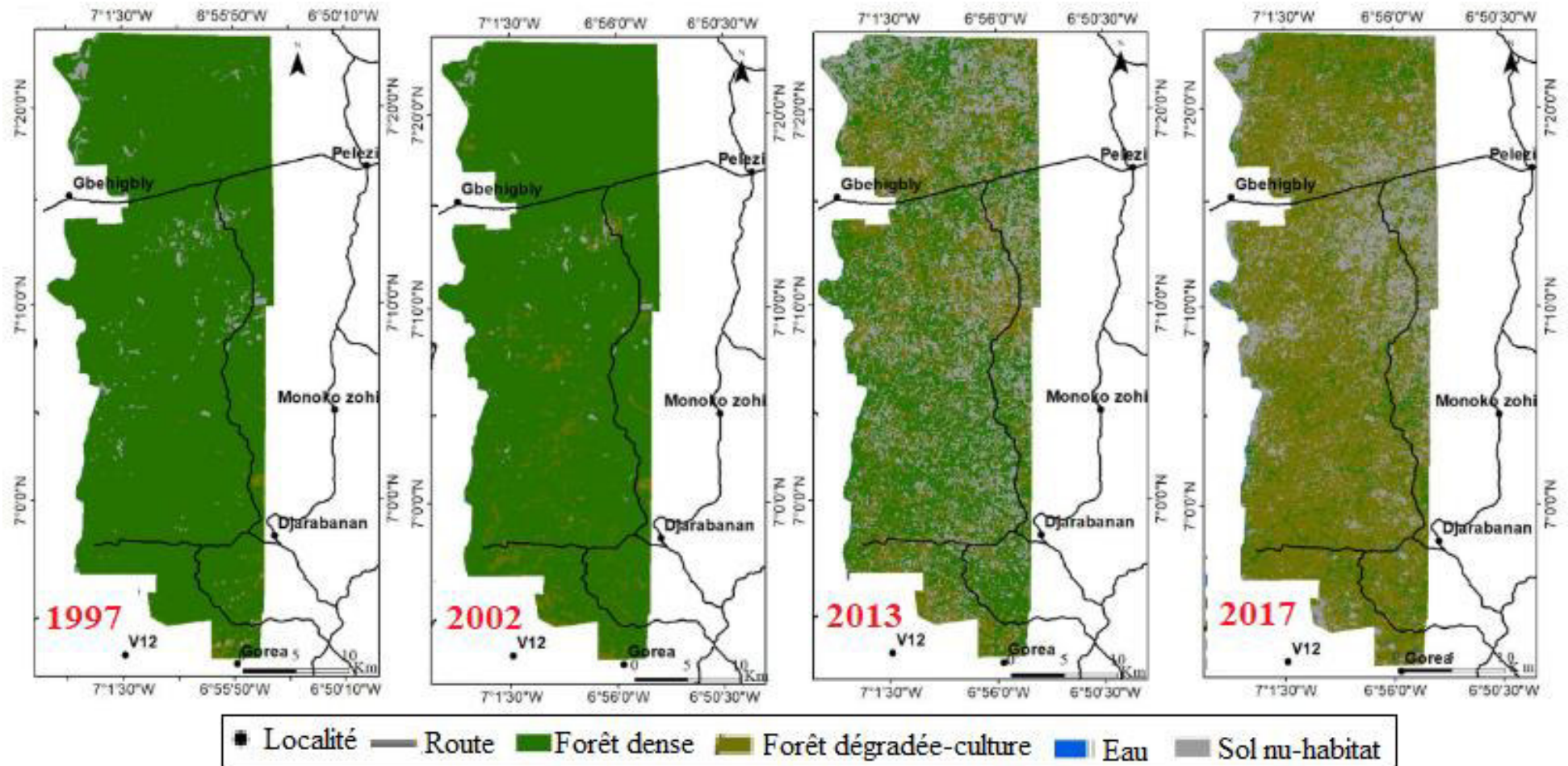


Figure 4 : Cartes d'occupation du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra de 1997-2017 (Kouakou, 2019)

2.3.2. Faune

Les inventaires de la faune réalisés par Ouattara (1993) ont montré la richesse de la FCHS. Cet auteur a dénombré 15 espèces de grands mammifères, notamment les céphalophes (*Cephalophus* spp.), les mones (*Cercopithecus mona*), les pétauristes (*Cercopithecus petaurista*), les colobes (*Colobus* spp.), les hylochères (*Hylochoerus meinertzhageni*), les éléphants (*Loxodonta africana*), les chimpanzés (*Pan troglodytes*), les potamochères (*Potamochoerus porcus*), les buffles (*Syncerus caffer*), les bongos (*Tragelaphus eurycerus*) et les Guib harnachés (*Tragelaphus scriptus*). Toutefois, N'Guessan *et al.* (2022) indiquent une perte d'environ 80 % des grands mammifères recensés en 1993. Seuls les buffles (*Syncerus caffer*) et les Guib harnaché (*Tragelaphus scriptus*) existent toujours.

2.3.3. Populations riveraines et activités économiques

La population vivant autour de la FCHS est composée d'autochtones (Niaboua au Sud et Sud-Ouest, de Gouro et Niédéboua au Nord et Nord-Est) d'allochtones (Baoulé, Agni, Sénoufo et Malinké) et d'allogènes représentés par les ressortissants des pays voisins (Guinée, Burkina Faso, Mali et Ghana) (Zanh *et al.*, 2019). Certains allochtones se sont réinstallés dans des villages au Sud-Ouest de la FCHS ainsi que dans des campements baoulé suite à l'inondation de leurs plantations par les eaux du barrage hydroélectrique de Buyo.

Les populations riveraines de la forêt classée pratiquent essentiellement l'agriculture vivrière et de rente dont principalement le cacaoyer (*Theobroma cacao* L. (Sterculiaceae)) et le caféier (*Coffea* spp. (Rubiaceae)). La population illégalement installée dans FCHS est constitué de burkinabès (95,1 %), de maliens et d'ivoiriens. Selon Timité *et al.* (2019), cette population clandestine est majoritairement jeune (67 %) et réside dans les villages riverains. Les plantations dans la FCHS ont été installées après défrichage du sous-bois forestier (Figure 5). Les variétés de cacao *ghana* (Forasteros Haut-Amazonienne et hybrides) et *français* (Amelonado) sont les plus utilisées (Timité *et al.*, 2019). Le désherbage manuel est le mode d'entretien le plus pratiqué. Les paysans associent des arbres aux cacaoyères qui servent d'ombrage aux cacaoyers, de protection du sol contre l'érosion et d'alimentation. Les espèces les plus citées sont : *Celtis mildbraedii* Engl. (Cannabaceae), *Napoleonaea vogelii* (Hook.f.) Planch (Lecythidaceae), *Diospyros canaliculata* De Wild. (Ebenaceae), *Chidlowia sanguinea* Hoyle (Fabaceae), *Baphia bancoensis* Aubrév (Fabaceae), *Corynanthe pachyceras* K. Schum. (Rubiaceae), *Celtis adolfi-fridericii* Engl. (Cannabaceae), *Nesogordonia papaverifera* (A. Chev.) R. Capuron (Malvaceae), *Microdesmis keayana* J. Léonard (Pandaceae) et *Celtis zenkeri* Engl (Cannabaceae).



Figure 5 : Jeune plantation de cacaoyers avec élimination du sous-bois dans la FCHS

PARTIE II : MATERIEL ET METHODES

Chapitre 3 : Matériel

La réalisation de cette étude a nécessité deux types de matériel. Il s'agit du matériel biologique et du matériel technique.

3.1. Matériel biologique

Le matériel biologique est composé des espèces végétales des parcelles permanentes de la FCHS. Des spécimens végétaux séchés de l'Herbier de l'Université Jean Lorougnon Guédé ont aussi servi à identifier des espèces récoltées sur le terrain.

3.2. Matériel technique

Le matériel technique est composé de celui de collecte de données de terrain, de données cartographiques et de logiciels de traitements statistiques.

3.2.1. Matériel de collecte de données de terrain

La collecte des données de terrain a nécessité l'utilisation :

- d'un GPS pour la prise de coordonnées géographiques et la localisation des parcelles ;
- d'un penta-décamètre et de cordes pour la délimitation des parcelles ;
- de pots de peinture à huile pour marquer les limites des parcelles ;
- de pancartes pour l'identification des parcelles ;
- de plaques métalliques pour l'étiquetage des arbres ;
- de graveurs de chiffres et de lettres pour écrire sur les étiquettes ;
- d'un appareil de photographie numérique pour la prise de vue ;
- d'un ruban mètre de 5 mètres pour la mesure de la circonférence des arbres ;
- d'un sécateur pour le prélèvement de spécimens d'espèces végétales ;
- de papiers journaux pour la conservation des échantillons d'espèces végétales.

3.2.2. Données cartographiques

Deux types de données cartographiques ont été utilisés, à savoir, les images satellitaires et les données vecteurs géoréférencées du réseau routier, des localités et des limites de la forêt classée du Haut-Sassandra. Deux (2) images satellitaires de types Sentinel datant respectivement des années 2017 et 2020, de 10 m de résolution spatiale, ont été utilisées (Tableau I). Ces images ont été prises pendant la saison sèche (mois de décembre, car durant cette période, les taux de nébulosité et de couverture nuageuse sont les plus faibles de l'année.

Les images de cette saison permettent également de différencier les espaces cultivés des espaces de végétation naturelle tels que la forêt dense (Barima, 2009 ; Oszwald *et al.*, 2010). Les deux images ont été téléchargées sur le portail Earth explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>).

Tableau I : Caractéristiques des images satellitaires utilisées

Satellite	Capteur	Résolution spatiale (m)	Bandes spectrales utilisées	Date de capture
Sentinel	MSI	10	Vert, Rouge et Proche Infra-rouge	24/12/2017
Sentinel	MSI	10	Vert, Rouge et Proche Infra-rouge	23/12/2020

MSI : Instrument multispectral

3.2.3. Matériel de traitement de données

Le matériel utilisé pour le traitement des données est composé :

- du logiciel ArcGIS Desktop 10.2 pour la cartographie et l'analyse spatiale ;
- du logiciel ENVI 4.7 pour le traitement des images satellitaires ;
- du logiciel Microsoft Excel version 2010 pour l'organisation et la manipulation des données ;
- des logiciels Statistica version 7.1 et Rstudio pour le traitement statistique des données ;
- du logiciel MVSP pour le calcul des indices de diversité ;
- du logiciel Programita pour l'analyse de la structure spatiale des espèces d'arbres.

Chapitre 4 : Méthodes

La méthodologie adoptée dans cette étude comporte six démarches complémentaires basées sur un dispositif de parcelles permanentes. Il s'agit, dans un premier temps, de la méthode d'installation des parcelles permanentes. Dans un deuxième temps, vient la méthode de traitement des images satellitaires qui ont servi à cartographier et à déterminer les dynamiques de l'occupation du sol de la zone d'étude. Elle est suivie de la méthode d'inventaire botanique qui a permis de déterminer l'évolution de la diversité floristique et le potentiel de régénération naturelle des parcelles permanentes. Ensuite, la méthode d'analyse spatiale des arbres a permis de comprendre leur distribution spatiale et les relations interspécifiques qui existent entre les espèces dans les parcelles permanentes. La méthode de modélisation de la croissance des arbres, basée sur des modèles hiérarchiques bayésiens, est également exposée. Enfin, les méthodes d'analyse statistique des données sont présentées.

4.1. Installation du dispositif expérimental des parcelles permanentes

La mise en place des parcelles permanentes a été faite en trois étapes : (1) la prospection et le choix des sites, (2) la délimitation et la matérialisation des parcelles permanentes et (3) l'étiquetage des arbres.

4.1.1. Prospection et choix des sites d'installation des parcelles permanentes

Le choix des sites d'étude a débuté par l'identification des reliques de forêt à partir de la carte d'occupation du sol que nous avons réalisée en 2017. Pour ce faire, une prospection a été effectuée avec les agents de la Société de développement des forêts (SODEFOR) afin de proposer plusieurs sites pour l'installation des parcelles permanentes. Ainsi, trois (03) sites ont été retenus dans le Sud-Est de la FCHS sur la base de trois critères à savoir, la superficie, l'état de conservation et l'accessibilité du fragment. Pour le choix des cacaoyères, une démarche en deux étapes a été adoptée. La première a consisté à sensibiliser les populations infiltrées ayant leurs plantations dans la zone où les fragments de forêt ont été identifiés. Cette sensibilisation avait pour but de faire comprendre aux paysans l'importance et le caractère permanent des parcelles. Ainsi, une séance d'explication des objectifs de l'étude a été organisée en présence des responsables de la SODEFOR. La seconde étape a consisté à établir avec les populations infiltrées les critères de choix des parcelles de cacaoyers, à savoir, l'âge (5 à 10 ans), l'homogénéité et la densité des cacaoyers. Cette collaboration des populations a pour avantage de les impliquer davantage dans la gestion et la surveillance des parcelles permanentes en plus de la SODEFOR.

4.1.2. Délimitation et matérialisation des parcelles permanentes

La délimitation des parcelles de cacaoyers a été une étape importante, car chacune d'elle a été installée entre deux plantations de mêmes caractéristiques (âge, homogénéité et densité des cacaoyers) mais de propriétaires différents. En effet, cette disposition a permis, non seulement d'impliquer deux personnes dans la surveillance de la parcelle, mais aussi de partager les "pertes" directes liées à l'abandon des parcelles de plantations et donc, de minimiser son impact chez les producteurs collaborateurs du projet.

Dans la pratique, l'équipe de délimitation se rend à la limite des deux plantations. Un layon de base traversant le centre de la parcelle est alors ouvert à l'aide d'une machette. Sur ce layon, une placette élémentaire de 625 m² est d'abord délimitée pour servir de motif de base à la mise en place de la parcelle de 2500 m². A partir de cette placette de base, une seconde placette, contiguë à la première, est délimitée suivant le layon. Cette opération est répétée jusqu'à l'obtention des quatre (04) placettes qui constituent la parcelle finale de 2500 m².

Après la délimitation des parcelles permanentes, la matérialisation de leurs limites a été effectuée afin de les rendre visibles. Pour cela, des pare-feux de 2 m de largeur ont été ouverts autour des parcelles. Enfin, des pancartes métalliques indiquant les parcelles ont été placées à chacune de leurs angles.

4.1.3. Etiquetage des arbres

L'étiquetage des arbres permet de pérenniser leur identification sur le terrain. Dans chaque parcelle permanente, les individus d'arbres dont le diamètre à hauteur de poitrine (dbh) est supérieur ou égal à 5 cm ont été identifiés et une étiquette provisoire a d'abord été attribuée à chacun d'eux. Le seuil de 5 cm de dbh a été considéré afin de prendre en compte les jeunes arbres qui sont une composante importante des premiers stades de la succession (Martin, 2010). Ce seuil est couramment utilisé pour des études similaires, visant à apprécier la régénération (Martin, 2010 ; Hawthorne *et al.*, 2012 ; Koffi, 2016 ; De Carvalho *et al.*, 2017). Ensuite, une étiquette permanente a été confectionnée et fixée au tronc à l'aide d'une pointe. L'étiquette permet de suivre l'individu à long terme. Elle renseigne sur le nom de l'espèce, le traitement de la parcelle et le numéro de l'individu dans la parcelle (Figure 6).



Figure 6 : Etiquette permanente fixée sur le tronc d'un arbre

CEL MI : *Celtis mildbraedii* ; C4-235 : Parcelle C4, arbre numéro 235

4.1.4. Caractéristiques générales des parcelles permanentes

Le dispositif général est constitué de douze (12) parcelles permanentes carrées de 2500 m² chacune, soit 50 m x 50 m, subdivisées en quatre sous-parcelles élémentaires de 625 m², soit 25 m x 25 m (Figure 7). Les parcelles permanentes ont été soumises à quatre traitements (T) avec trois répétitions chacun (site A, site B et site C). Le premier traitement (T1) a concerné trois parcelles de cacaoyers (A1, B1 et C1) soumises aux activités habituelles de la culture du cacaoyer : désherbage, récolte des cabosses, entretien de la plantation et autres activités agricoles. Le deuxième traitement (T2) a concerné trois parcelles de cacaoyers (A2, B2 et C2), mais aucun désherbage ni entretien n'y a été mené. Seules les cabosses de cacaoyer ont été récoltées par le propriétaire du champ. Le troisième traitement (T3), appliqué dans trois autres parcelles de cacaoyers (A3, B3 et C3), a consisté en une mise en défens des parcelles (aucune activité agricole n'y a été autorisée). Le dernier traitement (Témoin) a concerné trois parcelles (A4, B4 et C4) installées dans des reliques de forêt qui servent de témoin (Figure 7).

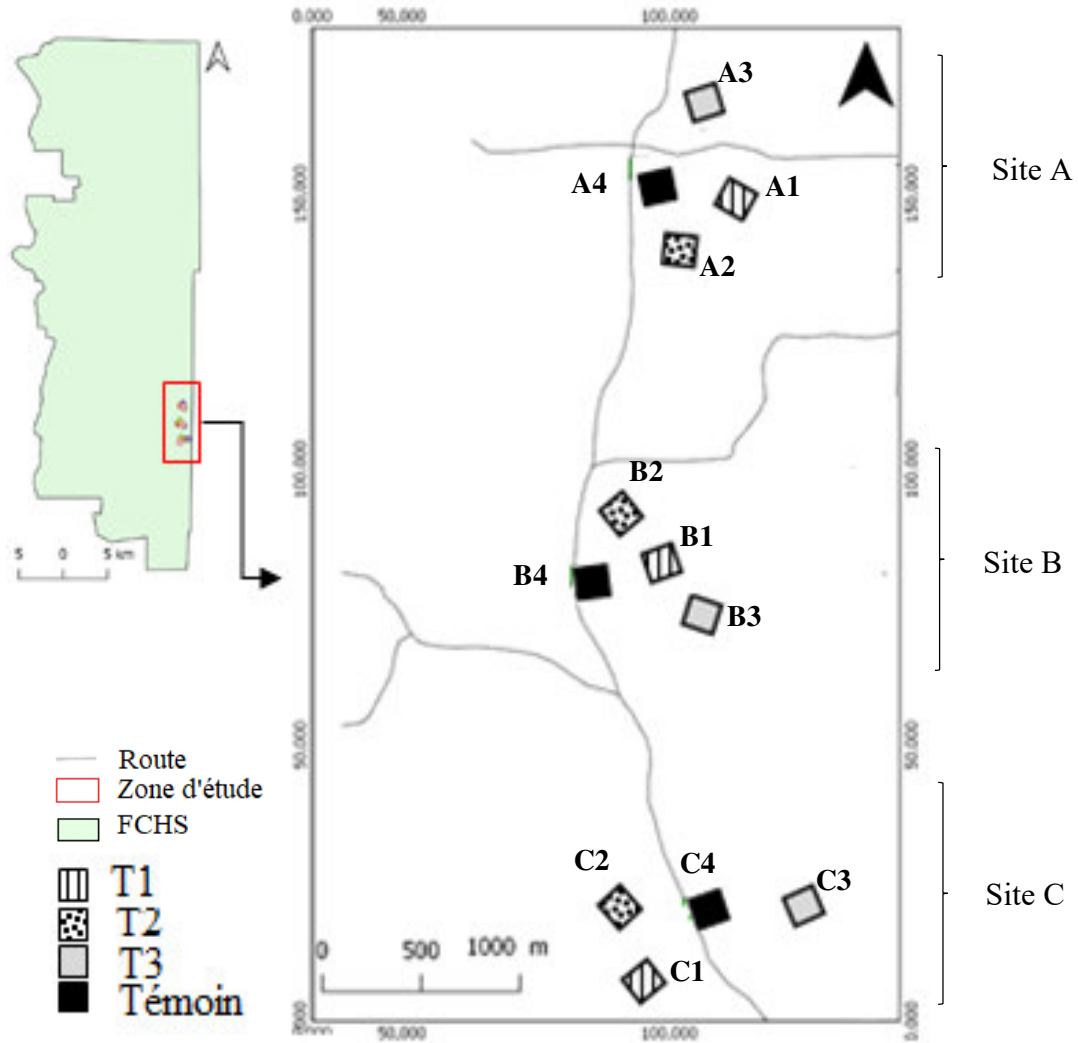


Figure 7 : Carte de répartition des parcelles permanentes dans la zone d'étude de la forêt classée du Haut-Sassandra

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées ; T2 : cacaoyères récoltées mais non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoign : relique forestière ; FCHS : forêt classée du Haut-Sassandra

4.2. Détermination des dynamiques spatiotemporelles dans la zone d'étude de 2017 à 2020

Les dynamiques spatiotemporelles de l'occupation du sol ont été étudiées à travers la méthode de la cartographie spatiale entre 2017 et 2020. L'année 2017 correspond à l'installation des parcelles permanentes (état initial de la végétation) et 2020 aux changements opérés après trois années de suivi. La cartographie a permis de déterminer les superficies de l'occupation du sol de chacune des années (2017 et 2020) et d'analyser leur évolution. Les changements opérés dans l'occupation du sol ont été mis en exergue. Ainsi, les principaux types d'occupation du

sol ont été identifiés et cartographiés en se basant sur le comportement spectral des objets sur les images satellitaires Sentinel.

La cartographie a été réalisée en cinq étapes : (1) le prétraitement des images, (2) l'extraction de la zone d'étude et la composition colorée, (3) la description des types d'occupation du sol, (4) la classification des images et (5) la validation des images.

4.2.1. Prétraitement des images

Le prétraitement des images désigne l'ensemble des opérations qui sont normalement requises avant l'analyse principale et l'extraction de l'information. Il a pour objectif de corriger les déformations géométriques et radiométriques des plates-formes, des capteurs spécifiques, afin d'améliorer la lisibilité des images. Après acquisition de l'image, un géoréférencement a été effectué avant l'extraction de la zone d'étude. Le géoréférencement est la technique de positionnement spatial d'une entité dans un cadre unique et une situation géographique bien définie dans un système de coordonnées et de références spécifiques (Oszwald, 2005 ; N'Da *et al.*, 2008).

Dans cette étude, les images sentinelles ont été géoréférencées avec le logiciel ArcGis ; le principe étant d'ouvrir les images dans ArcGis et de les réenregistrer dans le système de coordonnées World Geodetic System 1984 (WGS 84). Ainsi, les coordonnées des images correspondent automatiquement aux coordonnées de la zone d'étude.

4.2.2. Extraction de la zone d'étude et composition colorée

L'objectif de cette opération est de synthétiser les informations en vue de faire une bonne discrimination des différents types d'occupation du sol (Chatelain, 1996; Oszwald, 2005; N'Da *et al.*, 2008).

Après le prétraitement, les images satellitaires se présentent sous-forme d'une grande scène qui contient la zone d'étude (forêt classée du Haut-Sassandra). A partir d'un fichier vecteur, la zone d'étude a été extirpée de la scène entière. Cette opération a été réalisée avec le logiciel ENVI 4.7. Après cette étape, la composition colorée « fausse couleur des images » a été réalisée. Cette composition repose sur un affichage simultané de trois canaux qui sont, pour l'étude de la végétation, le vert, le rouge et le proche infrarouge.

4.2.3. Description des types d'occupation du sol

La coloration, la texture et la forme des objets géographiques représentées sur la composition colorée de l'image de 2020 ont permis une bonne préparation de la campagne de

terrain. Cinq types d'occupation du sol ont été sélectionnés sur la composition colorée de l'image de 2020 (Forêt dense, Forêt dégradée, Jachère, Cacaoyère, Sol nu et habitat). En décembre 2020, douze (12) missions de terrain ont été effectuées pour faire la description des différents types d'occupation du sol. Cinquante-six (56) parcelles d'entraînement ont ainsi été sélectionnées sur la base des sites visités lors des missions de terrain. Une parcelle d'entraînement est une zone de l'image dont l'occupation du sol est connue.

4.2.4. Classification des images satellites

La classification des images consiste à regrouper des ensembles de pixels similaires en classes homogènes (Ouji, 2012). Les pixels peuvent avoir la même valeur radiométrique ou des relations de voisinage importantes. La classification se présente sous deux principales formes, à savoir, la classification supervisée (utilisée dans cette étude) et la classification non supervisée. La classification supervisée se déroule en deux étapes que sont la sélection des parcelles d'entraînement et l'application de l'algorithme de classification. Plusieurs algorithmes existent pour la classification des images satellitaires. Celui utilisé est le maximum de vraisemblance qui, selon N'Da *et al.* (2008) et Koffi (2016), est le plus adapté à la cartographie de la végétation. Ce modèle de classification utilise la moyenne et la variance/covariance des données spectrales afin d'estimer la probabilité de chaque pixel à être associé à un type d'occupation du sol. Cette méthode permet de calculer la probabilité qu'un pixel d'appartenir à un certain type d'occupation du sol et donc de réduire les risques d'erreur de pixels mal classés en utilisant au mieux les probabilités d'appartenance.

La classification a été réalisée sur l'image de 2020 qui est la plus récente, sur la base des 56 parcelles d'entraînement déterminées à partir des visites de terrain effectuées. Les sites visités sur le terrain ont été scindés en deux lots représentant chacun des types d'occupation du sol bien connus. Le premier lot, de 56 parcelles d'entraînement, a été utilisé pour effectuer une première classification des images. Les cartes obtenues ont été validées par la réalisation d'une seconde classification des images, à partir du deuxième lot de 48 parcelles de contrôle n'ayant pas servi pour l'apprentissage. Les caractéristiques spectrales des types d'occupation du sol obtenues suite à la classification de l'image de 2017 ont été utilisées comme zones d'entraînement pour effectuer une classification supervisée de l'image de 2020. La classification a été faite avec le logiciel ENVI 4.7.

4.2.5. Précision cartographique et validation de la classification

L'estimation de la qualité de la classification permet d'évaluer le niveau de performance global de celle-ci dans le but de restituer le plus fidèlement possible les types d'utilisation du sol décrits sur le terrain. L'on procède ainsi à l'élaboration et à l'analyse de la matrice de confusion à partir de laquelle sont calculés la précision globale et le coefficient Kappa (K) (Oszwald, 2005 ; N'Da *et al.*, 2008).

La précision globale (Pg) de la classification correspond à la moyenne des pourcentages des pixels correctement classés. Elle a été obtenue selon la formule suivante :

$$Pg = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Pu_{(i)} \quad (1)$$

où n est le nombre total de pixels pris en compte dans la matrice et $Pu_{(i)}$ la précision de l'utilisateur.

La précision de l'utilisateur fournit une mesure de la précision de chaque type d'occupation après classification. Elle est la probabilité qu'un pixel d'un type donné sur l'image appartienne effectivement à ce type sur le terrain. Elle a été obtenue selon la formule suivante :

$$Pu_{(i)} = \frac{mc_{(i)}}{m1} \quad (2)$$

où $Mc_{(i)}$ est le nombre de pixels du type i ayant effectivement été affectés à ce type après la classification et m1 le nombre total de pixels du type i dans l'image.

La précision du producteur (Pp) est la probabilité qu'un pixel d'un type donné sur le terrain soit classé dans le même type d'occupation du sol sur l'image. Cette précision a été obtenue selon la formule suivante :

$$Pp_{(i)} = \frac{mc_{(i)}}{m2} \quad (3)$$

avec m2, le nombre de pixels appartenant effectivement au type i.

Le coefficient Kappa, qui établit une relation entre la carte produite et la réalité sur le terrain, a été également calculé. Ce coefficient prend en compte les erreurs d'omission (précision du producteur) et de confusion (précision de l'utilisateur). Il est le coefficient le plus utilisé pour la validation des classifications (Deng *et al.*, 2009 ; Adjonou *et al.*, 2010 ; Barima *et al.*, 2016 ; Padonou *et al.*, 2017). Plus ce coefficient est élevé, plus la carte est jugée fidèle à la réalité sur le terrain. Il a été obtenu selon la formule suivante :

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

Selon Landis & Koch (1977), la classification est estimée satisfaisante lorsque le coefficient Kappa est compris entre 0,61 et 0,81 (Tableau II).

Tableau II : Qualité de la classification selon le coefficient Kappa

Qualité de la classification	Coefficient Kappa
Excellent	$\geq 0,81$
Bon	0,81-0,61
Modéré	0,60-0,41
Médiocre	0,40-0,21
Mauvais	0,20-0,00
Très mauvais	$<0,00$

Le résultat de la classification présente quelques fois des incohérences (tâches ou trous dans les parcelles). L'amélioration de la qualité de l'image classifiée a été effectuée en homogénéisant les différents types d'occupation du sol par l'application d'un filtre médian de taille 3 x 3 m. Cette opération nécessite d'abord la suppression des pixels isolés, par la fonction « Sieve classes » du logiciel ENVI. Cette fonction se base sur l'examen des pixels de voisinage. Ce filtre utilisé a l'avantage d'une homogénéisation du contenu des types sans grande modification de l'information spatiale (Roy, 2013). Pour un bon rendu cartographique, les résultats de la classification des images ont été convertis en fichiers vecteurs et exportés dans le logiciel ArcGis 10.2.

4.2.6. Détermination de l'évolution des types d'occupation du sol de 2017 à 2020

Les variations des superficies des types d'occupation du sol ont été déterminées à partir de leur taux d'évolution (Tv). Ce taux a été obtenu en effectuant le rapport entre la différence des superficies finale et initiale par la superficie initiale du type considéré pour chaque année (Landis & Koch, 1977). Les variations ont été déterminées annuellement sur la période de 2017-2020. Le taux d'évolution (Tv) a été calculé en utilisant la formule suivante :

$$Tv = \frac{S_f - S_i}{S_i} \times 100 \quad (5)$$

où S_f est la superficie finale du type considéré et S_i , la superficie initiale du type.

Ce taux varie de -100 % à 100 %. Plus la valeur de Tv est voisine à 100 %, plus la superficie du type d'occupation du sol considéré augmente. Par contre, les valeurs négatives correspondent à une réduction de la superficie.

4.2.7. Détermination de l'évolution des indices de végétation des parcelles permanentes

L'Indice Différentiel Normalisé de la Végétation ou Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), calculé à partir des bandes rouge et proche infra-rouge, permet de mesurer l'intensité du vert végétal 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). L'évolution de l'activité photosynthétique de la végétation des parcelles permanentes a été analysée afin de déterminer la dynamique de la végétation dans chaque traitement. Les NDVI ont été calculés pour chaque parcelle permanente en 2017 et 2020, selon la formule suivante :

$$NDVI = \frac{PIR - R}{PIR + R} \quad (6)$$

où PIR désigne la réflectance dans la bande du proche infrarouge et R, la réflectance dans la bande du rouge.

Les valeurs du NDVI sont comprises, en théorie, entre -1 et +1 ; les valeurs négatives correspondant aux surfaces autres que le couvert végétal, comme l'eau ou les nuages, pour lesquelles la réflectance dans le rouge est supérieure à celle dans le proche infrarouge. Pour les sols nus, la réflectance étant à peu près du même ordre de grandeur dans le rouge que dans le proche infrarouge, le NDVI présente des valeurs proches de 0. 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).

4.3. Détermination de l'évolution de la diversité floristique des parcelles permanentes de 2018 à 2021

Pour apprécier la capacité de régénération naturelle du couvert forestier dans les plantations de cacaoyers, des inventaires floristiques ont été effectués chaque année (2018, 2019, 2020 et 2021) dans les parcelles permanentes installées dans la partie Sud-Est de la FCHS. Cette démarche permet de comprendre le mode de rétablissement des espèces dans les cacaoyères abandonnées en évaluant la diversité, la composition et la structure floristique durant les premières années d'abandon des plantations.

4.3.1. Collecte des données floristiques

4.3.1.1. Inventaire floristique dans les parcelles permanentes

La méthode de relevé de surface a été utilisée pour recenser les taxons rencontrés dans les parcelles permanentes (carrées de 2500 m², soit 50 m x 50 m) avec pour objectif d'identifier un maximum d'espèces (Kouamé, 1998). Cette méthode est couramment utilisée pour les inventaires forestiers en zone tropicale (Madelaine-antin, 2009 ; Kouakou, 2019).

Les données ont été recueillies sur quatre années (2018, 2019, 2020 et 2021). A chaque période d'inventaire, tous les individus ligneux dont le dbh est supérieur ou égal à 5 cm (diamètre seuil minimum) sont identifiés et notés.

Un arbre est considéré comme recruté lorsqu'il a atteint 5 cm de dbh. Ainsi, pendant l'inventaire, les nouveaux arbres ayant atteint le dbh minimum de 5 cm sont ajoutés à la liste floristique afin de déterminer le taux de recrutement. De plus, le mode de régénération des arbres a été noté : rejet de souche ou germination de graine. Les arbres morts ont également été comptés en vue de calculer le taux de mortalité des ligneux.

La nomenclature botanique suivie pour identifier les espèces est celle du Taxonomic Name Resolution Service (Boyle *et al.*, 2013) telle qu'implémentée dans le package BIOMASS du logiciel R (Réjou-Méchain *et al.*, 2017).

4.3.1.2. Mesure de la circonférence des arbres

Pour mesurer la circonférence des arbres, le mètre-ruban a été positionné perpendiculairement à l'axe du tronc et à 1,30 m de hauteur (hauteur de référence) à partir du pied de l'arbre (Forni *et al.*, 2019), quelle que soit le sens dans lequel il penche (Figure 8).

Pour les arbres présentant des fourches ou des déformations du tronc à 1,30 m du sol, la mesure a été faite en fonction de la fourche ou de la déformation conformément à la figure 9. Ainsi, dans le cas d'une fourche apparaissant en dessous de la hauteur de référence (1,30 m du sol), la mesure de la circonférence a été faite sur les deux branches (Figure 9a) qui sont alors comptabilisées comme deux tiges différentes. Dans le cas d'une fourche apparaissant à la hauteur de référence, la mesure du tronc est faite légèrement en dessous de la fourche (Figure 9b). Pour une déformation à la hauteur de référence, la mesure est faite au-dessus ou en-dessous de celle-ci à un niveau où le tronc présente une zone cylindrique de circonférence proche de la normale (Picard & Gourlet-Fleury, 2008) (Figure 9c,d,e).

Par ailleurs, pour les arbres à contrefort ou à racines échasses, la mesure est faite à 50 cm au-dessus des contreforts ou des racines échasses.

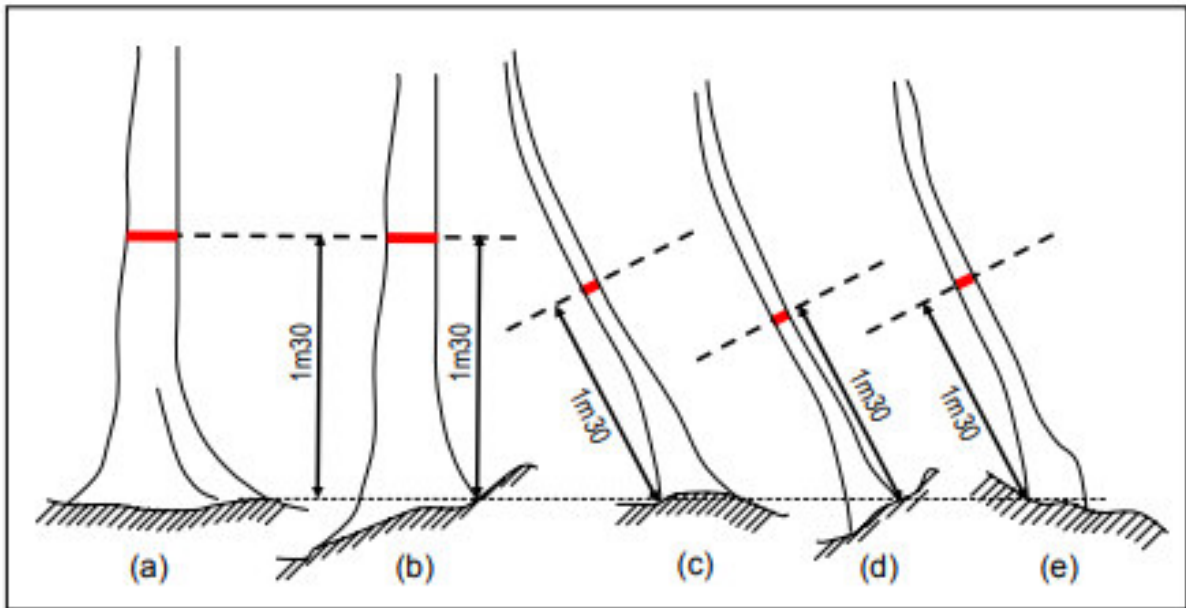


Figure 8 : Niveau de mesure de la circonférence des arbres droits ou penchés (Picard & Gourlet-Fleury, 2008)

(a) : arbre droit, terrain plat ; (b) : arbre droit, sur une pente ; (c) : arbre penché, terrain plat ; (d, e) : arbre penché, sur une pente. Le trait rouge représente le niveau de mesure.

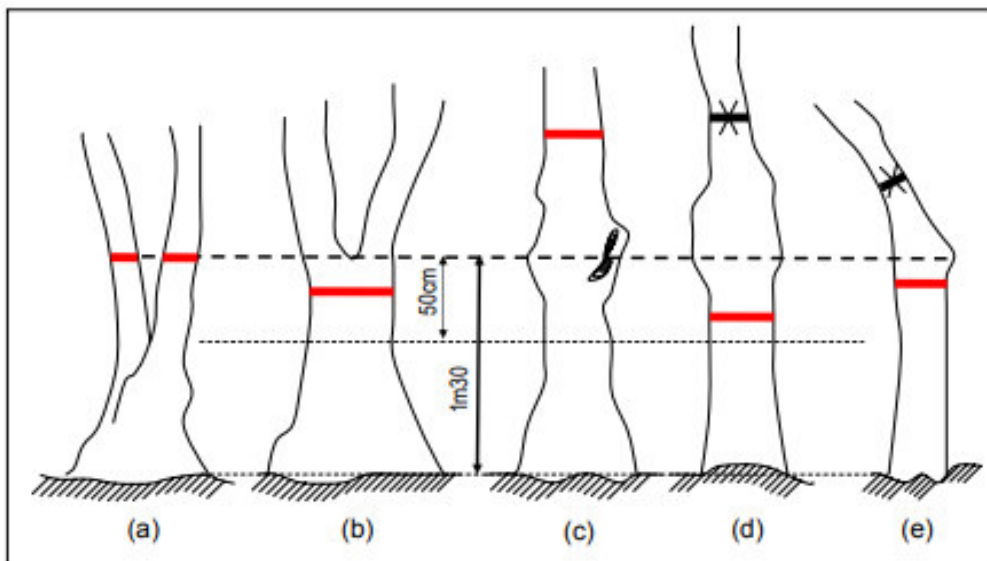


Figure 9 : Niveau de mesure de la circonférence des arbres présentant une fourche ou une déformation du tronc (Picard & Gourlet-Fleury, 2008)

(a) : fourche en-dessous de 1,30 m ; (b) : fourche à 1,30 m ; (c, d, e) : tronc présentant une déformation à 1,30 m. Le trait rouge représente le niveau de mesure.

Pour les arbres cassés présentant un rejet, la mesure de la circonférence est prise sur le rejet à 1,30 m au-dessus de la casse si celle-ci est intervenue en dessous de la hauteur de référence

(Forni *et al.*, 2019) (Figure 10a). Par contre, la mesure est prise le tronc initial à 1,30 m du sol si la casse est intervenue au-dessus de la hauteur de référence (Figure 10b).

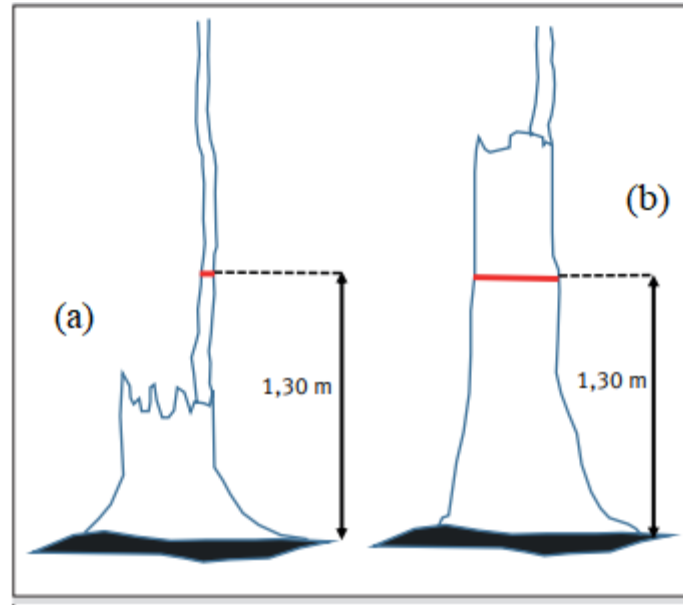


Figure 10 : Niveau de mesure de la circonférence des arbres cassés présentant un rejet (Picard & Gourlet-Fleury, 2008)

(a) : arbre cassé en dessous de 1,30 m ; (b) : arbre cassé au-dessus de 1,30 m du sol. Le trait rouge représente le niveau de mesure.

Dans le cas des arbres couchés, la mesure est effectuée normalement lorsque le tronc est toujours vivant et que la mesure peut être réalisée sur le tronc couché, même si certaines tiges réitérées ont dépassé le dbh requis (Figure 11a). Ces réitérations permettent à l'arbre, comme s'il s'agissait de grosses branches du houppier, de capter la lumière et de poursuivre sa croissance. Lorsque le tronc est dégradé et que la mesure à 1,30 m est impossible, la mesure est alors prise sur la (ou les) réitération(s) ayant dépassé le dbh seuil (Forni *et al.*, 2019) (Figure 11b).

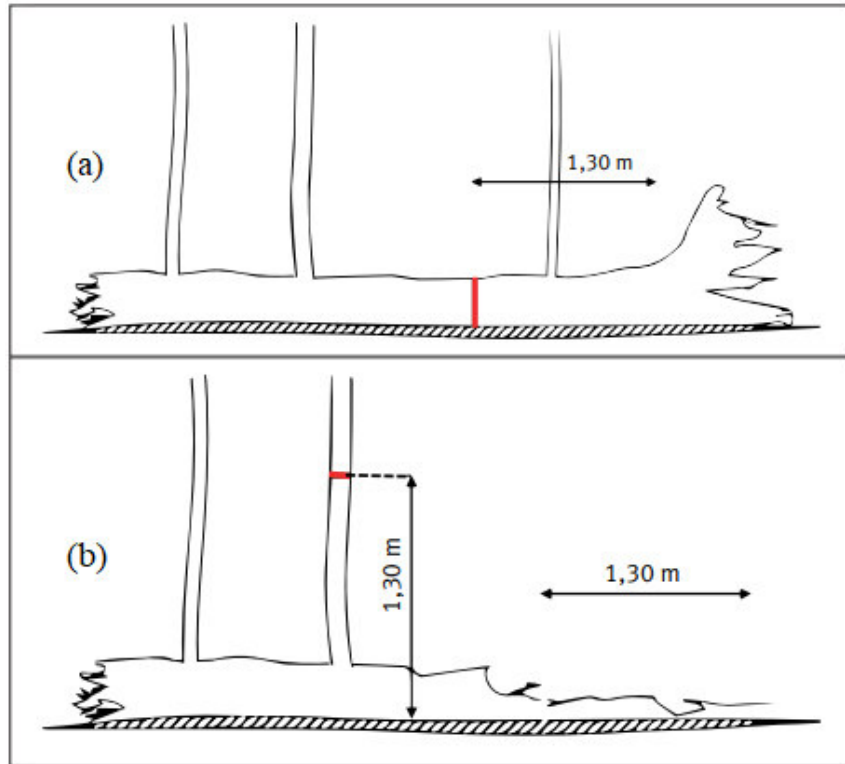


Figure 11 : Niveau de mesure de la circonférence des arbres couchés (Picard & Gourlet-Fleury, 2008)

(a) : arbre couché à tronc vivant ; (b) : arbre couché à tronc dégradé. Le trait rouge représente le niveau de mesure.

4.3.2. Analyse des données floristiques

4.3.2.1. Evaluation de la richesse floristique

La richesse floristique est définie comme le nombre d'espèces recensées à l'intérieur des limites d'un territoire en tenant compte de sa surface (Aké-Assi, 1998). Elle désigne donc le nombre d'espèces qui se trouvent dans ce milieu, sans juger de leur fréquence, ni de leur abondance (Kouamé, 1998). Pour chacun des traitements, la liste floristique a été dressée pour chaque année de suivi (2018, 2019, 2020 et 2021) et la richesse spécifique a été déterminée.

4.3.2.2. Evaluation de la composition floristique

4.3.2.2.1. Détermination des types biologiques

Les types biologiques sont un système de classification des végétaux initié par Raunkiaer (1934) afin de les organiser selon le positionnement des organes de survie de la plante durant la saison difficile. L'on distingue ainsi les épiphytes (Ep), les géophytes (G), les hémicryptophytes (H), les thérophytes (Th), les chaméphytes (Ch) et les phanérophytes. Ce

dernier groupe comprend les nanophanérophytes (np), les microphanérophytes (mp), les mésophanérophytes (mP) et les mégaphanérophytes (MP).

Les épiphytes sont des plantes qui utilisent les autres comme support. Quant aux géophytes, ce sont des plantes dont les pousses ou bourgeons persistants sont situés dans le sol durant la mauvaise saison. Les hémicryptophytes sont des plantes ayant un appareil végétatif aérien se desséchant complètement pendant la saison défavorable et dont les bourgeons persistants se forment sur le collet. En ce qui concerne les thérophytes, ce sont des plantes annuelles qui passent la saison défavorable sous forme de graines. Les chaméphytes sont des plantes ayant un appareil végétatif portant à moins de 40 cm du sol des bourgeons persistants protégés éventuellement par les débris des plantes pendant la saison défavorable. Les nanophanérophytes sont des arbrisseaux de 0,25 à 2 m de hauteur. Les microphanérophytes sont des arbustes de 2 à 8 m de hauteur. Les mésophanérophytes sont des arbres de 8 à 30 m de hauteur. Enfin, les mégaphanérophytes sont des arbres de plus de 30 m de hauteur. Les types biologiques ont été déterminés pour les traitements au cours de chaque année (Kouamé, 1998).

4.3.2.2.2. Détermination des affinités chorologiques

La chorologie se définit comme étant l'étude de la répartition géographique des espèces vivantes (Ginet & Lemée, 1967). Les affinités chorologiques ont été utilisées pour distinguer les espèces suivant leur aire de répartition géographique et évaluer la qualité des espèces ligneuses des parcelles permanentes. Ainsi, on distingue les taxons de la région Guinéo-congolaise (GC), les taxons de la zone Guinéo-congolaise et soudano-zambézienne (GC-SZ), les taxons endémiques du bloc forestier Ouest Africain (GCW) et les taxons endémiques de la Côte d'Ivoire (GCi).

4.3.2.2.3. Identification des espèces à statut particulier

La valeur du milieu d'étude pour la conservation de la biodiversité végétale a été analysée à travers les espèces dites à statut particulier pour ce faire, la liste générale des espèces recensées sur le terrain a été croisée à celle de Aké-Assi (1998, 2001) pour identifier les espèces endémiques à la Côte d'Ivoire (GCi) et au Bloc forestier Ouest africain (GCW). Aussi, la liste rouge des espèces de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN, 2020) a permis de déterminer les espèces vulnérables (VU), à préoccupation mineure (LC) et à faible risque de disparition (LR).

4.3.2.3. Evaluation de la diversité floristique de parcelles permanentes

4.3.2.3.1. Diversité floristique selon Shannon-Weaver

L'indice de Shannon (H') combine le nombre d'espèces et leur abondance relative pour quantifier la diversité floristique d'un peuplement donné (Felfili *et al.*, 2004). Il est donc utilisé pour exprimer la diversité d'un site. L'indice de Shannon (1948) est l'indice le plus recommandé pour vérifier la diversité de la richesse (Grall & Coïc, 2005). La valeur de cet indice varie de 0 (peuplement monospécifique) à $\ln S$ qui est la diversité maximale (distribution équitable de toutes les espèces), S étant le nombre total d'espèces du milieu. Une forte valeur de H' est le signe d'une bonne biodiversité, susceptible de se maintenir durablement. Pour rendre compte de l'évolution de cet indice, celui-ci a été déterminé chaque année dans les différents traitements. La formule mathématique de calcul de cet indice est :

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right) \times \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \quad (7)$$

Dans cette formule, n_i désigne le nombre d'individus de l'espèce i et N le nombre total d'individus de toutes les espèces et S le nombre total d'espèces.

4.3.2.3.2. Indice d'équitabilité de Piélou

L'indice d'équitabilité de Piélou (1966) mesure le degré de diversité atteint par un peuplement ligneux. Il correspond au rapport entre la diversité effective H' et la diversité maximale théorique H'_{\max} ($= \ln S$). Il a été calculé selon l'équation suivante :

$$E = \frac{H'}{\ln S} \quad (8)$$

où H' est l'indice de Shannon et S , la richesse spécifique (nombre total d'espèce).

Cet indice varie de 0 à 1. Plus la valeur de E est voisine de 1, plus les individus du milieu se répartissent équitablement entre les espèces. Par contre, les valeurs faibles de E correspondent à la présence d'un petit nombre d'espèces dominantes par leurs individus (Piélou, 1966).

4.3.2.3.3. Indice de valeur taxonomique

Pour évaluer l'importance écologique qu'occupe chacune des espèces arborescentes d'une forêt, Lamprecht (1962) a proposé un plan d'analyse basé sur les travaux de Cain *et al.* (1956). Cette importance est évaluée sous forme d'indice, dénommé Indice de Valeur

d'Importance des espèces (IVI), défini par Cain *et al.* (1956) comme étant la somme de trois quotients que sont la fréquence relative, la densité relative et la dominance relative. De même, les familles les plus importantes ont été déterminées en calculant l'Indice d'Importance des Familles (VIF). Les expressions mathématiques de ces indices sont :

$$IVI = FR_{\text{esp}} + DoR_{\text{esp}} + DeR_{\text{esp}} \quad (9)$$

$$VIF = FR_{\text{fam}} + DoR_{\text{fam}} + DeR_{\text{fam}} \quad (10)$$

Dans ces formules, la Fréquence Relative (FR) est représentative de la dispersion des individus de l'espèce ou de la famille, la Dominance Relative (DoR) est représentative de l'aire basale de chaque espèce ou famille et la Densité Relative (DeR) représente l'importance de l'espèce ou de la famille du point de vue du nombre d'individus (Adou Yao & N'guessan, 2005). Ces différents termes sont déterminés séparément à travers les formules suivantes :

$$FR_{\text{esp}} = \frac{\text{Nombre d'occurrences de l'espèce}}{\text{Sommes des nombres occurrences de toutes les espèces}} \times 100 \quad (11)$$

$$DoR_{\text{esp}} = \frac{\text{Aire basale de l'espèce}}{\text{Sommes des aires basales de toutes les espèces}} \times 100 \quad (12)$$

$$DeR_{\text{esp}} = \frac{\text{Nombre d'individus de l'espèce}}{\text{Sommes des nombres d'individus de toutes les espèces}} \times 100 \quad (13)$$

$$FR_{\text{fam}} = \frac{\text{Nombre d'espèces de la famille}}{\text{Nombre total d'espèces de toutes les familles}} \times 100 \quad (14)$$

$$DoR_{\text{fam}} = \frac{\text{Aire basale des espèces de la famille}}{\text{Sommes des aires basales des espèces de toutes les familles}} \times 100 \quad (15)$$

$$DeR_{\text{fam}} = \frac{\text{Nombre d'individus de la famille}}{\text{Nombre total d'individus de toutes les familles}} \times 100 \quad (16)$$

L'IVI ou l'IVF varie de 0 à 300. La somme des IVI de toutes les espèces ou des VIF des familles d'un peuplement considéré est de 300. Lorsque l'IVI d'une espèce vaut 300, alors le

peuplement est, par définition, monospécifique. Lorsque l’VIF d’une famille vaut 300, alors le peuplement est constitué d’une seule famille d’espèces (Kassi, 2006).

Cet indice a permis d’identifier les espèces ou les familles végétales les plus importants dans les parcelles permanentes en considérant les 5 espèces ou familles les plus prépondérantes.

4.3.2.4. Evaluation de la ressemblance floristique entre les traitements

Les coefficients de similitude ou coefficients de communauté permettent de caractériser, objectivement et quantitativement, le degré de ressemblance floristique de deux milieux (Sørensen, 1948). Dans cette étude, le coefficient de Sørensen (C_s) a permis d’analyser deux à deux, le niveau de ressemblance des différentes types de parcelle (traitements) en 2018, 2019, 2020 et 2021, à travers la formule suivante :

$$C_s = \frac{2C}{Nb_1 + Nb_2} \times 100 \quad (17)$$

avec Nb_1 , le nombre d’espèces d’un milieu 1, Nb_2 , le nombre d’espèces d’un autre milieu 2 et C , le nombre d’espèces communes aux deux milieux en comparaison.

Les valeurs de C_s varient de 0 % à 100 %. Pour une valeur de C_s comprise entre 0 % et 50 %, les deux milieux sont floristiquement différents. Si la valeur de C_s est comprise entre 50 % et 100 %, alors les deux milieux sont floristiquement proches ou identiques.

4.3.2.5. Evaluation de la structure végétale des parcelles permanentes

L’analyse de la structure permet d’apprécier l’occupation du sol par des espèces végétales dans un biotope. Dans cette étude, la structure de la végétation ligneuse a été évaluée à partir de la densité et de l’aire basale des arbres dans les parcelles permanentes.

4.3.2.5.1. Evaluation de la densité des arbres dans les parcelles permanentes

La densité (D) est définie comme étant le nombre d’individus par unité de surface (Kouamé, 1998). La densité des arbres a été évaluée en comptant le nombre de pieds à l’hectare, pour chaque traitement. Sa formule mathématique est la suivante :

$$D = \frac{N}{S} \quad (18)$$

N étant le nombre d’individus et S la surface exprimée en hectare.

4.3.2.5.2. Evaluation de l'aire basale des arbres dans les parcelles permanentes

L'aire basale (A) représente la somme des surfaces de la section des troncs des arbres du milieu étudié, la coupe étant supposée faite à 1,30 m au-dessus du sol (Rollet, 1969). La formule utilisée pour le calcul de l'aire basale d'un arbre ou arbuste est la suivante :

$$A = d^2 \times \frac{\pi}{4} \quad (19)$$

A étant l'aire basale (en m²/ha), d le diamètre de l'arbre à 1,30 m du sol (en m). Le diamètre (d) a été obtenu à partir de la circonférence (C), selon la formule suivante :

$$d = \frac{C}{\pi} \quad (20)$$

π égal à 3,14

4.3.2.6. Estimation de la biomasse aérienne des ligneux

La biomasse d'un arbre représente la masse du tissu vivant de cet arbre. Elle est généralement exprimée en tonne (t) métrique (Réjou-Méchain *et al.*, 2017). La biomasse totale d'un arbre comprend la biomasse aérienne et la biomasse souterraine. Dans cette étude, seule la biomasse aérienne a été évaluée.

La biomasse aérienne ou aboveground biomass (AGB) a été estimée en utilisant l'équation de Chave *et al.* (2014), selon la formule suivante :

$$AGB = \exp(-2,024 - 0,896 \times E + 0,920 \times \ln(WD) + 2,795 \times \ln(d) - 0,0461 \times [\ln(d)^2]) \quad (21)$$

Dans cette formule, E est une mesure du stress environnemental qui augmente avec la saisonnalité de la température qui est liée à la durée d'exposition de la plante à une température stressante (Chave *et al.*, 2014), WD est la densité spécifique du bois et d est le diamètre à hauteur de poitrine mesurée. Les constantes E et WD des espèces identifiées sont implémentés dans le package BIOMAS du logiciel R. Les valeurs de l'AGB sont rapportées en tonne (t).

4.4. Détermination du potentiel de régénération naturelle de la végétation de 2018 à 2021

L'étude du potentiel de régénération a pour objectif d'apprécier l'aptitude de la végétation à se reconstituer naturellement après abandon des activités agricoles. Elle permet ainsi de comprendre les processus écologiques qui se mettent en place après un épisode cultural.

4.4.1. Evaluation du mode de dissémination des diaspores

Pour la détermination des modes de dissémination des diaspores, la liste floristique issue des inventaires a été croisée à celle de Kouamé (1998), de Martin (2010) et d'autres auteurs (Vroh Bi, 2013 ; Koffi, 2016).

La diaspore est la structure de la plante qui intervient dans sa dispersion (Hakizimana, 2012). On distingue la dissémination des diaspores par le vent (anémochorie), par les animaux (zoochorie). Ce dernier mode de dissémination peut être externe (épizoochorie) ou interne (endozoochorie). La barochorie est la dissémination des diaspores sans adaptation apparente au cours de laquelle les diaspores se détachent et tombent par gravité.

4.4.2. Tempérament des espèces des parcelles permanentes

Pour déterminer l'état de perturbation ou de reconstitution des différentes parcelles permanentes, l'indice pionnier (IP) de Hawthorne (1996) ou tempérament a été calculé durant la période de l'étude. L'indice pionnier ou tempérament des espèces représente la proportion des espèces pionnières et des espèces héliophiles non pionnières (Sheil *et al.*, 2000). Les espèces pionnières sont les premières espèces à coloniser les milieux perturbés. Les espèces héliophiles non pionnières sont des espèces qui, bien que présentes dans le sous-bois, ont besoin des trouées pour leur développement optimal (Bertin *et al.*, 2013). Pour identifier ces deux groupes d'espèces pionnières, la liste générale des espèces a été croisée à celle d'autres auteurs (Martin, 2010 ; Vroh Bi, 2013 ; Koffi, 2016). L'indice pionnier a déjà été utilisé en Côte d'Ivoire par Adou Yao & N'guessan (2005), Vroh Bi (2013), Koffi (2016) et Kouman *et al.* (2022). Il se calcule selon la formule suivante :

$$IP = 100 [(2 P_i + nP_i) / N_b] \quad (22)$$

Dans cette formule, P_i désigne le nombre d'espèces pionnières ; nP_i est le nombre d'espèces héliophiles non pionnières et N_b correspond au nombre total d'espèces du site considéré. Pour caractériser l'état de perturbation ou de reconstitution d'un milieu à travers cet indice, cinq classes de valeurs (Tableau III), allant de 0 (site non perturbé) à 200 (site très perturbé à complètement transformé), ont été considérées suivant Hawthorne (1996).

Tableau III : Signification des valeurs de l'Indice Pionnier (Hawthorne, 1996)

Indice pionnier (IP)	Interprétation
$0 \leq IP < 25$	Site non perturbé à très peu perturbé / site complètement reconstitué
$25 \leq IP < 50$	Site faiblement perturbé / bonne reconstitution de la végétation
$50 \leq IP < 100$	Site moyennement perturbé / moyenne reconstitution
$100 \leq IP < 150$	Site assez perturbé / reconstitution faible
$150 \leq IP < 200$	Site très perturbé à complètement transformé/ très faible reconstitution

4.4.3. Régénération des arbres des parcelles permanentes

La régénération est l'ensemble des processus dynamiques qui permettent de reconstituer un couvert qui a été détruit (Alexandre, 1988 ; Koffi, 2016). La présence de plants impliquerait l'existence de géniteurs (Koulibaly, 2008). L'analyse de la régénération des espèces a été faite sur la base de l'indice de régénération (IR). Cet indice a été calculé selon la formule suivante :

$$IR = \frac{N_j}{N} \quad (23)$$

N_j est le nombre de jeunes plants ($dbh < 10$ cm) ; N : nombre total d'individus arborés.

Cet indice varie de 0 à 1. Plus la valeur de IR est voisine de 1, plus l'espèce est fortement régénérée. Par contre, les valeurs faibles de IR correspondent à une faible régénération de l'espèce (Koffi, 2016).

4.4.4. Mortalité des arbres des parcelles permanentes

La mortalité des arbres est un phénomène naturel de la dynamique forestière et a lieu dans toutes les phases de développement du peuplement. Selon l'âge et le stade de développement d'une forêt, la mortalité peut être différente.

Les taux annuels de mortalité ont été calculés à partir des données d'inventaire des arbres, selon le modèle de Sheil & May (1996). Le taux de mortalité est calculé comme le rapport du nombre d'arbres morts entre les temps T_0 et T_{+1} et le nombre d'arbres vivants à T_0 .

$$TM (\%) = \frac{1}{T_{+1}} \left(\frac{N_{T_0} - N_{T_{+1}}}{N_{T_0}} \right) \times 100 \quad (24)$$

TM est le taux de mortalité (en %), $N_{T_{+1}}$ le nombre d'arbres vivants au temps $T + 1$ et N_{T_0} le nombre d'arbres vivants au temps T_0 .

4.4.5. Recrutement des arbres des parcelles permanentes

Le recrutement est le passage d'un individu au-delà d'un certain seuil de diamètre (Bedel *et al.*, 1998). Plusieurs travaux portant sur le recrutement des jeunes tiges forestières ont fixé ce seuil à 10 cm (Yedmel *et al.*, 2010 ; Amaral *et al.*, 2019). Dans cette étude, nous avons fixé ce seuil à 5 cm de diamètre. Ce choix répond au souci de prendre en compte toutes les composantes de la végétation dans les parcelles. Certains auteurs comme Hawthorne (1996) qui ont étudié la régénération des forêts tropicales, ont fixé ce seuil à 5 cm vue la viabilité des jeunes plants. Le taux de recrutement annuel, noté TR, a été calculé comme le rapport entre le nombre d'arbres recrutés (NR) entre les temps T_0 et $T+1$ et le nombre total d'arbres vivants NT_0 au temps T_0 (Sheil *et al.*, 1995 ; Dionisio *et al.*, 2018).

$$TR (\%) = \left(\frac{NR_{T_0, T+1}}{NT_0} \right) \times 100 \quad (25)$$

$NR_{T+1, T+1}$ est le nombre d'arbres recrutés entre les temps T_0 et $T+1$; NT_0 est le nombre d'arbres vivants au temps T_0 .

4.4.6. Evaluation du mode de régénération des arbres

Les arbres et arbustes proviennent soit de semences, soit de rejets de souche, soit encore de drageons ou, plus rarement, de marcottes (Sheil & May, 1996). La multiplication végétative peut être, dans certains milieux et notamment dans la zone tropicale, la principale voie de régénération de nombreuses espèces. Le mode de régénération des arbres a été identifié à partir de l'observation sur le terrain. La régénération par semences et par rejets de souche ont été considérées dans cette étude. Le mode de régénération (MR) a été évalué à travers le taux de régénération de chaque mode :

$$MR_i = \frac{N_{ri}}{N_t} \times 100 \quad (26)$$

MR_i est le taux de régénération par le mode i ; N_{ri} est le nombre d'arbres régénérés par le mode i et N_t est le nombre total d'arbres du milieu.

4.4.7. Détermination du taux d'accroissement en diamètre des arbres

L'accroissement en diamètre est une mesure de la croissance se traduisant par une augmentation ou une diminution du diamètre en fonction du temps (Sheil & May, 1996). Pour le déterminer, on réalise au moins deux mesures du diamètre de l'arbre, à un temps initial et à un temps final. Dans cette étude, le taux d'accroissement (TA) a été déterminé de la façon suivante :

$$TA = \frac{dbh_{\text{final}} - dbh_{\text{initial}}}{t_{\text{final}} - t_{\text{initial}}} \times 100 \quad (27)$$

où dbh_{final} est le diamètre final, dbh_{initial} est le diamètre initial, t_{final} est le temps final (2021) et t_{initial} est le temps initial (2018).

4.5. Analyse de la structure spatiale des arbres et des cacaoyers dans les parcelles permanentes

La répartition spatiale des arbres et des cacaoyers a concerné uniquement les parcelles des plantations abandonnées ou mises en défens (traitement T3). En effet, ces parcelles étaient des jachères âgées de 4 ans en 2021. L'étude de la répartition spatiale a pour objectif de comprendre l'influence de la distribution des arbres sur la reconstitution naturelle du couvert forestier. La répartition spatiale a été analysée en 2021 et a concerné les 5 espèces arborescentes les plus prépondérantes dans chacune des trois parcelles mises en défens. Le choix des espèces prépondérantes est motivé par le fait que la structure des jachères est généralement caractérisée par les espèces les plus prépondérantes qui représentent l'essentiel de la biomasse (Réjou-Méchain *et al.*, 2020). Il s'est agi dans un premier temps, d'analyser le mode de distribution spatiale des espèces prépondérantes et des cacaoyers et, dans un second temps, de déterminer les relations spatiales qui existent entre les cacaoyers et les autres espèces ligneuses prépondérantes.

4.5.1. Collecte des données spatiales

Parmi les différentes méthodes d'analyse de la structure spatiale, on distingue les méthodes basées sur les quadrats, pour lesquelles les données sont des densités d'individus par quadrats de tailles variables (Goreaud, 2000) et les méthodes basées sur les distances, pour lesquelles les données sont des distances entre individus ou des positions. Les méthodes basées sur les distances sont généralement assez coûteuses. Cependant, elles sont pratiques dans le cas d'études sur des individus de petite taille et denses comme les plantes annuelles (Goreaud, 2000).

Dans le cadre de cette étude, la fonction de Ripley (Ripley, 1977), se classant dans la catégorie des méthodes basées sur les distances, a été utilisée. Elle a consisté à mesurer dans chaque parcelle les coordonnées cartésiennes (x, y) de tous les cacaoyers et de tous les arbres de dbh supérieur ou égal à 5 cm à partir d'un système d'axes orthonormés. La position de chaque arbre dans les parcelles a été déterminée à partir de la méthode classique décrite par

Picard & Gourlet-Fleury (2008). Cette méthode a consisté à mesurer les distances séparant un arbre considéré des axes à l'origine. Ainsi, deux décimètres ont été utilisés pour mesurer ces distances suivant des rayons perpendiculaires à chaque axe. Les distances obtenues suivant les axes X et Y ont constitué les coordonnées (x ; y).

4.5.2. Analyse des données spatiales

4.5.2.1. Analyse du mode de répartition spatiale des espèces abondantes et des cacaoyers

L'analyse de la structure spatiale des espèces abondantes est basée sur l'approche des processus ponctuels à travers la fonction $K(r)$ de Ripley (1977). L'hypothèse de base supposait que la distribution spatiale des arbres dans chaque parcelle suit un processus homogène et isotrope (Goreaud *et al.*, 2002). Toutefois, la fonction $K(r)$ de Ripley semble difficile à interpréter. Ainsi, Besag & Diggle (1977) ont proposé la fonction $L(r)$, une transformation linéaire de $K(r)$ dont l'avantage est d'avoir une variance stabilisée et une courbe facilement interprétable dont la formule est :

$$L(r) = \sqrt{\frac{K(r)}{\pi}} - r \quad (28)$$

$L(r)$ est la fonction transformée de la fonction $K(r)$ de Ripley, r est le rayon autour de chaque arbre considéré (Fonton *et al.*, 2012).

Une position de la courbe $L(r)$ à l'intérieur de l'intervalle de confiance (Figure 12) signifie que la distribution des arbres est complètement aléatoire. Lorsque la courbe $L(r)$ est située au-dessus de l'intervalle de confiance, la répartition des arbres est significativement agrégée pour les distances r correspondantes. Par contre, une position de la courbe $L(r)$ en dessous de l'intervalle de confiance traduit une répartition significativement régulière des arbres (Figure 12).

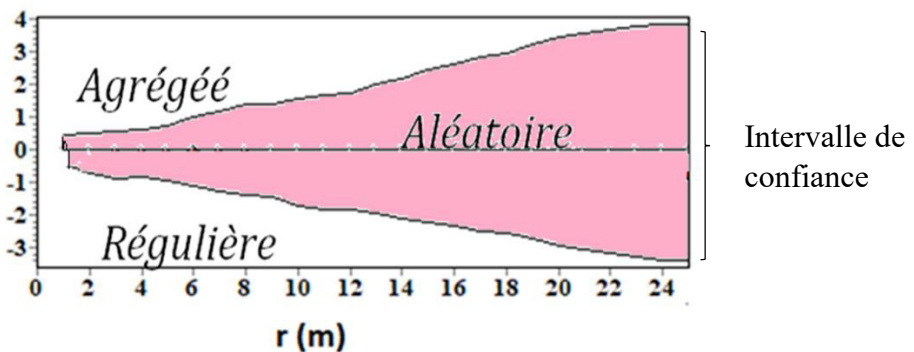


Figure 12 : Intervalle de confiance de la courbe $L(r)$ de Ripley

4.5.2.2. Analyse de la relation spatiale interspécifique

La fonction intertype $K_{12}(r)$, dont la fonction modifiée par Besag & Diggle (1977) est $L_{12}(r)$, a été utilisée pour apprécier les interactions entre les cacaoyers et les individus arborescents dans les parcelles. Elle a aussi permis d'analyser les interactions entre les arbres prépondérants. Elle s'exprime par l'équation suivante :

$$L_{12}(r) = \sqrt{\frac{K_{12}(r)}{\pi}} - r \quad (29)$$

L'hypothèse nulle H_0 d'indépendance des individus a été adoptée pour mettre en évidence l'existence d'interactions inter et intraspécifiques dans l'espace (Ngo Bieng *et al.*, 2013). Ainsi, lorsque la courbe $L_{12}(r)$ est au-dessus de l'intervalle de confiance pour une valeur donnée de r , alors les deux types d'espèces (cacaoyers et arbres dominants) ont une relation de neutralité, impliquant donc une relation de facilitation d'un type sur l'autre. Lorsque la courbe $L_{12}(r)$ est en dessous de l'intervalle de confiance, alors les deux types d'espèces ont une distribution régulière, suggérant une relation de compétition entre les cacaoyers et les arbres (Figure 13). Enfin, lorsque la courbe $L_{12}(r)$ est située dans l'intervalle de confiance, alors les deux types d'espèces ont une relation d'interdépendance. Le logiciel Programita développé par Wiegand & Moloney (2021) a été utilisé pour traiter et analyser ces données.

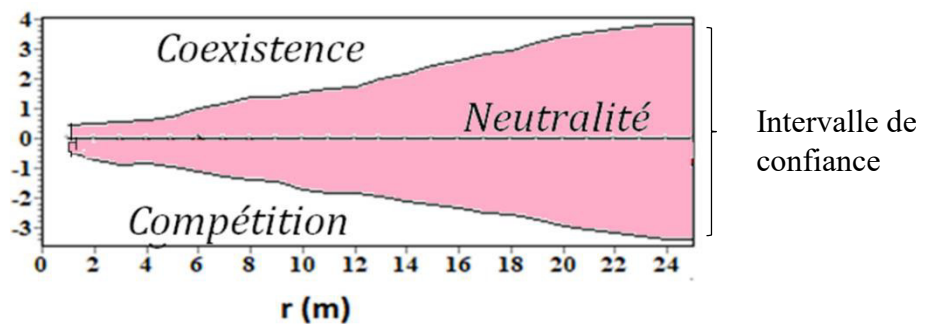


Figure 13 : Intervalle de confiance de la courbe $L_{12}(r)$

4.6. Modélisation de la croissance en diamètre des arbres de 2018 à 2021

Pour bien apprécier la dynamique de croissance des arbres des parcelles permanentes, l'accroissement en diamètre a été modélisé. Ainsi, l'effet de la diversité, de la régénération et du tempérament des espèces a été analysé sur l'évolution en diamètre des arbres.

4.6.1. Collecte des données du modèle

La modélisation de la croissance en diamètre des arbres des parcelles permanentes a concerné les individus de dbh supérieur ou égal à 5 cm. Pour ce faire, des variables

environnementales et floristiques ont été collectées lors des inventaires floristiques (Tableau IV). Ces variables concernent le traitement effectué (entretien et récolte), la structure et la composition floristique (densité d'arbres, richesse spécifique et nombre de cacaoyers) et la dynamique du peuplement (mortalité et recrutement des arbres). La nomenclature botanique suivie est celle du Taxonomic Name Resolution Service (Boyle *et al.*, 2013) telle qu'implémentée dans le package BIOMASS du logiciel R (Réjou-Méchain *et al.*, 2017).

Tableau IV : Caractéristiques des variables du modèle

Variable	Caractéristique	Unité
Entretien	Entretien des parcelles : oui (1) ou non (0)	-
Densité	Nombre d'arbres à dbh \geq 5 cm par hectare	Tiges/ha
Récolte	Récolte des cabosses : oui (1) ou non (0)	-
Nombre de cacaoyers	Cacaoyers vivants	Cacaoyers
Nombre d'espèces	Richesse spécifique	Espèces
Mortalité	Taux de mortalité des arbres	%
Recrutement	Taux de recrutement des arbres	%

4.6.2. Analyse des données du modèle

4.6.2.1. Modèle de croissance

Des forestiers des régions tropicales ont étudiés depuis longtemps les modèles mathématiques des trajectoires de croissance ontogénétique (Zeide, 1993 ; Canham *et al.*, 2004 ; Herault *et al.*, 2010). L'accroissement des arbres a été étudié pour quatre différents traitements dans trois dimensions complémentaires à savoir, la diversité, la régénération et le tempérament des espèces. Dans cette étude l'accroissement a été déterminé sur 3 périodes (2018-2019, 2019-2020 et 2020-2021) et a concerné les arbres dont le dbh est supérieur à ou égal 5 cm. Le package Rstan du logiciel R a servi à la modélisation.

4.6.2.2. Conceptualisation du modèle

Pour la modélisation de l'accroissement en diamètre (ACC) dans chaque traitement, un modèle basé sur l'exponentiel a été utilisé pour estimer le taux instantané d'accroissement. Ce modèle admet que le taux d'accroissement en diamètre est proportionnel à la croissance optimale. Les codes nécessaires ont été développés à l'aide du langage R et du package Rstan

(Carpenter *et al.*, 2017). La trajectoire de l'accroissement a été modélisée par la formule suivante :

$$ACC_{p,dbh} \sim \mathcal{N} \left((G_{max} + \theta_{+\infty,p} + ind_{i,p}) \times \exp \left(-\frac{1}{2} \times \left(\log \frac{dbh}{D_{opt}} \right)^2 \right), \sigma_{ACC}^2 \right) \quad (30)$$

$ACC_{p,dbh}$ est la valeur de l'accroissement moyen des arbres de la parcelle p au diamètre moyen dbh . \mathcal{N} est la loi normale. G_{max} est l'accroissement maximum du traitement. $\theta_{+\infty,p}$ est l'effet des variables (entretien, récolte, nombre de cacaoyers, densité, nombre d'espèces, mortalité, recrutement). $ind_{i,p}$ est l'effet individuel de chaque arbre. D_{opt} est le diamètre à croissance optimale (avant, l'accroissement augmente avec le dbh et après il diminue). σ_{ACC}^2 est la variance de la vraisemblance normale.

4.6.2.3. Inférence du modèle

L'inférence, fondée sur le modèle, consiste à prédire les valeurs de l'accroissement en diamètre des arbres non mesurés en introduisant les probabilités d'inclusion comme variable dans le modèle (Carpenter *et al.*, 2017). Ainsi, nous avons ajouté un second modèle de vraisemblance pour les parcelles dont le dbh moyen des arbres n'est pas défini. Tous les paramètres sont déduits dans un cadre bayésien tel qu'implémenté dans le Package Stan du logiciel R (Carpenter *et al.*, 2017).

$$\theta_{+\infty,p}^{ACC} \sim \mathcal{N} \left(\mu_{\theta_{+\infty}^{ACC}}, \sigma_{\theta_{+\infty}^{ACC}}^2 \right) \quad (31)$$

$\theta_{+\infty,p}^{ACC}$ est la valeur de l'accroissement de la parcelle p dans chaque dimension (diversité, régénération et tempérament des espèces). $\mu_{\theta_{+\infty}^{ACC}}$ est la moyenne de cette valeur et $\sigma_{\theta_{+\infty}^{ACC}}^2$ est la variance de la vraisemblance normale dans la dimension.

Les vraisemblances normales ont été choisies parce que $\theta_{+\infty,p}^{ACC}$, $\theta_{+\infty,p}$ sont définis sur \mathbb{R} et suivent une distribution normale. Tous les paramètres sont inférés dans un cadre bayésien tel qu'implémenté dans le Package Stan (Carpenter *et al.*, 2017) du logiciel R avec des priors non informatifs :

$$\theta_{+\infty}^{ACC} \sim \Gamma(0.001, 0.001) \quad (32)$$

$$ind^{ACC} \sim \Gamma(0.001, 0.001) \quad (33)$$

4.6.2.4. Evaluation de l'effet des variables

Toutes les variantes (entretien, récolte, nombre de cacaoyers, densité, nombre d'espèces, mortalité, recrutement) ont été normalisées pour interpréter leurs effets relatifs sur l'accroissement maximum (Carpenter *et al.*, 2017). L'équation transformée est :

$$\theta_{+\infty,p} = \sum_{i=1}^{i=n} \beta_{Var_i}^{ACC} \times Var_i \quad (34)$$

$\beta_{cov_i}^{ACC}$ est l'effet de la variable i sur l'accroissement maximum, Var_i est la valeur standardisée de la variable i .

Des données d'entrées non informatives ont été choisies pour tester l'effet des variables.

$$\beta_{Var_i}^{ACC} \sim \Gamma(0.001, 0.001) \quad (35)$$

L'indice de diversité de Shannon a été utilisé pour évaluer la diversité des parcelles. Il a été déterminé pour chaque traitement au cours des quatre années d'étude (2018, 2019, 2020, et 2021). Il a été calculé à l'aide du package entropart (Marcon & Herault, 2015) du logiciel R.

L'analyse de la régénération a été faite sur la base du potentiel de régénération naturelle, qui est le rapport entre les arbres à dbh inférieur 5 cm et le nombre total d'arbres du milieu. Elle a permis de tester l'effet des variables sur la régénération des arbres.

L'indice pionnier ou tempérament des espèces permet de déterminer l'état de perturbation ou de reconstitution d'un milieu (Hawthorne, 1996). L'indice pionnier a été déterminé pour chaque traitement au cours de cette étude. Cet indice a permis de tester l'effet des variables sur le comportement des espèces au cours du temps.

4.7. Méthodes statistiques d'analyse des données

4.7.1. Comparaison des moyennes

Le test de comparaison des moyennes a permis de comparer certains paramètres calculés. Il a pour but de vérifier si les moyennes des différents traitements sont significativement différentes. Dans cette étude, seule l'analyse de variance à un facteur (ANOVA 1) a été utilisée. Le niveau de significativité choisi pour ce test est de 5 % ($p = 0,05$). Lorsque la différence est significative, un test post-hoc, celui de Tukey a été réalisé pour déterminer lesquels des groupes sont différents.

4.7.1. Ordination de données

Les ordinations ont pour objectif de condenser l'information contenue dans un grand nombre de variables en un ensemble restreint de nouvelles dimensions composites tout en assurant une perte minimale d'informations (Bouxin, 2008). Ces méthodes permettent de mieux comprendre les relations entre les espèces d'un site donné et les paramètres qui guident la présence, l'abondance ou la fréquence de ces espèces. Plusieurs méthodes d'ordination sont possibles. Parmi elles, les plus connues peuvent être classées en deux groupes, à savoir les méthodes d'ordination simple et les méthodes d'ordination canonique.

Les méthodes d'ordination simple regroupent principalement l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et l'Analyse Factoriel de Correspondances (AFC). Au niveau des méthodes d'ordination canonique, l'on peut citer les Analyses canoniques de correspondances (ACC), l'Analyse Factorielle Multiple (AFM), etc.

Dans l'étude de la régénération, où plusieurs paramètres à caractères quantitatifs et qualitatifs ont été pris en compte, l'AFM a été utilisée. En effet, cette analyse consiste à effectuer une Analyse en Composante Principale (ACP) sur les groupes de variables quantitatives et une Analyse de Correspondance Multiple (ACM) sur les variables qualitatives. Ainsi, l'AFM a permis d'équilibrer l'influence des différents groupes, car si un groupe présente de nombreuses variables, il influencera, dans une analyse globale, plus d'axes qu'un autre présentant peu de variables. Le Package FactoMineR du logiciel RStudio version 1.14 a été utilisé pour la réalisation de ces tests.

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION

Chapitre 5 : Résultats

5.1. Dynamiques de l'occupation du sol dans la zone d'étude de 2017 à 2020

5.1.1. Description des types d'occupation du sol en 2020

La classification effectuée sur l'image sentinelle de 2020 a fait ressortir cinq types d'occupation du sol. Il s'agit de la forêt dense, la forêt dégradée, la jachère, la cacaoyère et les sols nus et habitats.

Les forêts denses (Figure 14) de la partie Sud-Est de la forêt classée du Haut-Sassandra sont essentiellement des fragments. Elles sont généralement constituées de trois strates : haute, moyenne et basse. Dans la strate émergente (plus de 15 m de hauteur), les espèces arborescentes présentent des fûts qui peuvent atteindre 32 m de hauteur. Ces espèces sont entre autres : *Ceiba pentandra* Gaertn. (Malvaceae), *Terminalia superba* Engl. & Diels (Combretaceae) et *Triplochiton scleroxylon* K.Schum (Malvaceae). La strate moyenne comprend les individus dont la hauteur oscille entre 8 m et 15 m. Les espèces constitutives de cette strate sont, entre autres, *Diospyros* spp. (Ebenaceae) et *Ficus exasperata* Vahl (Moraceae). La strate inférieure ou basse (moins de 8 m de hauteur) est plus ou moins dense et composée d'espèces telles que *Baphia nitida* Lodd. (Fabaceae) et *Mallotus oppositifolius* (Geiseler) Müll. Arg (Euphorbiaceae).



Figure 14 : Vue d'une forêt dense dans la FCHS

Les forêts dégradées sont des forêts secondaires ou défrichées qui comportent une seule strate avec présence de grands arbres de diamètres différents. Elles résultent du mode

d'installation de la cacaoculture dans la forêt classée du Haut-Sassandra. En effet, les agriculteurs sèment directement les fèves de cacao dans le sous-bois en conservant les grands arbres qu'ils éliminent plus tard. Vue de l'extérieur, la forêt semble intacte pendant que les espèces du sous-bois sont progressivement éliminées avec la croissance des jeunes plants de cacaoyers (Figure 15).



Figure 15 : Vue d'une forêt dégradée dans la FCHS, au premier plan

Les jachères sont des formations végétales qui ont une structure intermédiaire entre celle des forêts dégradées et celle des cultures (cacaoyères). Ce sont, pour la plupart, des milieux abandonnés après culture (cacaoyères). Ce type d'occupation du sol regroupe également les zones de basfonds (Figure 16). Ces jachères sont dominées par les espèces telles que *Trema orientalis* Blume (Cannabaceae), *Ficus exasperata* Vahl (Moraceae), *Albizia adianthifolia* W.Wight (Fabaceae) et *Musanga cecropioides* Tedlie (Urticaceae).



Figure 16 : Vue d'une jachère dans la FCCHS

Les plantations sont essentiellement des cacaoyères. Ce type d'occupation du sol se compose de cacaoyères de de 1 à 20 ans (Figure 17). Dans ces plantations, les paysans associent des espèces telles que *Celtis mildbraedii* Engl. (Cannabaceae), *Napoleonaea vogelii* (Hook.f.) Planch (Lecythidaceae), *Diospyros canaliculata* De Wild. (Ebenaceae), *Chidlowia sanguinea* Hoyle (Fabaceae), *Baphia bancoensis* Aubrév (Fabaceae), *Corynanthe pachyceras* K. Schum. (Rubiaceae), *Celtis adolfi-fridericii* Engl. (Cannabaceae), *Nesogordonia papaverifera* (A. Chev.) R. Capuron (Malvaceae), *Microdesmis keayana* J. Léonard (Pandaceae) et *Celtis zenkeri* Engl (Cannabaceae).



Figure 17 : Vue d'une cacaoyère dans la FCCHS

Les sols nus sont des zones dépourvues de végétation et de tout autre type d'occupation. Les habitats sont constitués de campements installés dans la FCHS par les populations infiltrées (Figure 18).



Figure 18 : Vue d'un sol nu et habitat dans la FCHS

5.1.2. Cartes d'occupation du sol dans la zone des parcelles permanentes de 2017 à 2020

La vérification de la performance des différentes classifications des images satellitaires montre que toutes les occupations du sol ont été relativement bien classées (Tableau V).

La classification de l'image de 2017 a donné des valeurs élevées de la précision globale et du coefficient Kappa qui sont respectivement de 87,26 % et 0,81. La matrice de confusion indique des confusions au niveau des types d'occupation du sol « forêt dense » et « forêt dégradée ». En effet, ce tableau affiche dans la diagonale, le pourcentage de pixels bien classés et hors diagonale, le pourcentage de pixels mal classés. Ainsi, 19,42 % de pixels de la « forêt dense » se retrouvent dans la « forêt dégradée ». De même, 12,08 % de la « forêt dégradée » sont confondus à la « forêt dense » (Tableau VI).

Pour l'image de 2020, la classification a également donné des valeurs élevées de la précision globale et du coefficient Kappa qui sont respectivement de 90,54 % et 0,82 (Tableau V). On note une confusion entre les types d'occupation du sol « jachère » et « cacaoyère » évaluée à 13,27 % (Tableau VII).

Le traitement numérique des images multispectrales a permis d'établir les cartes d'occupation du sol des années 2017 et 2020 de la partie Sud-Est de la FCHS (Figure 19). On

remarque que la cacaoyère qui dominait en 2017, avec une proportion de 80,78 %, est restée dominante en 2020 mais avec un taux de 89,29 %, soit une progression de 8,51 % en 3 ans (Figure 20). L'ensemble des autres types d'occupation du sol n'occupaient que 19,22 % du paysage en 2017 et 10,71 % en 2020, soit une perte allant de 0,41 % (jachère) à 4,90 % (forêt dégradée).

Tableau V : Précisions globales et coefficients Kappa de 2017 et 2020

Années	Précisions globale (%)	Coefficients Kappa
2017	87,26	0,81
2020	90,54	0,82

Tableau VI : Matrice de confusion de l'image classifiée de 2017

	Forêt dense	Forêt dégradée	Jachère	Cacaoyère	Sol nu / habitat
Forêt dense	79,75	12,08	0	0,07	0
Forêt dégradée	19,42	80,54	2,15	2,57	0
Jachère	0	3,36	89,25	13,21	0
Cacaoyère	0,83	4,03	8,6	84,01	0
Sol nu / habitat	0	0	0	0	100

Les valeurs représentent le nombre de pixels, exprimé en %.

Tableau VII : Matrice de confusion de l'image classifiée de 2020

	Forêt dense	Forêt dégradée	Jachère	Cacaoyère	Sol nu / habitat
Forêt dense	94,03	5,15	0	0	0
Forêt dégradée	5,97	92,65	2,15	7,15	0
Jachère	0	0	86,73	4,41	0
Cacaoyère	0	2,21	13,27	88,32	3,50
Sol nu / habitat	0	0	0	0,12	96,50

Les valeurs représentent le nombre de pixels, exprimé en %.

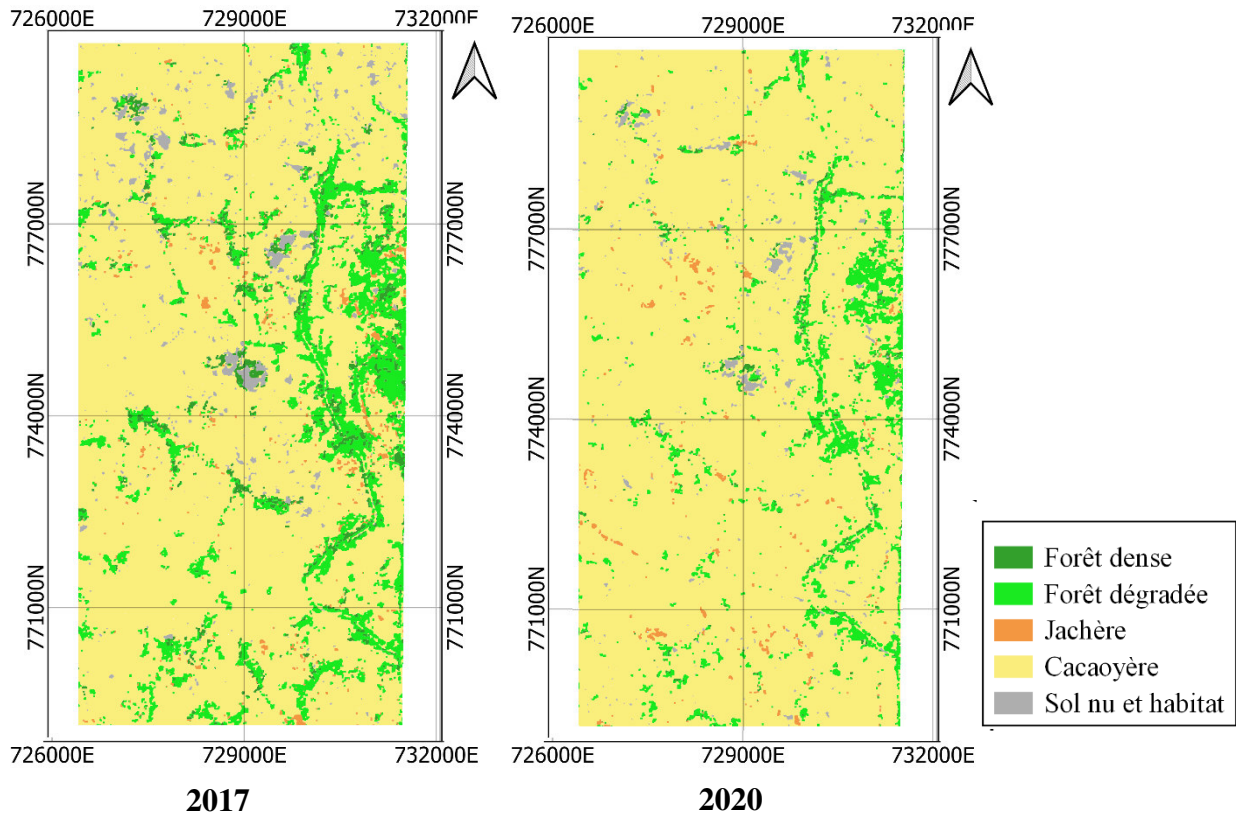


Figure 19 : Cartes d'occupation du sol en 2017 et 2020

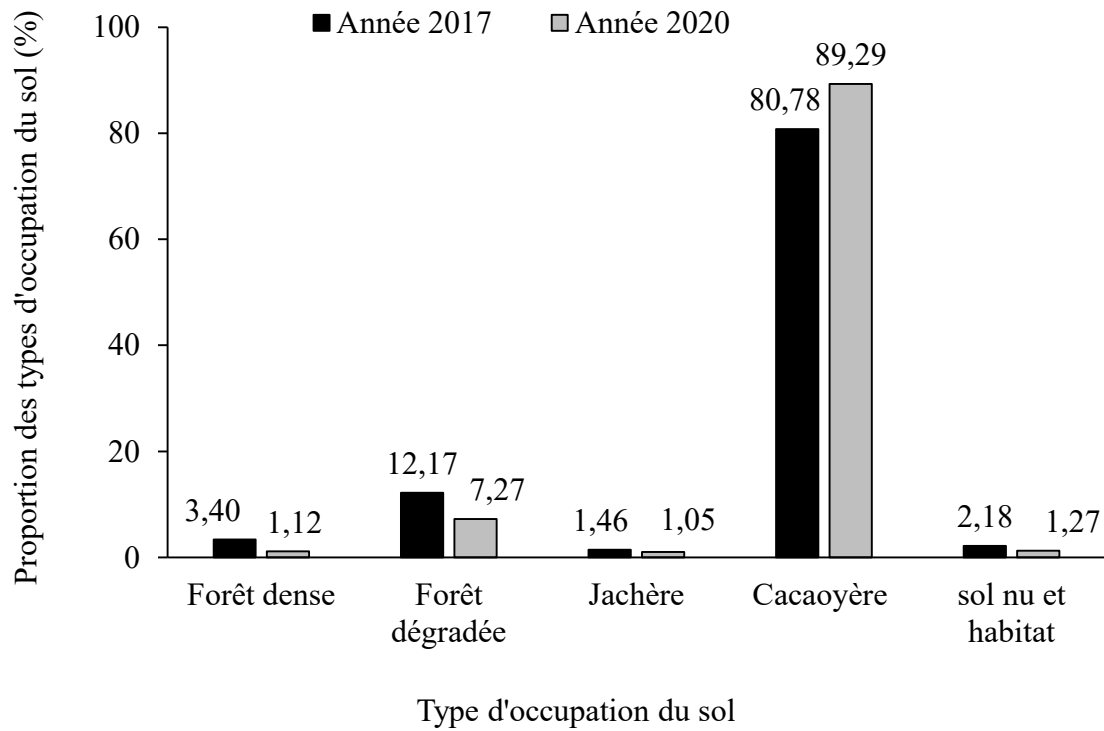


Figure 20 : Proportion des types d'occupation du sol en 2017 et 2020

5.1.3. Dynamiques de la végétation dans la zone des parcelles permanentes de 2017 à 2020

Les changements opérés dans les différents types d'occupation du sol de la partie Sud-Est de la FCHS entre 2017 et 2020 ont été mis en évidence par la matrice de transition établie entre ces deux dates (Tableau VIII). Les valeurs situées dans la diagonale traduisent le taux de stabilité des types d'occupation du sol durant cette période. La matrice de transition montre une conversion plus accrue de la forêt dense (36,96 %), la forêt dégradée (47,44 %), la jachère (78,4 %) et le sol nu et habitat (71,66 %) en cacaoyère. La plus grande stabilité est obtenue dans la cacaoyère avec 90,08 %.

Tableau VIII : Matrice de transition des types d'occupation du sol de 2017 à 2020

		2017				
		Forêt dense	Forêt dégradée	Jachère	Cacaoyère	Sol nu et habitat
2020	Forêt dense	31,36	7,12	1	0,16	0,88
	Forêt dégradée	27,1	41,95	9,56	4,86	1,91
	Jachère	1,811	1,99	9,26	3,65	1,69
	Cacaoyère	36,96	47,44	78,4	90,08	71,66
	Sol nu et habitat	2,74	1,48	1,76	1,23	23,84

Les valeurs représentent le nombre de pixels, exprimé en %.

Durant la période de l'étude, tous les types d'occupations du sol ont connu une régression de leur superficie, sauf la cacaoyère qui a connu une augmentation de sa superficie. En effet, entre 2017 et 2020, la partie Sud-Est de la FCHS a connu une réduction de la superficie des forêts denses de 67,07 % et des forêts dégradées de 40,23 %. Les jachères ont régressé de 28,39 % et les sols nus et habitats de 41,67 %. Cependant, les cacaoyères ont augmenté de 10,60 % durant cette période (Figure 21).

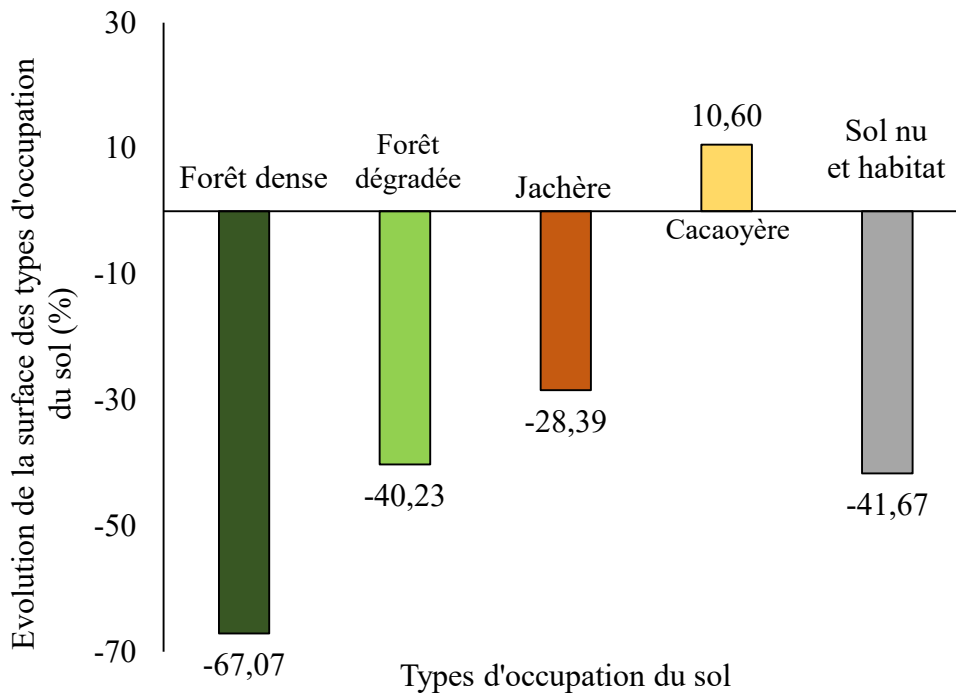


Figure 21 : Evolution des superficies des types d'occupation du sol de 2017 à 2020

5.1.4. Evolution de l'indice de végétation

La figure 22 montre une évolution de l'indice de végétation NDVI (Indice Différentiel Normalisé de la Végétation) dans différents traitements durant les trois années (2017-2020). Le traitement témoin (forêt dense) présente les plus faibles valeurs moyennes de l'indice de végétation en 2017 (0,49) et en 2020 (0,63), par rapport aux autres traitements. En 2017, les traitements T1 (cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées), T2 (cacaoyères récoltées mais non entretenues) et T3 (cacaoyères mises en défens) ont enregistré chacun un NDVI de 0,50. Cependant, en 2020, le traitement T3 a présenté la plus forte valeur de NDVI (0,68) contre 0,66 pour le traitement T1 et 0,67 pour le traitement T2 (Figure 22).

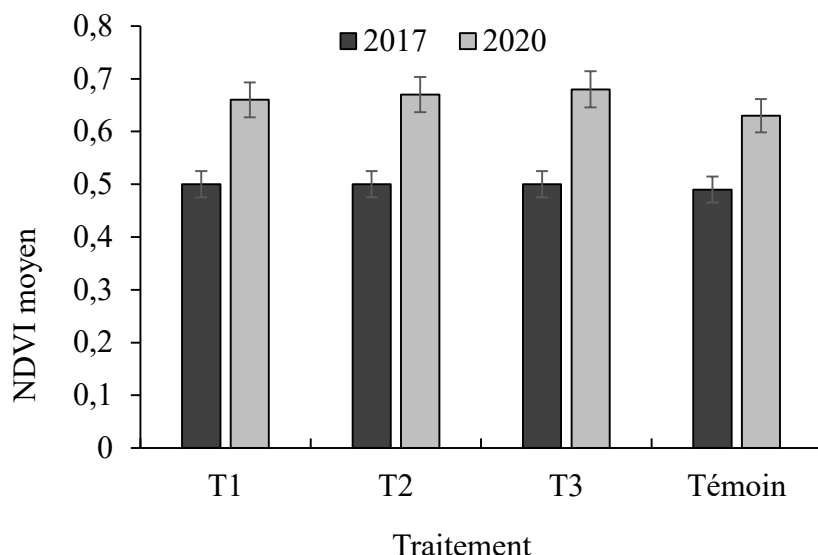


Figure 22 : Evolution du NDVI de 2017 à 2020 selon le traitement

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière ; NDVI : Indice Différentiel Normalisé de la Végétation

5.2. Evolution de la diversité floristique des parcelles permanentes de 2018 à 2021

5.2.1. Evolution de la richesse floristique

Au total, 96 espèces ligneuses ont été recensées en 2018 (à l'installation des parcelles permanentes). Ces espèces sont réparties en 71 genres et 34 familles botaniques. En 2021, 131 espèces ligneuses ont été recensées. Ces dernières sont réparties en 92 genres et 39 familles botaniques. Le traitement témoin (forêt) a présenté le nombre d'espèces ligneuses le plus élevé comparativement aux autres traitements. De 2018 à 2021, une très faible variation du nombre moyen d'espèces a été constatée dans le témoin, passant de 24,75 en 2018 à 25,16 espèces en 2021 (Figure 23).

En considérant les parcelles installées dans les plantations, les cacaoyères mises en défens (T3) ont présenté la plus forte richesse spécifique. Dans ce traitement, le nombre moyen d'espèces a fortement évolué, tendant vers le traitement témoin (forêt dense). Ce nombre d'espèces, qui était en moyenne de 3,90 en 2018, est passé à 6,08 en 2019, à 10,25 en 2020 puis à 13,83 espèces en 2021, soit une augmentation moyenne annuelle de 84,87 %.

Dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2), le nombre moyen d'espèces était de 2,66 en 2018, 4,75 en 2019, 7,41 en 2020 et 10,75 espèces en 2021. Ce traitement a enregistré la plus forte augmentation moyenne annuelle du nombre d'espèces ligneuses avec 101,37 %. Cependant, les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1) ont présenté

les plus faibles richesses spécifiques au cours du temps et le plus faible taux d'augmentation moyen annuel d'espèces. En effet, le nombre moyen d'espèces, qui était de 2,00 en 2018, est passé seulement à 2,10 en 2019, à 2,9 en 2020 et à 3,55 espèces en 2021, soit 25,83 % d'augmentation (Figure 23).

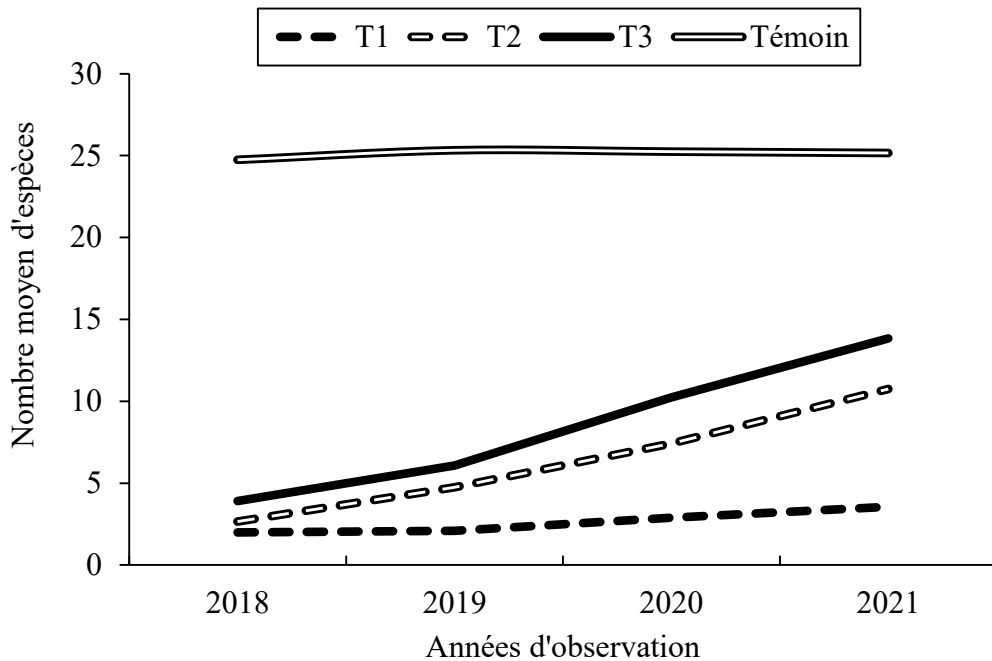


Figure 23 : Évolution temporelle du nombre moyen d'espèces selon les traitements au cours du temps

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

Pendant la période du suivi, les parcelles de forêts (témoin) ont présenté le nombre de genres le plus élevé comparativement aux autres traitements. De 2018 à 2021, une très faible variation du nombre moyen de genres a été constatée dans ce traitement, passant de 20,05 en 2018, à 20,75 genres en 2021, soit un taux d'augmentation moyen annuel de 1,21 %. Au niveau des parcelles installées dans les cacaoyères, celles mises en défens (T3) ont présenté le nombre de genres le plus élevé au cours du temps. Dans ce traitement, le nombre moyen de genres tend vers celui des forêts. En effet, le nombre de genres, qui était en moyenne de 3,81 en 2018, est passé à 5,83 en 2019, à 9,58 en 2020 puis à 15,50 genres en 2021, soit une augmentation moyenne annuelle de 102,27 %. Dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2), le nombre moyen de genres, qui était de 2,44 en 2018, est passé à 4,41 en 2019, à 6,66 en 2020 puis à 9,50 genres en 2021. Ce traitement a enregistré le plus fort taux d'augmentation moyenne annuelle de genres soit 96,44 %. Cependant, les cacaoyères régulièrement entretenues et

récoltées (T1) ont présenté le plus faible nombre moyen de genres au cours du temps et le plus faible taux d'augmentation moyenne annuelle. En effet, le nombre moyen de genres, qui était de 2 en 2018, est passé à 2,10 en 2019, à 2,90 en 2020 puis à 3,44 genres en 2021, soit 24 % d'augmentation moyenne annuelle (Figure 24).

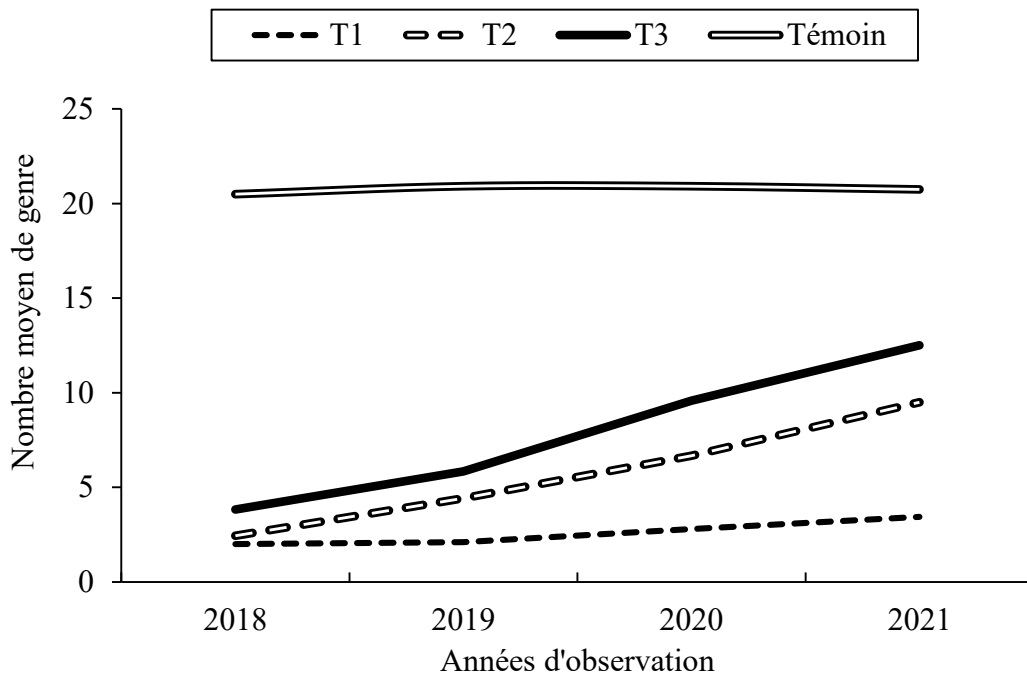


Figure 24 : Évolution du nombre moyen de genres selon les traitements au cours du temps

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.2.2. Prépondérance temporelle des espèces arborescentes

5.2.2.1. Indice de Valeur d'Importance des espèces

Dans les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1), 5 espèces sont prépondérantes : *Trema orientalis*, *Celtis mildbraedii*, *Cordia platythyrsa*, *Albizia adianthifolia* et *Ficus exasperata* (Tableau IX). A l'installation des parcelles permanentes en 2018, seules, *Celtis mildbraedii* et *Cordia platythyrsa* étaient prépondérantes, avec respectivement des IVI de 51,86 % et 48,61 %. Une année plus tard (2019), *Trema orientalis* (56,39 %) est devenue l'espèce la plus prépondérante suivie de *Cordia platythyrsa* (49,18 %) et de *Celtis mildbraedii* (48,37 %). *Trema orientalis* est restée l'espèce la plus prépondérante en 2020 et 2021, avec respectivement un IVI de 84,14 % et 69,49 %.

Au niveau des cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2), *Ficus exasperata*, *Trema orientalis*, *Solanum erianthum*, *Celtis mildbraedii* et *Albizia adianthifolia* sont les espèces les plus prépondérantes. En 2018, *Celtis mildbraedii* (62,56 %) et *Albizia adianthifolia* (40,65 %) étaient les espèces les plus prépondérantes. En 2019, on a observé la prépondérance de *Trema orientalis* (111,62 %) et de *Ficus exasperata* (71,62 %). Ces dernières espèces sont restées les plus prépondérantes en 2020 avec des IVI respectifs de 120,20 % et 97,92 %. En 2021, *Trema orientalis* (108,86 %), *Ficus exasperata* (121,27 %) et *Solanum erianthum* (97,72 %) étaient les plus prépondérantes dans le traitement T2.

Tableau IX : Prépondérance temporelle des espèces arborescentes en fonction du traitement

Traitement	Espèces prépondérantes	IVI (%) par année			
		2018	2019	2020	2021
T1	<i>Trema orientalis</i>	0	56,39	84,14	69,49
	<i>Celtis mildbraedii</i>	51,86	48,37	45,46	49,25
	<i>Cordia platythyrsa</i>	48,61	49,18	41,70	41,26
	<i>Albizia adianthifolia</i>	0	0	21,20	40,24
	<i>Ficus exasperata</i>	0	0	24,75	31,37
T2	<i>Ficus exasperata</i>	0	71,62	97,92	121,27
	<i>Trema orientalis</i>	17,85	111,62	120,2	108,36
	<i>Solanum erianthum</i>	0	28,31	57,39	97,72
	<i>Albizia adianthifolia</i>	40,65	29,64	45,53	53,85
	<i>Celtis mildbraedii</i>	62,56	39,21	34,83	33,84
T3	<i>Trema orientalis</i>	0	104,76	138,55	142,81
	<i>Ficus exasperata</i>	0	60,43	107,46	126,34
	<i>Albizia adianthifolia</i>	0	0	44,52	82,71
	<i>Musanga cecropioides</i>	23,35	64,76	68,57	67,98
	<i>Nesogordonia papaverifera</i>	41,75	32,86	39,11	38,11
Témoin	<i>Nesogordonia papaverifera</i>	118	118,36	119,34	119,88
	<i>Celtis mildbraedii</i>	116,87	115,86	116,46	115,76
	<i>Baphia pubescens</i>	101,35	102,51	102,7	102,83
	<i>Diospyros canaliculata</i>	96,6	96,83	96,98	97,09
	<i>Celtis zenkeri</i>	94,77	95,47	95,52	95,4

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière ; IVI : Indice de Valeur d'Importance d'espèces

En considérant les cacaoyères mises en défens (T3), *Trema orientalis*, *Ficus exasperata*, *Albizia adianthifolia*, *Nesogordonia papaverifera* et *Musanga cecropioides* sont les espèces les plus prédominantes. En 2018, *Nesogordonia papaverifera* (41,75 %) et *Musanga cecropioides* (23,35 %) étaient les espèces les plus prépondérantes. En 2019, on a observé la prépondérance de *Trema orientalis*, *Musanga cecropioides* et *Ficus exasperata* avec des IVI respectifs de 104,76 %, 64,76 % et 60,43 %. Une année plus tard (2020), on a enregistré une forte prépondérance de *Trema orientalis* (138,55 %) et de *Ficus exasperata* (107,46 %). En 2021, *Trema orientalis*, *Ficus exasperata* et *Albizia adianthifolia* étaient les espèces les plus prépondérantes avec des IVI de 142,81 %, 126,34 % et 82,71 % respectivement (Tableau IX).

Les parcelles forestières (Témoin) sont dominées par *Nesogordonia papaverifera*, *Celtis mildbraedii*, *Baphia pubescens*, *Diospyros canaliculata* et *Celtis zenkeri*. L'évolution de l'Indice de Valeur d'Importance (IVI) a montré la prépondérance de ces espèces au cours du temps (de 2018 à 2021). Toutefois, *Nesogordonia papaverifera* a enregistré la plus forte valeur de cet indice durant cette période comparativement aux autres espèces (Tableau IX).

5.2.2.2. Indice de Valeur d'Importance des Familles

Les familles les plus importantes dans les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1) sont les Cannabaceae, les Fabaceae, les Anacardiaceae et les Boraginaceae (Tableau X). En 2018, les Cannabaceae (51,86 %) et les Boraginaceae (48,61 %) étaient les familles les plus importantes. La famille des Cannabaceae est restée la plus prédominante en 2019, 2020 et 2021 avec des VIF respectifs de 104,76 %, 129,61 % et 118,74 %.

Dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2), les quatre familles les plus prépondérantes sont les Cannabaceae, les Moraceae, les Fabaceae et les Solanaceae. Les Fabaceae (95,19 %) et les Cannabaceae (85,96 %) étaient les plus prépondérantes en 2018. Cependant, les Cannabaceae et les Moraceae ont dominé les cacaoyères récoltées mais non entretenues en 2019, 2020 et 2021. On a observé une diminution du VIF des Cannabaceae, qui était de 161,74 % en 2019 et est passé à 161,39 % en 2020 puis à 152,49 % en 2021, tandis que le VIF des Moraceae a augmenté en passant de 87,51 % en 2019 à 126,63 % en 2020 puis à 134,41 % en 2021 (Tableau X).

Au niveau des plantations mises en défens (T3), quatre familles sont les plus prédominantes : les Cannabaceae, les Moraceae, les Fabaceae et les Malvaceae. En 2018, les Fabaceae (70 %) et les Malvaceae (64,42 %) étaient les familles les plus importantes. Une année plus tard, on a observé une prépondérance des Cannabaceae (140,89 %) et des Moraceae (85,11

%). Ces deux dernières familles sont restées les plus prédominantes en 2020 et en 2021. Le VIF des Cannabaceae est passé de 154,60 % à 149,88 % entre 2020 et 2021. Quant aux Moraceae, l' VIF est passé de 123,97 % à 135,81 % dans la même période.

Les parcelles forestières (Témoin) sont dominées par les Malvaceae, les Fabaceae, les Cannabaceae et les Ebenaceae. Toutefois l'évolution de l'Indice d'Importance des familles (VIF) a montré la prépondérance des familles des Malvaceae, Fabaceae et Cannabaceae au cours du temps (Tableau X).

Tableau X : Prépondérance temporelle des familles en fonction du traitement

Traitements	Familles	VIF (‰) par année			
		2018	2019	2020	2021
T1	Cannabaceae	51,86	104,76	129,61	118,74
	Fabaceae	17,13	16,29	35,82	57,77
	Anacardiaceae	27,71	24,49	33,85	49,25
	Boraginaceae	48,61	49,18	41,70	41,26
T2	Cannabaceae	85,96	161,74	161,39	152,49
	Moraceae	37,79	87,51	126,63	134,41
	Fabaceae	95,19	82,49	97,51	115,31
	Solanaceae	0	28,26	57,71	114,98
T3	Cannabaceae	57,55	140,89	154,60	149,88
	Moraceae	25,11	85,11	123,97	135,81
	Malvaceae	64,42	57,69	98,40	106,44
	Fabaceae	70	65,55	79,63	100,41
Témoin	Malvaceae	151,95	151,59	153,70	154,26
	Fabaceae	135,40	137,81	138,44	138,62
	Cannabaceae	137,05	136,66	137,54	136,70
	Ebenaceae	106,73	106,85	106,83	106,93

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière ; VIF : Indice d'Importance des familles

5.2.3. Evolution de la composition floristique

5.2.3.1. Types biologiques

L'analyse de l'évolution des types biologiques durant la période 2018-2021 a montré une augmentation de la plus part des types biologiques dans les différents traitements. Dans les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1), on a observé une diminution de 12,5 % des espèces mésophanérophytes entre 2018 et 2021. Cependant, le nombre d'espèces microphanérophytes, qui était 3 en 2018, est passé à 10 en 2021, soit une augmentation de 233,33 % (Figure 25). Au niveau des cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2), on a noté une forte augmentation des mégaphanérophytes, des mésophanérophytes et des microphanérophytes entre 2018 et 2021, atteignant respectivement 90 %, 200 % et 225 %. Dans les cacaoyères mises en défens (T3), le nombre de mégaphanérophytes, qui était de 14 en 2018, est passé à 21 en 2021, soit 50 % de plus. Ce traitement a également favorisé une augmentation des espèces microphanérophytes de 59,56 % entre 2018 et 2021.

On a observé cependant une faible variation du nombre de types biologiques dans les forêts (témoin) au cours du temps. Les nanophanérophytes ont été observés uniquement dans le traitement témoin (forêt) mais en très petit nombre.

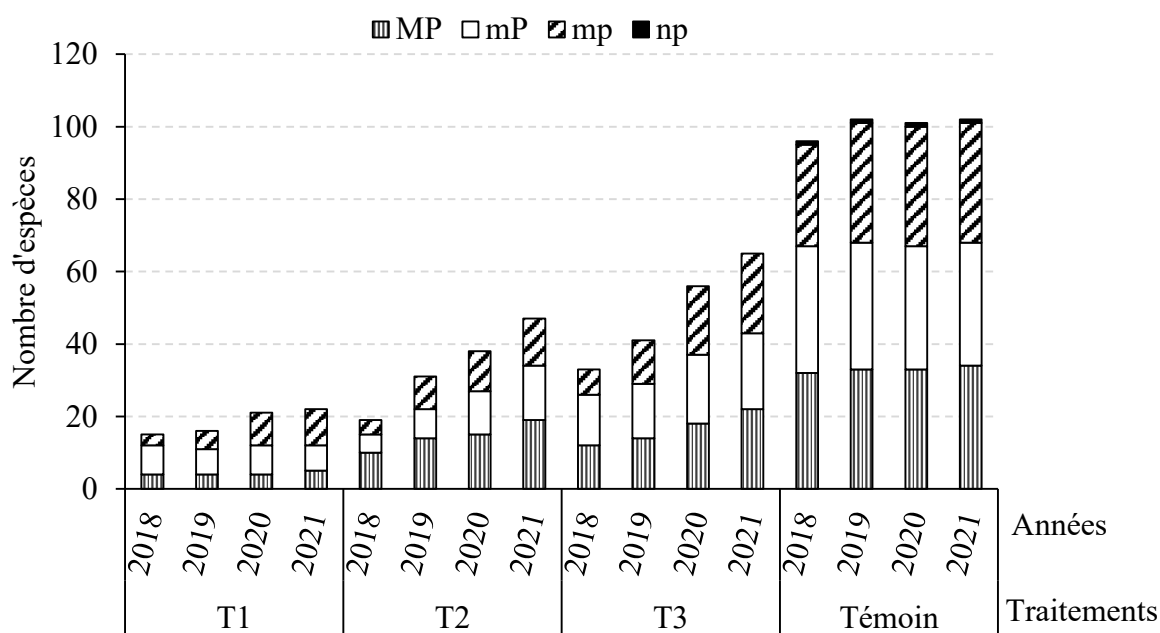


Figure 25 : Evolution temporelle des types biologiques en fonction du traitement

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière ; MP : mégaphanérophytes ; mP : mésophanérophytes ; mp : microphanérophytes ; np : nanophanérophytes

5.2.3.2. Affinités chorologiques

La figure 26 présente l'évolution des affinités chorologiques des espèces dans les différents traitements. Les espèces endémiques à la région Guinéo-Congolaise (GC) dominent dans tous les traitements quelle que soit l'année considérée. On a noté l'absence d'espèce endémique à la région Ouest africaine (GCW) dans les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1). Dans ce traitement, le nombre d'espèces introduites, qui était 2 en 2018, est passé à 4 en 2021, soit 100 % d'augmentation (Figure 26). Dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2), les espèces de la zone de transition entre les régions Guinéo-Congolaise et Soudano Zambézienne (GC-SZ) ont fortement augmenté, passant de 3 en 2018, à 8 en 2021, soit une augmentation de 166,66 %. Dans les cacaoyères mises en défens (T3), on a noté une forte augmentation des espèces GC-SZ : de 1 en 2018 à 13 en 2021. Enfin, dans les forêts (Témoin), une faible variation des types chorologiques dans le temps a été notée.

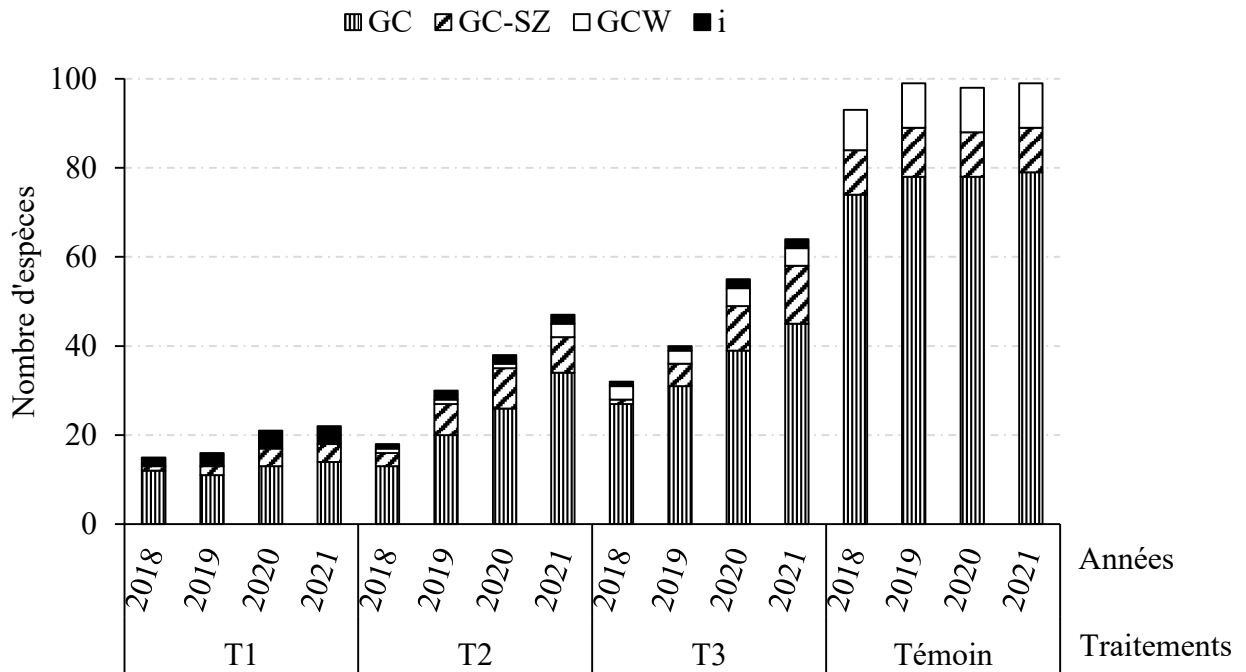


Figure 26 : Evolution temporelle des affinités chorologiques en fonction du traitement

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière ; GC : espèces endémiques à la région Guinéo-Congolaise ; GCW : espèces endémiques à la région Ouest africaine ; GC-SZ : espèces de la zone de transition entre les régions Guinéo-Congolaise et Soudano Zambézienne ; i : espèces introduites

5.2.3.3. Espèces à statut particulier en 2021

Les inventaires floristiques effectués durant la période de l'étude (2018-2021) ont permis de recenser 81 espèces à statut particulier dans tous les traitements. On y distingue deux

(2) espèces endémiques à la Côte d'Ivoire (GCi). Il s'agit de *Baphia pubescens* Hook (Fabaceae) et de *Terminalia ivorensis* A.Chev. (Combretaceae). Dix (10) espèces sont endémiques au bloc forestier Ouest africain (GCW).

Au regard de la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) de 2020, seize (16) espèces sont vulnérables (Annexe) (Tableau XI).

Tableau XI : Nombre d'espèces à statut particulier recensées dans les parcelles permanentes en 2021

Statut		Nombre d'espèces par traitement				Total
Endémisme	Menace	T1	T2	T3	Témoin	
GCW			3	5	5	10
GCi	VU		1		1	1
GCW	VU		1		2	2
GCi					1	1
	LC	9	21	30	48	60
	LR	1	2	2	4	4
	VU	2	11	7	12	16

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière ; GCi : Endémique à la Côte d'Ivoire ; GCW : Endémique au bloc forestier ouest africain ; VU : Vulnérable ; LC : Préoccupation mineure ; LR : Faible risque de disparition.

5.2.4. Evolution de la diversité floristique

5.2.4.1. Evolution de l'indice de diversité de Shannon

L'indice de la diversité de Shannon a montré que les forêts (Témoin) sont les traitements les plus diversifiés (Tableau XII). Cependant, ce traitement a présenté des valeurs sensiblement constantes durant la période de suivi (2018-2021). Les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1) sont les moins diversifiées. L'analyse de l'indice de diversité de Shannon a montré une faible augmentation de la diversité dans ce traitement mais sans différence significative ($F = 1,24$; $p = 0,312$). Dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2), des différences significatives entre les moyennes dans le temps ($F = 6,79$; $p < 0,001$) ont été notées. L'indice de diversité de Shannon moyen est passé de 1,31 en 2018 à 1,89 en 2019, puis à 2,29 en 2020 et à 2,70 à 2021, soit une augmentation progressive. Dans les cacaoyères mises en défens (T3), des différences significatives entre les moyennes dans le temps ($F = 8,22$;

$p < 0,001$) ont été observées. La diversité de ces parcelles évolue vers celle des forêts, passant progressivement de 1,77 en 2018 à 3,00 en 2021.

5.2.4.2. Evolution de l'indice d'équitabilité de Piélou

Dans l'ensemble, l'indice d'équitabilité de Piélou est plus élevé en 2018 par rapport aux années suivantes (Tableau XII). Il a très peu évolué dans le temps. En effet, dans les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1) et dans les forêts (témoin), on note, aucune différence significative de cet indice entre 2018 et 2021. Par contre, l'indice de Piélou diminue significativement et progressivement de 2018 à 2021 dans les cacaoyères récoltées et non entretenues (T2) et dans les cacaoyères mises en défens (T3). En effet, dans T2, la valeur moyenne de l'indice d'équitabilité de Piélou qui était de 0,99 en 2018, est passée à 0,87 en 2019, puis à 0,80 en 2020 et 2021. Dans T3, l'indice d'équitabilité de Piélou qui était de 0,99 en 2018 est passé à 0,88 en 2019, puis à 0,81 en 2020 et 2021.

Tableau XII : Evolution temporelle des indices de diversité floristique dans les traitements

Paramètre	Traitement	2018	2019	2020	2021	Valeurs du test	
						<i>F</i>	<i>p</i>
Indice de Shannon	T1	0,86 ^a	0,87 ^a	1,05 ^a	1,35 ^a	1,24	0,312
	T2	1,31 ^a	1,89 ^{ab}	2,29 ^{bc}	2,70 ^c	6,79	<0,001
	T3	1,77 ^a	2,06 ^{ab}	2,61 ^{bc}	3,00 ^c	8,22	<0,001
	Témoin	4,08 ^a	4,08 ^a	4,06 ^a	4,06 ^a	0,08	0,999
Indice d'équitabilité de Piélou	T1	0,99 ^a	0,90 ^a	0,90 ^a	0,94 ^a	0,84	0,482
	T2	0,99 ^b	0,87 ^{ab}	0,80 ^a	0,80 ^a	3,57	0,022
	T3	0,99 ^b	0,88 ^{ab}	0,81 ^a	0,81 ^a	6,17	0,001
	Témoin	0,88 ^a	0,87 ^a	0,87 ^a	0,87 ^a	0,09	0,964

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

Pour un même traitement donné, les valeurs suivies de la même lettre alphabétique sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test de Tukey).

5.2.5. Ressemblance floristique entre les traitements

En 2018 et en 2019, le coefficient de similitude de Sørensen était inférieur à 50 % pour toutes les comparaisons réalisées entre les différents traitements pris deux à deux (Tableau XIII). Cependant, dès 2020, une ressemblance floristique a été notée entre les cacaoyères non

entretenues mais récoltées (T2) et celles sans activité agricole (T3), avec un coefficient de similitude de 51,1 % en 2020 et 61,8 % en 2021. Dans l'ensemble, même si le coefficient de similitude est inférieur à 50 %, une augmentation progressive de ce coefficient a été notée entre les différents traitements.

Tableau XIII : Coefficient de similitude floristique entre les traitements de 2018 à 2021

Années	Traitements	T1	T2	T3
2018	T2	23,5		
	T3	37,5	32	
	Témoin	14,7	21,6	33,6
2019	T2	30,4		
	T3	35,7	42,9	
	Témoin	13,9	29,5	37,4
2020	T2	36,7		
	T3	41,7	51,1	
	Témoin	16,8	33,6	41,6
2021	T2	36,6		
	T3	38,6	61,8	
	Témoin	16,5	41,9	46,3

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.2.6. Evolution de la structure de la végétation

5.2.6.1. Evolution de la densité par traitement

Les valeurs moyennes de la densité varient d'un traitement à un autre durant la période de l'étude (Figure 27). Le traitement témoin (forêts) présente les plus fortes densités ligneuses (de 931,33 à 1084 tiges/ha) comparativement aux autres traitements. Cependant, la densité d'arbres dans ces forêts n'a augmenté que faiblement (seulement 12,76 % entre 2018 et 2021) par rapport aux autres traitements. Les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1) sont les traitements moins denses en arbres. Une forte augmentation de la densité ligneuse dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2) et dans les cacaoyères mises en défens (T3), avec respectivement 1176 % et 1152,17 % par rapport à leur état initial de 2018 a été enregistré. En effet, la densité moyenne de T2, qui était de 33,33 tiges/ha en 2018, est passée à 157,33

tiges/ha en 2019, puis à 292 tiges/ha en 2020 et enfin à 425,33 tiges/ha en 2021. Celle de T3, qui était de 61,33 tiges/ha en 2018, est passée à 242,66 tiges/ha en 2019, puis à 548 tiges/ha en 2020 et enfin à 768 tiges/ha en 2021.

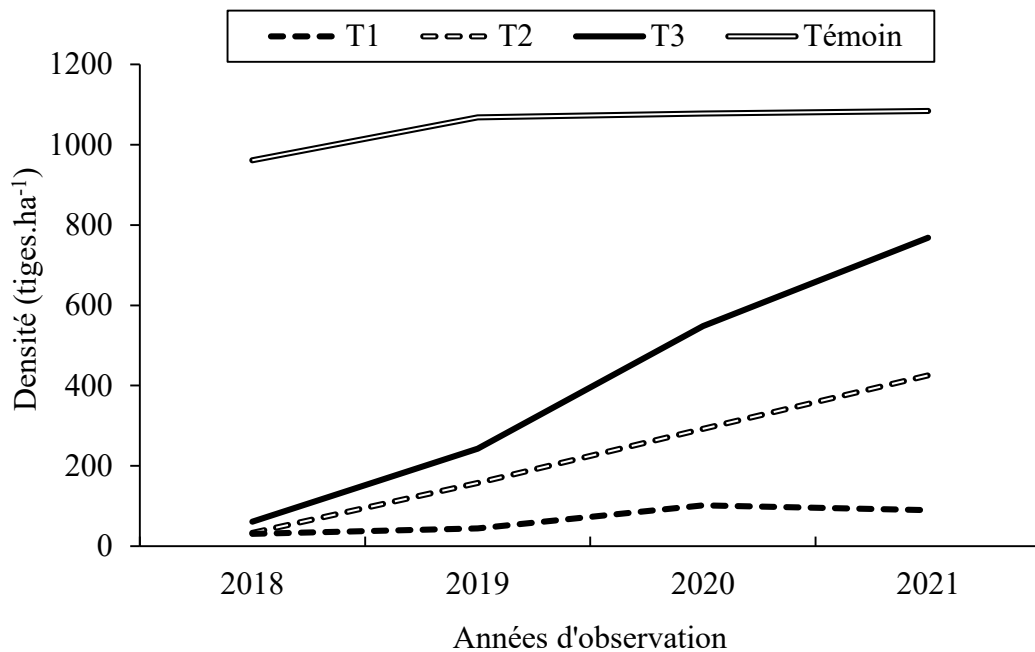


Figure 27 : Evolution de la densité floristique dans les traitements de 2018 à 2021

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.2.6.2. Evolution de l'aire basale

Pendant la période de suivi (2018-2021), l'aire basale moyenne a varié d'un traitement à un autre. Les parcelles de forêts (témoin) ont présenté les valeurs les plus élevées (entre 23,20 à 24,84 m²/ha) comparativement aux autres traitements (Figure 28). Cependant, une faible augmentation de l'aire basale par rapport à son état initial de 2018 est à souligner (7,08 %). Par contre, les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1) ont présenté les plus faibles valeurs de l'aire basale dans le temps (de 1,21 à 2,01 m²/ha). Une forte augmentation de l'aire basale a été notée dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2) et dans les cacaoyères mises en défens (T3), avec respectivement 315,73 % et 222,38 % de la valeur initiale de 2018. En effet, l'aire basale moyenne de T2 est passée de 0,89 m²/ha en 2018 à 3,70 m²/ha en 2021. Celle de T3 a progressé de 2,01 m²/ha en 2018 à 6,48 m²/ha en 2021.

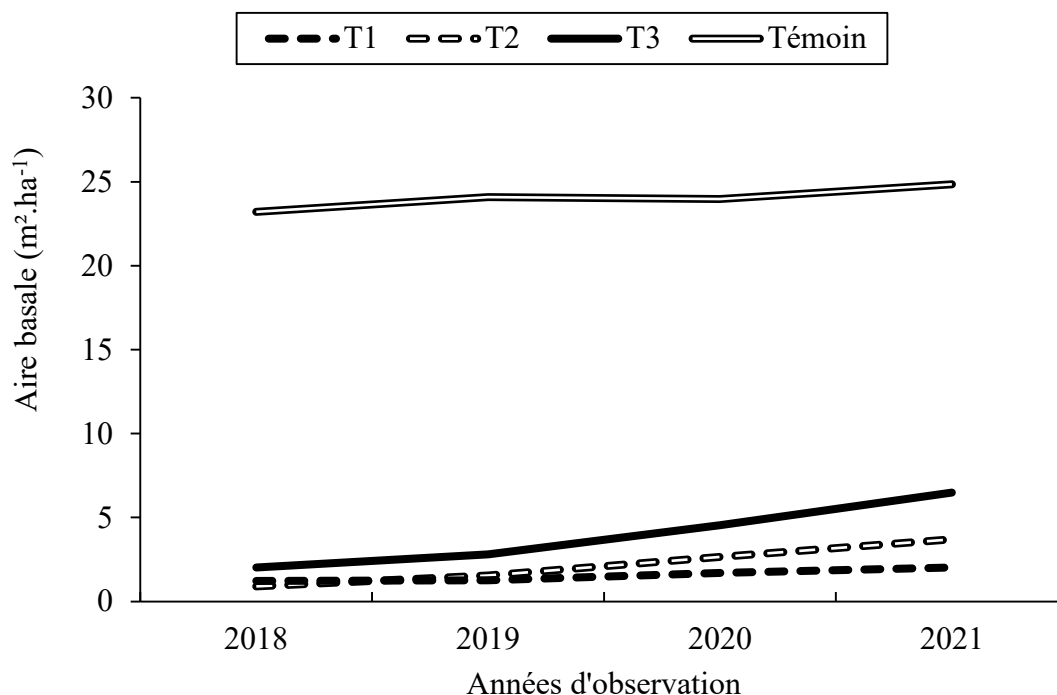


Figure 28 : Evolution de l'aire basale dans les traitements de 2018 à 2021

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière.

5.2.7. Evolution de la biomasse aérienne

La figure 29 présente l'évolution de la biomasse aérienne de 2018 à 2021 dans les différents traitements. On a noté de manière générale, une augmentation de la biomasse dans tous les traitements, les plus fortes valeurs étant obtenues dans le traitement témoin (forêt). Ce dernier a enregistré, cependant, le plus faible taux d'augmentation (4,78 %) entre 2018 ($120,20 \cdot 10^6$ tonnes) et 2021 ($125,95 \cdot 10^6$ tonnes). En effet, le test statistique n'a révélé aucune différence significative de la biomasse aérienne. Par contre, les cacaoyères entretenues et récoltées (T1) ont affiché les plus faibles biomasses ($5,30 \cdot 10^6$ tonnes à $8,16 \cdot 10^6$ tonnes). L'évolution de la biomasse au cours du temps a montré une forte augmentation dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2) et dans les cacaoyères mises en défens (T3), avec respectivement 185,54 % et 154,17 % par rapport à leur état initial de 2018. En effet, la biomasse de T2 a augmenté significativement et est passée de $3,46 \cdot 10^6$ tonnes en 2018, à $9,88 \cdot 10^6$ tonnes en 2021. Celle de T3 est passée de $7,42 \cdot 10^6$ tonnes en 2018 à $18,86 \cdot 10^6$ tonnes en 2021.

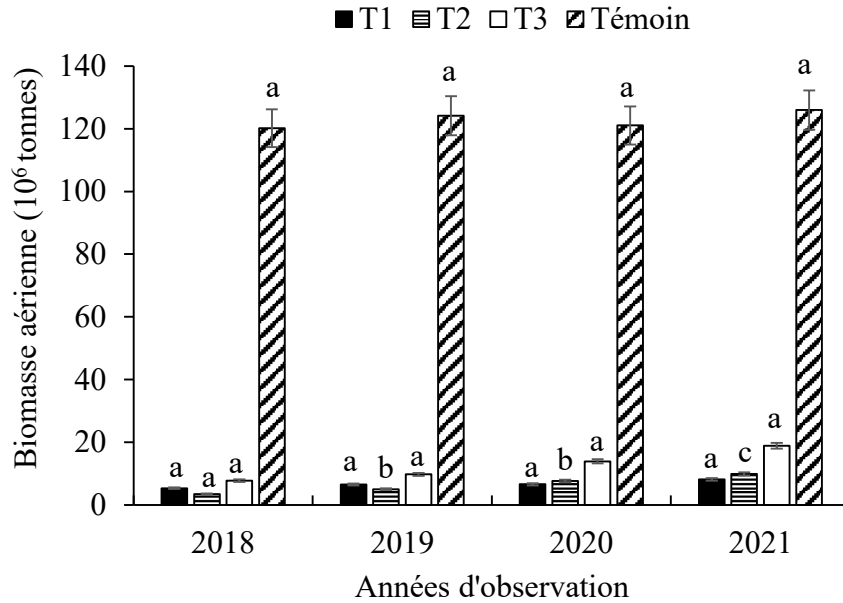


Figure 29 : Evolution temporelle de la biomasse aérienne dans les traitements de 2018 à 2021

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

Pour un même traitement donné, les bandes surmontées de la même lettre alphabétique sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test de Tukey).

5.3. Potentiel de régénération naturelle de la végétation de 2018 à 2021

5.3.1. Evolution de la dissémination des diaspores

Les modes de dissémination des diaspores observés dans les parcelles permanentes de la FCHS sont : la barochorie, l'endozochorie et l'anémochorie. Les espèces endozochores sont les plus représentées dans tous les traitements tandis que les espèces barochores sont les moins représentées dans l'ensemble (Figure 30).

Dans les plantations régulièrement entretenues (T1), on a noté une augmentation des espèces endozochores entre 2018 et 2020, puis une diminution de 10 % au cours de la dernière année de l'étude (2021). Les espèces anémochores ont présenté le plus fort taux d'augmentation, passant de 2 en 2018 et 2019 à 4 en 2020 et à 5 en 2021, soit une augmentation de 150 % par rapport à 2018. Cependant, le nombre d'espèces barochores est resté constant (à 3 espèces) au cours de la durée de l'étude.

Au niveau des cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2), les espèces endozochores, qui étaient 11 en 2018, sont passées à 14 en 2019, et à 23 en 2020 et 2021. Les anémochores ont enregistré le plus fort taux d'augmentation (157,14 %) par rapport à leur état initial 2018. En effet, ce mode de dissémination était représenté par 7 espèces en 2018, 10 espèces en 2019, 12 espèces en 2020 et 18 espèces en 2021.

Dans les plantations dépourvues d'activités agricoles (T3), les espèces endozoochores, qui étaient 19 en 2018, sont passées à 25 en 2019, puis à 31 en 2020 et enfin à 35 en 2021. Les espèces anémochores ont enregistré le plus fort taux d'augmentation en 2021 (44,44 %) par rapport à leur nombre initial qui était de 9 espèces (2018). Ce nombre a augmenté à 10 en 2019, à 15 en 2020 et à 21 espèces en 2021. Par contre, le nombre d'espèces barochores est resté constant de 2018 à 2021 (4 espèces).

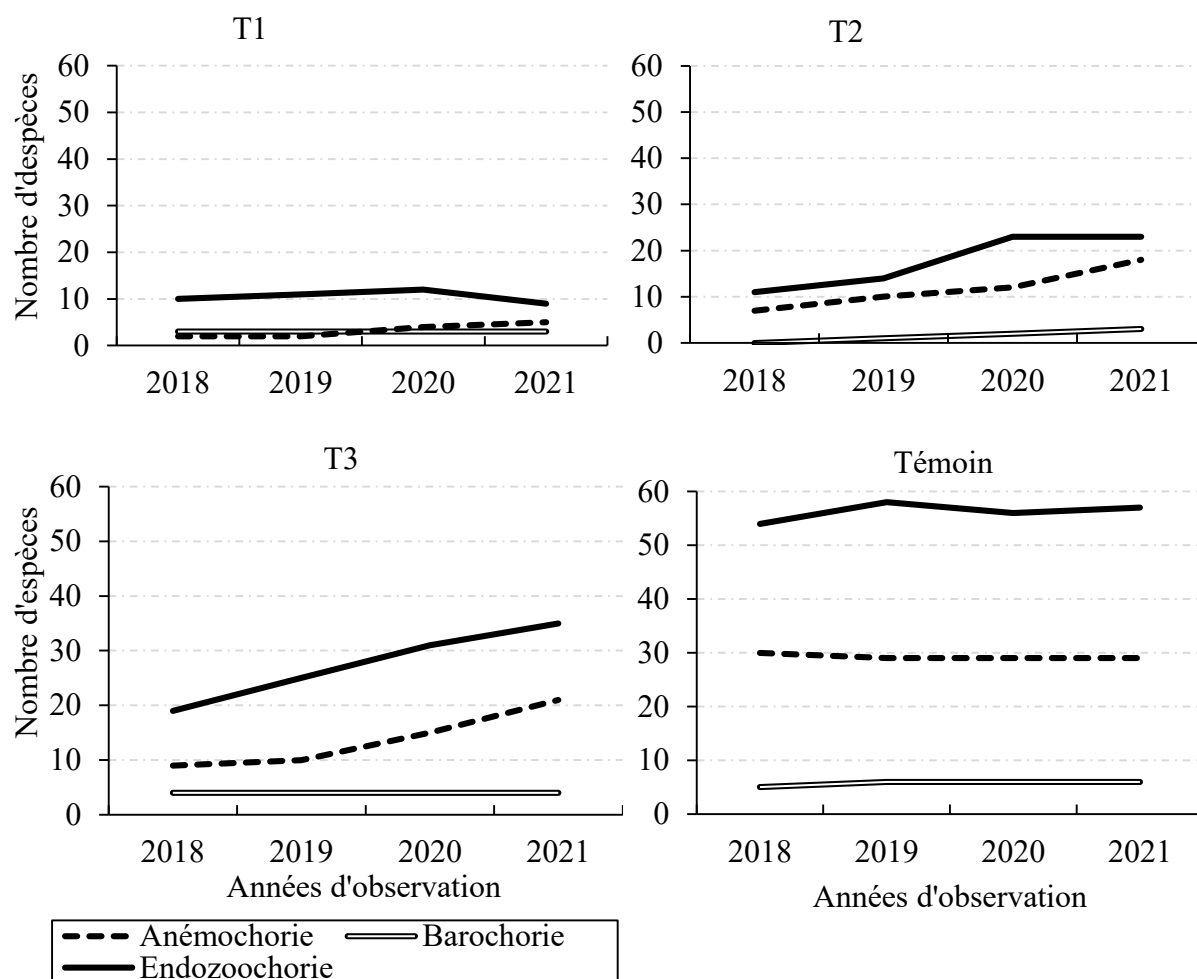


Figure 30 : Evolution du nombre d'espèces selon le mode de dissémination des diaspores

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

Les parcelles de forêts (témoin) ont enregistré les nombres les plus élevés d'espèces barochores, endozoochores et anémochores, comparativement aux autres traitements, tandis que les plantations régulièrement entretenues (T1) en ont enregistrées les moins élevés. Dans les forêts (témoin), le nombre d'espèces de chaque mode de dissémination est resté sensiblement constant de 2018 à 2021.

5.3.2. Evolution de l'indice pionnier par traitement

Les plus faibles valeurs de l'indice pionnier ont été obtenues dans les forêts (témoin) durant les quatre années de l'étude. Dans ce traitement, l'indice pionnier était de 49,90 en 2018, 44,94 en 2019, 44,05 en 2020 et 44,15 en 2021 (Tableau XIV). La plus forte augmentation de l'indice pionnier a été obtenue dans les cacaoyères mises en défens (T3) où il est passé de 58,69 en 2018 à 153,99 en 2021, soit une augmentation de 162,37 %. Dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2), l'indice pionnier, qui était de 92 en 2018, a progressivement augmenté pour atteindre 140,43 en 2021, soit un taux de 52,64 % d'augmentation. Concernant les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1), l'indice pionnier est passé de 95,65 en 2018 à 138,80 en 2021, soit une augmentation de 45,11 % en 2021.

Tableau XIV : Evolution de l'indice pionnier dans le temps selon le traitement

Traitement	Indice pionnier par année			
	2018	2019	2020	2021
T1	95,65	100	127,63	138,80
T2	92	122,03	134,70	140,43
T3	58,69	195,76	147,44	153,99
Témoin	49,09	44,94	44,05	44,15

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.3.3. Evolution du taux de recrutement

Pour toutes les périodes considérées (2018-2019, 2019-2020, 2020-2021), les parcelles de forêt (témoin) ont enregistré le plus faible taux de recrutement d'arbres comparativement aux autres traitements. Les plantations dépourvues d'activités agricoles (T3) et celles entretenues et récoltées (T1) ont présenté les plus forts taux de recrutement d'individus ligneux durant les périodes 2018-2019 et 2019-2020. En effet, le taux de recrutement dans T3, qui était de 345 % entre 2018 et 2019, est passé à 204,91 % entre 2019 et 2020, puis à 84,08 % entre 2020 et 2021. Aussi, dans T1, le taux de recrutement est passé de 266,66 % entre 2018 et 2019 à 470,83 % entre 2019 et 2020 puis à 30,86 % entre 2020 et 2021 (Figure 31).

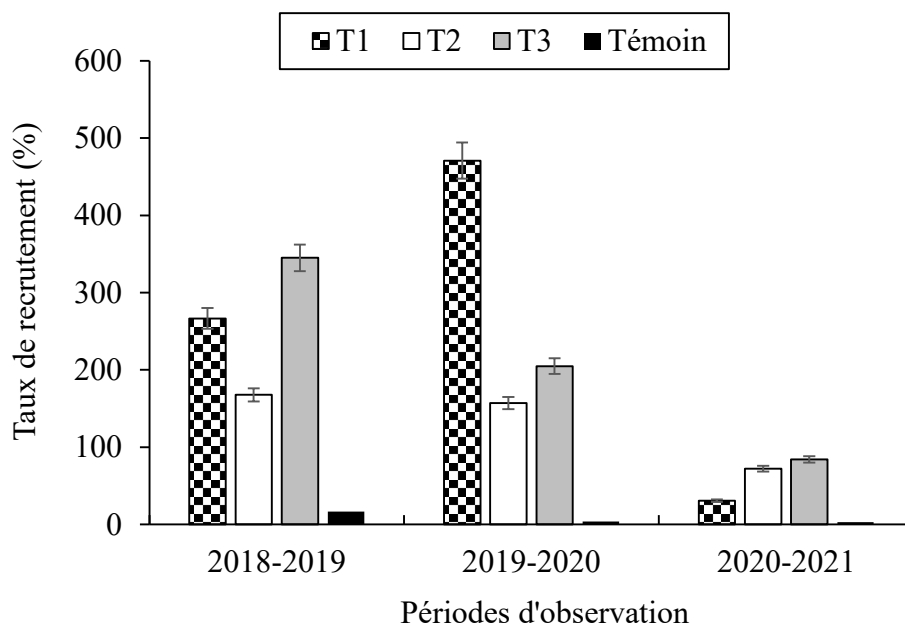


Figure 31 : Evolution du taux de recrutement annuel des arbres dans les parcelles permanentes de 2018 à 2021

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.3.4. Evolution du taux de mortalité des arbres

Les parcelles de forêt (témoin) ont enregistré les plus faibles taux de mortalité, comparativement aux autres traitements (Figure 32). En effet, ce taux est passé de 4,48 % entre 2018-2019 à 2,40 % entre 2019-2020 et à 2,27 % entre 2020-2021. Dans les cacaoyères dépourvues d'activités agricoles (T3), le taux de mortalité, qui était de 20 % entre 2018-2019, a régressé à 13,35 % entre 2019-2020 et à 6,23 % entre 2020-2021. Dans les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2), aucun individu mort n'a été enregistré au cours de la période 2018-2019. Pendant les périodes 2019-2020 et 2020-2021, des taux de mortalité de 19,96 % et 11,02 % ont respectivement été notés.

Les plantations régulièrement entretenues (T1) ont présenté les taux de mortalité les plus élevés. En effet, une forte augmentation du nombre d'individus morts a été observée. Ainsi, le taux de mortalité qui était de 29,16 % entre 2018-2019 est passé à 53,70 % entre 2019-2020 et à 54,93 % entre 2020-2021.

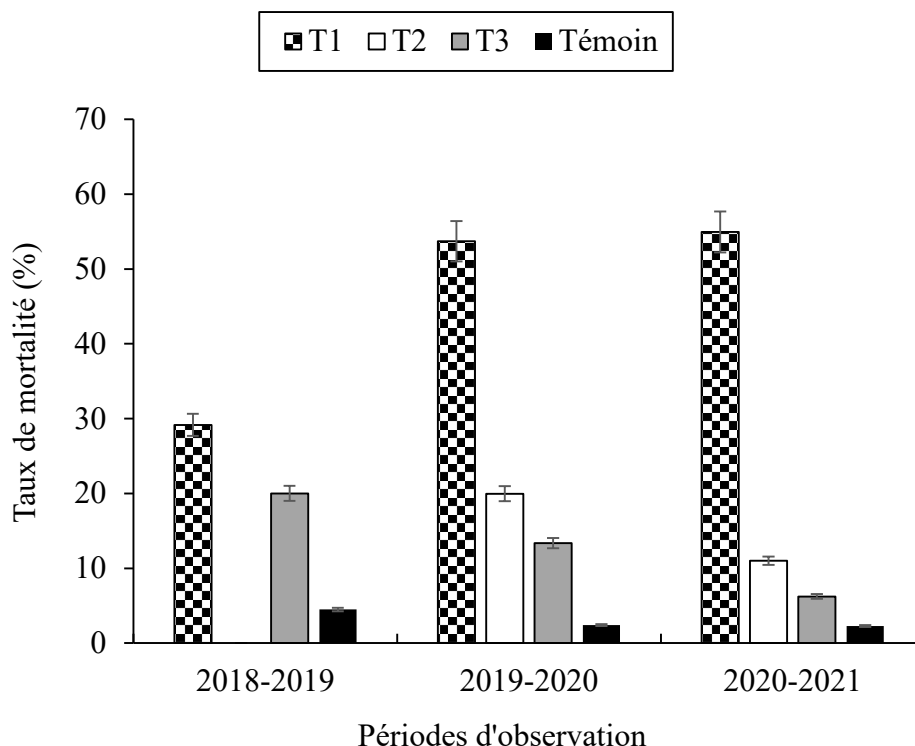


Figure 32 : Evolution du taux de la mortalité annuel des arbres dans les traitements de 2018 à 2021

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.3.5. Evolution de l'accroissement en diamètre des arbres

La figure 33 présente l'accroissement diamétrique moyen annuel des arbres dans les différents traitements. L'évolution de ce paramètre est très variable selon la période et le traitement (Figure 33). Les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1) ont présenté la plus forte augmentation de l'accroissement diamétrique dans le temps, comparativement aux autres traitements. Entre 2018 et 2019, l'accroissement moyen annuel était de 9,10 mm/an dans ce traitement. Il a augmenté pour atteindre 22,36 mm/an en 2019-2020 et 30,87 mm/an en 2020-2021. Durant les deux premières périodes, les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2) ont enregistré un important accroissement diamétrique moyen, avec 21,50 mm/an et 24,87 mm/an respectivement en 2018-2019 et 2019-2020. Toutefois, cet accroissement a régressé pendant la période 2020-2021 pour atteindre de 18,72 mm/an. Quant au traitement témoin (forêt), il a présenté le plus faible accroissement moyen avec des valeurs inférieures à 5 mm/an pendant toute la durée de l'étude.

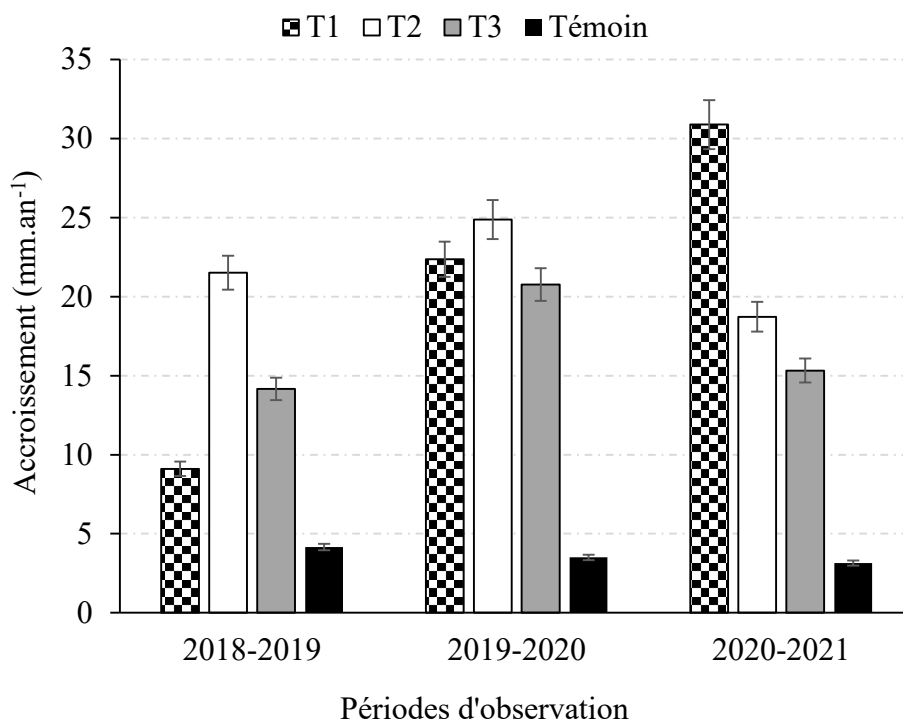


Figure 33 : Evolution de l'accroissement en diamètre des arbres de 2018 à 2021

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.3.6. Evolution de l'indice de régénération moyen par traitement

L'indice de régénération a connu la plus forte augmentation dans les cacaoyères mises en défens (T3) et dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2). Dans T3, il a augmenté de 199,76 % en 2021 par rapport à son état initial de 2018 (Figure 34). Au niveau des cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1), une augmentation entre 2018 et 2019 a été notée suivie, d'une régression de 2019 à 2021. Ainsi, une régression de 14,83 % en 2021 par rapport à 2018 a été enregistrée. Enfin, une valeur constante de l'indice de régénération a été notée dans les forêts (témoin).

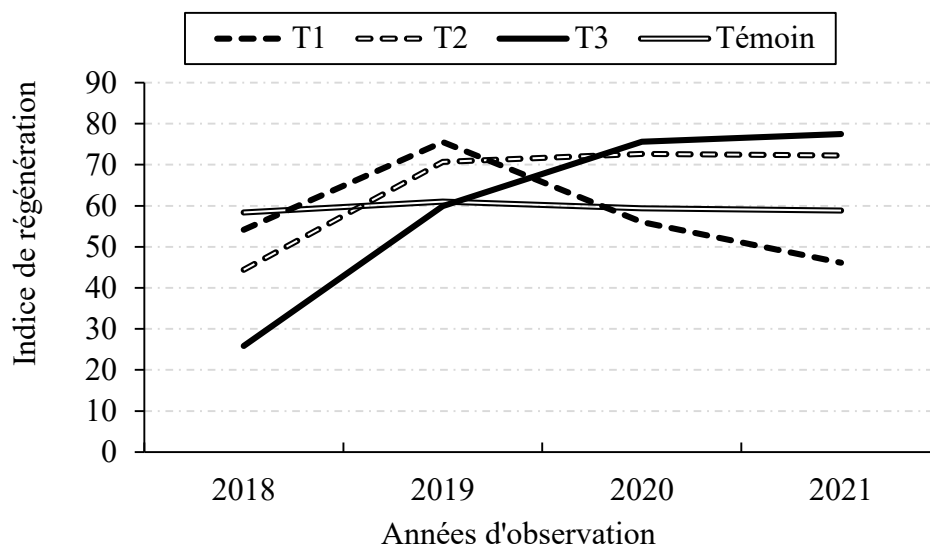


Figure 34 : Evolution de l'indice de régénération des arbres dans les traitements de 2018 à 2021

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.3.7. Mode de régénération des ligneux

L'analyse du mode de régénération des arbres a montré que les parcelles permanentes sont dominées par deux modes : le semis et le rejet de souche. Le semis est le mode de régénération naturelle largement majoritaire dans tous les traitements (Figure 35). Cependant, une augmentation temporelle des individus régénérés par rejet de souche a été notée dans les traitements, sauf dans le traitement témoin (forêt) où aucun individu issu de rejet de souche n'a été observé durant l'étude.

Dans les plantations régulièrement entretenues (T1), le pourcentage des individus issus de rejet de souche, qui était de 2,34 % en 2018, est passé à 3,03 % en 2019, puis à 6,57 % en 2020 et enfin à 11,94 % en 2021. Aussi, les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2) ont enregistré 20 % et 20,33 % d'individus régénérés par rejet de souche respectivement en 2018 et 2019. Ce pourcentage est ensuite passé à 25,57 % en 2020 puis à 29,15 % en 2021. Quant aux cacaoyères mises en défens (T3), elles présentaient 100 % d'individus issus de semis en 2018. En 2019, ce traitement a enregistré 4,94 % d'arbres régénérés par rejet de souche. Ce taux est passé à 10,46 % puis 11,63 % respectivement en 2020 et 2021.

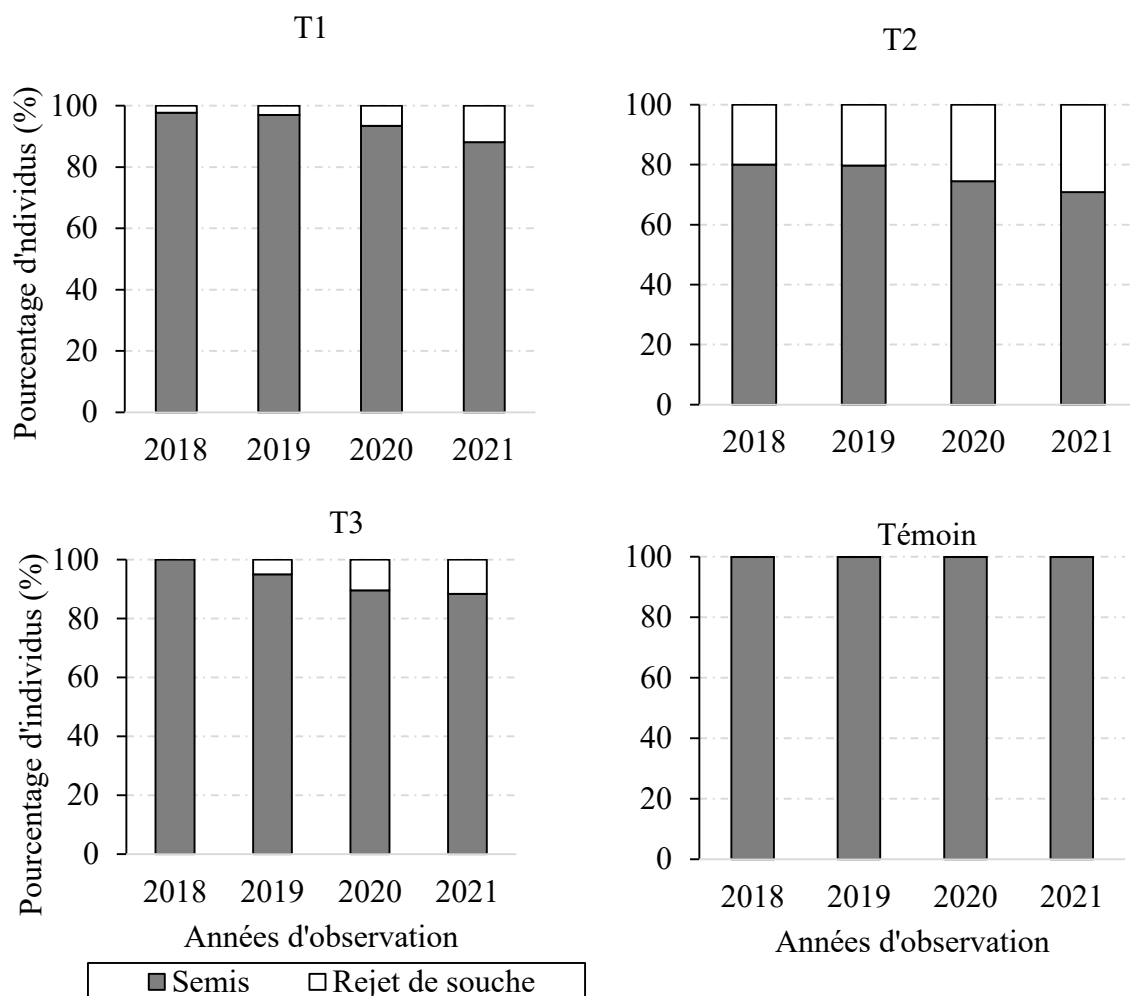


Figure 35 : Evolution des taux des modes de régénération des arbres par traitement de 2018 à 2021

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.3.8. Groupement des données des parcelles

5.3.8.1. Ordination des placettes dans les différents traitements

Les deux premiers axes de l'Analyse Factorielle Multiple (AFM) restituent 56,82 % de la variance totale des relations entre les paramètres floristiques et les paramètres de reconstitution (Tableau XV).

L'examen du premier plan factoriel des variables met en évidence un axe 1 qui décrit du côté positif, les placettes du traitement témoin (forêt) et du côté négatif, les placettes des cacaoyères régulièrement entretenues (T1) et des cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) (Figure 36). L'axe 2 décrit du côté positif, les placettes de T2 et T3 (cacaoyères sans

activités agricoles) et, du côté négatif, les placettes de T1 et du traitement témoin (forêt) (Figure 36).

Tableau XV : Valeurs propres et contribution des groupes des variables descriptives des différents traitements

Paramètres	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4	Axe 5	
Valeurs propres	3,01	1,58	1,02	0,74	0,44	
Pourcentage d'inertie (%)	37,26	19,55	12,65	9,14	5,50	
Pourcentage cumulé d'inertie (%)	37,26	56,81	69,47	78,62	84,12	
Contribution des variables utilisées	Densité (tiges/ha)	11,88	3,26	1,62	5,13	10,95
	Aire basale (m ² /ha)	14,72	0,69	0,07	0,76	2,75
	Indice de régénération	1,267	13,98	0,08	0,18	0,49
	Taux de mortalité (%)	1,21	4,82	0,49	1,76	59,12
	Taux de recrutement (%)	2,03	4,04	0,01	23,66	1,13
	Accroissement (cm)	8,18	0,48	0,04	2,39	10,31
	Indice pionnier	6,03	8,79	0,02	5,57	0,14
	Indice de Shannon	10,06	2,79	0,39	10,78	5,90
	Indice d'équitabilité	0,56	0,96	0,01	48,77	6,79
	Richesse spécifique	13,19	2,88	0,30	0,61	0,35

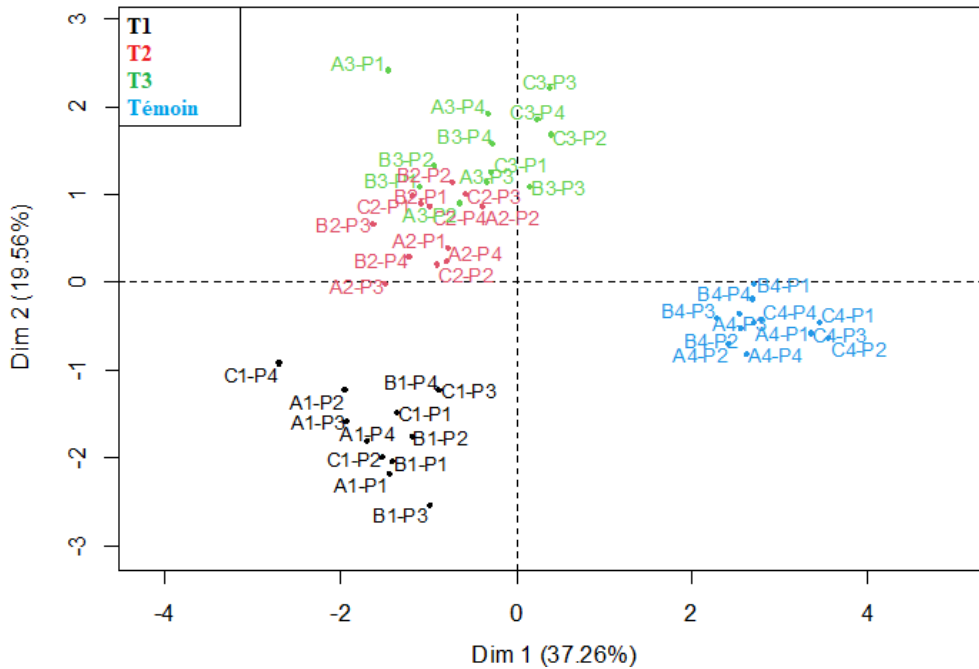


Figure 36 : Carte factorielle des groupes

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière

5.3.8.2. Description des groupes

La carte factorielle (Figure 36) a discriminé trois groupes :

- le premier groupe G1 est constitué des placettes de cacaoyers régulièrement entretenues (T1) ;
- le groupe G2 est formé des cacaoyères non entretenues mais dont les cabosses sont récoltées (T2) et celles sans activités agricoles (T3) ;
- le groupe G3 est constitué des placettes de forêt (traitement témoin).

Les figures 37 et 38 montrent les variables influençant chaque traitement. Le groupe 1 est caractérisé par des valeurs moyennes élevées du taux de mortalité (23,59 %) et de l'accroissement (1,99 mm) (Tableau XVI). Dans ce traitement, on a noté les plus faibles valeurs moyennes de la richesse spécifique (2,66 espèces), de l'indice de Shannon (1,73), de la densité (247,11 tiges/ha) et de l'aire basale (4,48 m²/ha).

Le groupe 2 est caractérisé par des valeurs moyennes élevées de l'indice de régénération (72,28), du taux de recrutement (72,15 %), de l'accroissement (1,98 cm) et de l'indice pionnier (140,39). L'aire base dans ce groupe est faible avec une valeur moyenne de 3,70 m²/ha.

On a noté de fortes valeurs moyennes de l'indice de régénération (77,44), du taux de recrutement (81,68 %) et de l'indice pionnier (150,29).

Le groupe 3 est quant à lui, caractérisé par de fortes valeurs moyennes de la densité (1084 tiges/ha), de l'aire basale (24,84 m²/ha), de l'indice de Shannon (4,06) et de la richesse spécifique (25, 16 espèces). Dans ce groupe, on a noté les plus faibles valeurs de l'indice de régénération (58,82), du taux de mortalité (7,21 %), du taux de recrutement (16,16 %), de l'indice pionnier (41,77) et de l'accroissement (0,31 mm). Deux variables ne diffèrent pas significativement d'un groupe à l'autre. Il s'agit, du taux de recrutement et de l'indice d'équitabilité de Piélou.

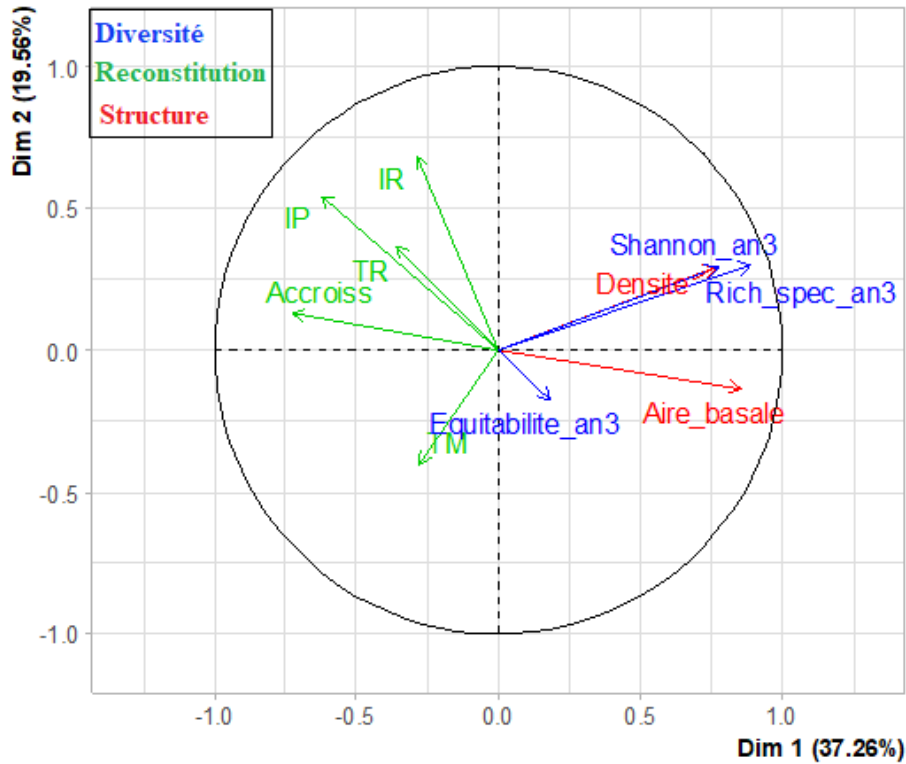


Figure 37 : Cercle de corrélations des variables utilisées

IR : indice de régénération ; IP : indice pionnier ; TR : taux de recrutement ; TM : taux de mortalité ; Accroiss : accroissement ; Rich_spec_an3 : richesse spécifique

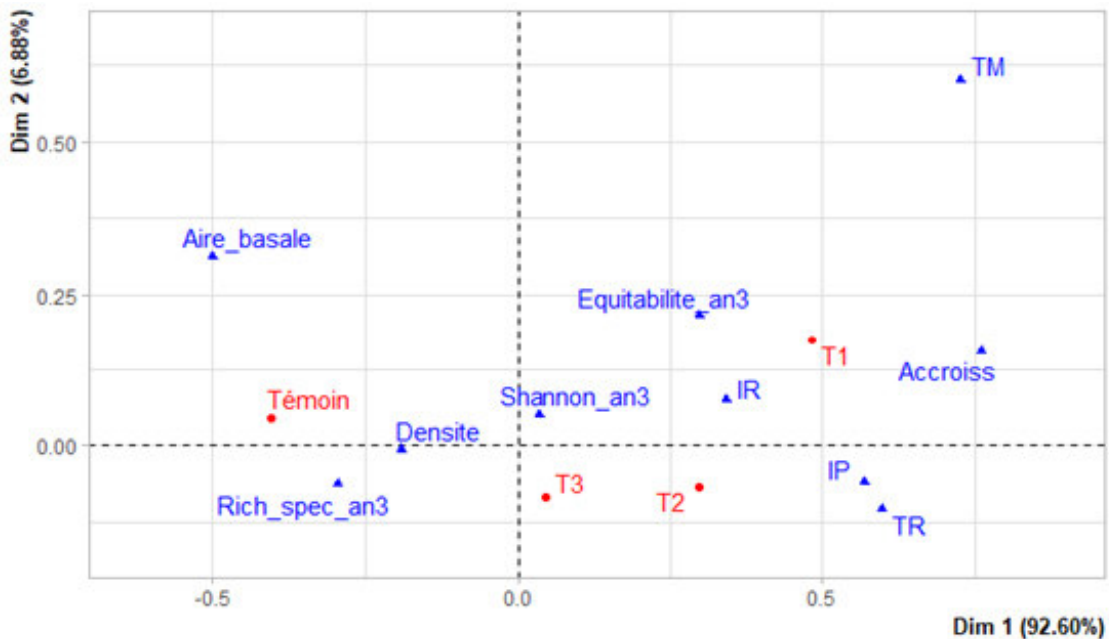


Figure 38 : Diagramme d'ordination des variables influençant les traitements

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière ; IR : indice de régénération ; IP : indice pionnier ; TR : taux de recrutement ; TM : taux de mortalité ; Accroiss : accroissement ; Rich_spec_an3 : richesse spécifique.

Tableau XVI : Valeurs moyennes des indices de diversité, des paramètres de reconstitution et structuraux

	Variables	Groupe	Groupe	Groupe	Groupe	Statistique du test
		1	2	3	4	
Structure	Densité (tiges/ha)	247,11 ^a	425,33 ^{ab}	768 ^{bc}	1084 ^c	15,23 ^{***}
	Aire basale (m ² /ha)	4,48 ^a	3,70 ^a	6,48 ^a	24,84 ^b	27,18 ^{***}
Reconstitution	Indice de régénération	60,16 ^a	72,28 ^b	77,44 ^b	58,82 ^a	9,21 ^{***}
	Taux de mortalité (%)	23,59 ^b	12,08 ^{ab}	9,68 ^{ab}	7,21 ^a	3,34 [*]
	Taux de recrutement (%)	51,23 ^a	72,15 ^a	81,68 ^a	16,16 ^a	2,61
	Accroissement (mm)	1,99 ^b	1,98 ^b	1,73 ^b	0,31 ^a	14,16 ^{***}
	Indice pionnier	102,28 ^b	140,39 ^{bc}	150,29 ^c	41,77 ^a	22,61 ^{***}
Diversité	Indice de Shannon	1,73 ^a	2,70 ^b	3 ^b	4,06 ^c	20,84 ^{***}
	Indice d'équitabilité	0,84 ^a	0,80 ^a	0,81 ^a	0,87 ^a	0,47
	Richesse spécifique	2,66 ^a	10,75 ^b	13,83 ^b	25,16 ^c	60,79 ^{***}

Pour chaque variable, les valeurs suivies de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 %. * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$.

5.4. Répartition spatiale des arbres dans les cacaoyères abandonnées

5.4.1. Mode de distribution des cacaoyers

La figure 39 présente les cartes de densité et le mode de distribution des cacaoyers après trois années d'abandon (2018-2021). Une distribution non homogène des cacaoyers dans toutes les parcelles a été notée. Cette distribution est mise en exergue par la courbe $L(r)$ qui est située au-dessus de l'intervalle de confiance, indiquant une répartition agrégée des cacaoyers dans les plantations abandonnées.

5.4.2. Interactions entre les cacaoyers et les autres arbres

Les courbes L_{12} sont en dessous de l'intervalle de confiance dans les trois parcelles des cacaoyères sans activité agricole (T3), traduisant une relation de compétition entre les cacaoyers et les autres arbres (Figure 40). Toutefois, au niveau de la parcelle B3, la compétition entre les deux communautés n'a lieu que dans un rayon inférieur à 15 m autour d'un cacaoyer. Au-delà de 15 m, on note une relation d'interdépendance. Le taux de mortalité des cacaoyers et des arbres dans ces parcelles est supérieur à 50 %. Une forte densité des cacaoyers et des arbres a également été notée (Tableau XVII).

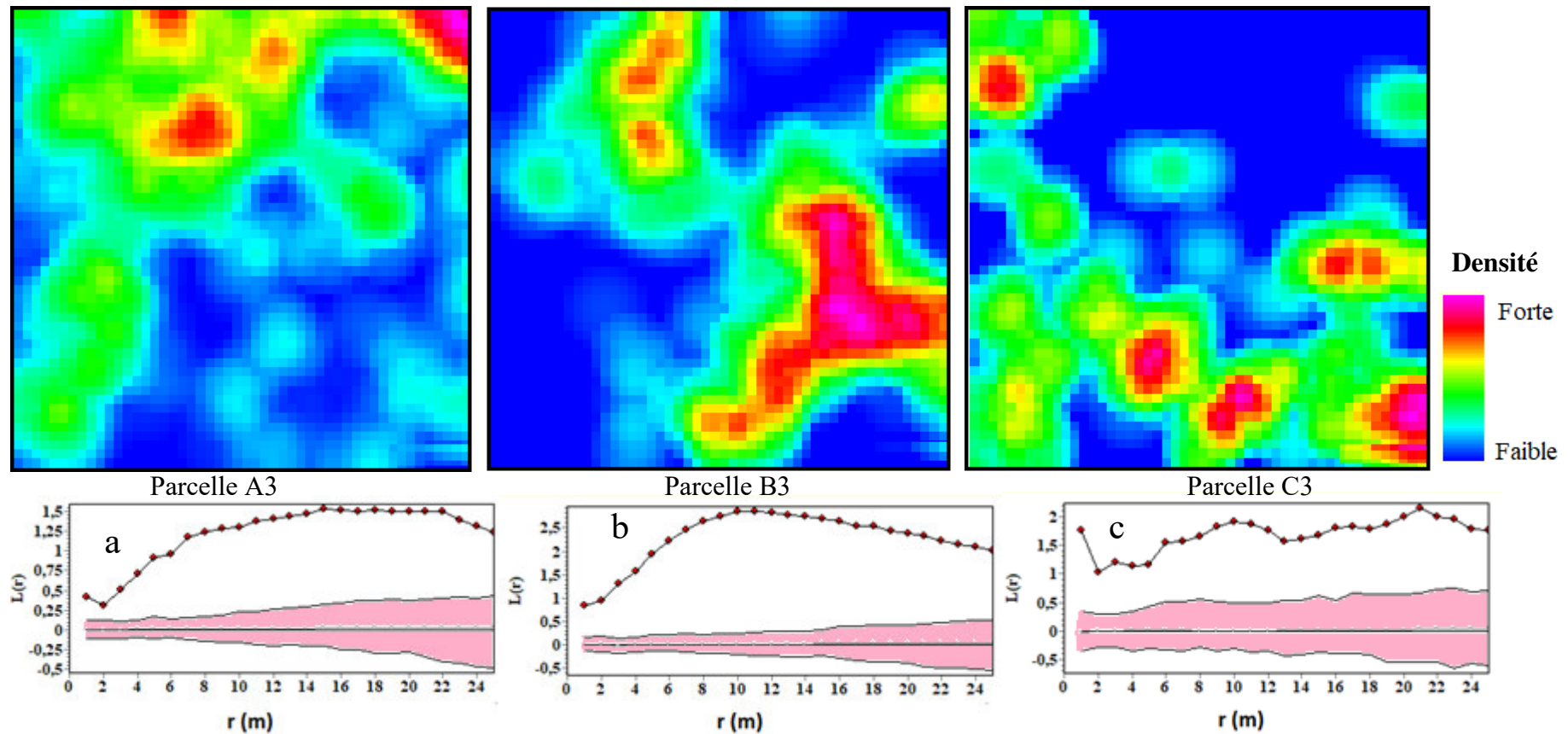


Figure 39 : Cartes de densité du mode de distribution dans les cacaoyères mises en défens (traitement T3)

a : courbe $L(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle A3 ; b : courbe $L(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle B3 ; c : courbe $L(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle C3 ; r : rayon

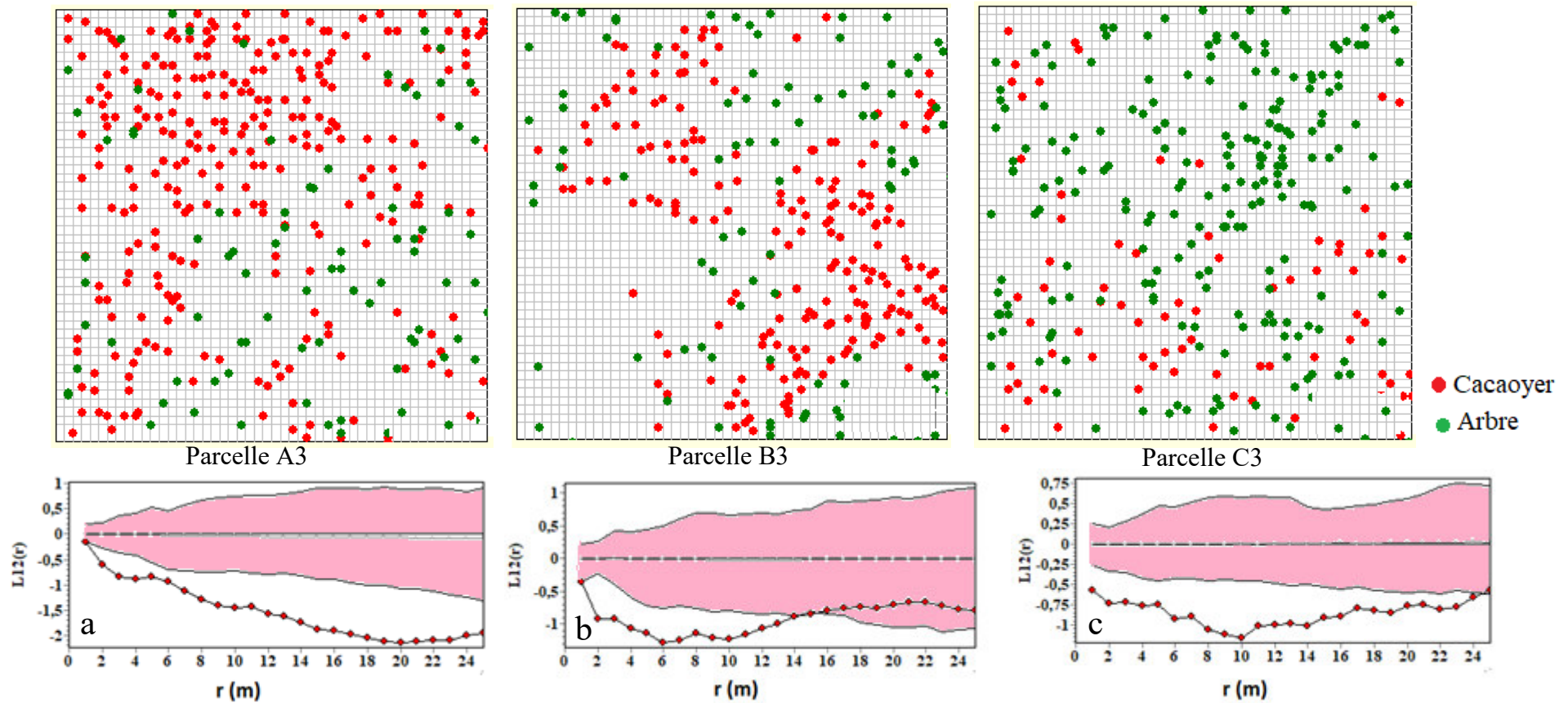


Figure 40 : Interaction entre les cacaoyers et les arbres dans les cacaoyères mises en défens (traitement T3)

a : courbe $L_{12}(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle A3 ; b : courbe $L_{12}(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle B3 ; c : courbe $L_{12}(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle C3 ; r : rayon

Tableau XVII : Caractéristiques floristiques et relations spatiales entre cacaoyers et arbres dans les cacaoyères mises en défens (T3)

Parcelle	Densité d'arbres (tiges/ha)	Densité des cacaoyers (tiges/ha)	Taux de mortalité des arbres (%)	Taux de mortalité des cacaoyers (%)	Relation spatiale
Parcelle A3	428	3660	50,12	52,56	Compétition
Parcelle B3	444	2432	59,25	50,49	Compétition
Parcelle C3	1436	1228	54,16	51,46	Compétition

5.4.3. Relations intraspécifiques entre les espèces dominantes dans les cacaoyères abandonnées

Les espèces prépondérantes dans les cacaoyères mises en défens (T3) sont : *Albizia adianthifolia*, *Trema orientalis* et *Ficus exasperata*. La courbe $L(r)$ de *Albizia adianthifolia* met en évidence une distribution aléatoire d'individus de l'espèce jusqu'à 14 m de rayon autour de l'individu suivie d'un agrégat des individus au-delà de 14 m de rayon autour de l'individu (Figure 41a). *Trema orientalis* présente une répartition agrégée dans un rayon variant entre 1 et 11 m, suivie d'une répartition aléatoire entre 11 et 19 m et une répartition régulière au-delà de 19 m autour de l'individu (Figure 41b). La courbe $L(r)$ de *Ficus exasperata*, située au-dessus de l'intervalle de confiance témoigne d'une répartition régulière et agrégée des arbres de cette espèce (Figure 41c).

5.4.4. Relations interspécifiques entre les espèces dominantes

L'analyse deux à deux des espèces dominantes a révélé une relation d'interdépendance entre *Albizia adianthifolia* et *Ficus exasperata* (Figure 42a) et entre *Albizia adianthifolia* et *Trema orientalis* (Figure 42b). En effet, les courbes de la fonction intertype $L_{12}(r)$ de Ripley de ces couples d'espèces sont situées dans l'intervalle de confiance. Ces courbes témoignent d'une relation d'interdépendance entre les individus de ces couples d'espèces. Par contre, la courbe $L_{12}(r)$ de *Ficus exasperata* et de *Trema orientalis* (Figure 42c) est située en dessous de l'intervalle de confiance.

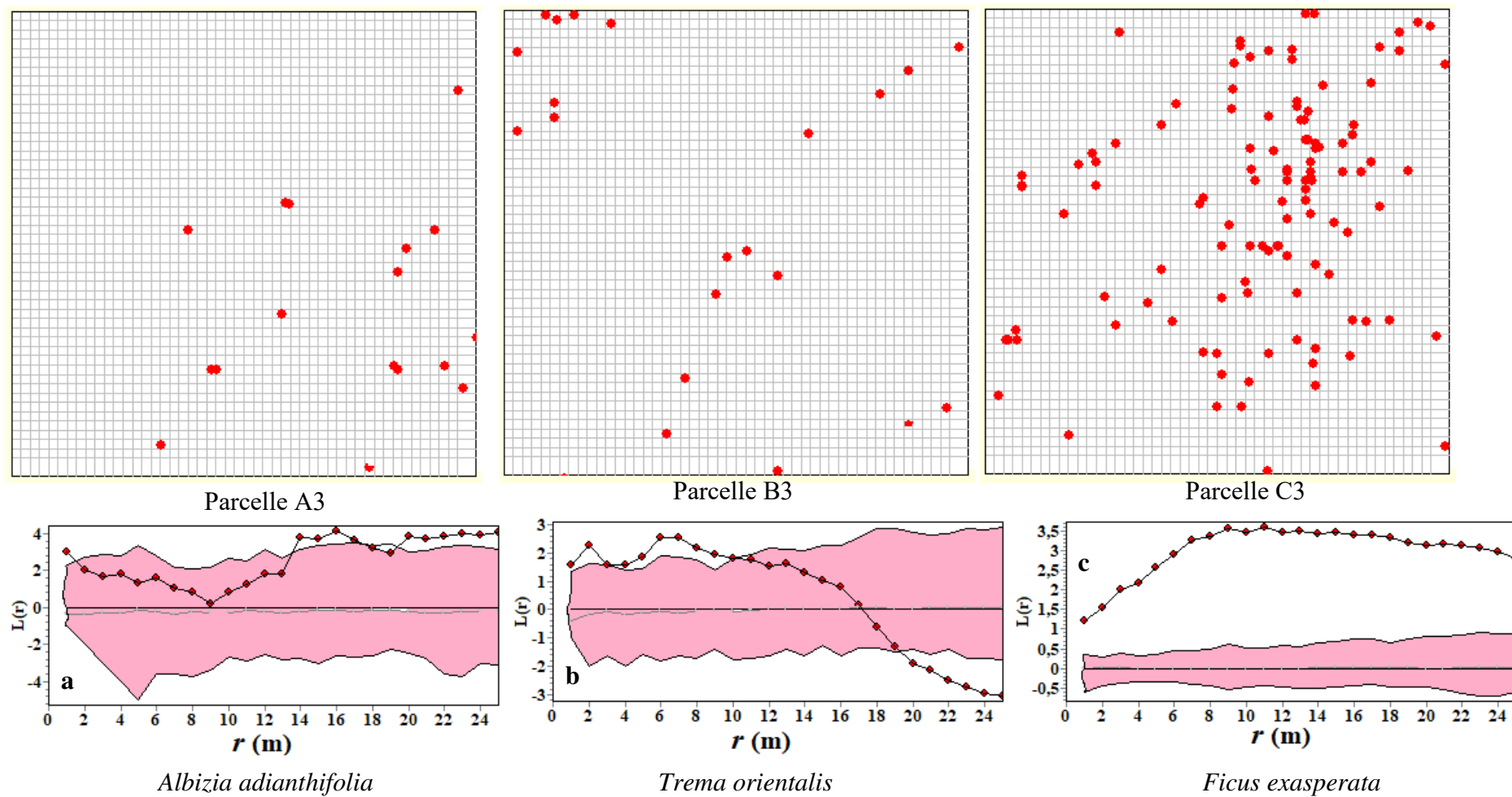


Figure 41 : Répartition spatiale des individus des espèces dominantes dans les cacaoyères mises en défens (traitement T3)

a : courbe $L(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle A3 ; b : courbe $L(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle B3 ; c : courbe $L(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle C3 ; r : rayon

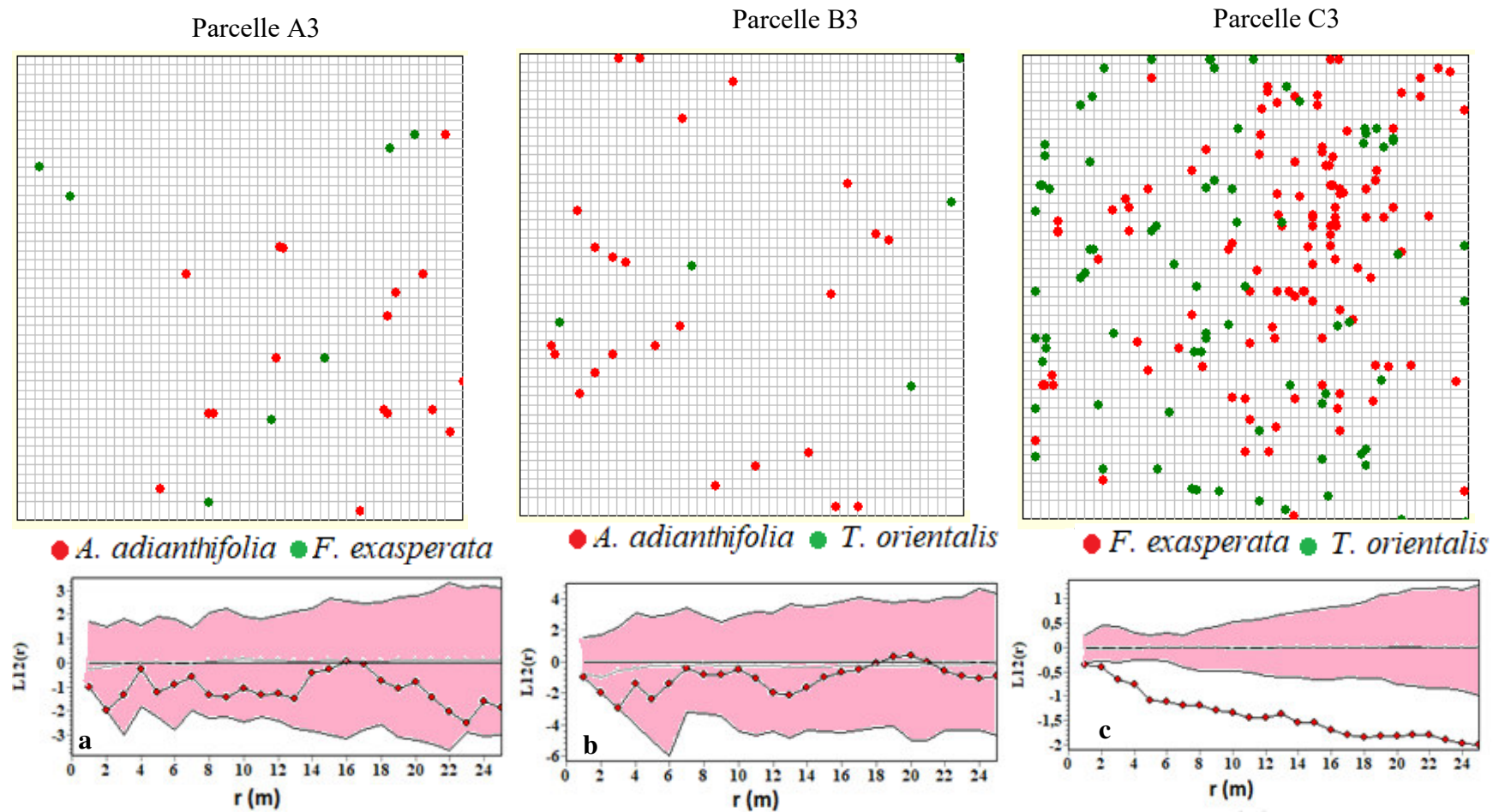


Figure 42 : Relations spatiales des individus des espèces dominantes dans les cacaoyères mises en défens (traitement T3)

a : courbe $L_{12}(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle A3 ; b : courbe $L_{12}(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle B3 ; c : courbe $L_{12}(r)$ de la fonction de Ripley de la parcelle C3 ; A. : *Albizia* ; F. : *Ficus* ; T. : *Trema* ; r : rayon

5.5. Modèles d'accroissement en diamètre des arbres des parcelles permanentes

L'accroissement en diamètre des arbres varie d'un traitement à un autre. On a observé, de manière générale, dans chaque traitement, une phase d'augmentation de l'accroissement jusqu'à un optimal, suivie d'une phase de diminution. Les modèles d'accroissement déterminés pour chaque traitement montrent que les arbres des cacaoyères régulièrement entretenues (T1) ont l'accroissement le plus élevé quel que soit le diamètre considéré. En revanche, les arbres des forêts (traitement témoin) présentent le plus faible taux d'accroissement (Figure 43).

En considérant les arbres de 30 cm de diamètre, les cacaoyères régulièrement entretenues (T1) enregistrent un accroissement moyen de 8,32 cm par an, contre 4,37 cm/an, 3,11 cm/an et 0,63 cm/an respectivement pour les cacaoyères mises en défens (T3), celles non entretenues mais récoltées (T2) et les forêts (témoin).

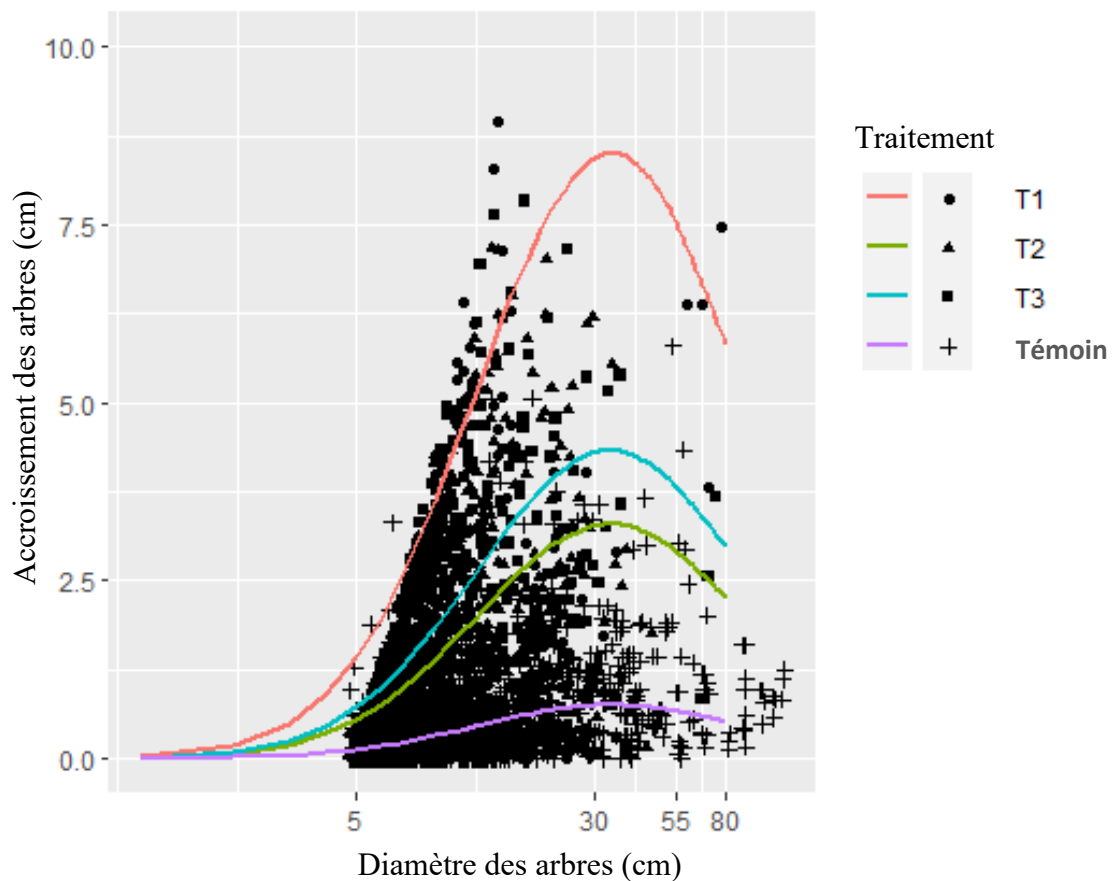


Figure 43 : Courbes des modèles d'accroissement en diamètre des arbres dans les traitements

T1 : cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans ; T2 : cacaoyères récoltées et non entretenues ; T3 : cacaoyères mises en défens ; Témoin : relique forestière.

5.5.1. Effet des variables sur l'accroissement en diamètre des arbres

L'effet de chaque variable du modèle sur l'accroissement en diamètre des arbres a été évalué. Ces résultats révèlent que le nombre de cacaoyers, la densité des arbres, l'entretien des parcelles, la mortalité des arbres et le recrutement des arbres ont chacun un effet négatif sur l'accroissement des arbres. Ces variables ne favorisent donc pas la croissance en diamètre des arbres. Par contre, la richesse spécifique a un effet positif sur l'accroissement. Un effet nul de la récolte des cabosses a été noté (Figure 44).

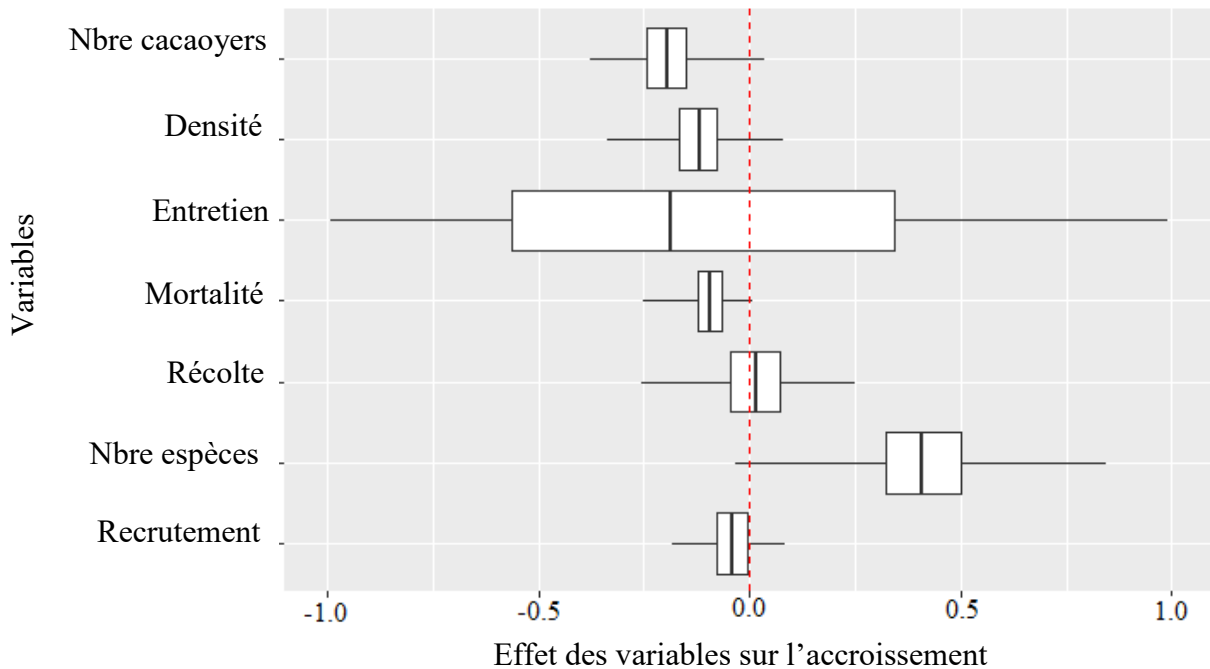


Figure 44 : Effet des variables sur l'accroissement en diamètre des arbres

Nbre espèces : nombre d'espèces ; Nbre cacaoyers : nombre de cacaoyers

5.5.2. Effet des variables sur la diversité des ligneux

L'effet des différentes variables du modèle sur la diversité a été ensuite déterminé (Figure 45). Les résultats ont montré que le nombre de cacaoyers, la densité des arbres, l'entretien des parcelles, la mortalité des arbres et la richesse spécifique ont chacun un effet négatif sur la diversité floristique des traitements. La densité des arbres a un effet fortement négatif. En revanche, la récolte des cabosses a un effet fortement positif sur la diversité ligneuse. Un effet sensiblement nul du recrutement des arbres sur la diversité floristique a aussi été mis en évidence.

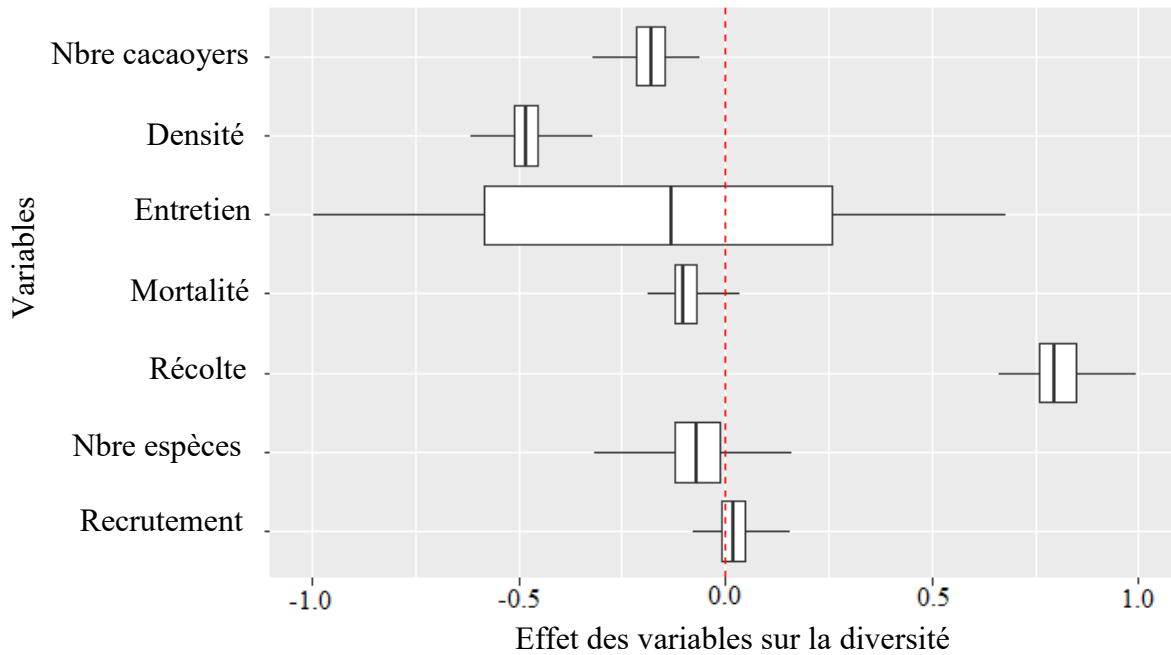


Figure 45 : Effet des variables sur la diversité des ligneux

Nbre espèces : nombre d'espèces ; Nbre cacaoyers : nombre de cacaoyers

5.5.3. Effet des variables sur le comportement des espèces

La figure 46 présente l'effet de chaque variable du modèle d'accroissement sur le tempérament (indice pionnier) des espèces ligneuses. Il ressort que seuls le nombre de cacaoyers et le recrutement des arbres ont un effet négatif sur l'indice pionnier. Ces variables ne favorisent donc pas l'installation et le développement des espèces pionnières dans les parcelles. Par contre, un effet positif de la densité des arbres, de la mortalité des arbres, de la récolte des cabosses et de la richesse spécifique a été noté. Toutefois, l'entretien des cacaoyères n'a aucun effet sur l'indice pionnier.

5.5.4. Effet des variables sur la régénération des ligneux

Les résultats de la figure 47 montrent que le nombre de cacaoyers, la mortalité et la récolte des cabosses ont chacun un effet négatif sur la régénération des arbres dans les parcelles permanentes. Ces variables ne favorisent donc pas la régénération des ligneux dans ces parcelles. En revanche, la richesse spécifique et le recrutement des arbres favorisent la régénération, car ayant un effet positif sur l'indice de régénération, donc sur la reprise de la végétation. Toutefois, aucun effet notable n'a été enregistré pour la densité des arbres et l'entretien des plantations sur la régénération des ligneux.

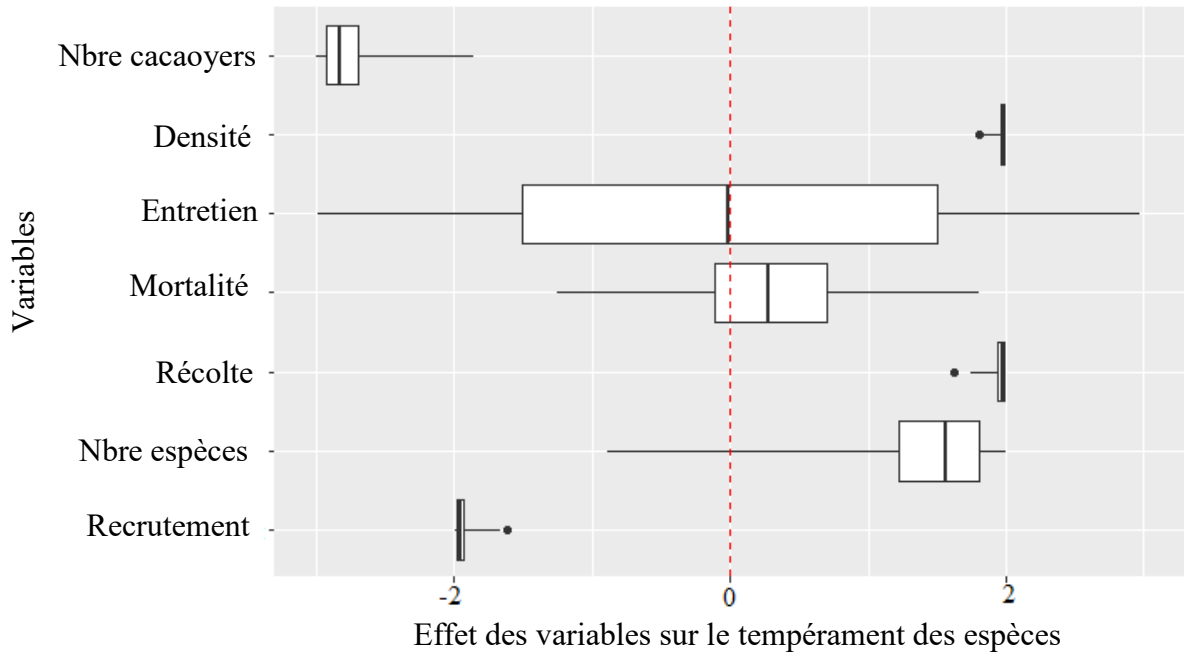


Figure 46 : Effet des variables sur le tempérament des espèces ligneuses

Nbre espèces : nombre d'espèces ; Nbre cacaoyers : nombre de cacaoyers

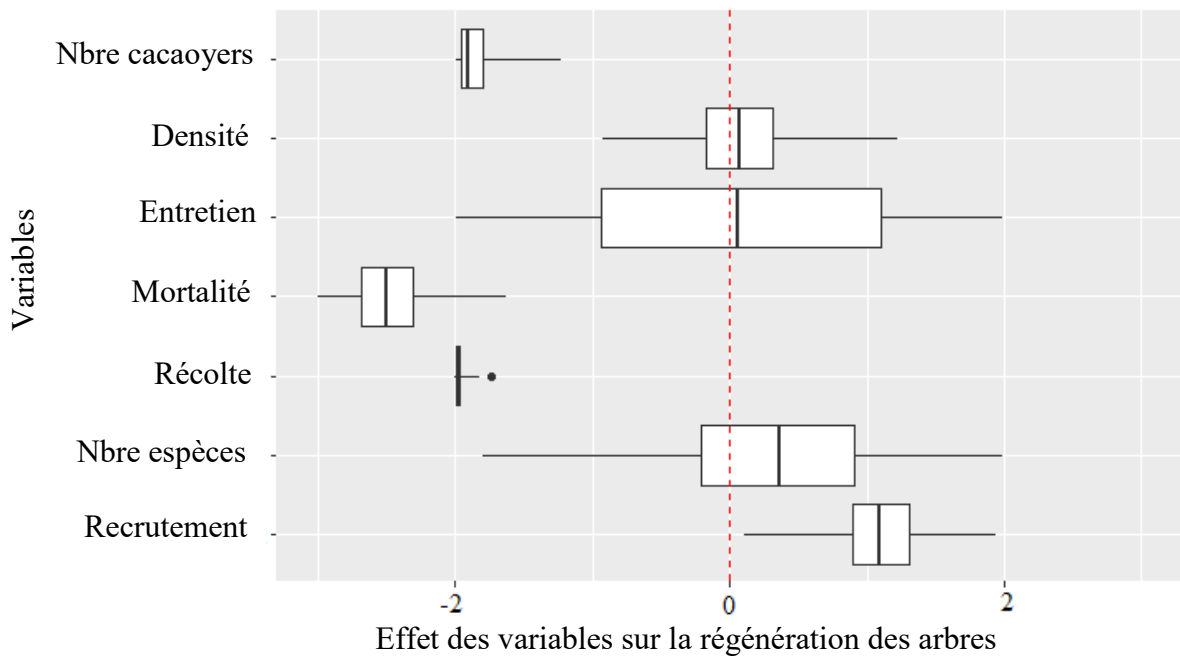


Figure 47 : Effet des variables sur la régénération des arbres

Nbre espèces : nombre d'espèces ; Nbre cacaoyers : nombre de cacaoyers

Chapitre 6 : Discussion

6.1. Occupation du sol de la partie Sud-Est de la forêt classée du Haut-Sassandra de 2017 à 2020

La couverture végétale dans la partie Sud-Est de la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) est dominée par la cacaoculture. En effet, le traitement des images Sentinelles a montré que le type d'occupation du sol « cacaoyère » était dominant en 2017 et 2020, avec respectivement 80,78 % et 89,29 % de la superficie totale de la zone. Cette dominance des cacaoyères au Sud-Est de la FCHS témoigne de la poursuite des activités agricoles dans cette zone. Aussi, selon Kouakou *et al.* (2015), cette forte dominance des cacaoyères dans de la FCHS serait due à l'infiltration de cet espace domaniale pendant la période de crise politico-militaire en Côte d'Ivoire. Nos résultats corroborent ceux de Assalé (2020) qui a montré que le type d'occupation du sol « culture » constituait la matrice du paysage de la FCHS en 2019. L'évaluation de la précision des cartes d'occupation du sol a été faite à travers la matrice de confusion, la précision globale et le coefficient Kappa. Ainsi, la précision globale et le coefficient Kappa ont donné des valeurs respectives de 87,26 % et 0,81 pour l'image de 2017. Cependant, la matrice de confusion des images de 2017 et 2020 a indiqué des confusions au niveau des types d'occupation du sol « forêt dense » et « forêt dégradée ». Ces confusions sont liées aux techniques de mise en place des cacaoyères qui ne permettent pas une bonne discrimination de ces types d'occupation du sol. En effet, les agriculteurs défrichent le sous-bois des forêts denses et sèment directement les fèves de cacao en conservant les grands arbres qu'ils élimineront plus tard (Kpangui *et al.*, 2015 ; Assalé *et al.*, 2016 ; Barima *et al.*, 2016).

Nos résultats ont montré une conversion de 67,07 % des forêts denses en cacaoyère. Cette déforestation dans la partie Sud-Est de la FCHS est la preuve de la présence de nouveaux défrichements dans la FCHS malgré l'interdiction formelle des défrichements par le gestionnaire des forêts classées. En effet, la société de développement des forêts (SODEFOR) a interdit tout nouveau défrichement dans les forêts classées de Côte d'Ivoire. Le non-respect de cette disposition témoigne de l'insuffisance de la surveillance, occasionnant le défrichement des petits fragments de forêt encore présents dans la FCHS. En effet, la surveillance effective de la FCHS dissuade les paysans tentés d'y installer des plantations (Oszwald *et al.*, 2010). Selon N'guessan *et al.* (2022), les fragments de forêt constituent les seuls refuges de la faune mammalienne.

Nos résultats ont révélé que, la superficie cacaoyère de la zone d'installation des parcelles permanentes a augmenté de 10,60 % en trois années. Cette augmentation est due à la poursuite des activités anthropiques dans la FCHS après la période des conflits armés en Côte d'Ivoire (2002-2011). En effet, Barima *et al.* (2016) ont montré que durant la période des conflits (2002-2011), la forêt classée du Haut-Sassandra a été illégalement infiltré par les populations pour y développer des activités agricoles. Elle a ainsi perdu plus de 70 % de son couvert forestier au profit de la culture cacaoyère.

6.2. Diversité floristique de la végétation des parcelles permanentes de la FCHS

En 2021, la richesse floristique des espèces ligneuse des parcelles permanentes était de 129 espèces réparties en 92 genres et 39 familles botaniques. Cette richesse était de 96 espèces réparties en 71 genres et 34 familles à l'installation des parcelles permanentes en 2018. Les parcelles de forêt ont présenté la plus importante richesse floristique comparativement aux parcelles installées dans les cacaoyères. Toutefois, cette richesse des fragments de forêt n'a augmenté que faiblement au fil du temps. Les fragments forestiers présentent aujourd'hui les caractéristiques de forêt naturelle, confirmant ainsi que dans un milieu anthropisé, les fragments forestiers constituent des refuges pour une grande quantité d'espèces végétales (Soares *et al.*, 2015).

La forte augmentation du nombre d'espèces dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2) et sans activité agricole (T3) s'explique par l'absence de désherbage ; ce qui a favorisé l'installation et le développement des espèces pionnières dans la succession post-culturelle. En effet, selon Kouassi *et al.* (2009), ces espèces s'installent très rapidement après abandon culturel. Ce résultat montre que l'abandon des cultures permet une recolonisation progressive du milieu en prélude à la régénération de la forêt. Selon Alexandre (1989), après l'abandon de la cacaoculture, la végétation évolue rapidement et est dominée successivement par une ou plusieurs vagues d'herbacées éphémères, puis par des sous-arbustes, des arbustes et finalement, par des arbres qui atteignent de grandes tailles. Randriambanona *et al.* (2012) ont obtenu un résultat similaire dans des jachères au Sud-Ouest de Madagascar, avec une richesse floristique qui augmente au cours du temps après l'abandon des cultures.

Nos résultats ont montré la prépondérance des Canabaceae, des Malvaceae, des Fabaceae et des Moraceae dans tous les traitements. La prépondérance de ces familles n'est pas spécifique à la FCHS. En effet, la majorité des forêts ivoiriennes est dominée par le même cortège de familles (Kouamé, 1998 ; Adou Yao & N'Guessan, 2005 ; Vroh Bi, 2013). La dominance des Légumineuses (Fabaceae) et des Rubiaceae a souvent été citée comme le trait

botanique caractéristique des forêts ivoiriennes. La forte proportion des Canabaceae dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T3) et dans celles sans activité agricole (T3) après trois années d'abandon peut s'expliquer par le fait que les espèces de cette famille possèdent une très grande possibilité de tallage et une plus grande vitesse de repousse dans les plantations abandonnées (Adou Yao, 2005). La présence des Rubiaceae s'expliquerait par le fait que la FCHS se situe en zone de forêt dense semi-décidue (région Guinéo-Congolaise) qui est le domaine de prédilection des Rubiaceae (Aké-Assi, 2001).

Après quatre années de suivi (2021), les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) et celles sans activités agricoles (T3) étaient dominées par *Trema orientalis*, *Ficus exasperata* et *Albizia adianthifolia*. L'une des caractéristiques communes à toutes ces espèces est le fait qu'elles soient toutes des espèces pionnières. Dans les jachères, les espèces pionnières, moins compétitives, favorables aux perturbations et meilleures colonisatrices, dominent les premières phases de la reconstitution, puis laissent peu à peu la place aux espèces sciaphiles et plus compétitives (Koffi, 2016). Ces espèces pionnières sont des arbustes caractéristiques des premiers stades de la reconstitution. Leur écologie réside dans les particularités germinatives (Alexandre *et al.*, 1978). En effet, les graines de ces espèces présentent une dormance particulière qui leur permet de rester longtemps dans le sol si le couvert reste intact. Dans un sol sans couvert, la graine attend de recevoir une lumière qui lui permet de germer et de se développer (Alexandre *et al.*, 1978).

Les plantations entretenues et récoltées (T1) étaient dominées en 2018 par *Celtis mildbraedii* et *Cordia platythyrsa*. La prépondérance de ces espèces indique qu'elles ont été épargnées par les paysans pour servir d'ombrage aux cacaoyers.

Nous avons observé une augmentation plus importante des espèces phanérophytes dans les cacaoyères (T1, T2 et T3) par rapport aux forêts (témoin). Les mésophanérophytes et les mégaphanérophytes dominent dans les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) et les cacaoyères sans activité agricole (T3). La dominance de ces types biologiques dans ces jachères serait due à une proportion importante de ces espèces dans le cortège floristique de la forêt classée du Haut-Sassandra. En effet, Kouamé (1998) a mis en évidence la dominance des mésophanérophytes, les mégaphanérophytes et des microphanérophytes dans cette forêt. Cette dominance s'explique également par l'augmentation des ligneux lors de la reconstitution de la végétation après l'abandon cultural. En effet, Bangirinama *et al.* (2010) ont montré qu'après abandon cultural, l'augmentation des ligneux entraîne une croissance de la proportion des espèces phanérophytes. Aussi, selon Koubouana *et al.* (2016), l'augmentation des phanérophytes traduit une reprise progressive de la forêt.

Concernant les affinités chorologiques, il ressort de cette étude que les espèces de la région phytogéographique Guinéo-Congolaise (GC) occupent la plus grande proportion dans tous les traitements. La forte proportion de ces espèces dans le cortège floristique d'un milieu est une preuve que la FCHS appartient bien à la région Guinéo-Congolaise (White, 1986). Cependant, la dominance de ces espèces dans les cacaoyères abandonnées (T3) indiquerait une assez bonne reprise de la végétation (Koubouana *et al.*, 2007). En effet, un résultat similaire a été obtenu par Koffi (2016) qui estime que les fortes proportions d'espèces de la région Guinéo-Congolaise dans un milieu pourraient être le signe d'une assez bonne reconstitution de la végétation. La présence d'espèces introduites dans les cacaoyères est la preuve de l'anthropisation de la forêt classée du Haut-Sassandra (Assié *et al.*, 2008).

L'indice de diversité de Shannon des cacaoyères sans activité agricole (T3) a évolué progressivement vers celui des forêts (témoin). Cet indice est toutefois resté faible dans les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1). La forte augmentation de l'indice de diversité de Shannon dans les plantations sans activité agricole (T3) témoigne de la reprise de la végétation. Cette diversité s'explique par une importante installation des ligneux pionniers consécutifs à l'absence de désherbage ; ce qui permet la conservation des espèces qui se développent naturellement dans le milieu, marquant ainsi le premier stade de la reconstitution de la forêt. Ce résultat corrobore celui de Randriambanona *et al.* (2018) qui ont montré que la diversité des espèces de jachères évolue progressivement avec l'abandon des activités anthropiques dans la forêt de Mikea au Madagascar. Cependant, la faible diversité dans les plantations régulièrement entretenues et récoltées (T1) est due à l'entretien régulier de ces cacaoyères. En effet, le désherbage répété des cacaoyères éliminent les espèces végétales, notamment ligneuses qui pourraient être en compétition avec les cacaoyers (Kpangui, 2015).

La densité moyenne des ligneux dans les cacaoyères soumises aux activités agricoles (T1) est restée faible pendant toute la période de suivi (2018-2021). Cependant, une forte évolution de cette densité a été enregistrée dans les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) et celles sans activité agricole (T3). La faible densité des ligneux dans les cacaoyères entretenues et récoltées confirme que lors des opérations d'entretien, la croissance et le développement des espèces sont régulièrement interrompus par les agriculteurs. Après 3 années d'abandon, les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) et celles sans activité agricole (T3) ont enregistré respectivement 425,33 tiges/ha et 768 tiges/ha. Ces densités se situent dans la fourchette de 368 à 645 tiges/ha généralement obtenues en Afrique tropicale (Martin, 2010). Cependant, les différences entre les densités moyennes pourraient s'expliquer par les différents traitements effectués dans les parcelles permanentes.

6.3. Régénération naturelle de la végétation de la FCHS

Il apparaît dans nos résultats que deux modes de dissémination des diaspores prédominent dans les parcelles permanentes : l'endozoochorie et l'anémochorie. Les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) et celles sans activité agricole (T3) ont présenté une augmentation d'espèces endozoochores et anémochores. L'importance et la forte augmentation des espèces anémochores dans ces traitements sont dues à l'absence d'entretien de ces plantations qui ont évolué en jachère. En effet, selon Kassi (2006), les formations secondaires sont connues pour leur richesse en espèces anémochores comme *Albizia* spp., *Ceiba pentandra*, etc. Les fortes proportions d'espèces endozoochores confirment que l'endozoochorie constitue une stratégie de dissémination pour les plantes des milieux ouverts. Ces résultats sont similaires à ceux de Bangirinama *et al.* (2010) qui ont montré la dominance des espèces endozoochores lors de la succession post-culturale dans les jachères du parc national de la Ruvubu au Burundi. Koffi (2016) a abouti à une conclusion similaire dans l'étude de la dynamique de la végétation dans le parc national d'Azagny au Sud de la Côte d'Ivoire.

L'évolution de l'indice pionnier des trois traitements de cacaoyères (T1, T2 et T3) a montré que ces plantations sont passées de sites moyennement perturbés en 2018, à de sites assez perturbés avec une faible reconstitution en 2021. L'état de dégradation avancé se traduit par la présence de nombreuses espèces pionnières. Ces espèces pionnières sont le signe des perturbations anthropiques dont souffre la FCHS (Assalé *et al.*, 2016). Après 4 années de jachère, l'indice pionnier de chacun de ces traitements est supérieur à celui des zones agricoles d'Azaguié dans le Sud-Est de la Côte d'Ivoire, selon les études de Vroh Bi (2013). Ces valeurs de l'indice pionnier sont caractéristiques des jeunes jachères comme l'a mentionné Adou Yao (2005) dans le Sud du Parc Nationale de Taï. L'indice pionnier des parcelles de forêt (témoin) a montré des valeurs inférieures à 50 durant la période de l'étude. Ces valeurs traduisent un site faiblement perturbé. Cette faible perturbation est le résultat des incursions massives des populations paysannes dans les reliques de forêt pour la chasse et la coupe de bois de construction comme en témoignent de nombreuses traces laissées dans ces forêts.

Une augmentation du taux de mortalité et une diminution du taux de recrutement ont été observées dans les cacaoyères régulièrement entretenues (T1). Cette forte mortalité confirme l'élimination des arbres par les paysans lors de l'entretien des plantations afin de favoriser une bonne production des cacaoyers matures. En effet, selon Jérémie *et al.* (2017), certains arbres associés aux plantations ont un effet négatif sur le développement des cacaoyers et sur leur rendement. S'il a été démontré que le taux de mortalité d'un peuplement découle naturellement de sa structure et de son âge (Brang *et al.*, 2011), la réduction du recrutement des arbres dans

les cacaoyères montre que la cacaoculture ne favorise pas la reconstitution de la végétation. En effet, le faible taux de recrutement dans les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1) en est la preuve. Par ailleurs, le recrutement élevé d'individus dans les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) pourrait s'expliquer par l'élimination des lianes sur les cacaoyers par les producteurs au cours de la récolte des cabosses. En effet, selon Hawthorne *et al.* (2012), les lianes perturbent la régénération des arbres, en retardant leur croissance. Dans les cacaoyères dépourvues d'activités agricoles (T3), l'augmentation du taux de recrutement est due à l'abandon des activités agricoles surtout du désherbage. Les fortes valeurs du taux de recrutement observées dans ce traitement laissent penser que la FCHS regorge encore de semences dormantes d'espèces forestières en attente de conditions propices pour se développer. Aussi, les travaux de Kouman *et al.* (2021a) sur les espèces régénérantes ont montré que la FCHS contient encore des espèces capables d'amorcer la régénération naturelle de toute la forêt.

En fonction du type de traitement, les espèces arborescentes ont un potentiel de régénération différent. Cela s'est traduit par leur différence d'indice de régénération. Les résultats ont révélé une forte augmentation dans le temps de cet indice dans les cacaoyères mises en défens (T3) et dans les cacaoyères récoltées mais non entretenues (T2). Cela pourrait s'expliquer par la forte proportion des individus recrutés dans ces plantations et traduisant une bonne régénération naturelle de la végétation (Puig *et al.*, 2005). Ces résultats confirment ceux de Ouoba *et al.* (2020) qui ont montré que les jeunes jachères sont des milieux de prédilection pour la régénération des ligneux. Aussi, dans ces jachères, la régénération pourrait trouver son origine soit dans le rôle des animaux disséminateurs, soit dans l'existence de graines dans le sol capables de germer et de se développer. En revanche, la diminution de la régénération dans les cacaoyères entretenues et récoltées (T1) serait due à la mortalité élevée des individus d'arbres due au désherbage. Les valeurs constantes de l'indice de régénération dans les parcelles de forêts (témoin) s'expliquent par la compétition entre les individus pour les besoins en lumière, en eau et en nutriments du sol. En effet, la compétition intra et interspécifique empêche l'installation et la croissance des arbustes dans les forêts (N'Guessan & Kouassi, 2009)

La régénération par germination de graines a été le mode de régénération majoritaire dans tous les traitements. Cependant, les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) et celles sans activité agricole (T3) ont présenté des proportions élevées d'individus régénérés par rejet de souche. La domination de la régénération par germination de graines confirme que les cacaoyères de la FCHS disposent d'une banque de graines représentant le potentiel de régénération de la forêt. En effet, les graines de certaines espèces sont capables de rester dans le sol après incorporation ou léger recouvrement, et constituent, à terme, une banque de

semences (Baraloto *et al.*, 2011). Aussi, la dormance des graines semble ainsi fournir un avantage aux espèces pionnières qui ont besoin de la lumière pour leur croissance (Hawthorne, 1996) et peuvent, grâce au potentiel fourni par la banque de graines du sol, coloniser des plantations abandonnées. L'augmentation du nombre d'individus régénérés par rejet de souche dans les plantations abandonnées témoigne de la présence de souches d'arbres viables dans les cacaoyères due notamment à la coupe de bois par les populations pour divers usages.

6.4. Structure spatiale des arbres des parcelles permanentes en reconstitution

La structure spatiale des arbres prépondérants est caractérisée par une répartition aléatoire des individus avec des agrégats de taille atteignant 10 m de rayon. Ce mode de répartition serait dû à l'écologie des espèces abondantes dans les cacaoyères abandonnées (T3). En effet, les espèces pionnières telles que *Trema orientalis*, *Ficus exasperata* et *Albizia adianthifolia* présentent, en général, une distribution agrégative (Fonton *et al.*, 2012). Selon Bationo *et al.* (2005), la répartition en agrégats de *Trema orientalis* et de *Ficus exasperata* serait due à leur régénération par rejet de souche qui caractérise ces espèces. Pour Carrer *et al.* (2018), la distribution agrégative serait due au mode de dissémination des espèces. En effet, *Trema orientalis* et *Ficus exasperata* sont des espèces endozoochores. La disparition des espèces animales résultant de l'anthropisation de la FCHS (N'guessan *et al.*, 2022) aurait donc limité la dispersion des graines de ces espèces, occasionnant une distribution spatiale agrégée (Condit *et al.*, 2013).

La relation d'indépendance observée entre *Albizia adianthifolia* et *Trema orientalis* et entre *Albizia adianthifolia* et *Ficus exasperata* démontre l'état de dégradation avancée de la FCHS. Selon Kumba (2015), les relations d'indépendance entre espèces dans un milieu témoignent de son état dégradé. Par ailleurs, la compétition observée entre *Trema orientalis* et *Ficus exasperata* confirme la bonne régénération de ces espèces, entraînant une compétition entre les individus de ces espèces.

6.5. Modèles d'accroissement en diamètre des arbres de la FCHS

La croissance en diamètre des arbres a varié d'un traitement à un autre. Les modèles d'accroissement en diamètre ont montré que les arbres des cacaoyères régulièrement entretenues (T1) ont les accroissements les plus élevés quel que soit le diamètre considéré, contre les plus faibles dans les forêts (témoin). Cette situation serait due aux conditions environnementales de chaque parcelle permanente. Selon N'Guessen & Kouassi (2009),

certaines zones sont plus propices à un meilleur accroissement des arbres que d'autres. La croissance de chaque arbre est notamment dépendante du voisinage local et des ressources du sol (Ouedraogo *et al.*, 2008 ; Baribault *et al.*, 2012 ; Turner *et al.*, 2018 ; Zemunik *et al.*, 2018) dont la disponibilité peut varier en fonction du substrat géologique (Fayolle *et al.*, 2014). Aussi, la croissance d'un arbre dépend de son stade de développement (Rüger *et al.*, 2011 ; Baribault *et al.*, 2012 ; Zemunik *et al.*, 2018).

Selon les modèles obtenus, l'accroissement en diamètre augmente jusqu'à un optimal suivi d'une diminution pour les arbres de gros diamètre. Bien que l'importance des grands arbres, en ce qui concerne le stock de carbone, soit indéniable, leur contribution à la production annuelle de biomasse peut être limitée par rapport à celle des petits arbres (Ligot *et al.*, 2019). Cette tendance est en partie due à un taux de croissance relativement faible des grands arbres (Ligot *et al.*, 2019). Les modèles élaborés dans cette étude ont montré que l'accroissement diamétrique augmente plus rapidement pour les arbres des plantations que pour ceux de forêt. Cela peut être dû au fait que les petits arbres des cacaoyères poussent mieux que ceux de forêt. Dans la forêt, en effet, la croissance des arbres de petit diamètre peut être limitée à cause de la présence de grands arbres qui empêchent la lumière d'atteindre ces derniers. Les parcelles de forêt, qui présentent les plus faibles accroissements, ont eu les densités d'arbres les plus élevées durant la période de cette étude.

Nos résultats ont révélé que le nombre de cacaoyers, la densité des arbres, l'entretien des parcelles, la mortalité des arbres et le recrutement ont des effets négatifs sur l'accroissement des arbres. Ces variables ne favorisent donc pas la croissance des arbres des parcelles permanentes. Aussi, la densité initiale des arbres aurait influencé leur croissance dans les différents traitements. Ces résultats corroborent ceux de Husson (2019) concernant les forêts denses humides au Nord de la République Démocratique du Congo. Selon cet auteur, plus la densité d'arbres est élevée, plus l'accroissement est faible. De plus un des facteurs les plus influents sur l'accroissement diamétrique est la compétition (N'Guessan & Kouassi, 2009). Au sein d'un peuplement, les arbres sont en compétition pour acquérir les principaux facteurs limitants du métabolisme parmi lesquels la lumière (Sheil *et al.*, 1995) et les ressources édaphiques (Vanclay, 1994). Cette compétition augmente avec la densité d'arbres. Dans les cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées (T1), l'accroissement en diamètre le plus élevé des arbres est dû au manque de compétition entre les arbres. En effet, au cours de l'entretien des plantations, les paysans ne conservent dans les cacaoyères que les arbres utiles pour les cacaoyers et/ou pour eux même. Cette situation a entraîné l'élimination de toute concurrence entre les arbres pour les ressources disponibles. Les cacaoyères non entretenues

mais récoltées (T2) et celles sans activité agricole (T3) ont présenté des accroissements en dessous des cacaoyères régulièrement entretenues (T1). Dans ces traitements (T2 et T3), les arbres sont en compétition avec d'autres végétaux à cause du manque de désherbage. Le sous-bois des parcelles de ces traitements est donc envahi par des plantes herbacées. Cet envahissement pourrait davantage y limiter la croissance car ces plantes exercent une forte compétition, notamment à cause de leur encombrement racinaire. Le développement des racines a une grande importance dans la capacité à capter les ressources édaphiques (Vanclay, 1994). La compétition, entre les arbres du peuplement et d'autres végétaux pourrait donc jouer un rôle important dans la dynamique de croissance en diamètre de ces arbres. Cependant, la récolte des cabosses a dû favoriser la croissance en diamètre des arbres dans les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2), car les paysans procèdent à l'élimination des plantes lianescentes sur les cacaoyers au cours de la récolte des cabosses. En effet, selon Hawthorne *et al.* (2012), les lianes perturbent la régénération des arbres en retardant leur croissance. De plus, l'accroissement en diamètre varie en fonction de l'espèce considérée (N'Guessan & Kouassi, 2009 ; Rüger *et al.*, 2011) et de ses besoins en lumière qu'ils soient élevés (espèces héliophiles) ou faibles (espèces tolérantes à l'ombrage) (Rüger *et al.*, 2011). Les espèces héliophiles ont généralement un potentiel d'accroissement en diamètre plus élevé que les espèces tolérantes à l'ombrage (Ligot *et al.*, 2019) de par leur plus grande sensibilité à la disponibilité croissante des ressources (Baker *et al.*, 2004). Les forêts sont les plus riches en espèces tolérantes à l'ombrage (Kouman *et al.*, 2022) ; ce qui pourrait en partie expliquer que l'accroissement en diamètre y soit plus faible que dans les cacaoyères.

Un effet positif de la richesse spécifique a été observé sur l'accroissement en diamètre des arbres dans tous les traitements. De nombreuses études ont d'ores et déjà démontré que la croissance des arbres d'un milieu évolue avec le nombre d'espèces (Kouamé, 1998 ; Baker *et al.*, 2004 ; Rüger *et al.*, 2011). L'effet négatif des cacaoyers sur la diversité confirme que la cacaoculture est destructrice de la diversité végétale.

Les résultats ont montré que seul le nombre de cacaoyers et le recrutement des arbres ont un effet négatif sur l'indice pionnier. Ces variables ne favorisent pas l'installation et le développement des espèces pionnières dans les parcelles. Cette situation s'explique par la forte compétition observée entre les cacaoyers et les autres arbres des plantations sans entretiens (T2 et T3). En effet, la fermeture de la canopée formée par les feuilles des cacaoyers crée de l'ombrage, favorisant l'installation et le développement des espèces tolérantes à l'ombrage tout en constituant un facteur limitant pour le développement des espèces pionnières. Par ailleurs, l'effet positif de la mortalité sur l'indice pionnier pourrait s'expliquer par la mortalité ou la

chute de certains arbres, permettant la pénétration de la lumière dans la cacaoyère. Ces espaces ouverts sont colonisés par des espèces pionnières durant la première phase de la reconstitution. Les espèces pionnières facilitent l'installation et le développement d'autres espèces arborescentes comme les espèces sciaphiles (Bararunyeretse *et al.*, 2012).

L'effet des variables sur la régénération des individus ligneux a montré que la richesse spécifique et le recrutement des arbres ont chacun un effet positif sur la régénération des arbres des parcelles permanentes. L'effet positif du nombre d'espèces serait dû au tempérament des espèces dans les parcelles. Comme l'accroissement, la régénération varie en fonction de l'espèce considérée (N'Guessan & Kouassi, 2009 ; Rüger *et al.*, 2011 ; Koffi, 2016) et de ses besoins en lumière, qu'ils soient élevés (espèces héliophiles) ou faibles (espèces tolérantes à l'ombrage) (Rüger *et al.*, 2011).

**CONCLUSION, RECOMMANDATIONS ET
PERSPECTIVES**

CONCLUSION

L'objectif général de cette étude est d'évaluer la capacité de reconstitution naturelle de la forêt classée du Haut-Sassandra après abandon des activités agricoles. Il s'agissait (1) d'identifier les dynamiques d'occupation du sol dans la zone des parcelles permanentes de la FCHS ; (2) d'évaluer l'évolution de la diversité floristique des parcelles permanentes de 2018 à 2021 sous divers traitements culturaux ; (3) de déterminer le potentiel de régénération naturelle des parcelles permanentes de 2018 à 2021; (4) d'analyser la répartition spatiale des arbres lors de la reconstitution végétale des cacaoyères abandonnées et (5) de modéliser la dynamique de croissance en diamètre des espèces ligneuses des parcelles permanentes de la FCHS entre 2018 et 2021.

Le traitement numérique des images satellitaires de 2017 et 2020 couvrant la partie Sud-Est de la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) a montré que la matrice paysagère de la zone d'installation des parcelles permanentes est dominée par les cacaoyères. En effet, entre 2017 et 2020, la partie Sud-Est de la FCHS a connu une réduction de sa superficie de forêt dense de 67,07 % et de forêt dégradée de 40,23 % au profit des cacaoyères.

Cette étude a montré que les cacaoyères abandonnées de la FCHS sont capables de se reconstituer naturellement en tendant vers la forêt. Le suivi de la régénération naturelle des parcelles permanentes soumises aux activités agricoles durant quatre années (2018-2021) a permis de comprendre la dynamique de la végétation ligneuse des premières années d'abandon d'une cacaoyère. Il ressort que les cacaoyères non entretenues mais dont les cabosses sont récoltées (T2) et celles sans activité agricole (T3) ont une forte augmentation du nombre d'espèces, avec un taux annuel de 59,75 % et 53,02 % respectivement. La végétation de telles cacaoyères est dominée par des espèces pionnières telles que *Trema orientalis*, *Ficus exasperata*, *Albizia adianthifolia* et *Solanum erianthum* durant la première phase de la régénération. Les types biologiques sont dominés par les mégaphanérophytes, les mésophanérophytes et les microphanérophytes. On a observé une importante augmentation des phanérophytes dans les cacaoyères par rapport aux forêts. Les mégaphanérophytes, les mésophanérophytes et les microphanérophytes prédominent dans les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) et dans les cacaoyères sans activité agricole (T3). Par ailleurs, les espèces de la région phytogéographique Guinéo-Congolaise (GC) sont prédominantes dans tous les traitements. L'indice de diversité de Shannon des cacaoyères sans activité agricole (T3) a une évolution progressive vers celui des forêts tandis que la diversité des plantations régulièrement entretenues et récoltées (T1) est restée faible sur toute la période de l'étude.

Les résultats ont montré que deux modes de dissémination des diaspores prédominent dans les parcelles permanentes : l'endozoochorie et l'anémochorie. Les cacaoyères non entretenues mais récoltées (T2) et celles sans activité agricole (T3) présentent une augmentation plus importante en espèces endozoochores et anémochores par rapport aux autres traitements. L'évolution de l'indice pionnier des plantations de cacaoyers (T1, T2 et T3) a montré qu'elles sont passées de sites moyennement perturbés à sites assez perturbés avec une faible reconstitution. De plus, l'indice pionnier des parcelles de forêt (témoin) a indiqué des valeurs inférieures à 50, montrant que forêts sont moins perturbées. Par ailleurs, une augmentation du taux de mortalité et une réduction du taux de recrutement ont été observées dans les plantations régulièrement entretenues (T1). Les plantations dépourvues d'activité agricole (T3) et celles non entretenues mais récoltées (T2) présentent les plus importants taux de recrutement d'individus ligneux. Une forte augmentation dans le temps de l'indice de régénération dans les cacaoyères mises en défens (T3) et dans les cacaoyères récoltées et non entretenues (T2) a été notée. Cette régénération des arbres dans les jachères se fait essentiellement par germination de graine.

Au niveau de la structure spatiale des arbres, les analyses ont montré des relations de compétitions entre les cacaoyers et les autres arbres dans les plantations sans activité agricole (T3). Cependant, on a observé des relations d'interdépendance entre les espèces prépondérantes, notamment entre *Albizia adianthifolia* et *Trema orientalis* et entre *Albizia adianthifolia* et *Ficus exasperata*. Toutefois, une compétition a été notée entre *Trema orientalis* et *Ficus exasperata* dans les parcelles sans activité agricole (T3). Ces espèces prépondérantes prises séparément présentent une distribution agrégative dans les parcelles permanentes.

La modélisation de l'accroissement en diamètre des arbres des différents traitements a montré que les cacaoyères régulièrement entretenues avec récoltes des cabosses (T1) ont l'accroissement le plus élevé comparativement aux autres traitements quel que soit le diamètre considéré. Par contre, l'accroissement des arbres des forêts a été la plus faible. Au niveau de l'effet des variables considérées dans le modèle, seul le nombre de cacaoyers a présenté un effet négatif la fois sur l'accroissement, l'indice pionnier, la diversité et l'indice de régénération.

En somme, après quatre années de suivi et d'évaluation du couvert végétal de la FCHS, on note une forte reprise naturelle effective des espèces ligneuses dans les plantations sans défrichement. Une régénération naturelle du couvert forestier de la forêt classée du Haut-Sassandra est donc possible, à condition que les désherbages cessent dans les cacaoyères. Toutefois, pour les plantations déjà en production, les populations pourraient continuer à récolter les cabosses sans que cela n'affecte significativement la régénération naturelle.

RECOMMANDATIONS

Aux gouvernants

Cette étude a montré que les cacaoyères installées dans la forêt classée du Haut-Sassandra sont capables de se reconstituer naturellement en végétation forestière sans intervention humaine. Ainsi, nous recommandons aux décideurs d'interdire le désherbage et l'entretien des cacaoyères. Cependant, les paysans pourraient continuer de récolter les cabosses de cacao dans les plantations en production. Cette disposition évitera de délocaliser brutalement les producteurs et permettra à ces derniers de bénéficier, pendant une certaine période, de la manne financière issue de la récolte des cabosses.

Aux gestionnaires de la forêt classée

Nous recommandons de mettre en place un système de surveillance des parcelles permanentes pour garantir le respect des différents traitements et le suivi de la reconstitution de la végétation à plus long terme. En plus, il faut renforcer les capacités des agents de la Société de Développement des Forêt (SODEFOR) à l'utilisation des outils de la télédétection afin de suivre de façon régulière et efficacement la végétation de la FCHS. L'usage de drones par exemple pourrait aider à détecter presque à temps réel les nouveaux défrichements en cours dans la FCHS.

Aux scientifiques

Douze (12) parcelles permanentes de 2500 m² chacune ne sont pas suffisantes pour l'étude des peuplements complets, notamment si l'on souhaite étudier et modéliser les phénomènes de compétition et de régénération de la végétation. Nous recommandons donc d'augmenter la taille et le nombre de parcelles permanentes. Il faut également étendre l'étude à d'autres blocs de la FCHS. Le suivi des parcelles devrait se poursuivre afin de mieux comprendre le processus de reconstitution naturelle de la végétation à long terme et ainsi, mieux prédire son évolution.

PERSPECTIVES

L'analyse de la dynamique de la végétation a été effectuée en ne considérant que les espèces ligneuses des parcelles permanentes. Pour une meilleure compréhension de la reconstitution naturelle de la végétation, une analyse de toute la flore, herbacée comprise,

devrait être effectuée. Une telle étude permettrait de rendre compte des différentes étapes de la dynamique post-culturelle.

Par ailleurs, la disponibilité du sol en éléments nutritifs, comme le phosphore, a souvent été mise en avant comme un facteur majeur de la dynamique forestière des forêts tropicales. Ainsi, une étude pédologique devrait être effectuée pour évaluer la capacité du sol de la forêt classée du Haut-Sassandra à soutenir la régénération durable du couvert forestier.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 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 : 168–183.
- Adou Yao Y.C. & N'guessan K.E. (2005). Diversité floristique spontanée des plantations de café et de cacao dans la forêt. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 2 : 31–36.
- Adou Yao C.Y. (2005). Pratiques paysannes et dynamique de la biodiversité dans la Forêt Classée de Monogaga (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat Unique, Département Hommes Natures Sociétés, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, France, 233 p.
- Aké-Assi (1998). Impact de l'exploitation forestière et du développement agricole sur la conservation de la biodiversité biologique en Côte d'Ivoire. *Le Flamboyant*, 46 : 20–21.
- Aké-Assi L. (2001). Flore de la Côte d'Ivoire 1, catalogue, systématique, biogéographie et écologie, Conservatoire et Jardin Botanique de Genève. *Boisiera.*, 57: 396 p.
- Alexandre D.Y. (1988). Aspects de la régénération naturelle en forêt dense de Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université de Paris Sud Orsay, 42 p.
- Alexandre D.Y., Guillaumet J.L., Kahn F. & De Namur C. (1978). Observations sur les premiers stades de la reconstitution de la forêt dense humide (Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Office de la recherche scientifique et technique outre-mer*, 13 (3) : 189–270.
- Alexandre D.Y. (1989). Dynamique de la régénération naturelle en forêt dense de Côte-d'Ivoire. *Office de la recherche scientifique et technique outre-mer*, Paris (France), 102 p.
- Amaral M.R.M., Lima A.J.N., Higuchi F.G. & Santos J. (2019). Dynamics of Tropical Forest Twenty-Five Years after Experimental Logging in Central Amazon Mature Forest. *Forest*, 10 (89) : 1-16.
- Assalé A.A.Y. (2020). Dynamique des services écosystémiques fournis par les plantes d'une forêt domaniale : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire), Thèse de Doctorat, UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé Daloa, Côte d'Ivoire, 234 p.
- Assalé A.A.Y., Barima Y.S.S., Kouakou K.A. & Kouakou A.T.M. (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(1) : 123-133.

- Assié H.K., Angui P.K.T. & Tamia A.J. (2008). Effets de la Mise en Culture et des Contraintes Naturelles sur Quelques Propriétés Physiques d'un Sol Ferrallitique au Centre Ouest de la Côte d'Ivoire: Conséquences sur la Dégradation des Sols. *European Journal of Scientific Research*, 23 (1) : 149–166.
- Baker T.R., Phillips O.L., Malhi Y., Almeida S., Arroyo L., Di Fiore A., Erwin T., Higuchi N., Killeen T.J., Laurance S.G., Laurance W.F., Lewis S.L., Monteagudo A., Neill D.A., Núñez Vargas P., Pitman N.C.A., Silva J.N.M. & Vásquez Martínez R. (2004). Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 359(1443) : 353–365.
- Bangirinama F., Bigendako J.M., Lejoly J., Noret N., De Cannière C. & Bogaert J. (2010). Les indicateurs de la dynamique post-culturale de la végétation des jachères dans la partie savane de la réserve naturelle forestière de Kigwena (Burundi). *Plant Ecology and Evolution.*, 143 : 138-147.
- Baraloto C., Rabaud S., Molto Q., Blanc L., Fortunel C., Hérault B., Dávila N., Mesones I., Rios M., Valderrama E. & Fine, P.V.A. (2011). Disentangling stand and environmental correlates of aboveground biomass in Amazonian forests. *Global Change Biology*, 17(8) : 2677–2688.
- Bararunyeretse P., Bogaert J., Nzigidahera B., Masharabu T. & Habonimana B. (2012). Dynamique forestière sous l'effet de lisière au Parc National de la Kibira (Burundi). *Bulletin Scientifique de l'Institut National Pour l'Environnement et La Conservation de La Nature*, 10 : 25–34.
- Baribault T.W., Kobe R.K. & Finley A.O. (2012). Tropical tree growth is correlated with soil phosphorus, potassium, and calcium, though not for legumes. *Ecological Monographs*, 82(2) : 189–203.
- 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, Faculté des Sciences, Unité Université libre de Bruxelles, Belgique, 195 p.
- 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). *Global Ecology and Conservation*, 8 : 85–98.

- Bationo A.B., Ouedraogo J.S., Somé A.N., Pallo F. & Bous-sim I.J. (2005). Régénération naturelle d'*Isobertia doka* Craib. et Stapf. dans la forêt classée du Nazinon (Burkina Faso). *Cahiers Agricultures*, 14 (3) : 297–304.
- Bedel F., Durrieu L., Madron D., Dupuy B., Favrichon V., Maitre H.F., Hen Bar A. & Narboni P. (1998). Dynamique de croissance dans des peuplements exploités et éclaircis de forêt dense africaine: le dispositif de M'Baïki en République Centrafricaine (1982-1995). CIRAD-Forêt, Montpellier (France), 81 p.
- Bertault J-G. (1986). Étude de l'effet d'interventions sylvicoles sur la régénération naturelle au sein d'un périmètre expérimental d'Aménagement en forêt dense humide de Côte d'Ivoire. Thèse, Université de Nancy, France, 231 p.
- Bertin Z., Bi G., Kouamé D., Koné I. & Adou Yao Y.C. (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. *Zoro*, 384 : 5753–5762.
- Besag J. & Diggle P.J. (1977). Simple Monte Carlo tests for spatial pattern. *Journal of the Royal Statistical Society*, 26(3) : 327–333.
- Bouxin G. (2008). Analyse statistique des données de végétation. Les techniques d'analyse factorielle et d'ordination. [en ligne]: (Page consultée le 11/12/2020). <http://users.skynet.be/Bouxin.Guy/ASDV /ASDV.htm>.
- Bouzillé J.B. (2007). Gestion des habitats naturels et biodiversité : concepts, méthodes et démarches. Edition Lavoisier, Paris, 43-54.
- Boyle B., Hopkins N., Lu Z., Garay J.A.R., Mozzherin D., Rees T., Matasci N., Narro M.L., Piel W.H., McKay S.J., Lowry S., Freeland C., Peet R.K. & Enquist B.J. (2013). The taxonomic name resolution service: an online tool for automated standardization of plant names. *BMC Bioinformatics*, 16 : 1471–2105.
- Brang P., Heiri C. & Bugmann H. (2011). Waldreservate: 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz. Haupt, Bern, Switzerland.
- Cain S.A., De Oliveira C.G.M., Pires J.M. & da Silva N.T. (1956). Application of some phytosociological techniques to Brazilian rain forest. *American Journal of Botany*, 43(10) : 911–941.
- Canham C.D., LePage P.T. & Coates K.D. (2004). A neighborhood analysis of canopy tree

- competition: effects of shading versus crowding. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(4) : 778–787.
- Carpenter B., Gelman A., Hoffman M.D., Lee D., Goodrich B., Betancourt M., Brubaker M., Guo J., Li P. & Riddell A. (2017). Stan: a probabilistic programming language. *Journal of Statistic Software.*, 76 : 1-14.
- Carrer M., Castagneri D., Popa I., Pividori M. & Lingua E. (2018). Tree spatial patterns and stand attributes in temperate forests: The importance of plot size, sampling design, and null model. *Forest Ecology and Management*, 407 : 125–134.
- Chatelain C. (1996). Possibilités d'application de l'imagerie satellitaire à haute résolution pour l'étude des transformations de la végétation en Côte d'Ivoire forestière. Thèse de Doctorat. Université de Genève, Suisse, 158 p.
- Chave J., Réjou-Méchain M., Búrquez A., Chidumayo E., Colgan M.S., Delitti W.B C., Duque A., Eid T., Fearnside P.M., Goodman R.C., Henry M., Martínez-Yrizar A., Mugasha W. A., Muller-Landau H.C., Mencuccini M., Nelson B.W., Ngomanda A., Nogueira E.M., Ortiz-Malavassi E. & Vieilledent G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>.
- Condit R., Engelbrecht B.M., Pino D., Pérez R. & Turner B.L. (2013). Species distributions in response to individual soil nutrients and seasonal drought across a community of tropical trees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 13 : 5064–5068.
- De Carvalho A.L., Oliveira M.V.N., Putz F.E. & De Oliveira L.C. (2017). Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 392 : 36–44.
- 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.
- Dereix C. & N'Guessan A. (1976). Etude de l'action des feux de brousse sur la végétation: les parcelles feux de Kokondekro; résultats après 40 ans de traitement. *Centre technique forestier tropical de Côte d'Ivoire*, 32 p.
- Dionisio L.F.S., Schwartz G., Lopes J. Do C. & Oliveira F.A. (2018). Growth, mortality, and

- recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. *Forest Ecology and Management*, 430 : 150–156.
- Ewel J. (1980). Tropical succession : manifold routes to maturity *Biotropica*, 12, 2–7.
- Fairhead J. & Leach M. (1998). Réexamen de l'étendue de la déforestation en Afrique de l'Ouest au XXe siècle. *Unasylva*, 49 : 1-192.
- FAO. (1990). Forest resources assessment. Survey of tropical forest cover. *Forestry Paper*, 33 : 13 p.
- FAO. (2012). Situation des forêts du monde. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome, 66 p.
- FAO. (2020). La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture 2020. Relever le défi de l'eau dans l'agriculture. Rome, 86 p. <https://doi.org/10.2307/208372>
- Fayolle A., Swaine M.D., Bastin J.F., Bourland N., Comiskey J.A., Dauby G. & Plumptre A.J. (2014). Patterns of tree species composition across tropical African forests. *Journal of Biogeography*, 12 : 2320–2331.
- Felfili J.M., Silva, J.M.C., Sevilha A.C., Fagg C.W., Walter B.M.T., Nogueira P.E. & Rezende, A.V. (2004). Diversity floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology*, 175 : 37 – 46.
- Fonton N.H., Atindogbe G., Fandohan B., Lejeune P. & Ligot G. (2012). Structure spatiale des arbres des savanes boisées et forêts claires soudaniennes: Implication pour les enrichissements forestiers. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment*, 16(4) : 429–440.
- Forni E., Rossi V., Gillet J.F., Bénédet F., Cornu G., Freycon V., Zombo I., Alberny E., Mayinga M., Istace V. & Gourlet-Fleury S. (2019). Dispositifs permanents de nouvelle génération pour le suivi de la dynamique forestière en Afrique centrale : bilan en République du Congo. *Bois et Forêts Des Tropiques*, 341 : 1-55. <https://doi.org/10.19182/bft2019.341.a31760>
- Frontier S., Pichod-Viale D., Leprêtre A., Davoult D. & Luczak C. (2008). Écosystèmes: structure, fonctionnement, *Evolution Dunod*, 2 :1-9.
- Ghazoul J. & Sheil D. (2010). Tropical rain forest ecology, diversity, and conservation. *Oxford University Press*, 21 : 496 p.

- Ginet R. & Lemée G. (1967). Précis de Biogéographie. In *Bulletin mensuel de la Société linnéenne*, Edition Girard, Paris, France, 318 p.
- Glenn E.P., Huete A.R., Nagler P.L. & Nelso, 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.
- Goreaud F. (2000). Apports de l'analyse de la structure spatiale en forêt tempérée à l'étude et la modélisation des peuplements complexes. Thèse, ENGREF centre de Nancy, 527 p.
- Goreaud F., Loreau M. & Millier C. (2002). Spatial structure and the survival of an inferior competitor: A theoretical model of neighbourhood competition in plants. *Ecological Modelling*, 158(1–2) : 1–19.
- Grall J. & Coïc N. (2005). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. *Institut Universitaire européen de la Mer. Université de Bretagne*, 6 : 1-25.
- Gregor T. (1996). A Natural History of Peace. *Vanderbilt University Press*. Paris (France), 236 p.
- Guillaumet J.L. & Adjanohoun E. (1971). La végétation de la Côte d'Ivoire. In : *Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire*, Edition ORSTOM, Paris 166 p.
- Hakizimana P. (2012). Analyse de la composition, de la structure spatiale et des ressources végétales naturelles prélevées dans la forêt dense de Kigwena et dans la forêt claire de Rumonge au Burundi. Thèse, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 245 p.
- Hallé M., Bresnan J. & Miller G.A. (1978). Knowledge unlearned and untaught: What speakers know about the sounds of their language. *Phonology and Phonetics*, 95 : 656-689.
- Hawthorne W.D. (1996). Holes and the sums of parts in Ghanaian forest: regeneration, scale and sustainable use, *Proceedings of the Royal Society Edinburgh*, 104 : 75–176.
- Hawthorne W.D., Sheil D., Agyeman V.K., Abu Juam M. & Marshall C.A.M. (2012). Logging scars in Ghanaian high forest: Towards improved models for sustainable production. *Forest Ecology and Management*, 271 : 27–36.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.036>
- Herault B., Ouallet J., Blanc L., Wagner F. & Baraloto C. (2010). Growth responses of neotropical trees to logging gaps. *Journal of Applied Ecology*, 47(4) : 821–831.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01826.x>

- Husson J. (2019). Croissance des arbres et sa variabilité dans les forêts denses humides d'Afrique Centrale–Etude au nord de la République du Congo. Thèse, Université Montpellier, 258 p.
- Jérémie G.B.T., Yves B.N., Faustin A.O. & Albert Y-K. (2017). Impact Des Arbres Associés Sur L'exploitation Cacaoyère Dans Les Zones De Transition ForêtSavane : Cas De M'Brimbo (Centre-Sud De La Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 13(1) : 1-164. <https://doi.org/10.19044/esj.2017.v13n1p164>
- Kassi N.D.J. (2006). Successions secondaires post-culturelles en forêt dense semi décidue de Sanaimbo (Côte d'Ivoire) : Nature, structure et organisation fonctionnelle de la végétation. *Structure*, 2 : 1-232.
- Khater C. (2004). Dynamiques végétales post-perturbations sur les carrières calcaires au Liban. Stratégies pour l'écologie de la restauration en régions Méditerranéennes. Thèse, Université Montpellier II, France, 457 p.
- Koffi K.A.D. (2015). Diversités Floristique et Structurale des Espaces Anciennement Cultivés du Parc National D'azagny (Sud de la Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, 134(4) : 415–427.
- Koffi K.A.D. (2016). Dynamique de la végétation et valeurs de conservation des espaces anciennement cultivés du parc national d'azagny (Sud de la Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR Biosciences, Université Félix HOUPHOUËT-BOIGNY, Abidjan, 232 p.
- Kouakou A.T.M. (2019). 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-militaire. Thèse de Doctorat, UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé Daloa, Côte d'Ivoire, 352 p.
- 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.Org*, 36 : 155–170.
- Kouakou A.T.M., Barima Y.S.S., Konate S., Bamba I., Kouadio J.Y. & Bogaert J. (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) : 330-333. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v11i1.26>

Kouakou K.A. (2019). Disponibilité et vulnérabilité des espèces sources de produits forestiers non ligneux d'origine végétale de la forêt classée du Haut-Sassandra et sa périphérie après la décennie de crise au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire, 188 p

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.

Kouamé F.N. (1998). Influence de l'exploitation forestière sur la végétation et la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra. Thèse de Doctorat, UFR Biosciences, Université de Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire, 241 p.

Kouassi K.H., Koffi N., Modeste G.G. & Konan K. (2009). Flore post-culturelle en zone de forêt dense semi décidue de Côte d'Ivoire. *Recherche*, 9 : 1026–1040.

Koubouana F., Ifo S.A., Loupet L.B.M. & Ndinga E. (2016). Diversité floristique et dynamique de reconstitution de la forêt du Parc Zoologique sous plantations à eucalyptus à Brazzaville, Congo. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(2) : 600-609, <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i2.13>

Koubouana F., Ngoliele A. & Nsongola G. (2007). Evolution des paramètres floristiques pendant la régénération des forêts de la réserve de la Lefini (Congo Brazzaville). *Annales de l'Université Marien*, 8 (4) : 10–21.

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, UFR Biosciences, Université de Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire, 206 p.

Kouman K.J.M., Barima Y.S.S. & Godron M. (2021). Regenerating plant species of a highly anthropised tropical forest in Côte d'Ivoire , West Africa. 13 : 11–17. <https://doi.org/10.5897/JENE2020.0864>

Kouman K.J.M., Kouakou A.T.M., Kpangui K.B., Bamba I., Barima Y.S.S. & Bogaert J. (2022). Dynamics of the Natural Regeneration of Vegetation in an Anthropized Forest in

- Côte d'Ivoire, West Africa. *Ecologies*, 3 : 66–77.
- Kpangui K.B., Vroh B.T.A., Goné Bi Z.B. & Adou Yao C.Y. (2015). Diversité Floristique Et Structurale Des Cacaoyères Du « V Baoulé » : Cas De La Sous-Préfecture De Kokumbo (Centre, Côte D'Ivoire. *European Scientific Journal*, 11(36), 40–60.
- Kumba L.S. (2015). Ecologie spatiale des espèces arborescentes de la réserve forestière de Yoko : structure spatiale et mise en évidence des facteurs écologiques responsables. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles, 241 p.
- Lamprecht E. (1962). Zur Charakterisierung zyklischer Erweiterungen rationaler Funktionenkörper. *Journal Für Die Reine Und Angewandte Mathematik*, 211 : 84-95.
- Landis J.R. & Koch G.G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1) : 159–174.
- Laurance S.G.W., Laurance W.F., Nascimento H.E.M., Andrade A., Fearnside P.M., Rebello E.R.G. & Condit R. (2009). Long-term variation in Amazon forest dynamics. *Journal of Vegetation Science*, 20(2) : 323–333. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01044.x>
- Liang J., Crowther T.W., Picard N., Wiser S., Zhou M., Alberti G., Schulze E.D., McGuire A. D., Bozzato F., Pretzsch H., De-Miguel S., Paquette A., Hérault B., Scherer-Lorenzen M., Barrett C.B., Glick H.B., Hengeveld G.M., Nabuurs G.J., Pfautsch S. & Reich P.B. (2016). Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science*, 354 (6309). <https://doi.org/10.1126/science.aaf8957>
- Ligot G., Fayoll, A., Gourlet-Fleury S., Dainou K., Gillet J.F., De Ridder M. & Doucet J.L. (2019). Growth determinants of timber species *Triplochiton scleroxylon* and implications for forest management in central Africa. *Forest Ecology and Management*, 437 : 211–221.
- Madelaine-antin C. (2009). Dynamique des peuplements forestiers tropicaux hétérogènes : variabilité inter et intraspécifique de la croissance des arbres et trajectoires de développement en forêt dense humide sempervirente, dans les Ghâts occidentaux de l'Inde, Thèse de Doctorat, Université Montpellier II, 416 p.
- Marcon E. & Herault B. (2015). Decomposing phylodiversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6 : 333–339.
- Martin A.P.J. (2010). Influence de la fragmentation forestière sur la régénération des espèces arborées dans le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences

- Université de Genèse, 420 p.
- MEDD. (2011). Consultation régionale de l'atelier de renforcement des capacités pour l'Afrique sur REDD+. Rapport d'étude Du Ministère de l'Environnement et Du Développement Durable de La Côte d'Ivoire, 12 p.
- Meneses-Tovar C.L. (2011). L'indice différentiel normalisé de végétation comme indicateur de la dégradation. *Unasylva*, 238(62) : 39–49.
- Mouhamadou I.T., Imorou, I. T. & Gbègbo, M. C. (2013). Structure et composition floristiques des forêts denses sèches de la région des Monts Kouffé au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 64 : 4787–4796.
- 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 : 17–34.
- N'guessan E., Conde A. & Fofana M. (1989). Utilisation des données des satellites à haute résolution (HRV de SPOT et TM de Landsat) pour l'étude des pressions anthropiques sur la forêt classée de Korogho dans le nord de la Côte d'Ivoire. *Bulletin de La Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 116 : 18-26.
- N'guessan K.A., Kabran E.A.D.A., Kouman K.J.M., Barima Y.S.S. & Koffi B.J. (2022). Initial assessment of mammals' population in biodiversity monitoring plots at Haut-Sassandra Classified Forest, Central-West of Côte d'Ivoire. *International Journal of Biosciences*, 6655 : 59–68.
- N'Guessan K. & Kouassi R. (2009). Accroissement en diamètre d'essences forestières au sein de trois périmètres expérimentaux (Mopri, Téné et Irobo) en Côte d'Ivoire. *Agronomie Africaine*, 17(2), 91–102. <https://doi.org/10.4314/aga.v17i2.1661>
- Ngo Bieng M.A., Perot T., De Coligny F. & Goreaud F. (2013). Spatial pattern of trees influences species productivity in a mature oak-pine mixed forest. *European Journal of Forest Research*, 132(5–6) : 841–850.
- Oldeman R.A.A. (1990). Forests: elements of sylvology. *Springer*, Verlag, Berlin, 624 p.
- Oszwald J. (2005). Dynamique des formations agoforestières RCI. Paris, 304 p.
- 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. *Téledétection*, 2 : 97–111.
- Ouattara (1993). Les Grands Mammifères de la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Côte d'Ivoire. Mémoire de Diplôme Etude Approfondie, Université de Cocody, Abidjan, 69 p.
- Ouedraogo O., Thiombiano A., Hahn-Hadjali K. & Guinko S. (2008). Diversité et structure des groupements ligneux du parc national d'Arly (Est du Burkina Faso). *Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica*, 11 : 5–16.
- Ouji A. (2012). Segmentation et classification dans les images de documents numérisés. Institut National des Sciences Appliquées, Lyon, 251 p.
- Ouoba Y.H., Bastide B., Coulibaly-Lingani P., Kaboré S.A., Yaméogo-Gaméné S.C., Ganaba S., Ouoba P. & Boussim J.I. (2020). Régénération assistée du karité (*Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn.) dans les parcs agroforestiers au Burkina Faso. *European Scientific Journal* 16(40) : 191–205. <https://doi.org/10.19044/esj.2020.v16n40p23>
- Ousmane S., Dibi H.N.D.A., Kouassi K.H., Kouassi K.E. & Ouattara K. (2020). Crises politico-militaires et dynamique de la végétation du Parc national du Mont Péko en Côte d'Ivoire. *Bois et forêts des tropiques*, 343 : 27-37. <https://doi.org/10.19182/bft2020.343.a31837>
- 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.
- Pelissier R. & Riera B. (1993). Dix ans de dynamique d'une forêt dense humide de Guyane Française. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 48 : 21–33.
- Perraud A. & De la Souchere P. (1970). Esquisse Pédologique De La Côte d'Ivoire À L'échelle 1: 500000e Feuille Nord-Ouest Et Sud-Ouest. *Office de La Recherche Scientifique Et Technique d'Outre-Mer*. Adiopodoumé, Abidjan, Côte d'Ivoire, 1970.
- Picard N. (2007). Dispositifs permanents pour le suivi des forêts en Afrique Centrale : un état des lieux. COMIFAC, 380 p.
- Picard N. & Gourlet-Fleury S. (2008). Manuel de référence pour l'installation de dispositifs permanents en forêt de production dans le Bassin du Congo. COMIFAC, 789 p.
- Pielou E.C. (1966). Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession.

- Journal of Theoretical Biology*, 10 : 370–383.
- Poso S. (2007). Change monitoring with permanent sample plots. Dans : Forest Inventory, Methodology and Applications. *Managing Forest Ecosystems*, 8 : 65–84.
- Primack R.B. (1990). Regeneration - Commentary. UNESCO, *Reproductive ecology of tropical forest plants*, 4 p.
- Priyadi H., Gunarso M. & Kanninen P. (2006). Permanent Sample Plots. More than just forest data. Proceedings of International Workshop on Promoting Permanent Sample Plots in Asia and the Pacific Region. *Center for International Forestry Research.*, 8 : 160-169.
- Puig H., Riéra B. & Yamakura T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145 : 87–99.
- Randriambanona H.A., Alame M., Ranaivo J., Razanaka S. & Ravonjimalala H.R. (2012). Etude des successions végétales entre deux dates 1997 et 2012 dans la forêt de Mikea Plant succession between two dates 1997 and 2012 in Mikea forest (southwestern Madagascar). *Biological Invasions*, 14(11) : 2407-2421.
- Randriambanona H., Razanaka S., Randriamalala J. & Grouzis, M. (2018). Secondary succession and root biomass changes in Madagascar dry deciduous forest (Mikea forest). *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 73(3), 283–292.
- Raunkiaer C. (1934). The life forms of plants and statistical plant geography. London. *Clarendon Press*, 632 p.
- Réjou-Méchain M., Jha N., Kumar Tripathi N., Chanthorn W., Brockelman W., Nathalang A., Pelissier R., Pimmasarn S., Ploton P., Sasaki N. & Virdis S.G.P. (2020). Forest aboveground biomass stock and resilience in a tropical landscape of Thailand. *Biogeosciences*, 17(1), 121–134. <https://doi.org/10.5194/bg-17-121-2020>
- Réjou-Méchain M., Tanguy A., Piponiot C., Chave J. & Hérault B. (2017). Biomass: an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods Ecology Evolution*, 8 : 1163–1167. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/2041>
- Ripley B. D. (1977). Spectral analysis and the analysis of pattern in plant communities. *Journal of Ecology*, 66 : 965–981.
- Rollet B. (1969). La régénération naturelle en forêt dense semervirente de plaine de Guyane

- vévézuelienne. *Bois et Forêts des Tropiques*, 1 : 19–38.
- Rose S. & Poorter L. (2003). The importance of seed mass for early regeneration in tropical forest: a review. In Borneo & Melanesia In *Long-term changes in tropical tree diversity. Studies from the Guiana shield*. Edition Tropenbos International, 16 p.
- Roy D. (2013). Mode d'occupation des sols par photo-interprétation appuyée sur squelette polygonal : Nouvelle méthode de mesure pour une gestion économe de l'espace. Université de Strasbourg, Strasbourg, France, 25 p.
- Rüger N., Berger U., Hubbell S.P., Vieilledent G. & Condit R. (2011). Growth strategies of tropical tree species: disentangling light and size effects. *PloS One*, 6(9) : 325-330.
- Shannon C.E. (1948). The mathematical theory of communications. *The Bell System Technical Journal*, 27(3) : 379–423.
- Sheil D., Burslem D.F. & Alder D. (1995). The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*, 2 : 331–333.
- Sheil D., Eastaugh C.S., Vlam M., Zuidema P.A., Groenendijk P., van der Sleen P. & Vanclay J. (2017). Does biomass growth increase in the largest trees? Flaws, fallacies and alternative analyses. *Functional Ecology*, 31(3) : 568–581.
- Sheil D., Jennings S. & Savill P. (2000). Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 16(6) : 765–800. <https://doi.org/10.1017/S0266467400001772>
- Sheil D. & May R.M. (1996). Mortality and Recruitment Rate Evaluations in Heterogeneous Tropical Forests. *The Journal of Ecology*, 84(1) : 3-91. <https://doi.org/10.2307/2261703>
- Soares N.S., Gonçalves C.A., Araújo G.M. & Lomônaco C. (2015). Floristic composition and abundance in forest fragments : a case study from southern goiás, *Brasil*. 2 : 1238–1252.
- SODEFOR. (1994). Société de développement des forêts. Aménagement de la Forêt classée du Haut-Sassandra. Abidjan, 73 p.
- 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*, 4(5) : 1–34.
- Timité N., Sangne Y.C., Kpangui K.B. & Barima Y.S.S. (2019). Exploitations cacaoyères et

- pratiques culturelles au sein d'un espace domanial : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS), Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences*, 41.3(3), 7000–7014. <https://doi.org/10.35759/janmplsci.v41-3.5>
- Turner B.L., Brenes-Arguedas T. & Condit R. (2018). Pervasive phosphorus limitation of tree species but not communities in tropical forests. *Nature*, 555(7696) : 367–370.
- UICN. (2020). Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/>
- Van Gernerden B.S. (2004). Disturbance, diversity and distributions in Central African rain forest. *Wageningen University and Research*, 3 : 1-10.
- Vanclay J.K. (1994). Sustainable timber harvesting: Simulation studies in the tropical rainforests of north Queensland. *Forest Ecology and Management*, 69(1-3) : 299–320.
- Vignal M. & Andrieu J. (2017). Modélisation rétrospective du défrichement de la forêt classée du haut-sassandra (côte d'ivoire) dans un contexte de conflits armés *Tropicultura*, 9 : 178–191.
- Vroh Bi T.A. (2013). Végétation dans les zones agricoles d'azaguié (Sud-Est Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, UFR Biosciences, Université de Cocody-Abidjan, 238 p.
- Wang B.C. & Smith T.B. (2002). Closing the seed dispersal loop. *Ecology & Evolution*, 17, 379–385.
- White F. (1986). La végétation de l'Afrique. Mémoire accompagnant la carte de végétation de l'Afrique. *Botanical Review* 45 : 229-299.
- Wiegand T. & Moloney K.A. (2021). Application of Spatial Statistics in Ecology, *Handbook of Spatial Point-Pattern Analysis in Ecology*, 15 : 5-172.
- Yedmel M., Barima Y., Kouamé N. & Barbier N. (2010). Impact de la perturbation par les interventions sylvicoles et le feu sur la dynamique d'un peuplement forestier en zone semi-décidue de Côte d'Ivoire. *Sciences & Nature*, 7(2) : 131–142. <https://doi.org/10.4314/scinat.v7i2.59951>
- Zanh G.G., Kpangui K.B. & Barima Y.S.S. (2019). Migration and Agricultural Practices in the Peripheral Areas of Côte d'Ivoire, *State-Owned Forests*. 33 : 1–13.
- Zeide B. (1993). Analysis of growth equations. *Forest Science*, 39(3) : 594–616.
- Zemunik G., Davies S.J. & Turner B.L. (2018). Soil drivers of local-scale tree growth in a lowland tropical forest. *Ecology*, 99(12) : 2844–2852.

ANNEXES

Annexe : Liste des espèces végétales inventoriées dans les parcelles permanentes de la FCHS

n°	Espèce	Famille	Type chro.	Type biol.	Mode de disse.	Ecologie	Statut de conser.	T1	T2	T3	T4
1	<i>Aidia genipiflora</i> Dandy	Rubiaceae	GC	mp	Aném	Scia	LC				x
2	<i>Albizia adianthifolia</i> W.Wight	Fabaceae	GC	mP	Aném	Pion	LC	x	x	x	x
3	<i>Albizia ferruginea</i> Benth.	Fabaceae	GC-SZ	mP	Aném	nph	VU		x		
4	<i>Albizia glaberrima</i> Benth	Fabaceae	GC	mP	Aném	nph	LC		x		
5	<i>Albizia lebbek</i> (L.) Benth.	Fabaceae	GC-SZ	mP	Aném	nph				x	
6	<i>Albizia zygia</i> J.F.Macbr.	Fabaceae	GC-SZ	mP	Aném	Pion	LC		x		x
7	<i>Alchornea cordifolia</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	GC-SZ	mp	Aném	Pion	LC			x	
8	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	GC	MP	Aném	Pion	LC		x	x	x
9	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	Fabaceae	GC	MP	Aném	nph	LC		x	x	x
10	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	i	mp	Aném	Pion		x		x	
11	<i>Annickia polycarpa</i> I.M.Turner	Annonaceae	GC	mP	Endo	Scia	LC				x
12	<i>Anopyxis klaineana</i> Pierre ex Engl.	Rhizophoraceae	GC	MP	Aném	nph	VU			x	
13	<i>Anthoantha macrophylla</i> P.Beauv.	Fabaceae	GC	mp	Endo	Scia	LC				x
14	<i>Antiaris toxicaria</i> Lesch.	Moraceae	GC	mP	Endo	nph	LC		x		x
15	<i>Aubrevillea kerstingii</i> Pellegr.	Fabaceae	GC	MP	Aném	nph		x	x	x	
16	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	GC	mp	Aném	Scia	LC	x	x	x	x
17	<i>Baphia pubescens</i> Hook.f.	Fabaceae	GC	mp	Aném	Scia	LC		x		x
18	<i>Blighia sapida</i> K.D.Koenig	Sapindaceae	GC-SZ	mP	Endo	nph	LC		x	x	
19	<i>Blighia unijugata</i> Baker	Sapindaceae	GC	mP	Endo	nph				x	x
20	<i>Blighia welwitschii</i> Radlk	Sapindaceae	GC	mP	Endo	nph					x
21	<i>Bobgunnia fistuloides</i> (Harms)	Fabaceae	GC	mP	Aném		LC			x	
22	<i>Bombax brevicuspe</i> Sprague	Malvaceae	GC	MP	Aném	Pion				x	x
23	<i>Bussea occidentalis</i> Hutch.	Fabaceae	GC	mP	Baro	nph	LC	x			
24	<i>Caesalpinia bonduc</i> (L.) Roxb.	Fabaceae	GC	mp	Aném	nph					x
25	<i>Ceiba pentandra</i> Gaertn.	Malvaceae	GC-SZ	MP	Aném	Pion	LC		x	x	x
26	<i>Celtis adolfi-friderici</i> Engl.	Cannabaceae	GC	MP	Endo	Scia	LC			x	x
27	<i>Celtis mildbraedii</i> Engl.	Cannabaceae	GC	mP	Endo	Scia	LC	x	x	x	x

58	<i>Ficus mucoso</i> Welw. ex Ficalho	Moraceae	GC-SZ	mp	Endo	Pion	LC			x	x
59	<i>Ficus sur</i> Forssk.	Moraceae	GC-SZ	mp	Endo	Pion		x	X	x	
60	<i>Funtumia africana</i> Stapf	Apocynaceae	GC	mP	Aném	nph	LC	x		x	x
61	<i>Funtumia elastica</i> Stapf	Apocynaceae	GC	mP	Aném	nph	LC			x	
62	<i>Guarea cedrata</i> Pellegr.	Meliaceae	GC	MP	Endo	Scia					x
63	<i>Guarea thompsonii</i> Hutch	Meliaceae	GC	mP	Endo	Scia					x
64	<i>Guibourtia ehie</i> J.Leonard	Fabaceae	GC	MP	Aném	nph	LC				x
65	<i>Gymnostemon zaizou</i> Aubrév.	Simaroubaceae	GCW	MP	Aném	nph	VU, GCW		x		x
66	<i>Holarrhena floribunda</i> T.Durand	Apocynaceae	GC-SZ	mP	Aném	Scia	LC				x
67	<i>Irvingia gabonensis</i> Baill.	Irvingiaceae	GC	MP	Endo	nph	LR				x
68	<i>Isolona campaniculata</i> Engl.	Annonaceae	GC	mp	Endo	Scia					x
69	<i>Keayodendron brideloides</i> Léandri	Euphorbiaceae	GCW	mp	Endo	Pion	GCW				x
70	<i>Keetia mannii</i> Bridson	Rubiaceae	GC	mp	Endo	Pion					x
71	<i>Khaya anthotheca</i> C.DC.	Meliaceae	GC	MP	Endo	nph	VU		x		
72	<i>Kigelia africana</i> Benth.	Bignoniaceae	GC-SZ	mp	Endo	Pion	LC				x
73	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre	Irvingiaceae	GC	MP	Endo	nph	LC				x
74	<i>Lannea welwitschii</i> Engl.	Anacardiaceae	GC	MP	Endo	nph	LC		x	x	x
75	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	Sapindaceae	GC	mp	Endo	Scia					x
76	<i>Leptonychia pubescens</i> Keay	Malvaceae	GC	mp	Endo	Pion	LC	x			
77	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	i	mP	Baro	Pion		x	x		
78	<i>Mansonia altissima</i> A.Chev.	Malvaceae	GC	mP	Aném	nph	LC				x
79	<i>Margaritaria discoidea</i> G.L.Webster	Phyllanthaceae	GC-SZ	mp	Aném	nph	LC		x	x	
80	<i>Microdesmis keayana</i> J.Léonard	Pandaceae	GC	mp	Endo	Scia					x
81	<i>Microdesmis puberula</i> Planch.	Pandaceae	GC	mp	Endo	Scia					x
82	<i>Milicia excelsa</i> C.C.Berg	Moraceae	GC	MP	Endo	Pion	LR			x	x
83	<i>Milicia regia</i> C.C.Berg	Moraceae	GC	MP	Endo	Pion	VU		x	x	x
84	<i>Monodora crispata</i> Engl. & Diels	Annonaceae	GC	mp	Endo	Pion	LC			x	
85	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	GC	mp	Endo	Pion	LC				x
86	<i>Morinda lucida</i> Benth.	Rubiaceae	GC-SZ	mP	Endo	Pion		x		x	
87	<i>Morus mesozygia</i> Stapf	Moraceae	GC	mP	Endo	nph				x	x

88	<i>Musanga cecropioides</i> Tedlie	Urticaceae	GC	mP	Endo	Pion	LC		x	x	
89	<i>Myrianthus arboreus</i> P.Beauv.	Urticaceae	GC	mp	Aném	Pion	LC			x	x
90	<i>Nauclea diderrichii</i> Merr.	Rubiaceae	GC	MP	Aném	Pion	VU				x
91	<i>Nesogordonia papaverifera</i> Hallé	Malvaceae	GC	MP	Endo	Scia	VU		x	x	x
92	<i>Newbouldia laevis</i> Seem.	Bignoniaceae	GC	mp	Aném	Pion			x	x	x
93	<i>Omphalocarpum pachysteloides</i> M.	Sapotaceae	GC	mp	Endo	Scia	LC			x	x
94	<i>Ongokea gore</i> Pierre	Olacaceae	GC	mP	Endo	Pion	LC				x
95	<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae	i	MP	Baro	Pion		x		X	
96	<i>Piptadeniastrum africanum</i> Brenan	Fabaceae	GC	MP	Aném	nph	LC				x
97	<i>Pouteria altissima</i> Baehni	Sapotaceae	GC	MP	Endo	Scia	LR	x	x	x	x
98	<i>Pouteria pierrei</i> Baehni	Sapotaceae	GC	MP	Endo	Scia	LC				x
99	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Fabaceae	GC	MP	Aném	Scia					x
100	<i>Pterygota macrocarpa</i> K.Schum.	Malvaceae	GC	MP	Aném	Scia	VU				x
101	<i>Pycnanthus angolensis</i> Warb.	Myristicaceae	GC	mP	Endo	nph			x	x	
102	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae	GC-SZ	mp	Endo	Pion					x
103	<i>Rhodognaphalon brevicuspe</i> Roberty	Malvaceae	GC	MP	Endo	Pion	VU				x
104	<i>Ricinodendron heudelotii</i> Heckel	Euphorbiaceae	GC	mP	Baro	Pion	VU			x	x
105	<i>Rothmannia hispida</i> Fagerl.	Rubiaceae	GC	mp	Endo	Pion	LC				x
106	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae	GC	mp	Endo	Pion					x
107	<i>Scottellia coriacea</i> A. Chev	Achariaceae	GC	mp	Baro	Scia					x
108	<i>Scottellia klaineana</i> Pierre	Achariaceae	GC	MP	Endo	Scia	LC	x		x	x
109	<i>Sloetiopsis usambarensis</i> Engl.	Moraceae	GC	np	Endo	Scia					X
110	<i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae	GC	mp	Aném	Pion		x	x	x	
111	<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Solanaceae	GC	np	Endo	Pion			x	x	
112	<i>Sterculia cylindricum</i> Sprague	Malvaceae	GC	MP	Endo	Scia					x
113	<i>Sterculia oblonga</i> Mast.	Malvaceae	GC	MP	Endo	Scia	VU		x	x	x
114	<i>Sterculia rhinopetala</i> K.Schum.	Malvaceae	GC	MP	Endo	Scia	LC		x	x	x
115	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Malvaceae	GC-SZ	mP	Endo	Pion	LC				x
116	<i>Strombosia pustulata</i> Villiers	Olacaceae	GC	mP	Endo	Scia	LC				x
117	<i>Terminalia ivorensis</i> A.Chev.	Combretaceae	Gci	MP	Aném	Pion	VU, Gci		x		x

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES

1. Kouman K.J.M., Kouakou A.T.M., Kpangui K.B., Bamba I., Barima Y.S.S. & Bogaert J. (2022). Dynamics of the Natural Regeneration of Vegetation in an Anthropized Forest in Côte d'Ivoire, West Africa. *Ecologies*, 3 : 66–77. <https://doi.org/10.3390/ecologies3020007>
2. Kouman K.J.M., Kpangui K.B. & Barima Y.S.S. (2021). Dynamique de la reprise de la végétation dans des parcelles permanentes cultivées Forêt classée du Haut-Sassandra, Côte d'Ivoire. *In: Biodiversité des écosystèmes intertropicaux. Connaissance, gestion durable et valorisation.* Edition IRD, Marseille : 579-590.
3. Kouman K.J.M.; Barima Y.S.S. & Godron M. (2021). Regenerating plant species of a highly anthropised tropical forest in Côte d'Ivoire, West Africa. *Journal of Ecology and the Nature Environment*, 13 (1) : 11–17. DOI: 10.5897/JENE2020.0864

Article

Dynamics of the Natural Regeneration of Vegetation in an Anthropized Forest in Côte d'Ivoire, West Africa

Kouame Jean Marc Kouman ^{1,*} , Akoua Tamia Madeleine Kouakou ¹, Kouassi Bruno Kpangui ¹, Issouf Bamba ¹, Yao Sadaïou Sabas Barima ¹ and Jan Bogaert ²

¹ Environment Training and Research Unit, Jean Lorougnon Guédé University, Daloa P.O. Box 150, Côte d'Ivoire; tamia_akoua01@yahoo.fr (A.T.M.K.); kpanguikb@gmail.com (K.B.K.); bambisso@yahoo.fr (I.B.); byssabas@yahoo.fr (Y.S.S.B.)

² Biodiversity and Landscape Unit, Gembloux Agro-BioTech, Liège University, 5030 Gembloux, Belgium; j.bogaert@uliege.be

* Correspondence: jeanmarc.kouman@ujlg.edu.ci; Tel.: +225-07480-80055

Abstract: Ivorian classified forests have been highly anthropized by cocoa farming. In an attempt to provide guidance to the government on approaches to the restoration of the forest while respecting the aspirations of local populations, permanent plots were set up in the classified forest of Haut-Sassandra, and were monitored and measured for 3 years. This study was intended to analyze the evolution of the vegetation of permanent plots in the classified forest of Haut-Sassandra from 2018 to 2021. The results show that the vegetation evolves with the cessation of some agricultural activities. These plantations are colonized by pioneer species during the first three years of the abandonment of agricultural activities. Mortality rates increased by 477.59% and recruitment rates were reduced by 61.87% in regularly maintained plantations compared to their condition three years ago. However, the plantations with no agricultural activities and those which were not maintained but harvested had the highest recruitment rates of pioneer and heliophilous individuals. In sum, tree species could recolonize the classified forest of Haut-Sassandra if clearing is prohibited in cocoa farms. However, the populations could continue to harvest the pods from the cocoa trees which are already established in the classified forest of Haut-Sassandra.

Keywords: deforestation; anthropic activity; cocoa farming; floristic diversity; natural recovery



Citation: Kouman, K.J.M.; Kouakou, A.T.M.; Kpangui, K.B.; Bamba, I.; Barima, Y.S.S.; Bogaert, J. Dynamics of the Natural Regeneration of Vegetation in an Anthropized Forest in Côte d'Ivoire, West Africa. *Ecologies* **2022**, *3*, 66–77. <https://doi.org/10.3390/ecologies3020007>

Academic Editor: José Ramón Arévalo Sierra

Received: 7 March 2022

Accepted: 2 April 2022

Published: 22 April 2022

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Tropical forests are important ecosystems for the world. They cover nearly 15% of the Earth's total area, and account for about 1.7 billion hectares of land [1]. They offer a rich source of medicinal plants and foods, and are a natural reservoir of biodiversity [2]. However, these forests are now disappearing. Intertropical Africa is the most affected by deforestation [3]. In Côte d'Ivoire, the high rate of deforestation in the 1990s made this country one of the leading countries in tropical Africa in terms of forest area loss [3]. During the period of conflict in Côte d'Ivoire from 2002 to 2011, forests were illegally infiltrated by populations in order to develop agricultural activities [4]. Thus, the forest cover of several protected areas disappeared in favor of agriculture. The reconstitution of these forests has become a major priority for the administrative and political authorities, who are considering relocating the populations which illegally settled in some protected areas.

Located in the center-west of Côte d'Ivoire, the classified forest of Haut-Sassandra (CFHS) is not immune to deforestation. This forest, which was one of remnants of the semi-deciduous rainforest before the conflicts in Côte d'Ivoire, has lost more than 70% of its forest cover to cocoa cultivation [4]. In order to reconstitute the forest cover of the CFHS, two reconstitution models are possible. The first one is an artificial reconstitution with the introduction of forest species, but this solution would drastically reduce the diversity of the forest species that constitute the natural ecological potential of this forest. The second

is the natural reconstitution. The latter consists in promoting the natural resilience of a degraded forest until it reaches a climax state. Such an approach is therefore based on a thorough knowledge of the ecological processes of natural recovery that develop after forest degradation [5]. Indeed, the monitoring of post-cultivation ecological processes is fundamental to the maintaining floristic richness [6] and planning forest recovery [5,7].

Thereby, in order to understand the dynamics of the vegetation, a system of permanent plots was installed in 2017 in the CFHS. This system will enable follow-up of natural vegetation recovery and to propose concrete solutions for reconstituting the forest cover.. These plots were subjected to different cultural treatments, ultimately to help the manager define the most effective measures to best restore the original forest cover. The aim of this study was to analyze the evolution of woody species in permanent plots of the Haut-Sassandra classified forest from 2018 to 2021. The study is based on the hypothesis that the cessation of certain agricultural activities in the CFHS allows the natural regeneration of woody species for a better reconstitution of biodiversity.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The study area is the Classified Forest of Haut-Sassandra (CFHS), located in the central-west of Côte d'Ivoire between 6.90° and 7.40° north latitude and 6.90° and 7.10° west longitude (Figure 1). It covers an area of 102,400 hectares. Its vegetation belongs to the zone of semi-deciduous dense rainforests characterized by two plant species: *Celtis* spp. and *Triplochiton scleroxylon* K. Schum [8]. The CFHS is subject to a humid tropical climate with an average annual rainfall of 1547.32 mm [8]. The soil is of the reworked ferrallitic type [9], which is beneficial to agriculture.

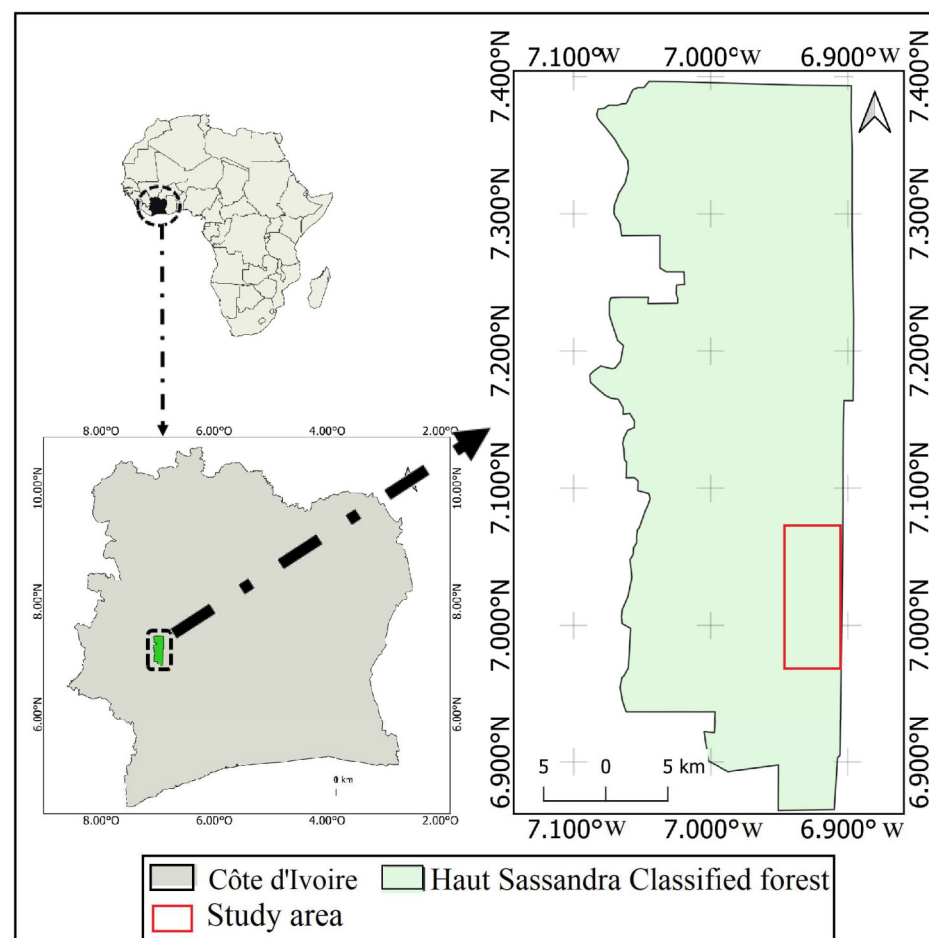


Figure 1. Locations of the Haut-Sassandra classified forest in Côte d'Ivoire, and the sampling sites.

2.2. Data Collection

The experimental setup is composed of twelve permanent plots of 50 m × 50 m. These permanent plots received four treatments (T). Each of these plots being represented by four plots of 50 m × 50 m. The first (T1) involved three cocoa plots which were subject to the usual cocoa farming activities (weeding, pod harvesting, and other agricultural activities). The second treatment (T2) also involved three cocoa plots, but maintenance was stopped and only the cocoa pods were harvested. The third treatment (T3) was applied in three other cocoa plots, and consisted of a complete cessation of cultural activities (no weeding, no pod harvesting, and other agricultural activities). The last treatment is the control and concerned three other plots installed in forest remnants. Each plot of 50 m × 50 m is subdivided into four elementary subplots of 25 m × 25 m. Thus, each treatment consisted of twelve elementary plots. The plots have been installed in the CFHS since 2017.

The data for this study are from three years of floristic inventory in the elementary permanent plots. For each year, all of the trees with a DBH greater than or equal to 5 cm were recorded. Each of these trees was identified and its DBH was measured. During each new inventory, trees that reached the minimum DBH of 5 cm were added to the floristic list, while dead trees were excluded.

2.3. Data Analysis

The identified species were divided into three ecological groups [10,11]: pioneers, heliophiles, and sciaphiles. This distribution will provide insight into the dynamics of the post-cultural vegetation based on the ecological group of the species. After this classification, the analysis concerned species richness, density and basal area and recruitment rate, Mortality rate.

2.3.1. Species Richness

The total number of species recorded in each inventory was evaluated in each treatment and by ecological group, using forests as a control. The APG III classification system was used for the species families.

2.3.2. Density and Basal Area

The structural parameters of the vegetation in the treatments were assessed by density (D), which is the number of trees per unit area, and by basal area (A), which is the sum of the trunk cross-sectional areas at breast height of all trees in an environment.

$D = N/S$, where D is the tree density, N is the number of trees counted, and S is the total area in hectares.

$A = d^2 \pi/4$, with A being the basal area and d being the diameter at breast height.

2.3.3. Recruitment Rate

Recruitment is the passage of an individual beyond a certain diameter limit [12]. Many studies on the recruitment of young forest trees set this limit at 10 cm [13,14]. In this study, we set the limit at 5 cm in diameter. This choice was based on the time step between two inventory campaigns, which is one year. The recruitment rate (RR) was calculated using the following formula [14]:

$$RR (\%) = 100 \times \left(\frac{N_r}{N_0 + N_1} \right)$$

where RR is the recruitment rate, N_0 is the number of trees in year 0, N_1 is the number of trees in year 1, and N_r is the number of tree recruits between year 0 and 1.

2.3.4. Mortality Rate

The mortality rate (MR) is the ratio of the number of trees of DBH ≥ 5 cm which were dead to the number of live trees in year t [12,14].

$$\text{MR (\%)} = 100 \times \frac{Nm}{Nt}$$

Nt is total number of trees, and Nm is number of dead trees in the initial population.

2.4. Statistical Analysis

For each year, the differences in the density, basal area, mortality rate, and recruitment rate were evaluated between treatments. The statistical analyses were performed in Statistical 7.1. ANOVA was used to analyze the plant density, basal area, mortality rate and recruitment rate. The means separation analysis was performed with Tukey's honest significant difference in order to test ($p < 0.05$) the differences between various treatments.

3. Results

3.1. Evolution of the Species Richness

The change in species richness showed that the forests (Control) have a higher number of woody species compared to the other treatments. However there was a low diversity of species in this forest. During the last year, we recorded an average of 33.33 species per hectare. These species were mainly sciaphilous species.

Among the plots installed in the plantations, those without agricultural activities (T3) recorded a high number of woody species compared to the regularly maintained (T1) and unmaintained but exploited (T2) plantations. In each of the treatments, with the exception of the control, pioneer species have the greatest number followed by the sciaphile species and heliophile species in last position. While, in the control treatment, the sciaphile species show the greatest number.

There was a strong increase in pioneer species in T3 and T2, with respective increases of 337.5% and 336.7% between 2018 and 2021 (Figure 2). In terms of heliophilic species, T2 shows a high rate of increase (101.38%). During the monitoring, the regularly maintained plantations (T1) showed a small increase in species in each ecological group.

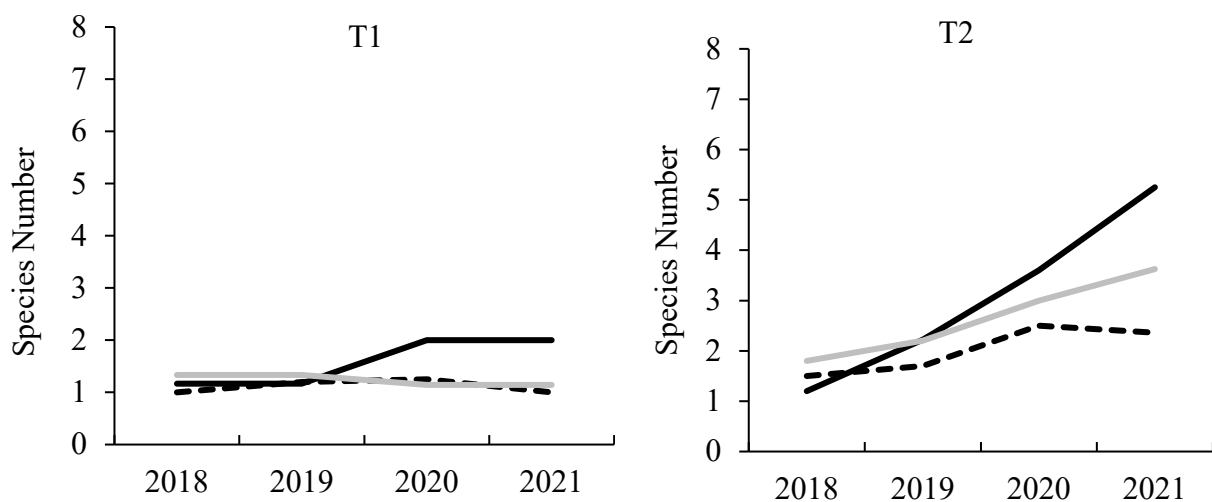


Figure 2. Cont.

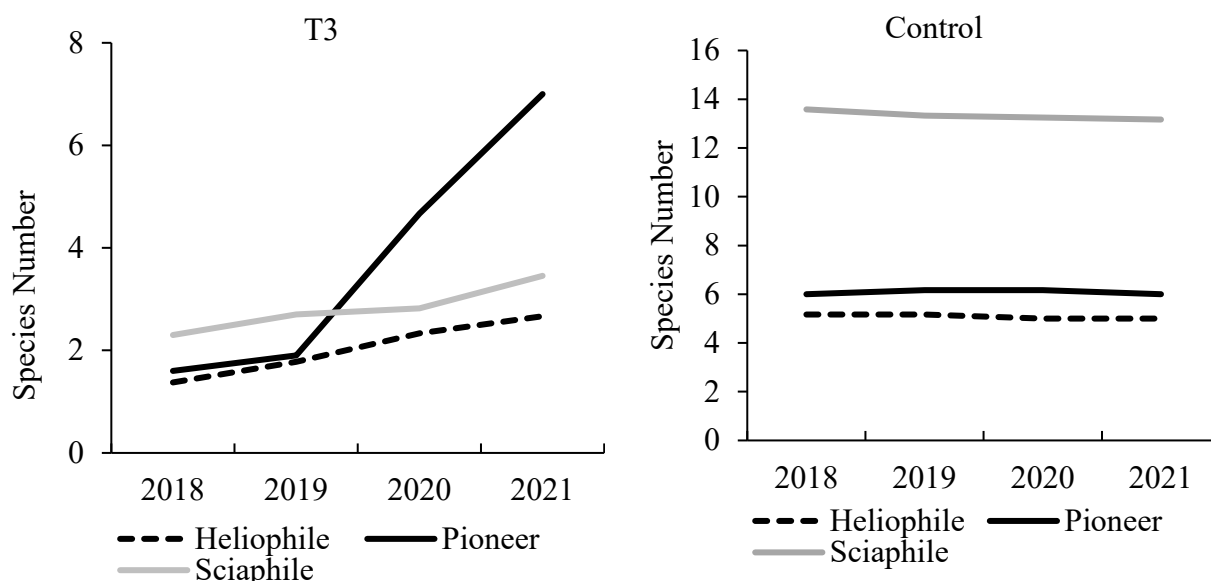


Figure 2. Evolution of the average number of species per treatment. T1 = cocoa plantations which were regularly maintained and exploited, T2 = cocoa plantations which were not maintained but exploited, T3 = cocoa plantations without activities, and Control = a forest relic.

3.2. Evolution of the Vegetation Structure

3.2.1. Evolution of the Density

The mean density values in the twelve elementary plots varied from year to year within each treatment (Figure 3). Considering all individuals, a high density was observed in forests. However, these environments show the lowest change in mean density, which increased from 961.33 trees/ha initially to 1084 trees/ha after three years, which is only an increase of 12.76%. The highest change in mean density was obtained in the unmaintained but harvested plantations, and in those without agricultural activities (T3). The density increased from 33.33 trees/ha initially to 425.33 stems/ha after three years in the unmaintained but harvested plantations (T2), which is an 1176% increase. In plantations without agricultural activities, the density evolved from 61.33 trees/ha initially to 768 trees/ha after three years, which is an increase of 1152.17%. The regularly maintained plantations showed the lowest average densities.

In terms of heliophilic species, plantations without agricultural activities (T3) and those which were not maintained but harvested (T2) showed the greatest evolution in mean density compared to the other treatments. In T3, the average density of heliophilic species evolved from 14.66 trees/ha in 2018 to 217.33 trees/ha in 2021, which is an increase of 1381, or 81%. In T2, this density increased from 12 trees/ha initially (2018) to 138.66 trees/ha after three years (2021), which is a 1055.55% increase. The regularly maintained plantations (T1) had the lowest average densities of heliophilous individuals.

Pioneer species strongly colonize cocoa plantations without agricultural activities (T3) and those which were not maintained but harvested (T2). The density of pioneer individuals increased from 10.66 trees/ha initially to 482.66 trees/ha after three years, which is an increase of 4424.99%. In T2, the density of pioneer individuals increased from 9.33 trees/ha initially to 229.33 trees/ha after three years, which is an increase of 2357.14%. The T1 plots have the lowest average density of pioneer individuals.

For sciaphilous species, the forest plots recorded the highest density throughout the monitoring period. In this treatment, the density of sciaphiles evolved from 637.33 trees/ha initially to 752.66 trees/ha after three years, which is an increase of 18.41%. The T1 plots show a decrease of 11.11% in the average density of sciaphilous individuals compared to the other treatments (Figure 3).

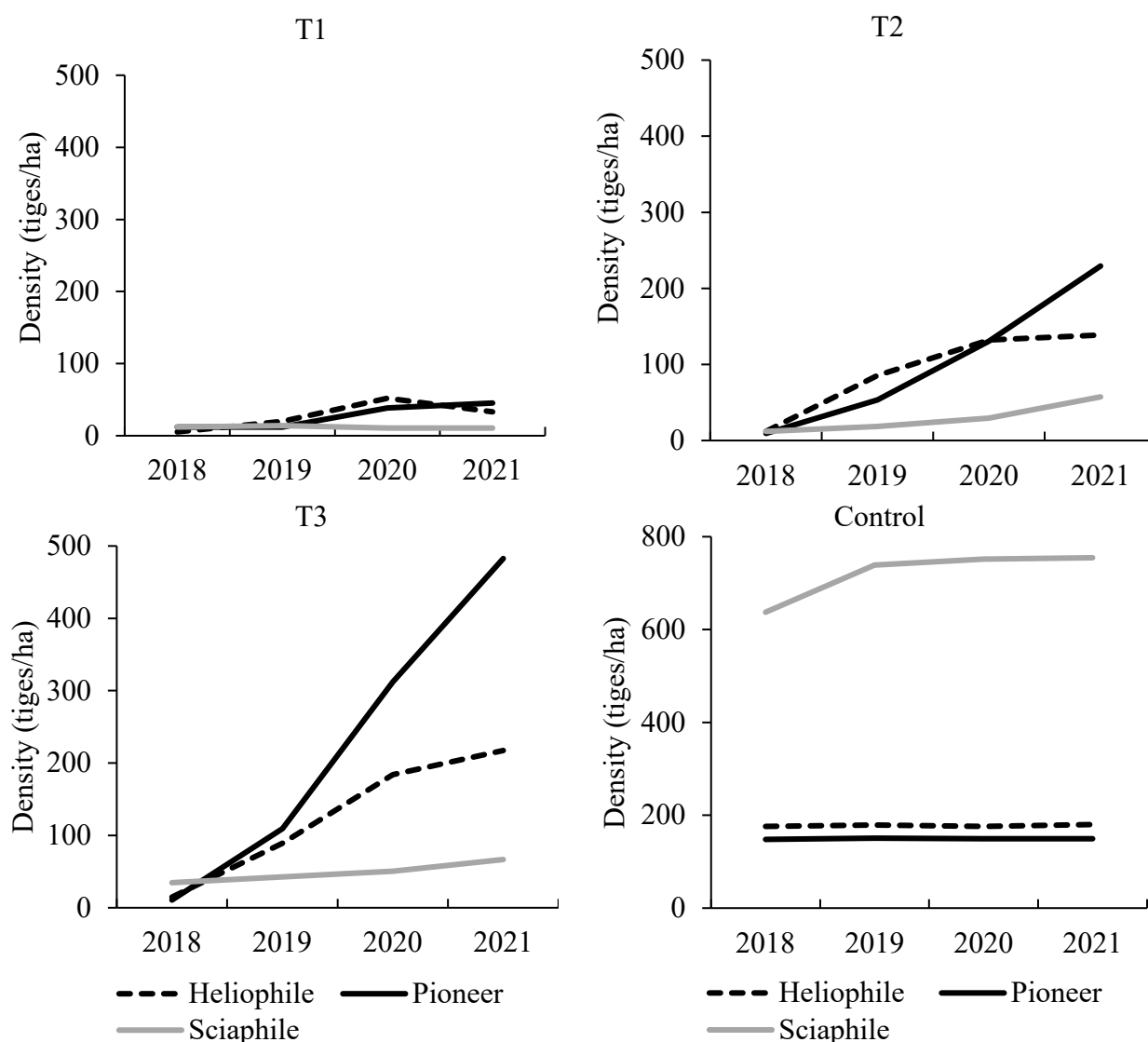


Figure 3. Evolution of the average tree density by treatment. T1 = cocoa plantations which were regularly maintained and exploited, T2 = cocoa plantations which were not maintained but exploited, T3 = cocoa plantations without activities, and Control = a forest relic.

3.2.2. Evolution of the Basal Area

The forest plots have the highest average basal area values in all of the ecological groups. Considering all individuals, the highest basal area values were obtained in plantations without agricultural activities (T3) and those which were not maintained but harvested (T2). The evolution of the basal area also shows a high rate of increase in T3 (221.22%) and T2 (316.36%). T1 has the lowest average values of basal area.

Considering the heliophilic individuals, T3 has the highest average values of basal area. However, the greatest change in basal area was obtained in T2. The average basal area in these plantations increased from $0.30 \text{ m}^2/\text{ha}$ initially to $1.58 \text{ m}^2/\text{ha}$ after three years, which is an evolution of 425.52%. The plots in T1 have the lowest average basal area values in this ecological group.

In terms of pioneer individuals, T3 still records the highest average basal area values and the highest rate of evolution. In this treatment, the average basal area increased from $0.61 \text{ m}^2/\text{ha}$ initially to $2.88 \text{ m}^2/\text{ha}$ after three years, which is an increase of 368.65%. T1 has the lowest average basal area values for pioneer individuals (Figure 4).

In terms of sciaphilic individuals, T3 still records the highest average values of basal area. However, T2 shows the highest rate of increase in basal area. In this treatment, the average basal area increased from 0.34 m²/ha initially to 0.91 m²/ha after three years, which is an increase of 165.80%. Regularly maintained plantations (T1) showed a 19.36% decrease in the average basal area of sciaphiles compared to the other treatments (Figure 4).

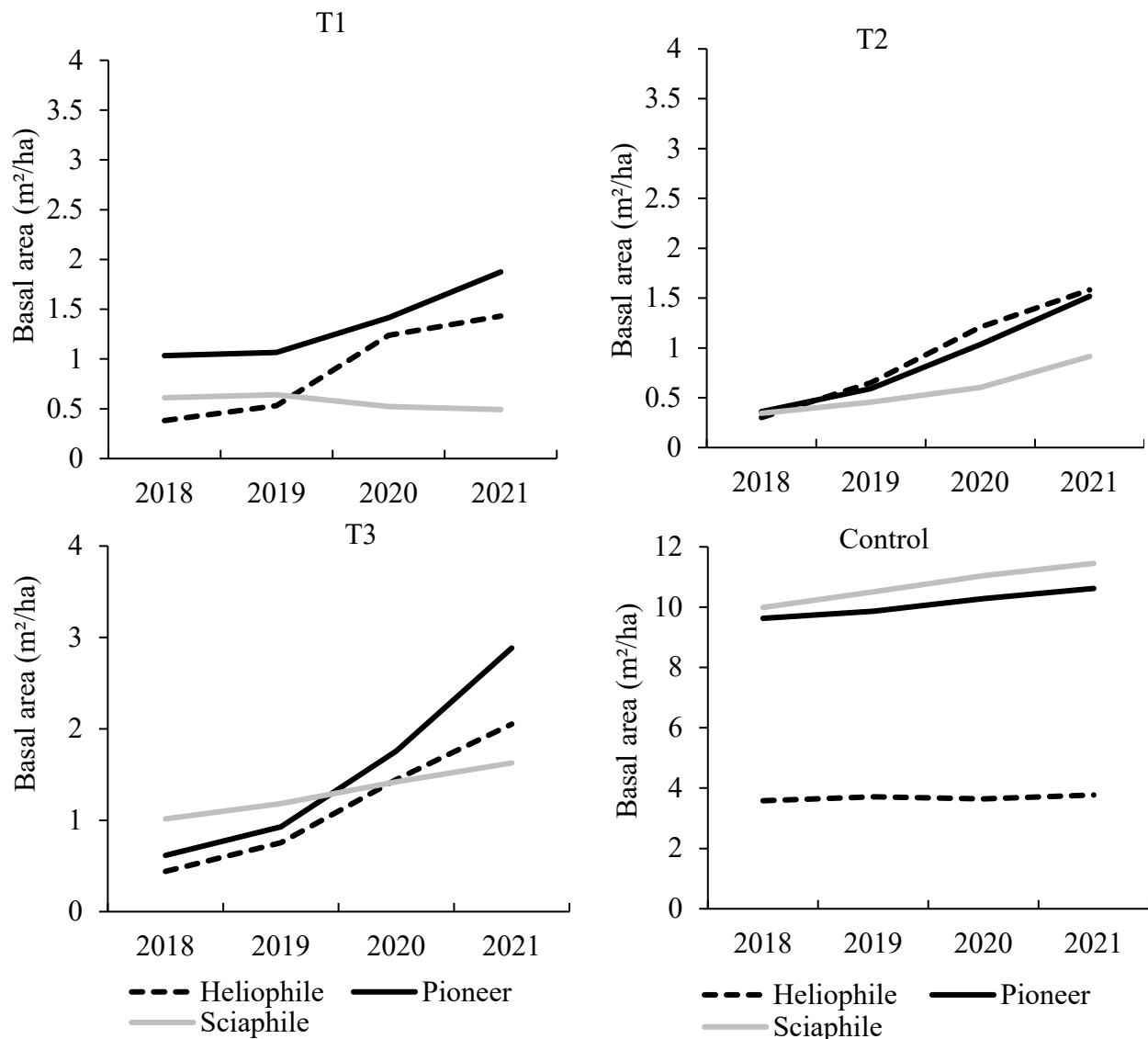


Figure 4. Change in the average basal area of the trees by treatment. T1 = cocoa plantations which were regularly maintained and exploited, T2 = cocoa plantations which were not maintained but exploited, T3 = cocoa plantations without activities, and Control = a forest relic.

3.3. Recruitment Rate

Considering all individuals, plantations without agricultural activities (T3) and those which were not maintained but harvested (T2) had the highest recruitment rates of woody individuals during the three years of monitoring compared to the other treatments. From 58% between 2018 and 2019, the recruitment rate increased to 123.77% between 2019 and 2020, and then decreased to 77.44% between 2020 and 2021. Furthermore, in T2, the recruitment rate—which was 101.89% between 2018 and 2019—increased to 106.64% between 2019 and 2020, and then declined to 81.88% between 2020 and 2021. The forest plots (Control) and regularly maintained plantations (T1) had the lowest recruitment rates during the monitoring (Figure 5).

When considering heliophiles, the highest recruitment rates of woody individuals were obtained in T3 and T2. The recruitment rate—which was 107.67% between 2018 and 2019 in T3—increased to 115.93% between 2019 and 2020, before dropping to 52.91% between 2020 and 2021. In T2, the recruitment rate—which was 73.51% between 2018 and 2019—increased to 90.59% between 2019 and 2020, before decreasing to 40.74% between 2020 and 2021. The forest plots had the lowest recruitment rates of sunbirds during monitoring.

In terms of pioneer individuals, T3 and T2 had the highest recruitment rates. The recruitment rate was 126.41% between 2018 and 2019 in T3. This rate increased to 146.76% between 2019 and 2020, and then to 89.75% between 2020 and 2021. In T2, the recruitment rate was 116.71% between 2018 and 2019. It increased to 122.46% between 2019 and 2020, before decreasing to 89.41% between 2020 and 2021. The forest plots had the lowest recruitment rates of pioneer individuals during the monitoring.

Considering sciaphiles, the forest plots recorded the highest recruitment rate between 2018 and 2019, with 58.41%. However, between 2019 and 2020, and between 2020 and 2021, T2 recorded the highest recruitment rate, with 81.07% and 100.69%, respectively. No sciaphilic individuals were recruited in T1 during the monitoring.

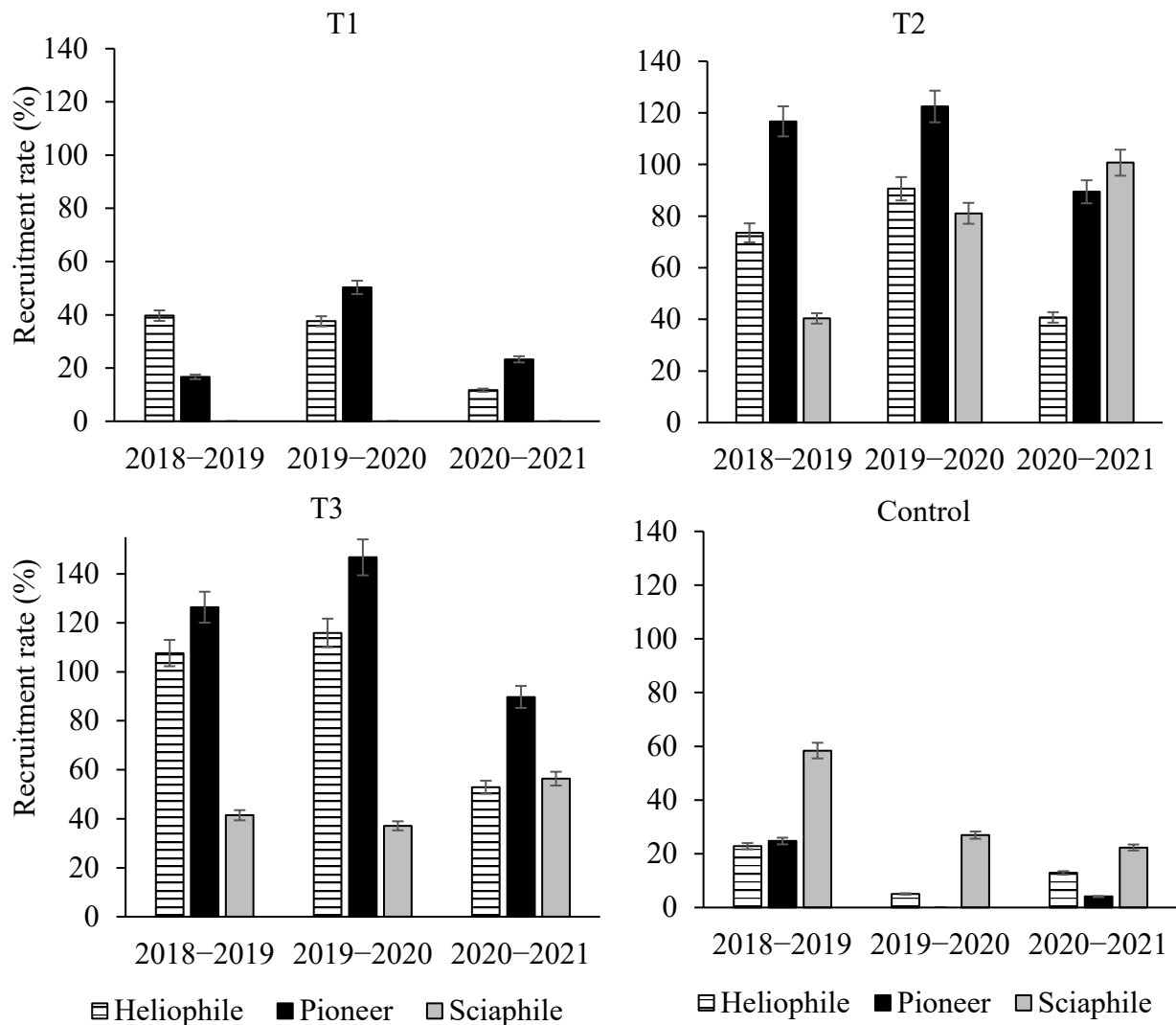


Figure 5. Tree recruitment rate by treatment. T1 = cocoa plantations which were regularly maintained and exploited, T2 = cocoa plantations which were not maintained but exploited, T3 = cocoa plantations without activities, and Control = a forest relic.

3.4. Mortality Rate

The forest plots (Control) had the lowest mortality values for all species and ecological groups.

Considering all individuals, regularly maintained plantations (T1) had the highest mortality rate compared to other treatments. The mortality trend showed a strong increase in dead individuals between 2018 and 2019, and between 2020 and 2021 in T1. This rate increased from 2.17% to 7.27%, and then to 12.58% over the periods 2018–2019, 2019–2020 and 2020–2021, respectively (Figure 6).

At the level of heliophiles, low mortality was recorded in T3 and T2 during the monitoring. However, T1 shows a high mortality between 2019 and 2020, with a rate of 20%. T3 and T2, with 11.32% and 11.85%, respectively, recorded high mortality rates of pioneer individuals during the second year of monitoring (2019–2020). In terms of sciaphiles, T1 recorded high mortality rates compared to the other treatments between 2019 and 2020 (6.87%) and 2020 and 2021 (14.58%).

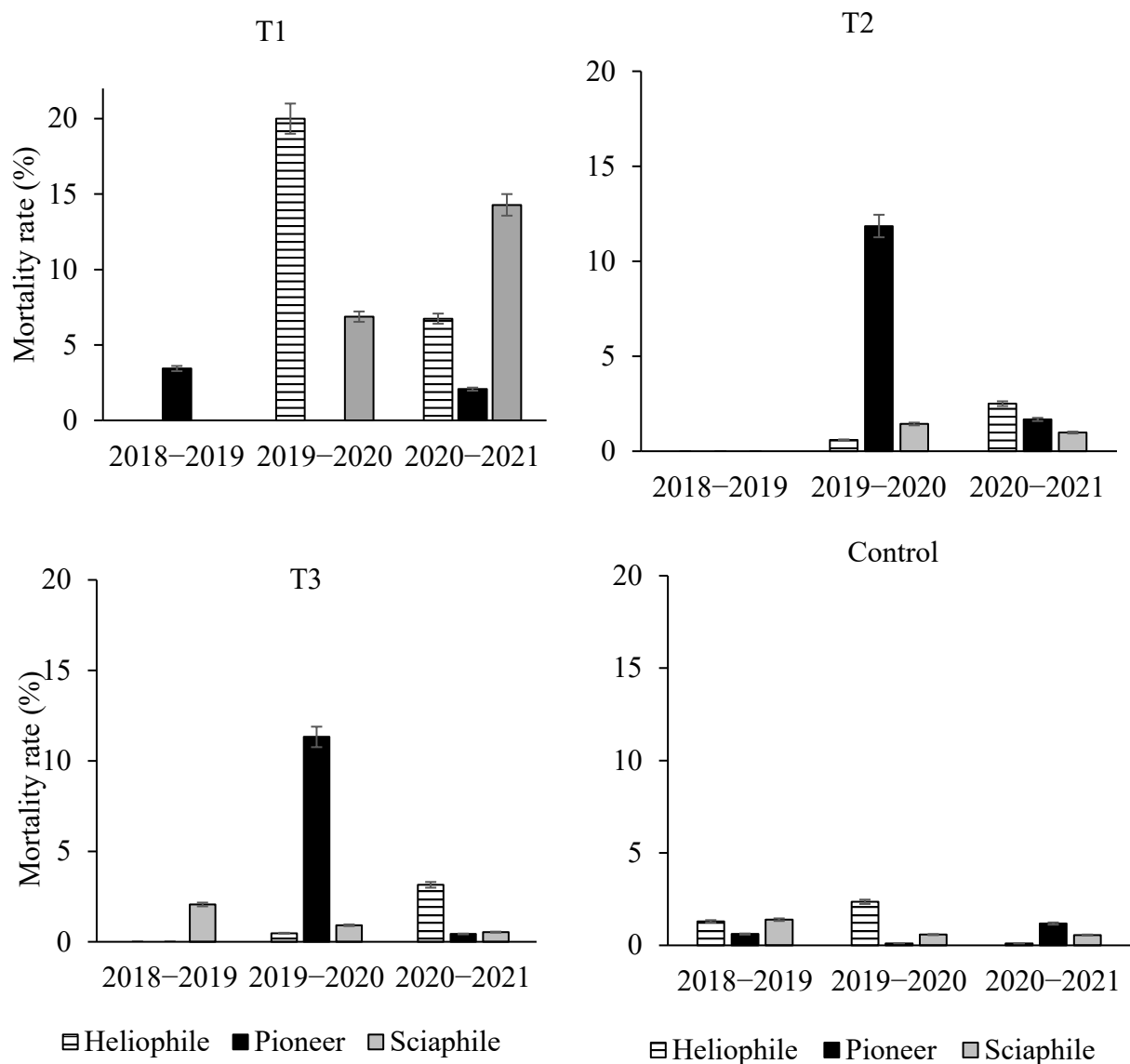


Figure 6. Tree mortality rate by treatment. T1 = cocoa plantations which were regularly maintained and exploited, T2 = cocoa plantations which were not maintained but exploited, T3 = cocoa plantations without activities, and Control = a forest relic.

4. Discussion

The results show a high number of species in the forest plots compared to the cocoa plantation plots. However, the species richness of plantations without agricultural activities (T3) and those which were unmaintained but exploited (T2) evolves more rapidly. This rapid evolution of species richness could be attributed to the cessation of weeding in these plantations, which favored the installation of other species. This result is consistent with the findings of [15], who revealed that the species richness of post-cultivation recursions in the Mikea Forest in Madagascar evolved progressively with the abandonment of human activities. Despite its small area, the high species richness of the residual forest shows characteristics of a deep forest. Residual forests are known to be shelters for a huge number of plant species in environments where anthropogenic activity has become dominant [16]. However, the species richness of pioneer species evolves strongly in plantations without agricultural activities, and in unmaintained but exploited plantations. The growth of pioneer species is the beginning of forest reconstitution. According to [17], post-cultivation dynamics reveal several stages of vegetation development that can ultimately lead to forest reconstitution. In this dynamic, the vegetation is dominated successively by one or more waves of ephemeral herbaceous plants, then by pioneer sub-shrubs, pioneer shrubs and, finally, by trees that reach large sizes.

The average density of woody plants in cocoa farms under agricultural activities (T1) remained low throughout the monitoring period. However, there was strong change in plantations without agricultural activities (T3) and plantations which are not maintained but exploited (T2). The low density of woody plants in regularly maintained cocoa farms indicates the intensity of disturbances related to farming practices. Indeed, repeated crop maintenance and the harvesting of cocoa pods by farmers prevents the establishment of plant species—particularly woody species—in the plantations. The strong increase of basal area in the plantations without agricultural activities (T3) and with minimum activity (T2) is attributable to the significant spread of pioneer woody species following the absence of weed control, resulting in a large number of individuals that develop rapidly during the first years of abandonment. The density of pioneer species increased from 10.66 stems/ha in 2018 to 482.66 stems/ha after three years (2021), representing an increase of 4424.99% in plots without agricultural activities. This result illustrates that the abandonment of cultivation allows a rapid and progressive recolonization of the environment as a precursor to the reconstitution of the forest. The authors of [15] reported a similar result in fallow lands in southwestern Madagascar, with the density of pioneer individuals increasing over time after crop abandonment.

In regularly maintained cocoa farms, there was an increase in mortality and a decrease in the recruitment rate. This high mortality confirms the removal of trees by farmers during plot maintenance to promote the high production of mature cocoa trees. Indeed, according to [18], some trees associated with plantations have a negative effect on cocoa tree development and yield. While it has been shown that the mortality rate of a stand naturally follows from its structure and age [19,20], the reduction in tree recruitment in cocoa farms shows that cocoa farming does not promote vegetation recovery. This is reflected in the low recruitment rate in regularly maintained and harvested cocoa farms during the monitoring years. In comparison, the high recruitment of pioneer and heliophilic individuals in unmaintained but harvested cocoa farms (T2) could be the result of the removal of lianas on cocoa trees by farmers during pod harvesting. According to [21], lianas disrupt tree regeneration, thereby stunting tree growth. In cocoa farms without agricultural activities (T3), the increase of the recruitment rate is due to the abandonment of agricultural activities. Finally, this study allows us to affirm that, despite the important agricultural activities affecting the CFHS, it still abounds in the dormant seeds of forest species waiting for favorable conditions to develop. Furthermore, the research of [22] on regenerating species has shown that the CFHS still contains species which are capable of initiating the natural regeneration of the entire forest.

5. Conclusions

The objective of this study was to analyze the vegetation dynamics of the permanent plots of the classified forest of Haut-Sassandra from 2018 to 2021. At the end of this study, we can note that the forest cover of the classified forest of Haut-Sassandra can be reconstituted naturally in the absence of clearing in the cocoa farms. Indeed, the species richness of farms without agricultural activities (T3) and farms without maintenance but with harvesting (T2) evolved significantly during the three years of monitoring. These farms are colonized by pioneer species during the first three years of the abandonment of agricultural activities. Mortality rates increased by 477.59% and recruitment rates were reduced by 61.87% in farms with regular maintenance after three years.

After three years of observation, there was a strong natural recovery of woody plant species in the farms without clearing. These dynamics of woody species in abandoned plantations suggest that the CFHS could regenerate if cutting and clearing are stopped in cocoa farms. However, people may continue to harvest the pods. It would also be important to analyze the spatial distribution of woody species in farms with no maintenance in order to understand intra- and interspecific interactions in the process of natural vegetation recovery, and to predict its long-term evolution.

Author Contributions: K.J.M.K. and A.T.M.K. designed the study. K.J.M.K. and K.B.K. collected the data. K.J.M.K., I.B. and J.B. led the writing of the manuscript, with contributions from all authors. Y.S.S.B. and J.B. supervised. All of the authors commented on the manuscript. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research received no external funding.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: The datasets generated and/or analysed during the current study are available from the corresponding author on reasonable request.

Acknowledgments: This study was conducted as part of the project “Une reconstitution naturelle de la forêt classée du Haut-Sassandra après abandon des activités agricoles est-elle possible?” (RN-FCHS), supported by the “Sud Expert Plantes Développement Durable” (SEP2D) program implemented by IRD. This project is the result of an important collaboration between the Interdisciplinary Research Group in Landscape Ecology and Environment (GRIEPE) of the University of Jean Lorougnon Guédé and the Forestry Development Society (SODEFOR).

Conflicts of Interest: The authors have no conflicts of interest to declare that are relevant to the content of this article.

References

1. FAO. *The State of the World's Forests 2020. Forests, Biodiversity and People*; FAO: Rome, Italy, 2020; Volume 14, p. 1.
2. Fernandes, G.W.; Arantes-Garcia, L.; Barbosa, M.; Barbosa, N.P.; Batista, E.K.; Beiroz, W.; Resende, F.M.; Abrahão, A.; Almada, E.D.; Alves, E.; et al. Biodiversity and ecosystem services in the Campo Rupestre: A road map for the sustainability of the hottest Brazilian biodiversity hotspot, Perspect. *Ecol. Conserv.* **2020**, *18*, 213–222. [[CrossRef](#)]
3. Fairhead, J.; Leach, M. Réexamen de l'étendue de la déforestation en Afrique de l'Ouest au XXe siècle. *Unasylva* **1998**, *49*, 192.
4. Barima, Y.S.S.; Kouakou, A.T.M.; Bamba, I.; Sangne, Y.C.; Godron, M.; Andrieu, J.; Bogaert, J. Cocoa crops are destroying the forest reserves of the classified forest of Haut-Sassandra (Ivory Coast). *Glob. Ecol. Conserv.* **2016**, *8*, 85–98. [[CrossRef](#)]
5. Moonlight, P.; Banda-r, K.; Phillips, O.L. Expanding tropical forest monitoring into Dry Forests: The DRYFLOR protocol for permanent plots. *Plants People Planet* **2021**, *3*, 295–300. [[CrossRef](#)]
6. Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Di Fiore, A.; Erwin, T.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; et al. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **2004**, *359*, 353–365. [[CrossRef](#)]
7. Laurance, S.G.W.; Laurance, W.F.; Nascimento, H.E.M.; Andrade, A.; Phillips, M.; Rebelló, E.R.G.; Condit, R. Long-term variation in Amazon forest dynamics. *J. Veg. Sci.* **2009**, *20*, 323–333. [[CrossRef](#)]
8. Kouamé, F.N. Influence de l'Exploitation Forestière sur la Végétation et la Flore de la Forêt Classée du Haut-Sassandra. Ph.D. Thesis, Université de Cocody, Abidjan, Côte D'Ivoire, 1998.
9. Perraud, A.; De la Souhere, P. *Esquisse Pédologique De La Côte d'Ivoire À L'échelle 1: 500000e Feuille Nord-Ouest Et Sud-Ouest*; Office de la Recherche Scientifique Et Technique d'Outre-Mer (ORSTOM): Abidjan, Côte d'Ivoire, 1970.

10. Whitmore, T.C. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. *Ecology* **2009**, *70*, 536–538. [[CrossRef](#)]
11. Fernandes, L.; Dionisio, S.; Schwartz, G.; Lopes, C.; De Assis, F. Forest Ecology and Management Growth, mortality, and recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. *For. Ecol. Manag.* **2018**, *430*, 150–156. [[CrossRef](#)]
12. Bedel, F.; De Madron, L.D. Dynamique de Croissance Dans des Peuplements Exploités et Eclaircis de Forêt Dense Africaine: Le Dispositif de M’Baïki en République Centrafricaine (1982–1995). 1998. Available online: https://cameroun-foret.com/system/files/18_29_10.pdf (accessed on 10 March 2022).
13. Yedmel, M.; Barima, Y.S.S.; Kouamé, N.; Barbier, N. Impact de la perturbation par les interventions sylvicoles et le feu sur la dynamique d’un peuplement forestier en zone semi-décidue de Côte d’Ivoire. *Sci. Nat.* **2010**, *7*, 131–142. [[CrossRef](#)]
14. Amaral, M.R.M.; Lima, A.J.N.; Higuchi, F.G.; Santos, J. Dynamics of Tropical Forest Twenty-Five Years after Experimental Logging in Central Amazon Mature Forest. *Forests* **2019**, *10*, 89. [[CrossRef](#)]
15. Randriambanona, H.; Razanaka, S.; Randriamalala, J.; Grouzis, M. Secondary succession and root biomass changes in Madagascar dry deciduous forest (Mikea forest). *Revue. Decologie Terre Vie* **2018**, *73*, 283–292.
16. Soares, N.S.; Gonçalves, C.A.; Araújo, G.M.; Lomônaco, C. Floristic composition and abundance in forest fragments: A case study from southern goiás, Brazil. *Biosci. J.* **2015**, *31*, 1238–1252. [[CrossRef](#)]
17. Alexandre, D.Y. Dynamique de la Régénération Naturelle en forêt Dense de Côte-D’Ivoire. Available online: https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_2/etudes_theses/27187.pdf (accessed on 10 March 2022).
18. Jérémie, G.B.T.; Yves, B.N.; Faustin, A.O.; Albert, Y.K. Impact Des Arbres Associés Sur L’exploitation Cacaoyère Dans Les Zones De Transition ForêtSavane: Cas De M’Brimbo (Centre-Sud De La Côte d’Ivoire). *Eur. Sci. J.* **2017**, *13*, 164. [[CrossRef](#)]
19. Brang, P.; Heiri, C.; Bugmann, H. *Waldreservate: 50 Jahre Natürliche Waldentwicklung in der Schweiz*; Haupt: Bern, Switzerland, 2011.
20. Sales de Melo, C.L.S.M.; Ferreira, R.L.C.; Da Silva, J.A.A.; Machuca, M.Á.H.; Cespedes, G.H.G. Dynamics of dry tropical forest after three decades of vegetation suppression. *Floresta Ambient.* **2019**, *26*, e20171163. [[CrossRef](#)]
21. Hawthorne, W.D.; Sheil, D.; Agyeman, V.K.; Abu Juam, M.; Marshall, C.A.M. Logging scars in Ghanaian high forest: Towards improved models for sustainable production. *For. Ecol. Manag.* **2012**, *271*, 27–36. [[CrossRef](#)]
22. Kouman, K.J.M.; Barima, Y.S.S.; Godron, M. Regenerating plant species of a highly anthropised tropical forest in Côte d’Ivoire, West Africa. *J. Ecol. Nat. Environ.* **2021**, *13*, 11–17. [[CrossRef](#)]

Éditeurs scientifiques

J.-P. Profizi, S. Ardila-Chauvet, C. Billot, P. Couteron,
M. Delmas, T. M. H. Diep, P. Grandcolas, K. Kokou,
S. Muller, A. S. Rana, H. L. T. Ranarijaona, B. Sonke

Biodiversité des écosystèmes intertropicaux

Connaissance,
gestion durable et valorisation



Biodiversité des écosystèmes intertropicaux

Connaissance, gestion durable
et valorisation

Éditeurs scientifiques

Jean-Pierre PROFIZI, Stéphanie ARDILA-CHAUVET, Claire BILLOT,
Pierre COUTERON, Maité DELMAS, Thi My HANH DIEP,
Philippe GRANDCOLAS, Kouami KOKOU, Serge MULLER,
Anshuman Singh RANA, Hery Lisy Tiana RANARIJAONA, Bonaventure SONKE

*Cet ouvrage est une contribution du programme
« Sud Expert Plantes Développement Durable » (SEP2D).
Il a bénéficié du soutien de Agropolis Fondation.*

IRD Éditions

INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT

Collection Synthèses

Marseille, 2021

Photo 1^{re} de couverture

© IRD/R. Oslisly – Forêt galerie dans le parc national de la Lopé, Gabon.

Photo 4^e de couverture

© IRD/G. Villegier – Fruits de *Coffea liberica*, espèce endémique d'Afrique de l'Ouest, introduite à La Réunion.

Citation requise :

PROFIZI J.-P. et al. (éd.), 2021 : *Biodiversité des écosystèmes intertropicaux. Connaissance, gestion durable et valorisation*. Marseille, IRD Éditions, coll. Synthèse, 784 p.

Coordination fabrication

IRD/Catherine Guedj

Préparation éditoriale

Agropolis Production/Isabelle Amsallem

Mise en page

Desk (53)

Maquette de couverture

IRD/Michelle Saint-Léger

Maquette intérieure

IRD/Pierre Lopez

La loi du 1^{er} juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple ou d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1^{er} de l'article L. 122-4).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contre-façon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© IRD, 2021

ISBN papier : 978-2-7099-2938-7
ISSN : 2431-7128

ISBN PDF : 978-2-7099-2939-4
ISBN epub : 978-2-7099-2940-0

Dynamique de la reprise de la végétation dans des parcelles permanentes cultivées

Forêt classée du Haut-Sassandra,
Côte d'Ivoire

Kouame Jean Marc KOUMAN

Université Jean Lorougnon Guédé, Côte d'Ivoire

Kouassi Bruno KPANGUI

Université Jean Lorougnon Guédé, Côte d'Ivoire

Yao Sadaïou Sabas BARIMA

Université Jean Lorougnon Guédé, Côte d'Ivoire

Introduction

Les forêts ivoiriennes sont sujettes à diverses pressions anthropiques telles que l'agriculture extensive sur brûlis, les plantations agro-industrielles (GONÉ BI *et al.*, 2013) et l'exploitation incontrôlée des produits forestiers (APEMA *et al.*, 2010). Ces pressions se sont généralisées et accentuées dans les aires protégées depuis 2002 – début de la crise politico-militaire en Côte d'Ivoire –, du fait de l'absence d'autorités de gestion dans certaines zones (BARIMA *et al.*, 2016). Ces forêts ont été infiltrées illégalement par les populations pour y développer des activités agricoles (BARIMA *et al.*, 2016). Ainsi, la couverture forestière de plusieurs espaces protégés a disparu au profit de plantations agricoles. Cette agriculture influence la qualité du sol et la composition floristique, compromettant la régénération naturelle des espèces locales et la restauration du couvert végétal (AMARAL *et al.*, 2019).

La compréhension et le suivi de la dynamique post-culturale des forêts sont fondamentaux pour conduire, planifier et établir des stratégies de reconstitution

forestière. Pour cela, il est nécessaire de comprendre les processus écologiques (PHILLIPS et GENTRY, 1994) de reconstitution naturelle des forêts, tels que le recrutement, la mortalité, la croissance (LAURANCE *et al.*, 2009) et le maintien de la richesse floristique (BAKER *et al.*, 2004). En plus de générer des bénéfices sociaux et économiques, la reconstitution du couvert forestier contribue au maintien des forêts, à la conservation de la biodiversité, à la séquestration du carbone atmosphérique et à la conservation des produits forestiers ligneux et non ligneux (AMARAL *et al.*, 2019).

Située au centre-ouest de la Côte d'Ivoire, la forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS) n'échappe pas à ce phénomène de dégradation et de déforestation. Cette forêt, qui était encore au début des années 2000 l'un des vestiges de la forêt primaire dense humide semi-décidue, a depuis perdu plus de 70 % de son couvert forestier au profit de la culture cacaoyère (BARIMA *et al.*, 2016). Cette déforestation est très préoccupante, et il est désormais urgent de restaurer cet écosystème. L'une des actions à mener pour restaurer le couvert forestier est de déloger, par la force, les populations installées clandestinement dans la forêt classée. Cette solution brutale a été mise en œuvre dans d'autres forêts de la région, comme dans le parc national du Mont Péko (OUSMANE *et al.*, 2020). Cependant avant de l'appliquer, il est important de savoir si l'absence de pressions anthropiques sur cette forêt permettra effectivement sa reconstitution naturelle. Pour répondre à cette interrogation, un dispositif de parcelles permanentes a été installé en 2017 dans la FCHS, afin de réaliser le suivi de la reprise naturelle de la végétation et de proposer des solutions concrètes en vue de la reconstitution du couvert forestier. Ces parcelles ont été soumises à différents traitements culturels pour aider *in fine* le gestionnaire à définir les mesures les plus efficaces pour restaurer au mieux le couvert forestier originel.

Cette étude a eu pour objectif d'analyser la dynamique de la végétation de ces parcelles permanentes installées dans la forêt classée du Haut-Sassandra et soumises à différents traitements agricoles. Ses objectifs spécifiques étaient, d'une part, d'évaluer l'évolution de la richesse spécifique des ligneux ainsi que la structure de la végétation et, d'autre part, d'analyser la mortalité et le recrutement des arbres.

Matériels et méthodes

Site d'étude

La forêt classée du Haut-Sassandra, située au centre-ouest de la Côte d'Ivoire, entre les départements de Vavoua et de Daloa, s'étend sur une superficie de 102 400 ha (fig. 1). Sa végétation appartient à la zone des forêts denses humides semi-décidues caractérisées par *Celtis* spp. et *Triplochiton scleroxylon* (KOUAME, 1998). Elle est soumise à un climat tropical humide. Sa pluviométrie moyenne

annuelle est de 1 547,32 mm mm, avec un minima de 6,73 mm et un maxima de 103,58 mm. Le sol y est de type ferrallitique remanié, favorable à l'installation des cultures pérennes de rente comme le cacaoyer.

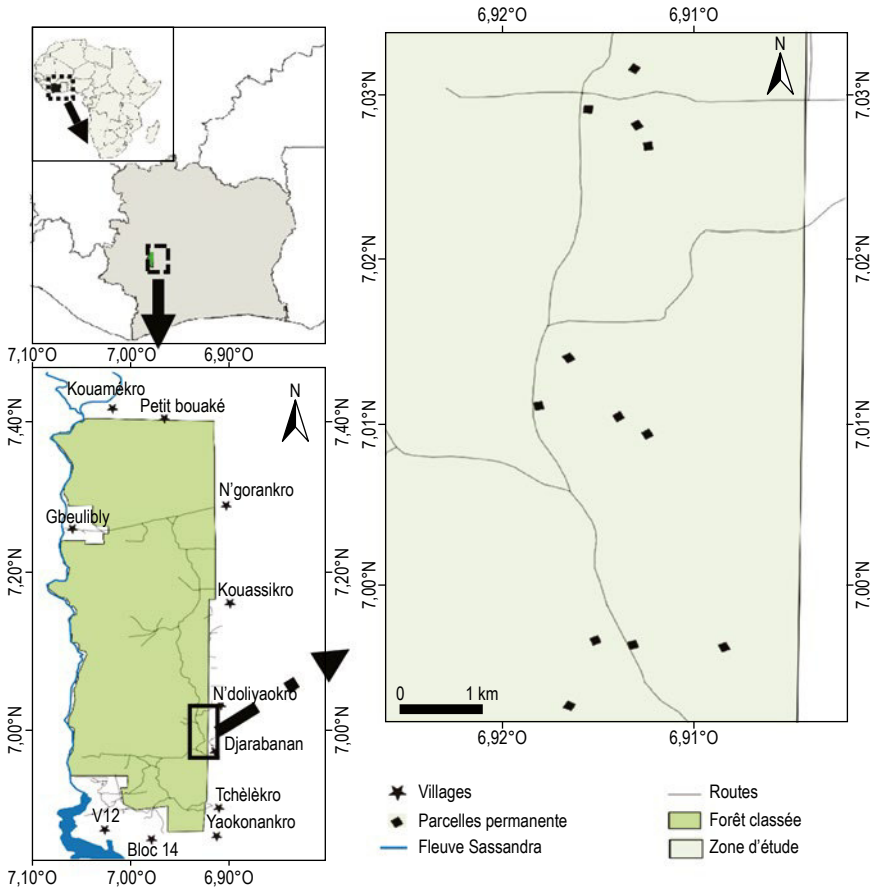


Figure 1

Localisation de la forêt classée du Haut-Sassandra en Côte d'Ivoire et des parcelles permanentes.

Dispositif expérimental

Le dispositif installé dans la FCHS depuis 2017 est constitué de douze parcelles permanentes de 50 m x 50 m subdivisées chacune en quatre sous-parcelles élémentaires (placettes) de 25 m x 25 m. Ces parcelles permanentes ont subi quatre traitements (T). Le premier (T1) a concerné trois parcelles de cacaoyers soumises aux traitements habituels de la culture du cacao : désherbage, récolte de cabosses et autres activités agricoles. Le deuxième traitement (T2) a également concerné trois parcelles de cacaoyers, mais aucun entretien n'a été mené, seules

les cabosses de cacao ont été récoltées. Le troisième traitement (T3), appliqué dans trois autres parcelles, a consisté en une mise en défens (aucune activité agricole n'a été autorisée). Le dernier traitement (T4) a concerné trois autres parcelles installées dans des reliques de forêts qui servent de témoin.

Collecte des données

Les données recueillies dans cette étude sont issues de neuf trimestres d'inventaire floristique de ces parcelles permanentes. Le premier inventaire, réalisé en décembre 2017, a concerné tous les arbres avec un diamètre minimal à hauteur de poitrine (DBH) de 5 cm. Les arbres de DBH supérieur ou égal à 5 cm ont été identifiés, mesurés et étiquetés. L'étiquette sur chaque arbre indiquait le nom de l'espèce, le type de traitement effectué et le numéro de l'arbre. L'inventaire a été ensuite renouvelé tous les trimestres. Au cours de chaque nouvel inventaire, les arbres ayant atteint le DBH minimum (5 cm) ont été ajoutés à la liste floristique, tandis que les arbres morts (mortalité) en ont été exclus.

Analyse des données

Le nombre total d'espèces recensées au cours de chaque inventaire a été évalué selon chaque traitement. Le système de classification « *Angiosperm Phylogeny Group III* » (APG III) a été adopté pour les familles des espèces végétales.

Les paramètres structuraux de la végétation selon les traitements ont été évalués par la densité (D), qui est le nombre de tiges par unité de surface, et par l'aire basale (A), qui est la somme des surfaces de la section des troncs de tous les arbres à hauteur de poitrine (KOUAME, 1998). Les formules suivantes ont été utilisées pour calculer ces deux paramètres :

$$D = N/S$$

$$A = d^2\pi/4$$

où D est la densité, N le nombre de tiges inventoriées et S la surface totale (ha), et où A est l'aire basale et d le diamètre à hauteur de poitrine.

Le recrutement (TR) est le passage d'un individu au-delà d'un certain seuil de diamètre (BEDEL *et al.*, 1998). Plusieurs travaux portant sur le recrutement des jeunes tiges forestières fixent ce seuil à 10 cm (YEDMEL *et al.*, 2010 ; AMARAL *et al.*, 2019). Dans cette étude, nous avons fixé le seuil à 5 cm de diamètre. Ce choix s'est basé sur le pas de temps entre deux campagnes d'inventaire et sur le nombre très réduit d'individus adultes dans les plantations cacaoyères. Le recrutement a été calculé grâce à la formule suivante :

$$TR (\%) = 100 \times \frac{Nr}{N0 + N1}$$

où $N0$ est l'effectif d'individus de DBH supérieurs à 5 cm au trimestre 0, $N1$ l'effectif au trimestre 1, et Nr l'effectif des recrues entre les trimestres 0 et 1.

Le taux de mortalité (TM) est le rapport entre le nombre d'arbres morts de DBH supérieur à 5 cm et le nombre d'arbres vivants de DBH supérieur à 5 cm du trimestre t (BEDEL *et al.*, 1998).

$$TM (\%) = 100 \times \frac{Nm}{Nt}$$

où Nt est l'effectif total et Nm l'effectif des survivants de la population de départ.

Traitement statistique des données

Les moyennes de densité, de l'aire basale, du taux de mortalité et du recrutement, ont été comparées selon les traitements et pour chaque trimestre, à travers des tests d'analyse de variance à un facteur (Anova 1). Le niveau de significativité choisi pour ces analyses, est de 5 % ($p = 0,05$). Lorsque la différence est significative, un test de Newman-Keuls a été effectué afin de comparer deux à deux les moyennes et apprécier les différences significatives qui existent entre celles-ci. Les analyses ont été effectuées en utilisant le logiciel Statistica 7.1.

Résultats

Richesse spécifique et densité

Pendant toute la période de l'étude, un nombre d'espèces ligneuses plus important est observé dans les parcelles témoins. Le plus faible nombre est obtenu dans les parcelles T1 (fig. 2). On observe une augmentation du nombre d'espèces au cours du temps quel que soit le traitement. Les parcelles T3 enregistrent un nombre élevé d'espèces ligneuses comparativement aux traitements 1 et 2. Cependant, le traitement 2 enregistre le plus fort taux d'augmentation du nombre d'espèces (350 %). À l'inverse, le nombre d'espèces des parcelles témoins augmente le moins.

Les valeurs moyennes de densité varient selon le traitement durant la période de suivi (fig. 3). Les parcelles témoins enregistrent les plus fortes densités moyennes durant tout le suivi. Les plus faibles densités moyennes sont obtenues avec le traitement 1. On enregistre une forte évolution du nombre d'arbres avec les traitements 2 et 3. La densité moyenne avec le traitement 2 augmente dans le temps : de 40 tiges/ha à l'installation des parcelles jusqu'à 197,33 tiges/ha à 12 mois, puis 413,33 tiges/ha à 27 mois. Avec le traitement 3, la densité augmente également : de 53,33 tiges/ha (à l'installation des parcelles) à 194,66 tiges/ha (après 12 mois), puis 608 tiges/ha (après 27 mois).

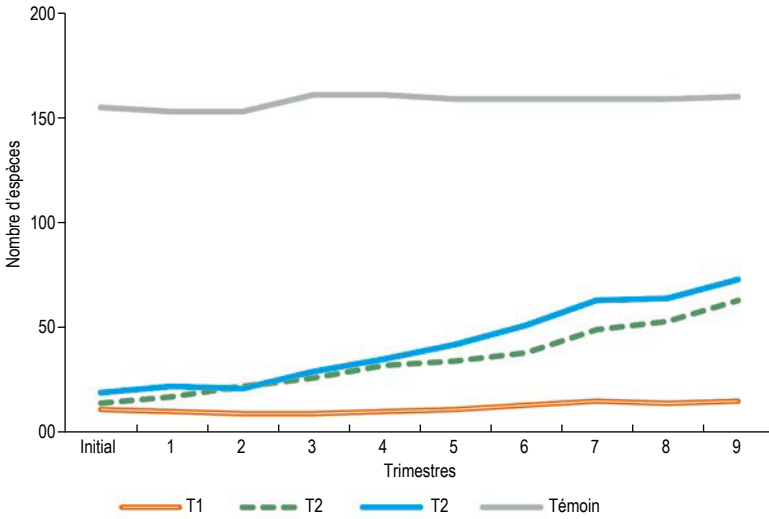


Figure 2

Évolution du nombre d'espèces au cours du temps selon les traitements.

T1 : plantations cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans.

T2 : plantations cacaoyères récoltées et non entretenues.

T3 : plantations cacaoyères mises en défens.

Témoin : relique forestière.

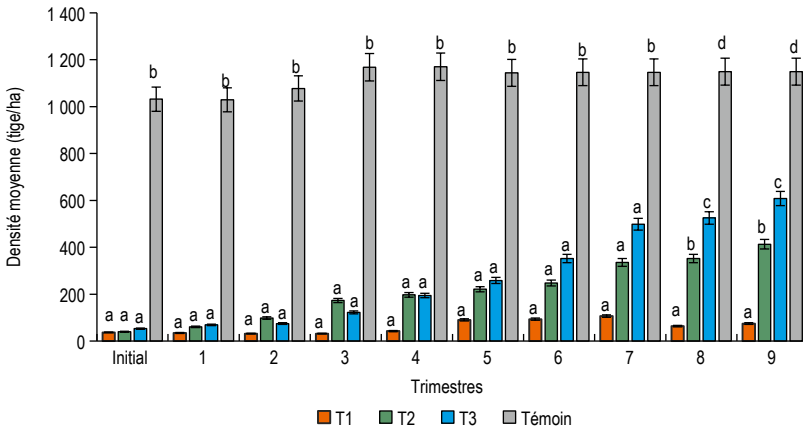


Figure 3

Évolution de la densité moyenne des arbres au cours du temps selon les traitements.

T1 : plantations cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans.

T2 : plantations cacaoyères récoltées et non entretenues.

T3 : plantations cacaoyères mises en défens.

Témoin : relique forestière.

Les lettres a, b, c et d désignent les différences significatives entre les traitements.

Les traitements surmontés de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Aire basale

L'aire basale moyenne varie dans le temps selon le traitement. Les parcelles témoins enregistrent les plus fortes valeurs durant toute la période du suivi. Durant les 12 premiers mois, les parcelles T2 présentent les plus faibles valeurs moyennes comparativement aux autres traitements. L'aire basale moyenne avec les traitements 2 et 3, augmente en fonction du temps. La plus forte évolution de l'aire basale moyenne (258,44 %) est obtenue avec le traitement 2. Cependant, le traitement 1 enregistre des valeurs sensiblement identiques durant tout le suivi (fig. 4).

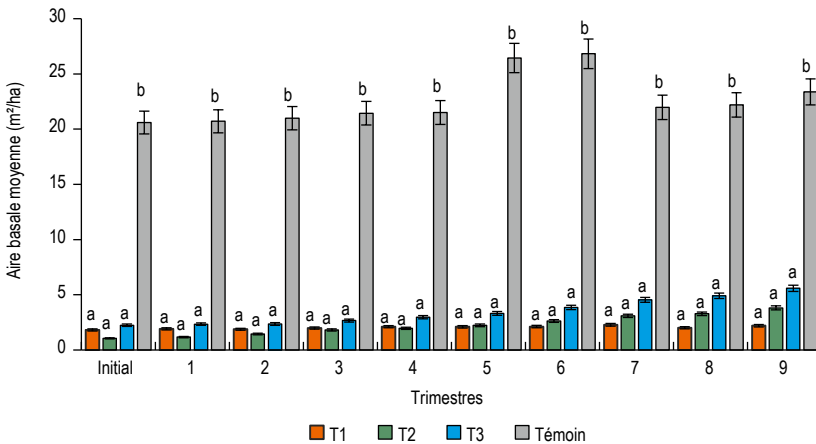


Figure 4

Évolution de l'aire basale moyenne des arbres au cours du temps selon les traitements.

T1 : plantations cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans.

T2 : plantations cacaoyères récoltées et non entretenues.

T3 : plantations cacaoyères mises en défens.

Témoin : relique forestière.

Les lettres a et b désignent les différences significatives entre les traitements.

Les traitements surmontés de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Taux de mortalité et de recrutement

La mortalité la plus importante se rencontre dans les parcelles T1 au cours des premier et huitième trimestres (respectivement 16,66 et 25 %). Cependant, au cours des troisième et quatrième trimestres, le taux de mortalité est nul avec les traitements 1, 2, et 3. La mortalité est également nulle avec le traitement 2 au cours des quatre premiers trimestres (fig. 5).

Le taux de recrutement varie d'un trimestre à un autre selon le traitement. Les parcelles témoins enregistrent les plus faibles taux de recrutement durant toute la période de suivi (fig. 6). Au cours des trois premiers trimestres, les parcelles T1 présentent un taux de recrutement nul. Cependant, au cours du quatrième trimestre, celles-ci présentent le taux le plus élevé (66,66 %). On constate ensuite une diminution avec le traitement 1 au cours du temps. Les parcelles T3 voient leur recrutement augmenter, alors que les parcelles T2 présentent une diminution de ce taux.

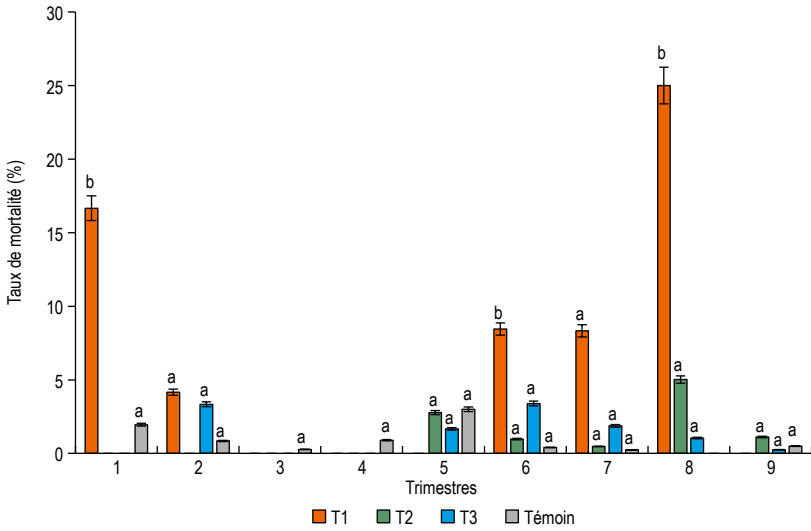


Figure 5

Évolution du taux de mortalité au cours du temps selon les traitements.

T1 : plantations cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans.

T2 : plantations cacaoyères récoltées et non entretenues.

T3 : plantations cacaoyères mises en défens.

Témoïn : relique forestière.

Les lettres a et b désignent les différences significatives entre les traitements.

Les traitements surmontés de la même lettre ne sont pas significativement différents.

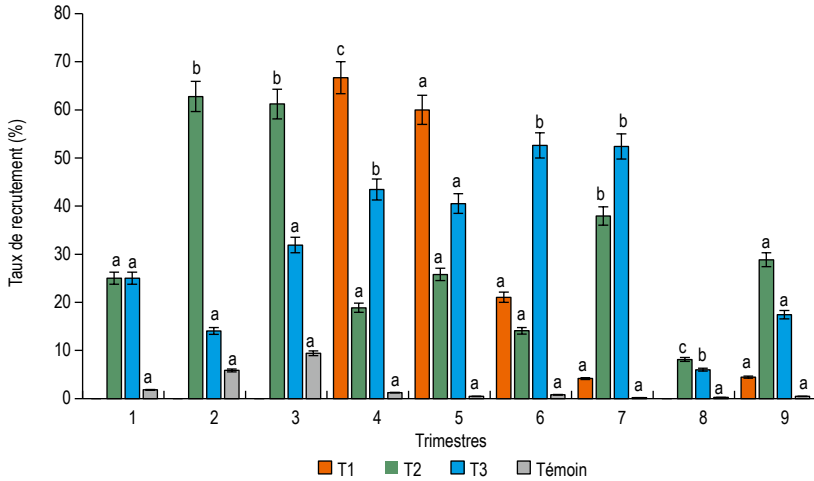


Figure 6

Évolution du taux de recrutement au cours du temps selon les traitements.

T1 : plantations cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées par les paysans.

T2 : plantations cacaoyères récoltées et non entretenues.

T3 : plantations cacaoyères mises en défens.

Témoïn : relique forestière.

Les lettres a, b et c désignent les différences significatives entre les traitements.

Les traitements surmontés de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Discussion

Les résultats montrent que, durant la période de suivi, les parcelles permanentes installées dans les reliques de forêt (témoins) présentent une forte densité des individus et une importante richesse spécifique, comparativement aux parcelles installées dans les cacaoyères. Les fragments de forêt sont les milieux les plus riches floristiquement ; ils conservent aujourd'hui les caractéristiques d'une forêt naturelle, confirmant ainsi que les fragments forestiers constituent des refuges pour une grande quantité d'espèces végétales (SOARES *et al.*, 2015). Cependant, la richesse spécifique de ces forêts augmente faiblement au fil du temps. Le faible nombre d'arbres dans les cacaoyères entretenues et exploitées (parcelles T1) est dû à l'entretien répété et à la récolte des cabosses. La forte augmentation du nombre d'espèces dans les plantations sans activité agricole (parcelles T2) s'explique par la suppression du désherbage, ce qui favorise l'installation et le développement des espèces pionnières dans la succession post-culturelle. En effet, ces espèces s'installent très rapidement après abandon culturel (KOUASSI *et al.*, 2009). Ce résultat montre que l'abandon des cultures permet une recolonisation progressive des milieux en prélude à la régénération de la forêt. En effet, selon ALEXANDRE (1989), après l'abandon de la cacaoculture, la végétation évolue rapidement ; elle est dominée successivement par une ou plusieurs vagues d'herbacées très éphémères, puis par des sous-arbustes, des arbustes et, enfin, par des arbres qui atteignent de grandes tailles. RANDRIAMALALA *et al.* (2012) ont obtenu un résultat similaire dans des jachères au sud-ouest de Madagascar, avec une richesse floristique qui augmente au cours du temps après l'abandon des cultures.

La densité moyenne des ligneux dans les cacaoyères soumises aux activités agricoles (parcelles T1) reste faible pendant toute la période du suivi. Cependant, une forte évolution est enregistrée avec les traitements 2 et 3, comparativement aux autres traitements. La faible densité des ligneux dans les cacaoyères T1 témoigne de l'intensité des perturbations liées aux pratiques culturales. En effet, l'entretien répété des cultures et la récolte des cabosses cacaoyères éliminent les espèces végétales, notamment ligneuses (KPANGUI *et al.*, 2015). La forte augmentation de l'aire basale avec les traitements 2 et 3, s'explique par une importante installation des ligneux consécutive à l'absence de désherbage, ce qui permet la conservation des espèces qui se développent naturellement dans le milieu.

Le taux de recrutement est plus élevé que la mortalité au cours des 27 mois de suivi, quel que soit le traitement. Cependant, une augmentation du taux de mortalité et une diminution du taux de recrutement sont observées dans les cacaoyères T1. Cette forte mortalité confirme l'élimination des arbres par les paysans lors de l'entretien des parcelles, afin de favoriser une forte production des cacaoyers matures. En effet, selon JÉRÉMIE *et al.* (2017), certains arbres associés ont un effet négatif sur le développement des cacaoyers et sur leur rendement. S'il a été démontré que le taux de mortalité d'un peuplement découle

naturellement de sa structure et de son âge (BRANG *et al.*, 2011), la réduction du recrutement des arbres dans les cacaoyères montre que la cacaoculture ne favorise pas la reconstitution de la végétation. En effet, le faible taux de recrutement dans les cacaoyères récoltées et entretenues (T1) au cours des quatre premiers trimestres en est la preuve. Par ailleurs, le recrutement élevé dans les cacaoyères non entretenues (parcelles T2) pourrait s'expliquer par l'élimination des lianes sur les cacaoyers au cours de la récolte des cabosses cacaoyères. En effet, selon HAWTHORNE *et al.* (2012), les lianes perturbent la régénération des arbres, retardant ainsi leur croissance. Le taux de mortalité observé dans les parcelles témoins (T4) est de moins de 10 % pendant toute la période de suivi. Dans les cacaoyères mises en défens (parcelles T3), l'augmentation du taux de recrutement est due à l'abandon des activités agricoles. Finalement, cette étude permet d'affirmer que, malgré les importantes activités agricoles, la FCHS regorge encore de semences dormantes d'espèces forestières en attente de conditions propices pour se développer, comme les travaux d'ALEXANDRE (1989) l'ont déjà démontré.

Conclusion et perspectives

Cette étude avait pour objectif d'évaluer la capacité de la forêt classée du Haut-Sassandra à se régénérer naturellement en présence de différents traitements agricoles. Durant toute la période du suivi, le nombre d'espèces a été plus important dans les reliques forestières que dans les cacaoyères. Le nombre d'espèces a augmenté de 3,2 % dans les parcelles témoins durant le suivi. Dans les cacaoyères récoltées et non entretenues, la richesse spécifique a augmenté de 350 %. Les cacaoyères mises en défens présentent une augmentation de 1 040 % de densité moyenne et de 148 % de leur aire basale moyenne. Une augmentation du taux de mortalité et une réduction du taux de recrutement sont observées dans les cacaoyères entretenues durant la période de suivi. Les cacaoyères mises en défens enregistrent, quant à elles, une augmentation du taux de recrutement dans le temps. En conclusion, après deux années d'observation, une reprise naturelle du couvert de la FCHS serait possible à condition que les défrichements soient interdits dans les cacaoyères. Les populations pourraient en effet continuer à récolter les cabosses. Ce suivi des parcelles devrait être continué dans l'avenir, afin de mieux comprendre le processus de reconstitution naturelle de la végétation et de prédire son évolution à long terme.

Remerciements

La présente étude a été réalisée dans le cadre du projet « Une reconstitution naturelle de la forêt classée du Haut-Sassandra après abandon des activités agricoles est-elle possible ? » (RNFCHS), soutenu par le programme « Sud Expert Plantes Développement Durable » (SEP2D) (cofinancement Agence française de développement, Fonds français pour l'environnement mondial, ministère de l'Europe et des Affaires étrangères, Institut de recherche pour le développement et Muséum national d'histoire naturelle de Paris), mis en œuvre par l'IRD. Ce projet est le fruit d'une collaboration importante entre le Groupe de recherche interdisciplinaire en écologie du paysage et en environnement (Griep), de l'université Jean Lorougnon Guédé et la Société de développement des forêts (Sodefor).

Références bibliographiques

- ALEXANDRE D. Y., 1989**
Dynamique de la régénération naturelle en forêt dense de Côte-d'Ivoire. Coll. Études et thèses, Orstom, Paris, 102 p.
- AMARAL M. R., LIMA A. J., HIGUCHI F. G., DOS SANTOS J., HIGUCHI N., 2019**
Dynamics of tropical forest twenty-five years after experimental logging in Central Amazon mature forest. *Forests*, 10 (2) : 1-89.
- APEMA R., MOZOULOUA D., MADIPEVO S. N., 2010**
« Inventaire préliminaire des fruits sauvages comestibles vendus sur les marchés de Bangui ». In van der Burgt X., van der Maesen J., Onana J.-M. (éd.) : *Systémique et conservation des plantes africaines*, Royal Botanic Gardens Éditions, Belgium : 313-319.
- BAKER T. R., PHILLIPS O. L., MALHI Y., ALMEIDA S., ARROYO L., DI FIORE A., ERWIN T., HIGUCHI N., KILLEEN T. J., LAURANCE S. G., LAURANCE W. F., LEWIS S. L., MONTEAGUDO A., NEILL D. A., NÚÑEZ VARGAS P., PITMAN N. C. A., SILVA J. N. M., VÁSQUEZ MARTÍNEZ R., 2004**
Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical transactions. Biological Sciences*, 359 (1443) : 353-365.
- 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). *Global Ecology and Conservation*, 8 : 85-98. DOI : 10.1016/j.gecco.2016.08.009
- BEDEL F., DURRIEU D. M. L., DUPUY B., FAVRICHON V., MAITRE H. F., BARHEN A., NARBONI P. (éd.), 1998**
Dynamique de croissance dans des peuplements exploités et éclaircis de forêt dense à Mcaine : le dispositif de M'Baiki en République centrafricaine. Cirad, Montpellier, 71 p.
- BRANG P., HEIRI C., BUGMANN H. (éd.), 2011**
Waldreservate 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz. Haupt, Bern, 272 p.
- GONÉ BI Z. B., KOUAME D., KONÉ I., ADOU YAO C. Y., 2013**
Diversité végétale et valeur de conservation pour la biodiversité du parc national du Mont Péko, Côte d'Ivoire. *International Journal of Applied Biosciences*, 71 : 5753-5762.

- HAWTHORNE W. D., SHEIL V. K. D., AGYEMAN M. A. J., MARSHALL C. A. M., 2012**
Logging scars in Ghanaian high forest: towards improved models for sustainable production. *Forest Ecology and Management*, 271 : 27-36. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.036>
- JÉRÉMIE G. B. T., BOHOUSSOU N. Y., AKOTTO O. F., YAO-KOUAMÉ A., 2017**
Impact des arbres associés sur l'exploitation cacaoyère dans les zones de transition forêt-savane : cas de M'Brimbo (centre-sud de la Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 13 (1) : 1-164. <https://doi.org/10.19044/esj.2017.v13n1p164>
- 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 3^e cycle, université Cocody-Abidjan, 227 p.
- KOUASSI K. H., KOFFI N., MODESTE G., KONAN K., 2009**
Flore post-culturale en zone de forêt dense semi-décidue de Côte d'Ivoire. *International Journal of Applied Biosciences*, 19 : 1026-1040.
- KPANGUI K. B., KOUAME D., GONÉ B. Z. B., VROH B. T. A., KOFFI B. J. C., ADOU YAO C. Y., 2015**
Typology of cocoa-based agroforestry systems in a forest-savannah transition zone: case study of Kokumbo (Centre, Côte d'Ivoire). *International Journal of Agricultural Research*, 6 (3) : 36-47.
- LAURANCE S. G. W., LAURANCE W. F., NASCIMENTO H. E. M., ANDRADE A., PHILLIPS M., REBELLO E. R. G., CONDIT R., 2009**
Long-term variation in Amazon forest dynamics. *Journal of Vegetation Science*, 20 : 323-333.
- OUSMANE S., N'DA DIBI H., KOUASSI K. H., KOUASSI K. É., OUATTARA K., 2020**
Crises politico-militaires et dynamique de la végétation du parc national du Mont Péko en Côte d'Ivoire. *Bois et forêts des tropiques*, 343 : 27-37.
- PHILLIPS O. L., GENTRY A. H., 1994**
Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*, 263 : 954-958.
- RANDRIAMALALA R. J., HERVÉ D., RANDRIAMBOAVONJY J. C., CARRIÈRE S. M., 2012**
Effects of tillage regime, cropping duration and fallow age on diversity and structure of secondary vegetation in Madagascar. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 155 : 182-193.
- SOARES N. S., GONÇALVES C. A., ARAÚJO G. M., LOMÔNACO C., 2015**
Floristic composition and abundance in forest fragments: a case study from Southern Goiás, Brazil. *Bioscience Journal*, 31 (4) : 1238-1252.
- YEDMEL M. S. C., KADIO A. A., HARDY O. J., KOUAME N. F., BARBIER N. S., 2010**
Impact of fire on the structure and floristic composition of a forest stand in Côte d'Ivoire and interaction with silvicultural treatments. *Canadian Journal of Forest Research*, 40 (10) : 1904-1913.

Full Length Research Paper

Regenerating plant species of a highly anthropised tropical forest in Côte d'Ivoire, West Africa

KOUMAN Kouame Jean Marc^{1*}, Yao Sadaïou Sabas BARIMA¹ and Michel GODRON²

¹Jean Lorougnon Guédé University, UFR Environment, BP 150 Daloa, Côte d'Ivoire.

²The Graineterie, 18410 Brinon, France.

Received 5 November, 2020; Accepted 8 February, 2021

Haut-Sassandra classified forest (FCHS) lost more than 70% of its forest cover between 2000 and 2011 due to armed conflict and cocoa cultivation. The government is concerned about the future of this forest and whether it can regenerate naturally. Observations likely to uncover plant species that are capable of regenerating the forest were collected through systematic sampling comprising 18 line transects each containing 20 segments. In each segment, it was noted, firstly, the species present and their height and, secondly, the forest cover and the artificial features that reflect human actions. Different observations recorded in the field were processed by frequency analysis in order to find the species able to regenerate easily for a best forest because they belong to a vegetation reconstitution. Principal results showed that the numerous coexistences, in the segments, of the fallow and forest characters in reconstitution mean that fallow land allows for the reconstitution of the forest, in a progressive vegetation sequence. Fifty-nine species appeared capable of naturally regenerating the classified FCHS. This result will help authorities and other deciders to adopt an adequate scenario for this forest management.

Key words: Deforestation, abandoned cocoa farms, forest regeneration, agricultural activity, tropical forest.

INTRODUCTION

Côte d'Ivoire's protected areas and classified forests were highly affected by the armed conflicts from 2002 to 2011 (Barima et al., 2016). During this period, absence of management authority and the paralysis of state institutions had trainee agricultural practices development in classified forest. One of the most typical examples is that of the Haut-Sassandra Classified Forest (FCHS) located in the Centre-West of Côte d'Ivoire. At the beginning of the 2000s, this forest was one of the most

relic forests until clandestine farmer's invasion for cacao culture causing a high perturbation of this ecosystem (Barima et al., 2016). This forest restoration became a major priority for the administrative and political authorities who engaged some actions for FCHS preservation through the remove of farmers illegally settled in the forest. This brutal solution has been applied in other Africa's forests such as the Mont Peko National Park and has been ineffective (Ousmane et al., 2020). In

*Corresponding author. E-mail: somia2kjm@gmail.com. Tel: +225 0748080055.

order to reconstitute a forest on the FCHS territory, it would be possible to carry out monospecific artificial plantations, for example *Tectona grandis*, but this expensive solution would drastically reduce the diversity of forest species which is the natural ecological potential of this forest. Field observations (Assalé et al., 2016; Barima et al., 2016) suggest that gradual natural regeneration is possible from local forest species as long as they are still present. The question that then arises is: Which species present in the FCHS that can ensure sustainable forest regeneration? To find an answer, the most useful notion is the vegetation sequence which is the set of successive stages of vegetation evolution that can be deduced from observations made in the field (Godron, 2012) and which makes it possible to distinguish between progressive and regressive sequences.

Indeed, in the past, the classified forest was in a state of stabilised dynamic equilibrium where the physiognomy of the forest hardly changed over the years and oscillated around an average situation (Kouamé, 1998; Chatelain et al., 2004). Crop establishment is a regressive crisis so strong that it destroys the regulations that ensured the stability of the forest and replaces them with the regulations imposed each year by the farmers (Godron, 2012). New species then germinate; thanks to the light that reaches the soil. When the cacao farm is then abandoned, the series of successive stages of a 'progressive' vegetation sequence gradually takes place (Akodéwo et al., 2019).

According to previous studies on the establishment of crops in tropical forests (Kouassi et al., 2009; Assalé et al., 2016; Akodéwo et al., 2019), this operation is often described as 'degradation' as if human actions automatically led to a loss of quality compared to an ideal that would be the natural state of the vegetation before the arrival of humans (Arbelot, 1979). To avoid any ambiguity we consider the evolution of vegetation corresponding to forest clearance to be regressive and the sequence of forest regeneration to be progressive (Assalé et al., 2016). This study aims to identify the species capable of initiating the natural regeneration of FCHS. Specifically, it will be focused on (1) determining the features of artificialisation and (2) identifying progressive species by highlighting, by contrast, the "regressive" species established following deforestation.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study area is the Haut-Sassandra Classified Forest, located in the central-western part of Côte d'Ivoire between the departments of Vavoua and Daloa (Figure 1). It covers an area of 102,400 ha. This region is characterised by a humid tropical climate. The average annual rainfall is 688 mm with a minimum of 673 mm and a maximum of 1036 mm. The soils of the FCHS are ferralitic type (Kouamé, 1998). The vegetation of the FCHS belonged to the domain of semi-deciduous humid dense forests with *Celtis* species

and *Triplochiton scleroxylon* (Kouamé, 1998).

Data collection

Data collection was carried out in March 2018. For the sampling, 18 line transects were used evenly distributed around the FCHS (Godron, 2012). Each transect is 50 m long and 10 m wide; it is subdivided into 20 segments, 25 m long and 10 m wide, giving a surface area of 250 m² for each segment. Over 5 m on either side of the line marking each transect, the presence of plant species and their height with a dendrometer was noted. The Angiosperm Phylogeny Group III (APG III) has been adopted for the families of plant species.

Human actions and artificial features

Artificialization features" (Godron et al., 1968; Papillon et al., 2008) which reflect human actions were observed in each segment of the transect. Artificial features similar to those proposed by Godron et al. (1968) and Papillon et al. (2008) were used.

In each transect, field observations were recorded in the form of a matrix where the presence of each feature is indicated by the number 1 and the absence by the number 0. Traces of clearing and various crops are clearly the most frequent artificial features; those of forests undergoing reconstitution are less frequent but their number is sufficient to make it reasonable to think that these places can be the basis for forest regeneration.

Data analysis

To find relationships between vegetation and the characteristics of its environment, multivariate methods and in particular factorial correspondence analysis are very often used (Lebreton et al., 1988; Ahmed et al., 2015). These methods give an interesting picture of the statistical proximities between vegetation and its environment, but they do not include tests to calculate the degree of significance of these proximities (Dolédec et al., 1995; Xiaobing and van der Maarel, 1997).

In this case, it is particularly essential to implement precise direct probabilistic tests because the relationships between vegetation and artificial features are less direct than the causal relationships between vegetation and the physical or chemical characteristics of the environment. Moreover, the landscapes in the study area are highly heterogeneous at two scales (Forman and Godron, 1986; Papillon, 1997), and they cannot constitute the infinite universe from which representative samples can be drawn for the inferential estimates presented in the usual statistics manuals. Therefore, the probabilistic tests of frequency analysis (Godron, 2012) which suffer from no estimation bias and which are accurate in the sense of Fisher were used.

A combinatorial calculation makes it possible to directly calculate the probability of finding coexistences (P), without using the law of large numbers and without referring to an infinite and unknown universe, based on Brillouin's formula (1962):

$$I_b = \log_2 1/P$$

where I_b is the amount of information measured in binons and P is the probability of the observed event.

This information is marked with a + sign when the number of coexistences is very high; it is negative and marked with a - sign when there are few coexistences, and it constitutes the ecological profile of the species in relation to the artificial trait. These tests will also be used to find groups of artificialization traits.

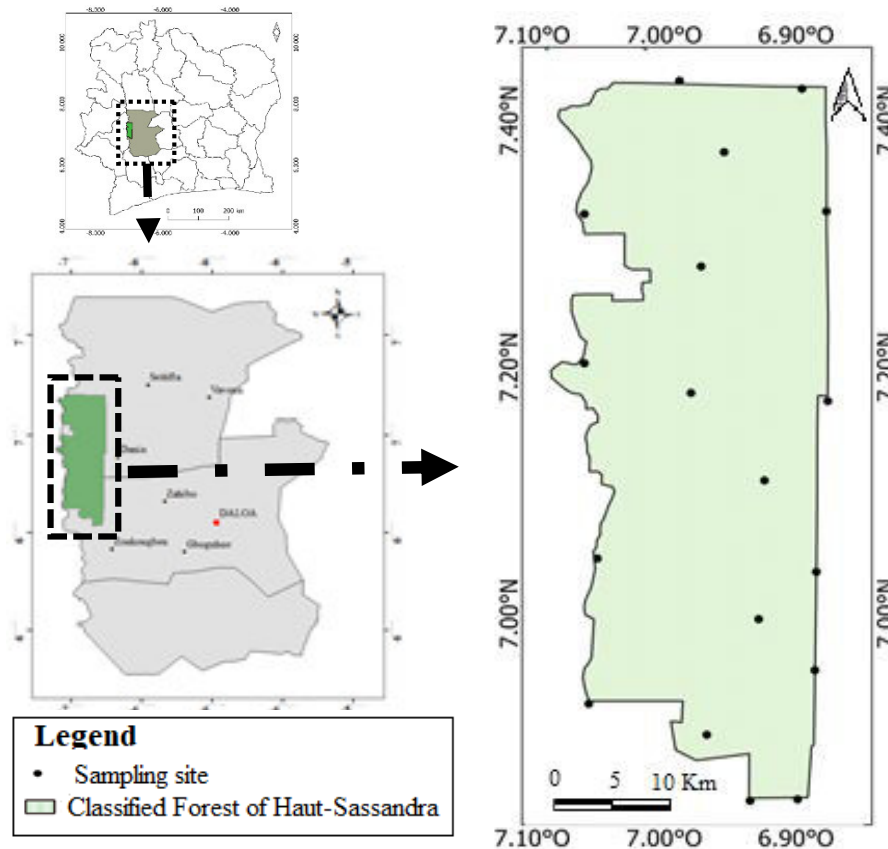


Figure 1. Location of the Haut-Sassandra classified forest in Côte d'Ivoire and sampling sites.

Species and their place in vegetation sequences

The link between the presence of a species and artificialization traits is complex, and it is necessary to see whether each species is predominantly present in segments where numerous traits indicate a regressive sequence or whether, on the contrary, it is present in segments where traces of the forest indicate a progressive sequence.

Criteria for the classification of species

The first species classification criterion (Tr^-) is derived from the number of times a species was significantly found in a segment where a regressive human action trait was observed. The second criterion, the opposite of the first (Tr^+), is deduced from the number of times a species was observed in a segment where a progressive human action trait such as Fairly conserved forest or forest in recovery was observed. The third criterion ($Sc.$) comes from the number of times the species has been found under one of the 5 cover classes between 0 and 100%; for this sciaphilia index (the opposite of heliophyte) the species can then be: 1 typical heliophyte, 2 heliophyte, 3 shade-tolerant, 4 shade-preferant, 5 sciaphyte. The fourth and fifth criteria are the mean of the logarithms of the heights (H) of the species and the corresponding variance (var). The synthesis of these criteria gives the regenerating index (I). For this index, the species can then be: 1 very regressive, 2 often regressive, 3 ubiquitous, 4 often regenerating, 5 very regenerating (Godron, 2012).

RESULTS

Artificialization features

A total of 41 artificial features were identified within the FCHS (Table 1). Falling dead trees, burning of tree trunks and crop associations are clearly the most frequently represented artificialization traits with absolute frequencies of 206, 189 and 149, respectively. However, reconstituted forests are less frequent (09), but their number is sufficient to suggest that they can be the basis for forest regeneration. Artificialization features are unevenly distributed in the FCHS and are not independent. Burning affected most of the segments, and resulted in the fall of dead trees on a large number of them. These plantations have been productive enough for a place of denting of the cabosses to be installed. It was noted that the presence of a track that crosses the second segment and the mosaic of crops is installed next to the track.

Regeneration species

A total of 59 plant species belonging to 52 genera and 28

Table 1. Absolute frequency of strokes in Haut-Sassandra classified forest.

Trait	Absolute frequency	Trait	Absolute frequency
Association of cultures	149	Fallow land	43
Burning of tree base	189	Crushing site	5
Camp	3	Little intact edge	1
Chablis	39	Track	32
Yam field	2	Cocoa farm of + 5 years	10
Cassava field	8	1 year cocoa farm	61
Corn field	10	2 years cocoa farm	68
Rice field	6	3 years cocoa farm	59
Falling dead trees	206	4 years cocoa farm	15
Clearing the undergrowth	31	5 years cocoa farm	3
Extraction of firewood	10	Presence of large creepers	1
Forest in reconstitution	9	Well	1
Riparian Forest	2	Cocoa nursery	1
Fairly conserved riparian forest	4	Bare soil	2
Cleared riparian forest	10	Gramineae carpet	2
Intact riparian forest	2	Logging trace	22
Fairly conserved secondary forest	32	Trace of bush fire	4
Secondary forest cleared	20	Herbicide treatment	1
Secondary forest in reconstruction	1	Flooded area	2
Poorly conserved secondary forest	1	Relatively wet area	2
Lightly cleared secondary forest	4		

families were identified from the study area. The seven species-rich families contributed (Fabaceae, Sterculiaceae and Euphorbiaceae) 26% of the total plant species, and the remaining 25 families contributed 74% of the total plant species. These species are capable to regenerating the Haut-Sassandra Classified Forest (Table 2). All species have the number 5 in regenerating index. They are said to be regenerating and are sufficiently numerous for forest management authorities to search for them in the field to find places where forest regeneration can develop.

DISCUSSION

Artificialization features recorded in the database are not independent of each other and some of them are often found together. The corresponding contingency tables give the most positively related groups of traits. For example, burning the tree base, falling dead trees, 1, 2, 3, 4 and 5 year cocoa plantations, cassava, yam and rice plantations, grass patches and crop association are the most frequent traits and they very often coexist in more than 100 segments. For example, the burning of tree stands and falling dead trees are enough for farmers to establish 1, 2 or 3 year old combination crops and cocoa plantations in more than 50 segments.

The features little cleared secondary forest, trace of bush fire, fairly conserved secondary forest and little

conserved secondary forest are often found together in the same segment. This observation confirms that fire is the primary tool for attacking the forest. The fallow and the reconstructed forest found together shows a possibility of reconstructing the forest after fallow. These features also show that fallow land allows a reconstitution of the forest in a progressive vegetation sequence. It is possible that farmers allow fallows to establish themselves because they realise that cultivation leads to a decrease in soil fertility (Kouassi et al., 2009). The classified forest was in a state of stabilised dynamic equilibrium where the physiognomy of the forest hardly changes over the years and hovered around an average situation (Godron, 2012). The installation of crops is such a strong crisis that it destroys the regulations that ensured the stability of the forest and replaces them with the regulations imposed each year by the farmers. New species germinate thanks to the light that arrives on the ground. When the plantation is then abandoned, the series of successive stages of a progressive vegetation sequence gradually takes place. The image that best captures this succession of stages is Figure 2, which shows the states of equilibrium of a log placed in a box with an undulating bottom and shaken by disturbances (Godron, 2012).

This model helps to understand the evolution of the vegetation of a forest after a violent cultivation crisis. The natural primary forests are in the very deep stability trough D, which is very deep, since these forests are

Table 2. List of regeneration species in the Haut-Sassandra classified forest.

Plant species	Familie	Tb	I	Tr-	Tr+	Sc	H	var.
<i>Adenia lobata</i> (Jacq.) Engl.	Passifloraceae	mp	5	-380	81	3	6	2.58
<i>Aidia genipiflora</i> (DC.) Dandy	Rubiaceae	mp	5	-103	35	4	7	3.6
<i>Alafia barteri</i> Oliv.	Apocynaceae	Mp	5	-76	30	4	6	2.14
<i>Alchornea cordifolia</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	mp	5	-131	28	3	6	2.06
<i>Ancistrocladus abbreviatus</i> Airy Shaw	Ancistrocladaceae	Mp	5	-29	16	3	7	5.18
<i>Baphia pubescens</i> Hook. f.	Fabaceae	mp	5	-842	138	2	6	3.11
<i>Bussea occidentalis</i> Hutch.	Caesalpiniaceae	Mp	5	-147	27	3	8	6.5
<i>Calycobolus heudelotii</i> Heine	Convolvulaceae	mP	5	-95	25	3	6	2.96
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae	MP	5	-445	56	3	8	11.39
<i>Celtis adolfi-friderici</i> Engl.	Cannabaceae	MP	5	-303	45	3	8	8.08
<i>Celtis mildbraedii</i> Engl.	Cannabaceae	mP	5	-757	89	3	7	5.92
<i>Celtis zenkeri</i> Engl.	Cannabaceae	mP	5	-311	70	3	8	8.74
<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	Fabaceae	mp	5	-186	32	3	6	2.46
<i>Christiana africana</i> DC.	Tiliaceae	mp	5	-197	66	3	7	4.47
<i>Chrysophyllum giganteum</i> A. Chev.	Sapotaceae	MP	5	-137	32	3	7	5.96
<i>Cnestis corniculata</i> Lam.	Connaraceae	mp	5	-83	14	3	4	0.6
<i>Cissus producta</i> Afzel.	Vitaceae	mp	5	-80	12	3	6	1.62
<i>Cnestis ferruginea</i> DC.	Connaraceae	mp	5	-144	26	3	4	0.57
<i>Combretum racemosum</i> P. Beauv.	Combretaceae	mP	5	-238	47	3	5	2
<i>Cynometra megalophylla</i> Harms.	Fabaceae	mP	5	-26	21	3	8	7.99
<i>Dialium aubrevillei</i> Pellegr.	Caesalpiniaceae	mP	5	-46	14	3	6	6.31
<i>Dioscorea minutiflora</i> Engl.	Dioscoreaceae	G	5	-311	53	3	5	1.24
<i>Dioscorea odoratissima</i> Pax	Dioscoreaceae	G	5	-165	23	4	5	1.72
<i>Dioscorea smilacifolia</i> De Wild.	Dioscoreaceae	G	5	-101	39	4	5	1.54
<i>Diospyros soubreana</i> F. White	Ebenaceae	mp	5	-37	6	2	5	1.23
<i>Drypetes gilgiana</i> Pax	Euphorbiaceae	mp	5	-233	54	4	5	1.21
<i>Entandrophragma utile</i> Sprague	Meliaceae	MP	5	-55	20	3	8	11.68
<i>Eribroma oblongum</i> (Mast.)	Sterculiaceae	MP	5	-120	22	4	7	7.3
<i>Ficus asperifolia</i> Miq.	Moraceae	mp	5	-8	11	4	6	0.75
<i>Funtumia africana</i> Stapf	Apocynaceae	mP	5	-347	52	3	7	4.33
<i>Guibourtia ehie</i> (A. Chev.)	Caesalpiniaceae	MP	5	-416	82	3	7	9.22
<i>Holoptelea grandis</i> (Hutch.)	Ulmaceae	MP	5	-58	28	4	8	12.28
<i>Manniophyton fluvum</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	mp	5	-59	23	3	6	6.3
<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.)	Sterculiaceae	MP	5	-391	108	3	7	6.61
<i>Mareya micrantha</i> (Benth.)	Euphorbiaceae	mp	5	-157	24	2	7	3.45
<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae	mp	5	-223	41	3	5	1.35
<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.)	Sterculiaceae	MP	5	-1000	156	3	7	8.59
<i>Neuropeltis acuminata</i> (P. Beauv.)	Convolvulaceae	MP	5	-193	44	3	6	5.75
<i>Paullinia pinnata</i> L.	Sapindaceae	mp	5	-83	44	3	6	2.68
<i>Platysepalum hirsutum</i> Hepper	Fabaceae	mP	5	-124	46	4	7	9.29
<i>Pouteria aningeri</i> (A. Chev.)	Sapotaceae	MP	5	-194	27	3	6	3.35
<i>Pterocarpus santalinoides</i> DC.	Fabaceae	mp	5	-22	20	3	7	3.21
<i>Pterygota macrocarpa</i> K. Schum.	Sterculiaceae	MP	5	-47	25	4	8	11.75
<i>Rinorea longicuspis</i> Engl	Violaceae	mp	5	-44	21	3	7	2.67
<i>Sterculia rhinopetala</i> K. Schum.	Sterculiaceae	MP	5	-298	48	3	8	10.36
<i>Streblus usambarensis</i> (Engl.)	Moraceae	mp	5	-276	65	3	5	1.94
<i>Streptogyna crinita</i> P. Beauv.	Poaceae	G	5	-253	61	3	4	0.49
<i>Strombosia pustulata</i> Oliv.	Olacaceae	mp	5	-61	30	4	6	1.93
<i>Strophanthus sarmentosus</i> DC.	Apocynaceae	mP	5	-59	24	3	6	3.45
<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	MP	5	-182	25	3	8	9.38
<i>Thaumatococcus daniellii</i> Benth.	Marantaceae	G	5	-114	28	3	5	0.79

Table 2. Contd.

<i>Tiliacora dinklagei</i> Engl.	Mennispermaceae	MP	5	-273	89	3	5	2.95
<i>Trachyphrynium braunianum</i> Baker	Marantaceae	mp	5	-62	46	3	6	1.02
<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Ulmaceae	mp	5	-307	53	3	6	2.42
<i>Trichilia monadelphæ</i> (Thonn.)	Meliaceae	mp	5	-90	26	3	6	2.67
<i>Triplochiton scleroxylon</i> K. Schum.	Sterculiaceae	MP	5	-156	39	3	8	10.96
<i>Xylia evansii</i> Hutch.	Mimosaceae	mP	5	-131	40	3	7	8.03

Tb = Biological type; Tr- = sum of links with regressive features considered negative; Tr+ = sum of links with progressive features considered positive; Sc. = average sciaphilia index; H = average height observed in the field; var. = variance of heights; I = index of the species in the regressive vegetation series (between 1 and 5); MP = megaphanerophyte; mP = mesophanerophyte; mp = microphanerophyte; G = geophyte.

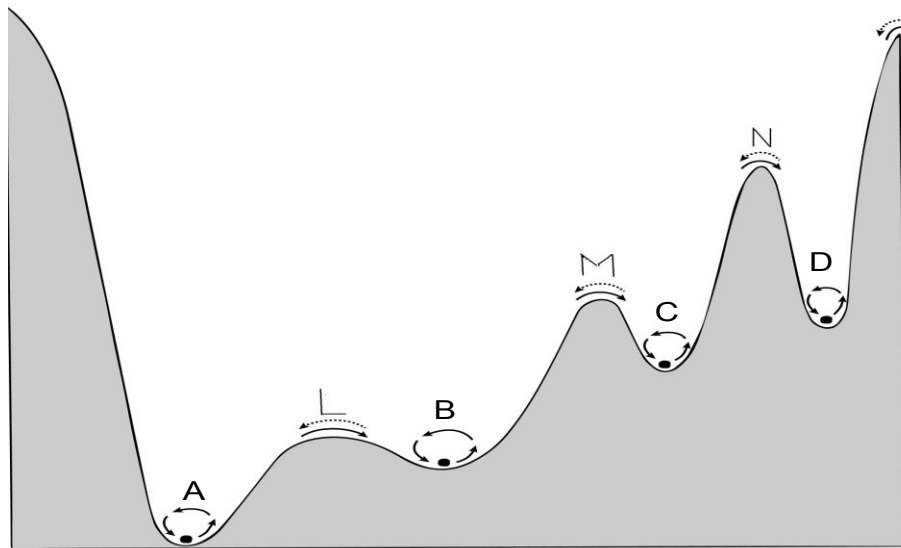


Figure 2. This rollercoaster-shaped model shows how biological systems remain in more or less stable states (A, B, C, D) separated by moments of crisis (L, M, N) for varying lengths of time.

almost unchanging for several centuries. Forests that have just been destroyed to establish food plants follow a regressive sequence that leads them into trough A where the new equilibrium controlled by the farmers is metastable because it can be broken if cultivation is abandoned (Akodéwou et al., 2019); fallow then settles and stabilises for a few years in trough B in a progressive sequence at first. The species in the fallow are not large and trees can gradually establish themselves by disturbing the functioning of the fallow, since their shade will kill species that need sunlight. Very slowly, the forest will resettle and arrive in the C-trough, often passing through some intermediate stages where some transitional species will be temporarily dominant. Hollow C is not identical to hollow D because the species typical of primary forests, called dryads, have disappeared. In studies on the establishment of crops in tropical forests (Assalé et al., 2016; Akodéwou et al., 2019), this operation is often described as 'degradation' as if human

actions automatically led to a loss of quality compared to an ideal which would be the natural state of the vegetation before the arrival of humans (Arbelot, 1979). On the contrary, for an agronomist, agriculture is progress and not degradation. It is to avoid this ambiguity that we have said that the evolution of vegetation corresponding to forest clearing (from trough D to trough A) is regressive and that the sequence of forest regeneration is progressive. The problem of forest regeneration after the abandonment of food crops is therefore that of the transition from trough C to trough D. Progressive species capable of initiating natural regeneration of FCHS have been known to be evident. If the crop is abandoned, a sequence of progressive vegetation begins as a prelude to forest regeneration in places where forest species are present. Either because they have survived when the crop was planted, or because they have reestablished themselves through seed germination or the production of shoots, the most

significant result of this work is that the progressive species are sufficiently numerous and frequent that the installation of crops in the FCHS has not yet crossed the threshold of irreversibility beyond which forest regeneration would be impossible.

Conclusion

The problem to be solved was whether the FCHS, which lost more than 70% of its forest cover during the 10 years of conflict in Côte d'Ivoire, between 2002 and 2013, and to cocoa cultivation can be regenerated naturally from the species present on the ground. The results showed that the numerous coexistences of fallow land and regenerating forest mean that fallow land allows the forest to regenerate in a progressive sequence of vegetation. Farmers may allow fallows to establish themselves because they realise that cultivation leads to a decrease in sustainable soil fertility. A total of 59 regenerating species have been recorded in the classified forest of Upper Sassandra. They are numerous enough for the forest management authorities to search for them in the field to find places where forest regeneration can develop. The table summarising the relationship of species to the results of human actions shows that there are enough species capable of natural forest regeneration that foresters can find in the field for the forest to reestablish itself. This result is a first step towards ensuring that the authorities responsible for forest management are aware of the measures to be taken to regenerate the forest.

CONFLICT OF INTERESTS

The authors have not declared any conflict of interests.

REFERENCES

- Ahmed DA, Fawzy M, Saeed NM, Awad MA (2015). Effect of the recent land use on the plant diversity and community structure of Omayed Biosphere Reserve. *Global Ecology and Conservation* 4:26-37.
- Akodéwou A, Oszwald J, Akpavi S, Gazull L, Akpagana K, Gond V (2019). Problématique des plantes envahissantes au sud du Togo (Afrique de l'Ouest): apport de l'analyse systémique paysagère et de la télédétection. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 23:88-103.
- Arbelot V (1979). Essai de caractérisation des principaux stades de l'"évolution" de la végétation par la distribution verticale de la phytomasse dans la garrigue montpelliéraine. Approche de la notion de dégradation. Mémoire de diplôme d'études approfondies Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier 33 p.
- 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. *International Journal of Innovation Science and Research* 2:123-133.
- 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 Ecology and Conservation* 8:85-98.
- Brillouin L (1962). *Science and Information* Academic Press, 2nd ed., New-York.
- Chatelain C, Dao QH, Gautier L, Spichiger RE (2004). Forest cover changes in Côte d'Ivoire and Upper Guinea. *Biodiversity of West African forests: an ecological atlas of woody plant species* pp. 45-82.
- Dolédéc S, Chessel D, Olivier JM (1995). L'analyse des correspondances décentrée: application aux peuplements ichtyologiques du Haut-Rhône *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 336:29-40.
- Forman R, Godron M (1986). *Landscape ecology*, Wiley, New-York 619 p.
- Godron M (2012). *Écologie et évolution du monde vivant*, Ed. L'Harmattan, 8 chapitres connectés 1850 p.
- Godron M, Daget Ph, Emberger L, Le Floc'h E, Long G, Poissonet J, Sauvage Ch, Wacquant J-P (1968). *Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu* Éditions du Centre national de la recherche scientifique, Paris, 292p.
- Kouamé 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 Doctorat 3e Cycle, Université Cocody- Abidjan, 227p.
- Kouassi KH, Koffi N, Modeste G, Konan K (2009). Flore post-culturelle en zone de forêt dense semi décidue de côte d'Ivoire. *International Journal of Applied Biosciences* 19:1026-1040.
- Lebreton DJ, Chessel D, Richarlot-Coulet M (1988). L'analyse des relations espèces-milieu par l'analyse canonique des correspondances. *Acta Oecologica* 9(2):137-151.
- Ousmane S, N'da Dibi H, Kouassi KH, Kouassi KÉ, Ouattara K (2020). Crises politico-militaires et dynamique de la végétation du Parc national du Mont Péko en Côte d'Ivoire. *Bois et Forêts Des Tropiques* 343:27-37.
- Papillon Y, Godron M (1997). Distribution spatiale du Lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) dans le Puy-de-Dôme: l'apport des analyses de paysages. *Gibier Faune sauvage* 14:3.
- Papillon Y, Godron M, Delattre P (2008). Ecological affinity changes in a sudano-sahelian Rodent community after slash-and-burn farming (Gonsé forest, Burkina-Faso) *African Journal of Ecology* 46:435-439.
- Xiaobing D, van der Maarel E (1997). Transect-based patch size frequency analysis. *Journal of Vegetation Science* 8(6):865-872.

RESUME

La forêt classée du Haut-Sassandra (FCHS), dans le Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, n'a pas été épargnée par l'anthropisation puisqu'elle a perdu 70 % de son couvert forestier au profit des cacaoyères, entre 2002 et 2011. Différentes mesures de relocalisation des populations illégalement installées dans la FCHS sont envisagées en vue de permettre à la forêt classée de se reconstituer. L'objectif général de cette étude est d'évaluer la capacité de reconstitution naturelle de la FCHS après abandon des activités agricoles. Pour y arriver, des images satellitaires ont d'abord été traitées pour déterminer la dynamique de l'occupation du sol de la zone d'étude. Ensuite, des inventaires floristiques et des mesures dendrométriques ont été réalisés annuellement pendant quatre années dans douze parcelles permanentes suivant des traitements liés à l'intensité des activités agricoles : entretien habituel (T1), récolte des cabosses sans entretien (T2), abandon total (T3) et forêt servant de témoin. Enfin, des modèles d'accroissement en diamètre des arbres ont été élaborés dans chaque traitement. Les résultats ont montré une augmentation de la superficie des cacaoyères de 10,60 % et une régression de la forêt de 67,07 % entre 2017 et 2020. Le taux de mortalité des arbres a augmenté de 477,59 % dans les plantations régulièrement entretenues (T1). Les plantations sans activité agricole (T3) et celles non entretenues mais récoltées (T2) ont présenté les taux de recrutement les plus élevés, avec 204,91 % et 156,98 % respectivement. Les arbres des cacaoyères régulièrement entretenues et récoltées ont eu les accroissements les plus élevés. En somme, une reconstitution naturelle du couvert forestier de la FCHS est possible, à condition que les défrichements soient interdits dans les cacaoyères. Toutefois, pour les plantations déjà en production, les populations pourraient continuer à récolter les cabosses sans que cela n'affecte significativement la régénération naturelle.

Mots clés : déforestation, cacacoculture, régénération naturelle, distribution spatiale, croissance en diamètre

ABSTRACT

The classified forest of Haut-Sassandra (FCHS) in Central-Western of Côte d'Ivoire has not been immune to anthropization, having lost 70% of its forest cover to cocoa crops between 2002 and 2011. Different measures to relocate populations installed in FCHS are underway in order to enable the classified forest to be restored. The general objective of this study is to evaluate the capacity of natural reconstitution of the FCHS after abandonment of agricultural activities. To achieve this, satellite images were first used to determine the dynamics of land use in the study area. Then, floristic inventories and dendrometric measures were carried out annually for four years in twelve permanent plots following treatments related to agricultural activity intensity: usual maintenance (T1), harvesting of pods without maintenance (T2), plantation abandonment (T3) and forest used as control. Finally, models of tree diameter growth were developed in each treatment. The results indicated an increase in the area of cocoa by 10.60% and a regression of forest by 67.07% between 2017 and 2020. The mortality rate of tree increased by 477.59% in regularly maintained plantations (T1). Plantations without agricultural activities (T3) and those not maintained but harvested (T2) have the highest recruitment rates with 204.91% and 156.98% respectively. Trees in regularly maintained cocoa plantations with harvests had the highest increments. In summary, a natural reconstitution of the FCHS forest cover would be possible if clearing was prohibited in cocoa plantations. However, for plantations already in production, populations could continue to harvest the pods without significantly affecting natural regeneration.

Keywords: deforestation, cocoa farming, natural regeneration, diameter growth, spatial distribution