



École doctorale Science et Santé
Unité Dynamiques des Systèmes Anthropisés (JE 2532)

Thèse présentée pour l'obtention du

DOCTORAT EN BIOLOGIE SANTÉ

Spécialité : **ÉCOLOGIE**

par

Denis BEINA

Le 29 novembre 2011

**DIVERSITÉ FLORISTIQUE DE LA FORÊT DENSE SEMI-DÉCIDUE
DE MBAÏKI, RÉPUBLIQUE CENTRAFRICAINE :
ETUDE EXPÉRIMENTALE DE L'IMPACT DE DEUX TYPES D'INTERVENTION SYLVICOLE**

JURY

Directeur de Thèse : Prof. Dr. Guillaume DECOCQ Université de Picardie Jules Verne

Président : Prof. Dr. Frédéric Dubois Université de Picardie Jules Verne

Rapporteur : Prof. Dr. Jean Lejoly Université libre de Bruxelles

Rapporteur : Dr. HDR. Bruno de Foucault Université de Lille II

Rapporteur : Dr. HDR. Plinio Sist Cirad Environnement et Sociétés

Co-Encadrante : Dr. Déborah Closset-Kopp Université de Picardie Jules Verne

Co-Encadrante : Dr. Sylvie Gourlet-Fleury Cirad Environnement et Sociétés

A toutes les femmes du monde en reconnaissance à ma mère
Guéré Louise

Remerciements

Intervenant	Type d'intervention
Mme Sylvie Gourlet-Fleury	Initiation de la thèse- Encadrement
M. Yves Yalibanda	Initiation de la thèse
M. Jean Michel Borri	Initiation de la thèse
Pr. Guillaume Decocq	Initiation de la thèse- Encadrement
M. Salomon Namkossere	Initiation de la thèse
Mme Déborah Closset-Kopp	Encadrement
Service français de coopération et d'action culturelle (SCAC)	Financement de la thèse: bourse
Agence française de développement (AFD)	Financement de la thèse: travaux de terrain
CIRAD-Environnement et société	Initiation - Encadrement - Financement
Institut centrafricain de recherche agronomique (ICRA)	Appui institutionnel
Ministère centrafricain des Eaux, Forêts, Chasse et Pêche	Appui institutionnel
Université de Bangui	Appui institutionnel
Université de Picardie Jules Verne	Formation
Projets ARF & PARPAF	Appui logistique
M. Jules Gaston Kiki	Inventaire floristique
M. Ndimba Narcisse	Inventaire floristique
Herbier National du Cameroun (YA)	Détermination botanique
Mlle Marie Charlotte Léal Acenscao	Saisie des données
Mlle Kadidja Harfa Attache	Saisie des données
Mlle Gina Laure Laghoe	Saisie des données
Famille Bodeman	Hébergement à Montpellier
Famille Goma Ballou	Hébergement à Amiens
Famille Pakoua	Hébergement à Amiens
M. Aurélien Jamonau	Appui scientifique
Mlle Dakis Yaoba Ouedraogo	Appui scientifique
Mlle Olivia Semboli	Appui scientifique
Camarades de Labo à Amiens et Montpellier	Appui scientifique
Parents, amis et connaissances	Soutien moral et matériel

Résumé

De 1984 à 1986 deux types d'intervention sylvicole ont été appliqués sur le dispositif forestier de Mbaïki : exploitation et exploitation suivie d'éclaircie. L'intensité des perturbations infligées au peuplement, mesurée par la perte de surface terrière entre l'état d'avant et après exploitation varie de 0 à 15 m²/ha. En 2008, soit après 22 ans d'observation 32 carrés de 1 ha ont été inventoriés pour les arbres (DBH \geq 9,55 cm) et 9 sous-placettes de 40x40 m pour les herbacées, lianes et ligneux (hauteur \geq 20 à cm, DBH < 9,55 cm). Les spécimens botaniques ont été déterminés à l'Herbier national du Cameroun et sur le site du Royal Botanic Gardens Kew <http://apps.kew.org/herbcat/>. Des analyses floristiques, structurales, multivariées (NMDS, NPMANOVA, CA, ISA), des modèles (LM, GLM, SR), des courbes de raréfaction suivies de partition additive de la diversité et des courbes de rang abondance ajustées à divers modèles ont permis d'obtenir les résultats et les inférences ci dessous. La forêt du DFM est composée de 99 familles (APG III), 361 genres et 666 espèces dont 55 familles, 181 genres et 314 espèces d'arbres, structurées en 132 espèces/ha et 618 tiges/ha dans les parcelles témoins. Les familles les plus diversifiées sont: *Rubiaceae* (82 espèces), *Fabaceae* (52 espèces), *Apocynaceae* (29 espèces) et *Euphorbiaceae* (28 espèces). La flore est caractérisée par la dissémination par zoochorie à 66%, un taux d'endémisme de 70% et une affinité guinéo-congolaise de 55,6%. La composition floristique varie dans le temps, preuve d'une fluctuation temporelle des abondances et de la dominance des espèces: de forêt à *Ulmaceae*, *Sterculiaceae*, *Sapotaceae* et *Meliaceae* (Aubréville, 1948), elle est devenue forêt à *Meliaceae*, *Myristicaceae* et *Cannabaceae*; une fois exploitée elle passe à une forêt à *Myristicaceae*, *Cannabaceae* et *Fabaceae*. Dans la strate arborescente (DBH \geq 9,55 cm) la composition floristique ne varie pas significativement entre les différents traitements sylvicoles, prouvant ainsi que la forêt est résiliente aux perturbations anthropiques. Toutefois, individuellement, des réponses négatives aux perturbations ont été observées chez les espèces tolérantes à l'ombre. En particulier les espèces du sous bois *Whitfieldia elongata*, *Rinorea* spp. et *Thomandersia laurifolia* réagissent à l'exploitation forestière par un effondrement de leur Importance Value Index (IVI) respectif de 96%, 89% et 34%. Au sein des strates des juvéniles (DBH < 9,55 cm), des plantules (hauteur \geq 20 cm et DBH < 0,5 cm) et des lianes et herbacées, des divergences floristiques significatives apparaissent, suggérant un non-recouvrement de la composition floristique. Le patron de régénération des 314 espèces d'arbres montre que: 34,4% des espèces ne régénèrent pas, 23,9% régénèrent préférentiellement dans un traitement donné, 41,7% sont tolérantes aux environnements contrastés. D'un point de vue économique, sur les 22 essences les plus exploitées en RCA 31,8% ont pu récupérer leur importance value index dans les parcelles exploitées, contre 27,3 % en parcelles exploitées et éclaircies. Les deux traitements pris ensemble, 86,4% des essences ont récupéré des suites de l'exploitation. Dans les parcelles exploitées et éclaircies le maintien de la diversité de la strate arborescente est assurée par un recrutement facilité des juvéniles principalement des espèces post pionnières présents au moment des perturbations, mais le renouvellement des juvéniles souffre d'une discontinuité de la trajectoire dynamique en raison d'une mortalité stochastique aux confins de la strate des plantules. En conclusion, 22 ans après l'application des traitements sylvicoles expérimentaux, le bilan sanitaire de la forêt du dispositif de Mbaïki se traduit par une excellente résilience du compartiment forestier supérieur, une récupération satisfaisante du potentiel économique et des dysfonctionnements stochastiques persistants dans les communautés des plantules, lianes et herbacées. Des études de la dynamique des populations, des analyses spatiales et des analyses phytosociologiques seraient néanmoins nécessaires pour confirmer nos résultats.

Abstract

From 1984 to 1986 two forest management treatments have been applied to the permanent plot of Mbaïki: logging and logging associated with thinning. The overall intensity of disturbance measured by the loss of basal area of trees between the state before and after logging varies from 0 to 15 m²/ha. In 2008, after 22 years of observation 32 squares of 1 ha and 9 sub-plots of 40 x 40 m have been censused respectively for trees (DBH \geq 9,55 cm) and herbs, lianas, shrubs and juvenile trees (height \geq 20 to cm, DBH < 9,55 cm). Plant specimens were identified at the national herbarium of Cameroon (YA) and in the Royal Botanical Gardens Kew web site <http://apps.kew.org/herbcat/>. Floristic, structural and multivariate analyses (NMDS, NPMANOVA, CA, ISA), models (LM, GLM, SR), rarefaction curves associated with additive partitioning of diversity and rank-abundance curves lead to following results and inferences. The Mbaïki forest is composed of 99 families (APG III), 361 genera and 666 species of which 55 families, 181 genera and 314 trees species, structured in 132 species / ha and 618 stems / ha in the control plots. The more diverse families are: *Rubiaceae* (82 species), *Fabaceae* (52 species), *Apocynaceae* (29 species) and *Euphorbiaceae* (28 species). The Mbaïki flora is mainly zoochore (66%), endemic (70%) and guineo-congolian (55,6%). The species composition varies timely, suggesting a temporal fluctuation of the abundances and dominance of species: from *Ulmaceae*, *Sterculiaceae*, *Sapotaceae* and *Meliaceae* forest (Aubréville, 1948), it has become a *Meliaceae*, *Myristicaceae* and *Cannabaceae* forest. After logging *Myristicaceae*, *Cannabaceae* and *Fabaceae* become the most dominant families. The canopy tree species composition of the logged, logged + thinning and control forest doesn't vary significantly 22 years after logging, proving that the canopy tree layer is resilient to the human disturbances. However, individually, some negative responses of shade bearer species to disturbances have been observed. Particularly the importance value index (IVI) of the understory species *Whitfieldia elongata*, *Rinorea spp.* and *Thomandersia laurifolia* decreased respectively by 96%, 89% and 34%. In contrast, the species composition of juvenile trees, seedlings, climbers and herbaceous strata varies significantly, suggesting a lasting impact of logging and logging + thinning on the species composition. The regeneration pattern of the 314 trees species shows that: 34,4% of the species don't regenerate, 23,9% regenerate preferentially in a given treatment and 41,7% are tolerant to the contrasted environments. On the economic point of view, 31,8% of the 22 Central African Republic most harvested timber species have a better importance value index in logged plots than in control ones vs 27,3% in logged and thinned plots. In both two treatments 86,4% of the 22 species have better importance value index than in control plots. In logged and thinned plots the diversity and species composition of canopy trees are maintained by a facilitated recruitment mostly of non pioneer light demander species juvenile trees that were present in the understory before disturbance events. However the renewal of such juvenile trees is itself disturbed by a stochastic mortality in the confines of the seedling layers. In conclusion, 22 years after logging and logging + thinning treatments, the health state of the Mbaïki permanent plot forest is characterized by an excellent resilience of the upper forest compartment, a satisfactory recovery of the economic potential and a lasting stochastic dysfunctions in the seedling, climbers and herbaceous communities. Nevertheless studies of the population dynamics, the spatial pattern of species distribution and analyses of plant communities would be necessary to confirm our results.

Table des matières

Introduction générale	1
Chapitre 1 Etat de l'art et objectifs	3
1.1 Exploitation forestière et effets environnementaux	3
1.2 Flore et géobotanique forestières centrafricaines	7
1.3 Ancrage scientifique, objectifs et hypothèses de la thèse	8
Chapitre 2 Aire d'étude et méthodologie	11
2.1 Aire d'étude	11
2.1.1 Données physiques	11
2.1.2 Données biologiques et socio-économiques	13
2.1.3 Dispositif expérimental de Mbaïki	14
2.2 Méthodes d'échantillonnage	17
2.2.1 Stratification de l'échantillonnage	17
2.2.2 Dispositif d'échantillonnage	19
2.2.3 Numérotation des mailles	19
2.2.4 Inventaire floristique et détermination botanique	20
2.3 Analyse des données	21
2.3.1 Richesse taxonomique	21
2.3.2 Richesse spécifique	21
2.3.3 Indices de diversité	22
Chapitre 3 Flore et végétation de la forêt de Mbaïki : place dans le contexte des forêts tropicales africaines et impact de l'exploitation	24
3.1 Introduction	27
3.2 Matériel et méthodes	27
3.2.1 Richesse taxonomique	27
3.2.2 Similarité des sites et des traitements	27
3.2.3 Structure de la communauté	28
3.2.4 Composition floristique	28
3.2.5 Biologie, phytogéographie et écologie	30
3.2.6 Analyses statistiques des données	30
3.2.7 Ordination par la NMDS	31
3.2.8 MRPP et NPMANOVA	32
3.4. Résultats	32
3.4.1 Richesse taxonomique	35
3.4.2 Similarité des blocs et des traitements	36
3.4.3 Structure de la communauté	41
3.4.4 Régénération des espèces	49
3.4.5 Distribution phytogéographique	51
3.4.6 Types biologiques et fonctionnels	52
3.4.7 Distribution des tempéraments des espèces par traitement	53
3.4.8 Les ordinations par NMDS	54
3.5. Discussion	64
Chapitre 4 Impact de deux modes d'intervention sylvicole sur la diversité spécifique de la forêt dense semi-décidue	71
4.1 Approche générique diachronique de la régénération des essences forestières	72
4.2 Approche spécifique synchronique de la relation entre diversité des ligneux (dbh > 10 cm) et intensité des perturbations	83
4.3 Analyse de la composition floristique par strate	127
4.3.1 Introduction	127
4.3.2 Matériel et méthodes	129

4.3.2.1 Zone d'étude (cf Chapitre II)	129
4.3.2.2 Echantillonnage et relevés (cf Chapitre II)	129
4.3.3 Analyse des données	129
4.3.4. Résultats	134
4.3.4.1 Indices de diversité	134
4.3.4.2 Raréfaction	133
4.3.4.3 Courbe de rang-abondance	138
4.3.4.4 Partition additive de la diversité	139
4.3.5 Discussion	143
Chapitre 5 Fiabilité des comparaisons : les parcelles témoins reflètent-elles la forêt primaire ?	147
Chapitre 6 Synthèse des résultats, conclusion et perspectives	159
Bibliographie	161

Annexe I : Liste des familles les plus diversifiées

Annexe II : Liste des genres les plus diversifiés

Annexe III : Importance value index (IVI) des espèces par traitement et par strate

Annexe IV : Caractéristiques biologiques et écologiques des espèces de Mbaïki

Liste des figures

Figure 1.1 Pancarte du dispositif de Mbaïki	2
Figure 1.2 Arbres marqués à 1,30 m de hauteur et numérotés pour le suivi du DBH	6
Figure 1.3 Carte phytogéographique de la République Centrafricaine	7
Figure 2.1 Diagramme ombrothermique de Boukoko	12
Figure 2.2 Variation quinquennale de la pluviosité à Boukoko	12
Figure 2.3 Localisation et présentation du dispositif de Mbaïki	16
Figure 2.4 Un site d'abattage récent dans le PEA 171 (SCAD) à Sabé	17
Figure 2.5 Schéma du dispositif d'inventaire	19
Figure 2.5 Monsieur Jules Gaston KIKI pressant les échantillons botaniques	23
Figure 3.1 Diagrammes de Venn montrant la similarité floristique inter-blocs et inter-traitements	36
Figure 3.2 Spectre chorologique de la flore de Mbaïki	50
Figure 3.3 Distribution phytogéographique de la flore de Mbaïki	50
Figure 3.4 Spectre des types biologiques de la forêt de Mbaïki	51
Figure 3.5 Spectre des types de diaspores	52
Figure 3.6 Spectre des modes de dissémination	52
Figure 3.7 Distribution des tempéraments des espèces par strate et par traitement	53
Figure 3.8 Vue d'une session d'inventaire dans la parcelle exploitée de Boukoko 1 (Carré 114)	53
Figure 3.9 Histogrammes du stress-dimensions de la NMDS	54
Figure 3.10 Projection des relevés floristiques de la strate (A) arborescente de Mbaïki	55
Figure 3.11 Projection des relevés floristiques de la strate (A) arborescente de Mbaïki (suite)	56
Figure 3.12 Projection des relevés floristiques de la strate (J) des juvéniles de Mbaïki	57
Figure 3.13 Projection des relevés floristiques de la strate (J) des juvéniles de Mbaïki (suite)	57
Figure 3.14 Projection des relevés floristiques de la strate (P) des plantules de Mbaïki	58
Figure 3.15 Projection des relevés floristiques de la strate (P) des plantules de Mbaïki (suite)	59
Figure 3.16 Projection des relevés floristiques de la strate (LH) des lianes et herbacée de Mbaïki	59
Figure 3.17 Projection des relevés floristiques de Mbaïki, toutes strates confondues (T)	60
Figure 3.17 Projection des relevés floristiques de Mbaïki, toutes strates confondues (T) (suite)	61
Figure 3.19 Un arbre défeuillé par les chenilles en juillet et chenilles	62
Figure 4.1 Sous bois clairsemé de la parcelle exploitée et éclaircie de Boukoko 2	128
Figure 4.2 Relation entre la partition additive et la raréfaction (D'après Crist et Veech 2006)	130
Figure 4.3 Résultats des régressions linéaires des indices de diversité contre	

l'intensité des perturbations	131
Figure 4.4 Résultats des régressions linéaires de l'indice α de Fischer contre l'intensité des perturbations	132
Figure 4.5 Courbes de raréfaction par compartiment et par carré	134
Figure 4.6 Régression des paramètres a et b des courbes d'accumulation contre l'intensité des perturbations	137
Figure 4.7 Courbe de rang-abondance par compartiment et par carré	138
Figure 4.8 Régression des indices a , b et γ issus de la partition additive des courbes d'accumulation contre l'intensité des perturbations	141

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Localisation et caractéristiques des carrés échantillonnés et strate concernée	18
Tableau 3.1 Types biologiques des plantes tropicales adaptés de Raunkiaer (1934)	28
Tableau 3.2 Liste des familles les plus diversifiées	32
Tableau 3.3 Liste des genres les plus diversifiés	32
Tableau 3.4 Richesse taxonomique par traitement et par strate	34
Tableau 3.5 Densité de taxon et de tiges ($DBH \geq 9,55$ cm) par type de traitement	35
Tableau 3.6 Importance value index (IVI) des familles par traitement et strate	38
Tableau 3.7 Importance value index (IVI) des espèces par traitement et strate	40
Tableau 3.8 Préférences écologiques et stratégie de régénération (SR) des espèces	42
Tableau 3.9 Nombre de dimensions choisi et valeurs de stress correspondantes	55
Tableau 3.10 Résultats du test de corrélation de Spearman sur les scores de la NMDS	61
Tableau 3.11 Résultats du test des différences inter-traitements par la MRPP	62
Tableau 3.12 Résultats du test des différences de composition floristique par la NPMANOVA	62
Tableau 3.13 Liste et caractéristiques des espèces indicatrices par strate	63
Tableau 4.2 Résultats des régressions des indices de diversité contre l'intensité des perturbations	132
Tableau 4.3 Résultats du test de normalité sur les résidus des régressions des indices de diversité	133
Tableau 4.4 Partition additive de la diversité à partir des courbes de raréfaction	135
Tableau 4.5 Calcul du nombre d'individus à partir de la partition additive de la diversité	136
Tableau 4.6 Résultats de la régression des paramètres a et b d'ajustement des courbes d'accumulation et de raréfaction avec l'intensité de perturbation	137
Tableau 4.7 Valeurs de a , b et γ issus de la partition additive des courbes de raréfaction	139
Tableau 4.8 Paramètres des ajustements linéaires des courbes d'accumulation et de raréfaction	142

Introduction générale

Les forêts denses d'Afrique centrale, souvent désignées par l'expression de forêts du Bassin du Congo, s'étendent de l'est du Nigeria à l'Ouganda. Elles couvrent une superficie de 2 800 000 km² et renferment la majeure partie du centre d'endémisme floristique guinéo-congolais, ainsi que de la région afromontagnarde. Elles constituent le dernier bloc forestier le moins fragmenté d'Afrique (Mayaux et al., 2004) et représentent 37 % de la forêt tropicale mondiale, soit la deuxième réserve forestière tropicale du monde (FAO, 2011) après la forêt dense humide amazonienne, qui représente 40% (FAO, 2005). Elles comptent 11 000 espèces végétales. Selon White (1986) 80% de la flore d'Afrique centrale est endémique. La densité spécifique moyenne d'arbres de plus de 10 cm de diamètre à 1,30 m de hauteur varierait de 60 à 90 espèces à l'hectare (Van de Wenghe, 2004).

A l'instar des autres forêts tropicales, les forêts d'Afrique centrale représentent un réservoir de la diversité biologique et, plus particulièrement, de ressources génétiques dont l'utilité n'est pas totalement connue. En favorisant les précipitations et en absorbant le CO₂, elles régulent le climat local et tempèrent les changements climatiques au niveau mondial (Laporte et al., 2007b). Elles contiennent 21,5% du stock de carbone existant sous forme de biomasse forestière au monde (Nabuurs et al., 2007). Ces forêts recouvrent par ailleurs un sous-sol localement riche en diverses ressources minières, indispensables pour l'industrie et dont certaines sont très convoitées, si bien que l'espoir et les plans de développement économique et social de tous les Etats d'Afrique centrale reposent sur la valorisation en cours ou future des ressources naturelles biologiques et minières que renferment ou recouvrent ces forêts.

Dans cette région, des millions de personnes dépendent des forêts pour la satisfaction quotidienne de leurs besoins : bois d'œuvre, bois-énergie, terres cultivables, produits forestiers non ligneux, etc. (FAO, 2006). Il en résulte une pression humaine qui, même si elle reste faible comparée à celle qui pèse sur les autres forêts tropicales, se traduit par une déforestation qui a atteint le rythme de 673 000 ha par an, soit un taux annuel de contraction de 0,28% dans la période de 2000 à 2005 (FAO, 2007). Pour Greenpeace (2011), le fait que certains pays continuent d'accroître les superficies forestières affectées à la production sans assurance de gestion durable, représente une menace en perspective. De même, la croissance démographique et son corollaire, le besoin de terres cultivables et de pâturages, présagent d'une évolution croissante de la déforestation.

A cause de leur importance majeure pour la biodiversité mondiale et le cycle de carbone global (Clark, 2007), la conservation des forêts tropicales est devenue un enjeu planétaire sur lequel s'opposent les partisans de la protection intégrale (Terborgh, 1999; Bowles et al. 1998; Vincent, 1992; Howard et al., 1996) et les tenants d'une approche intégrant la conservation des forêts et leur valorisation pour le développement des communautés humaines locales (Ferraro et Simpson, 2003; Wilhussen et al., 2002). Des divergences considérables subsistent également, aussi bien sur les approches de conservation que sur les règles devant guider l'exploitation forestière pour concilier les objectifs de conservation et de développement socio-économique (Voir Niessen et Rice, 2004b; Durrieu de Madron et al., 1998; Sist, 2000; Fredericksen et Putz, 2003; Sist et Brown, 2004; Clark et al., 2009). La problématique de conservation de la biodiversité et de préservation de l'environnement a enclenché une révolution dans les pays tropicaux : alors que la plupart de

ces pays expérimentent une démocratie encore balbutiante, la gestion de l'environnement et de la diversité biologique fait déjà l'objet d'une prometteuse gouvernance participative (Hulme et Murphree, 1999; Nguingiri, 1998). En toile de fond, c'est la méconnaissance et la crainte des impacts à long terme de l'exploitation forestière sur la diversité, voire le sort des espèces et la structure des communautés qui divisent les acteurs et déterminent les prises de position au nom du principe de précaution.

Ainsi les pays d'Afrique centrale se sont joints à la communauté internationale, lors de la conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement (CNUED) qui s'est tenue à Rio de Janeiro en 1992, pour jeter les bases d'une meilleure gestion de la diversité biologique et de l'environnement mondial. L'un des résultats de cette conférence, la Convention sur la diversité biologique (UNEP, 1992), prône entre autres objectifs la gestion durable des éléments constitutifs de la diversité biologique. En ratifiant ce document stratégique, les Etats d'Afrique centrale ont opté pour le développement durable et se sont approprié le défi de concilier développement, conservation de la diversité biologique et protection de l'environnement mondial.

Réunis au sein d'organes sous-régionaux de coordination des efforts de conservation tels que le CEFDAC, la COMIFAC et le RAPAC, ces pays s'attellent à définir et mettre en œuvre des stratégies de développement durable avec l'appui des partenaires bilatéraux et multilatéraux fédérés dans le Partenariat pour les forêts du bassin du Congo (PFBC). Aussi les forêts d'Afrique centrale font-elles l'objet aujourd'hui d'une démarche généralisée d'aménagement et, de plus en plus, de certification forestière avec, comme objectif, le maintien à long terme de la forêt et de l'intégralité de ses fonctions (Leslie, 1997; Mankin, 1998). La réalisation de cet objectif implique la double nécessité de documenter la diversité biologique des forêts pour pouvoir la surveiller dans l'espace et dans le temps, et de démontrer à des pas de temps réguliers que l'exploitation forestière ne met pas en péril les diverses fonctions de la forêt, en particulier, qu'elle ne porte pas « significativement » atteinte à la biodiversité. En effet, un obstacle majeur à la gestion durable des forêts tropicales est la rareté des connaissances sur les espèces, la structure des peuplements, l'histoire des écosystèmes et de leurs relations avec les perturbations anthropiques et climatiques (Réjou-Méchain et al., 2008; Parmentier et al., 2007; Clark, 2007; Sheil et Burslem, 2003).



Figure 1.1 : Pancarte du Dispositif de Mbaïki

Chapitre 1 - Etat de l'art et objectifs

1. Exploitation forestière et effets environnementaux

Les forêts jouent un rôle très important dans l'économie, la vie des peuples et des nations, en fournissant entre autres le bois d'œuvre et de service. En République Centrafricaine par exemple, l'exploitation industrielle du bois d'œuvre fournit 10 % du PIB, rapporte 11,7 % des recettes de l'Etat et représente à la fois la première source des recettes fiscales de l'Etat et le premier employeur privé du pays avec 4000 salariés (Yalibanda et Ezzine de Blass, 2006). Malgré son importance économique, l'exploitation forestière ne trouve pas toujours un écho favorable ni dans l'opinion publique internationale, qui y voit une des causes de la destruction de la forêt à laquelle sont associées la perte des habitats et la disparition des espèces (Elliott, 1996; FAO, 1997), ni chez les populations riveraines des forêts exploitées, relayées par les ONG nationales, qui reprochent, à tort ou à raison, à l'exploitation forestière d'être à l'origine de la raréfaction des produits forestiers non ligneux qui constituent leurs moyens quotidiens de subsistance.

Nasi et Forni (2006) caractérisent l'exploitation forestière pratiquée en Afrique Centrale comme non planifiée et très sélective, c'est-à-dire axée sur une liste limitée d'espèces commerciales dont la quantité prélevée se situe entre 0,5 et 3 individus par hectare. Ce faible prélèvement est cependant lié à la rareté des ressources ligneuses visées plutôt qu'une mesure de gestion. En réalité, « il n'existe pas à proprement parler de limitation du nombre d'individus récoltables à l'hectare » (Nasi et Forni, 2006), puisque dans les cas où le potentiel sur pied le permet, des repasses dans des parties exploitées peuvent être effectuées en fonction de la demande du marché. La seule prescription réglementaire est le diamètre minimum d'exploitabilité (DME), qui est appliqué systématiquement à toutes les essences exploitables, sans tenir compte de la viabilité des populations, ni de leur capacité de régénération. Certes, il y a des exceptions, notamment depuis l'introduction de l'aménagement forestier dans la sous-région au début des années 2000. Par exemple, en République Centrafricaine, au lieu du DME les plans d'aménagement forestiers prévoient un diamètre minimum d'aménagement (DMA) qui peut varier en fonction des essences et de leur densité.

Les effets combinés de la non planification de l'exploitation et de l'application systématique du DME engendrent des intensités d'exploitation d'ordre de grandeur variable selon les sites, qui peuvent affecter à plus ou moins long terme la structure, la diversité et la composition floristique des forêts. La non planification de l'exploitation est la cause, non seulement du faible prélèvement à l'hectare et du passage rapide en exploitation de grandes superficies forestières, mais aussi de considérables dégâts sur la forêt résiduelle. Par exemple, en Amazonie brésilienne, Johns et al. (1996), comparant les dégâts de l'exploitation forestière planifiée et non planifiée, ont constaté, entre autres, que pour chaque arbre commercial abattu, l'exploitation forestière non planifiée a endommagé 16 arbres de 210 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DBH) de plus et la surface détruite a été plus grande de 100 m² par rapport aux opérations planifiées. Dans cette même région, Vidal et al. (2002) ont montré que les opérations forestières non planifiées ont réduit de 31% la surface terrière totale, contre seulement 17% quand elles étaient planifiées.

Face à l'insuffisance du DME comme mesure de gestion du potentiel sur pied des ressources ligneuses, il s'est avéré nécessaire de trouver des règles supplémentaires pour

pérenniser les ressources et les écosystèmes forestiers. C'est ainsi que l'exploitation à faible impact (EFI) a été proposée sous forme d'une série de recommandations de planification préalable du réseau des routes et pistes forestières et des opérations sylvicoles, visant à réduire les dégâts de l'exploitation forestière sur le peuplement résiduel (Sist, 2000). Actuellement en promotion au Brésil, l'EFI donnent des résultats encourageants en termes de réduction des dégâts, de l'amélioration de la production et de la dynamique forestière post exploitation (FAO, 2004; Vidal et al., 2002).

Toutefois, malgré l'intégration de la planification, l'EFI reste fondée sur le DME, si bien que des intensités d'exploitation excessives deviennent inévitables dans certaines configurations spatiales des arbres récoltables (forte densité, répartition spatiale agrégée ou proximité d'individus récoltables de différentes essences, etc.). Par ailleurs, c'est plutôt l'ouverture réduite de la canopée obtenue grâce à la mise en œuvre de l'EFI qui est présentée comme étant incompatible à la survie des espèces exigeant davantage de lumière pour se régénérer et croître (Fredericksen et Putz, 2003). Aussi des interrogations persistent-elles sur la capacité de l'EFI à garantir la durabilité de l'exploitation des forêts (Mazzei de Freitas, 2010; Sist et Ferreira, 2007; Sist et al., 2003a.). Au delà de ces interrogations se profile un réel besoin d'un nouveau paradigme de la sylviculture tropicale, visant l'intégration et la valorisation simultanée du bois d'œuvre et des produits forestiers non ligneux, pour garantir les moyens de subsistance des communautés humaines tout en maintenant la productivité, la diversité floristique, un habitat viable et les fonctions écologiques des écosystèmes forestiers (Sist et al., 2008).

Quelle que soit l'option technique, en pratique, l'exploitation forestière vise à abattre quelques arbres ayant atteint un diamètre préétabli, préalablement identifiés et localisés, pour en prélever le bois. Elle nécessite le déploiement d'une logistique appropriée pour accéder à la ressource, prélever et transporter le produit vers l'usine de transformation. Pour ce faire, il est indispensable de créer les infrastructures préliminaires en ouvrant la végétation. Le déroulement des opérations forestières proprement dites, centrées sur l'abattage des arbres visés, le tronçonnage, la traction et le stockage des grumes s'accompagnent de dégâts physiques inévitables, plus ou moins importants selon les cas.

Les dégâts directs les plus impressionnants sont, entre autres, l'ouverture de la canopée forestière qui donne des clairières dont le cumul entraîne un rétrécissement de la superficie forestière (Nogueira et al., 2009; FAO, 2007; Mayaux et al., 2005), des arbres renversés, endommagés ou mutilés (Struhsaker, 1997; White, 1994; De Chatelperron et Commerçon, 1986; Whitmore, 1984; Ewel et Conde, 1976), un sol dénudé, retourné, entassé ou compacté par les tracteurs, et la désolation paysagère du site d'abattage. Des dégâts indirects de l'exploitation forestière sont également décrits: modification du microclimat des sites perturbés et modification de la structure des peuplements par la diminution de la densité et de la surface terrière des peuplements (De Chatelperron et Commerçon, 1986; Nasi et Forni, 2006). La fragmentation de l'habitat entraîne le départ de certains mammifères, oiseaux et insectes sensibles, généralement impliqués dans les processus de pollinisation et de dispersion des graines, constituant ainsi une menace à long terme pour le maintien de la diversité des espèces végétales (Nasi et Forni, 2006; Turner, 1996, Malcolm et Ray, 2000). Le piétinement, le glissement et le pivotement des tracteurs affectent sévèrement et durablement les propriétés physiques du sol (Vossbrink et Horn, 2004; Woodward, 1996), ainsi que son activité biologique. Selon la position topographique des sites exploités, une érosion du sol peut survenir. L'habitat modifié et fragmenté peut contribuer à la dégradation de la forêt et à la perte de biodiversité (Laurance et al., 2002 *in* Harper et al., 2005). L'ensemble de ces

atteintes à l'intégrité physique et fonctionnelle de la forêt concourt, dans certains cas, à la rendre plus vulnérable à des facteurs accidentels, comme les incendies (Yedmel et al., 2010; Laurance, 2005; Dupuy et Bertault, 1997) et l'invasion par les espèces végétales envahissantes. D'une manière générale l'importance des dégâts causés par l'exploitation forestière à la végétation est fonction de l'intensité des opérations forestières, elle-même souvent déterminée par le nombre d'arbres des essences commerciales récoltés: plus le nombre d'arbres prélevés à l'hectare est élevé, plus les dégâts infligés à la forêt sont importants (Mayaux et al., 2005; Van der Hout, 1999; De Chatelperron et Commerçon, 1986).

Les risques écologiques tant redoutés de l'exploitation forestière sont donc essentiellement liés à l'intensité des opérations sylvicoles. Dès lors, une meilleure compréhension de l'impact de l'exploitation forestière sur la diversité des espèces ne pourrait être acquise qu'à travers des études à long terme des réponses des espèces et des populations à des opérations sylvicoles d'intensité variable. Cependant les études qui ont pris en compte l'intensité croissante de l'exploitation forestière se sont plus intéressées à la dynamique, notamment la croissance et la régénération (Mbae et al., 2010; Smith et al., 2005; Bedel et al., 1998; Chapman et Chapman, 1997), qu'à la diversité et à la composition floristique; celles visant la réponse à long terme de la diversité floristique à des intensités variables de l'exploitation sont rares (Lewis, 2006; Sheil et Burslem, 2003; Molino et Sabatier, 2001).

Quelques études ont montré que l'exploitation forestière augmente la diversité des espèces végétales des forêts tropicales (Sheil, 2001; Nicholson et al., 1990; Molino et Sabatier, 2003), mais, dans la plupart des cas, les résultats ont été contestés par les tenants de l'argument que l'augmentation de la diversité constatée est plutôt attribuable à l'histoire des sites, notamment aux perturbations naturelles passées (chablis, glissement de terrain, volcanisme, etc.), auxquelles les effets de l'exploitation se sont rajoutés (Sheil et Burslem, 2003; Saxon, 1990; Nicholson et al., 1990). Il en découle l'idée que l'exploitation des forêts qui subissent de faibles régimes de perturbations naturelles augmente la diversité, alors que celle des forêts qui sont habituellement soumises à des perturbations naturelles de niveaux élevés diminue la diversité (Arets et al., 2005). Ce dernier auteur prévient néanmoins que, les arbres tropicaux étant des organismes à croissance lente, les processus dynamiques induits par l'exploitation forestière ne peuvent être mesurés que sur une longue période, voire ne pourraient jamais être décelés dans certains cas extrêmes. Ainsi, par exemple, Ferreira et Prance (1999) in Smith et al. (2005) ont montré que 40 ans ne suffisent pas pour qu'une forêt secondaire recouvre la richesse spécifique originelle de la forêt primaire. Sheil (2001) a constaté que l'augmentation de la diversité observée aux régimes intermédiaires de perturbation reste valable 60 ans plus tard, tandis que Millet et al. (2010) ont observé que les changements de la composition floristique induits par l'exploitation forestière persistent plus de 60 ans.

En fait, l'augmentation de la diversité des espèces suite à la perturbation est la conséquence d'une altération de la composition floristique. C'est pourquoi cette augmentation de diversité s'accompagne d'un déplacement de la composition floristique vers un pôle plus héliophile (Smith et al., 2005; Molino et Sabatier, 2001), ou s'explique par la prévalence d'un compromis local entre des espèces dotées de différents traits d'histoire de vie ou de différentes stratégies, telles que la survie à l'ombre associée à la capacité compétitive et capacité de colonisation associée au caractère héliophile (Cordonnier et al., 2006; Pacala and Rees, 1998; Chesson and Huntly, 1997). Par ailleurs, Smith et al. (2005) ont constaté que, dans certains cas, l'exploitation forestière reste à un seuil de perturbation où la diversité n'est pas affectée. En clair, si l'exploitation forestière ne dépasse pas un certain seuil de

perturbation, elle ne modifie pas la composition floristique et il n'y a pas d'augmentation consécutive de la diversité des espèces. Ceci souligne une fois de plus l'importance de l'intensité des opérations sylvicoles dans le devenir de la composition floristique et de la diversité des espèces.

Les deux paramètres ci-dessus, à savoir la longue durée nécessaire à la détection de la réponse de la diversité à une perturbation et l'existence d'un régime limite de perturbation qui n'affecte pas la diversité, sont peut-être à l'origine des trois cas de figure suivants : 1) les résultats mitigés de certaines études des relations diversité-exploitation forestière, qui révèlent que les opérations sylvicoles modifient peu la diversité ou la composition floristique (Ouedraogo et al. (sous press), Bongers et al., 2009; Hall et al., 2003) ; 2) les conclusions selon lesquelles les forêts qui ont subi des perturbations anthropiques sont condamnées à jamais parce que leur fonctionnement originel a été interrompu et que leur composition floristique ne reviendra plus à son état initial (Turner et al., 1997; Brook et al., 2006) ; 3) les inférences qui stipulent que la succession secondaire post perturbation est un processus prédictible gouverné par des règles d'assemblage prédites par la théorie des niche, qui confèrent aux forêts tropicales une résilience floristique et structurelle (Finegan, 1996; Terborgh et al., 1996).

Au demeurant, ces avis controversés signifient que le débat sur le rôle de l'exploitation forestière dans la réduction ou le maintien de la diversité biologique est loin d'être clos. En d'autres termes, l'exploitation forestière continue de susciter des interrogations relatives à son impact sur le devenir des ressources ligneuses, le sort de la diversité biologique et le maintien des fonctions écologiques de la forêt. Ces interrogations justifient la nécessité de poursuivre les efforts d'étude de l'impact de l'exploitation forestière sur la diversité, la structure et la dynamique des forêts exploitées, non pas en se focalisant sur les espèces d'arbre uniquement, mais en prenant en compte toutes les strates de végétation.

Les interrogations susmentionnées sont à la base de la mise en place dans certains pays comme la Côte d'Ivoire, la Guyane française et la République centrafricaine, de parcelles permanentes de suivi de la végétation après exploitation. En effet, la recherche de règles de gestion durable de la forêt était la motivation première qui a amené la République Centrafricaine, le CIRAD et le Ministère français des Affaires étrangères à mettre en place le dispositif sylvicole expérimental de Mbaïki, en 1982, pour étudier l'impact des traitements sylvicoles sur la dynamique des peuplements et des populations d'arbres.



Figure 1.2 Arbres marqués à 1,30 m de hauteur et numérotés pour le suivi du DBH

2. Flore et géobotanique forestières centrafricaines

La flore centrafricaine est connue principalement à travers Chevalier (1913) et Tisserant (1950). Les récoltes botaniques qui ont alimenté ces ouvrages ont été effectuées par divers explorateurs dont la liste est fournie par Boulvert (1986). De ces travaux, la République Centrafricaine a hérité d'un catalogue d'environ 2500 espèces de plantes vasculaires, réparties en 937 genres et 150 familles. Des collections botaniques plus récentes ont fourni trois listes supplémentaires, à savoir FAC (1976), Lejoly (1998) et Harris (2002). La flore centrafricaine est estimée à 5000 espèces (UICN, 1987-1990). Une synthèse phytogéographique a été faite par Sillans (1958) et Boulvert (1986).

La végétation centrafricaine est constituée de divers types de savane, de forêt dense semi-humide et de forêt dense humide, dont l'occurrence suit un gradient pluviométrique croissant dans l'ordre décroissant des latitudes. Quatre domaines phytogéographiques s'étageant du nord au sud ont été définis par Sillans (1958) et Boulvert (1986) (Fig. 1) : domaine soudano-sahélien, domaine médio-soudanien, domaine soudano-guinéen et domaine congo-guinéen. Les trois premières subdivisions renferment les savanes, les galeries forestières, les forêts denses sèches et les forêts denses semi-humides. Elles possèdent un fond floristique commun, mais se distinguent par la variation locale ou régionale des fréquences des espèces et des nuances structurelles (Sillans, 1958).

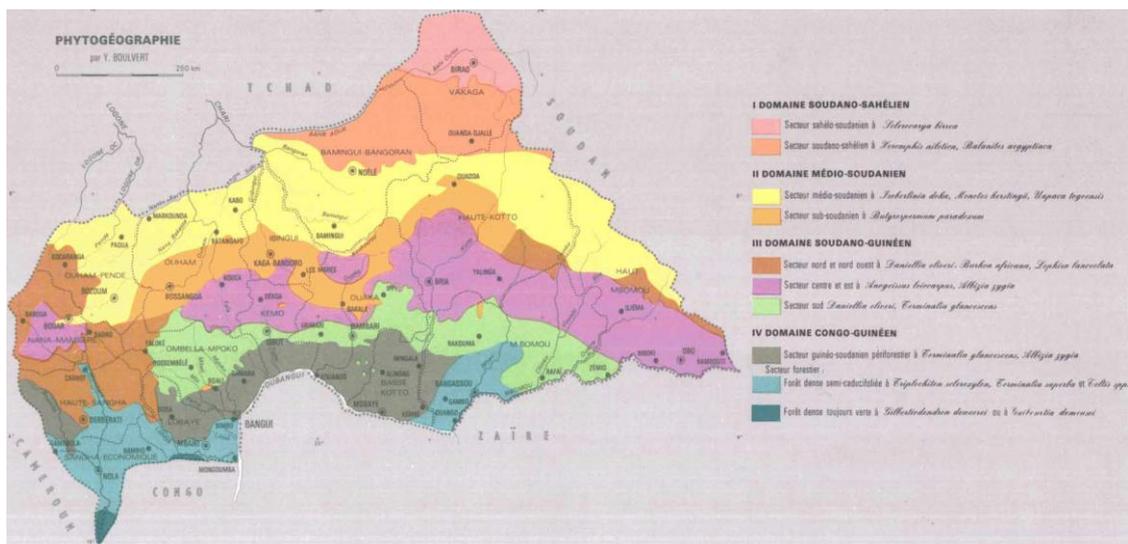


Figure 1.3 Carte phytogéographique de la République Centrafricaine (Boulvert, 1986)

Le domaine congo-guinéen est situé au sud du pays. Il est constitué de la savane périforestière dans la partie septentrionale, du massif forestier du sud-ouest et de la forêt de Bangassou qui est excentrée au sud-est. Dans leur carte d'occupation du sol en Afrique, Mayaux et al. (2004) ont fusionné ces trois entités en deux types de formations forestières dénommées :

1) « *degraded evergreen lowland forest* », qui correspond à la savane périforestière ou savane boisée;

2) « *close evergreen lowland forest* », qui regroupe le massif forestier du sud-ouest et la forêt de Bangassou.

Les superficies estimées sont respectivement de 21 395 km² et 82 270 km², soit une superficie totale de 103 665 km² correspondant à 16,64 % du territoire. A l'intérieur du massif forestier du sud-ouest, s'individualisent 4 éco-unités ou éco-mosaïques:

- la forêt de Bayanga, confinée à la pointe sud-ouest du pays, qui se caractérise par des groupements monodominants de *Gilbertiodendron dewevrei*, des forêts ripicoles à *Guibourtia demeusei*, *Hallea stipulosa*, *Uapaca guineensis*, *Raphia vinifera* et *Raphia regalis* qui bordent la rivière Sangha et ses affluents. Ces forêts ripicoles sur sols hydromorphes longent également la basse Lobaye et la basse Mbaéré ;

- la forêt de Mbaïki, forêt à *Ulmaceae* et *Sterculiaceae* commune à la lisière septentrionale de la forêt du Bassin du Congo et qui se distingue par l'abondance de *Meliaceae* et *Sapotaceae* (Aubréville, 1948) et l'absence de *Holoptelea grandis* et *Mansonia altissima* (Lanly, 1966) ;

- la forêt de Ngotto ou du plateau gréseux de Carnot-Bambio, forêt à *Ulmaceae* et *Sterculiaceae* (Lejoly, 1996), qui se distingue par l'occurrence fréquente de forêts à *Marantaceae* (Yongo, 2004) et l'absence de *Triplochiton scleroxylon* (Lanly, 1966; Boulvert, 1986) ;

- la forêt de la Haute Sangha, forêt à *Ulmaceae* et *Sterculiaceae* (Lejoly, 1996) caractérisée par une forte occurrence d'espèces emblématiques de forêts secondaires (*Triplochiton scleroxylon*, *Terminalia superba*, *Mansonia altissima* et *Holoptelea grandis* (Lanly, 1966; Boulvert, 1986).

En circonscrivant les gradients écologiques des forêts matures de terre ferme d'Afrique centrale, Van de Weghe (2004) assimile la forêt de Bayanga aux forêts à *Gilbertiodendron dewevrei* et en admet les limites définies par Boulvert (1986), tandis que les trois dernières éco-unités ci-dessus ainsi que la forêt de Bangassou, sont rangées dans les forêts denses humides semi-caducifoliées camerouno-congolaises.

3. Ancrage scientifique, objectifs et hypothèses de la thèse

Cette thèse s'inscrit dans le cadre scientifique général de l'écologie des communautés. Plus spécifiquement elle s'intègre dans le cadre scientifique de la « *disturbance ecology* » ou écologie des perturbations, qui traite des relations entre les communautés et les perturbations naturelles et/ou anthropiques qu'elles ont subies, en diagnostiquant les modifications qu'entraînent ces perturbations sur la structure, la composition spécifique et le fonctionnement des écosystèmes, et en recherchant les mécanismes de leur réponse.

L'écologie des perturbations s'est individualisée assez rapidement, mais imperceptiblement, au cours du dernier quart du XX^e siècle, à travers les nombreux travaux, aussi bien empiriques que théoriques, réalisés dans le cadre théorique de l'hypothèse de la perturbation intermédiaire (Connell, 1978) et dont les premières synthèses ont été faites récemment (voir Mackey et Currie, 2001; Shea et al., 2004). Le terme *disturbance ecology* apparaît en effet pour la première fois dans Cordonnier et al. (2006), alors que Chave (2005) en avait déjà donné la définition en ces termes : « *Dans sa formulation actuelle, l'écologie en tant que science s'attache à comprendre ce qu'est la diversité biologique, comment elle*

apparaît à la suite de perturbations et comment elle se maintient par la suite ». Le cadre théorique de ce champ de l'écologie préconise la complémentarité entre déterministe et stochasticité. Dans les systèmes naturels, l'écologie des perturbations s'interroge sur le potentiel et le maintien de la diversité biologique, tandis que dans les systèmes anthropisés elle analyse les réponses des écosystèmes et les mécanismes qui sous-tendent celles-ci. Elle s'appuie sur l'approche comparative appliquée à la quantification de la diversité spécifique et de sa variabilité, ainsi qu'à l'individualisation de la composition spécifique des communautés. Gravel et al. (2010) en ont ébauché une théorie, en synthétisant les hypothèses ou mécanismes par lesquels elle appréhende et explique la réponse des communautés aux perturbations.

L'écologie des perturbations émerge donc comme science des dysfonctionnements écologiques et de l'impact des activités économiques sur la diversité biologique; en d'autres termes, comme science de la santé des écosystèmes. Elle se distingue de l'écologie de la restauration par la non-ingérence humaine dans le processus de recouvrement de la végétation, et de la biologie de conservation en ce sens qu'elle fournit les informations de base qui permettent à cette dernière de proposer les stratégies de conservation et les règles pour une utilisation raisonnée et durable des ressources biologiques.

Le dispositif de Mbaïki visant prioritairement à répondre à la double question du devenir des massifs forestiers de la République Centrafricaine après les premiers passages en exploitation et à celle de la durabilité de la production sous un système d'exploitation focalisé sur un nombre très limité d'espèces, les inventaires floristiques réalisés en prélude à la mise en œuvre des traitements expérimentaux sur le dispositif avaient mis l'accent sur les essences commerciales uniquement. En conséquence, si le dispositif permet de proposer des règles de gestion des espèces exploitées, prenant en compte la vitesse observée de reconstitution des stocks sous différents niveaux de perturbation, jusqu'à présent, il n'a pas permis de raisonner sur des fonctions plus générales assurées par la forêt, en particulier sur le maintien de la diversité floristique et des processus de régénération dans les jeunes stades. Dans ce contexte, les trois grands objectifs de la thèse sont :

1. améliorer la connaissance de la forêt de Mbaïki, en identifiant (a) l'intégralité des arbres qui sont suivis sur le dispositif et en clarifiant leurs caractéristiques biologiques et écologiques, ainsi que leurs affinités phytogéographiques; (b) un échantillon d'espèces du sous-bois, ligneuses et herbacées, afin d'obtenir une vision d'ensemble de la végétation forestière.
2. évaluer l'impact de deux interventions sylvicoles d'intensité différente, à savoir l'exploitation et l'exploitation suivie d'éclaircie par délianage et dévitalisation de quelques arbres des espèces non commerciales, sur la composition et la diversité floristique du peuplement de Mbaïki, par des approches diachronique et synchronique.

Du point de vue théorique, il s'agira de tester les trois hypothèses suivantes :

L'hypothèse « *Sangha River interval* » (White, 1979), qui assimile le massif forestier du Sud-Ouest centrafricain à un couloir de faible diversité floristique centré sur le bassin de la rivière Sangha et qui séparerait les sous-centres d'endémisme bas-guinéen et congolais du centre d'endémisme guinéo-congolais. Etant donné que le territoire centrafricain reste peu connu sur le plan scientifique (Boulvert, 1996), il est possible que sa considération intuitive comme zone de faible diversité relève tout simplement de sa méconnaissance.

L'hypothèse de la perturbation intermédiaire (*Intermediate disturbance hypothesis* ou IDH ; Connell, 1978), selon laquelle les niveaux de diversité atteints dans un site sont maximaux aux échelles intermédiaires de perturbation. En pratique, dans le cas des peuplements végétaux de forêt tropicale, lorsque les perturbations sont peu fréquentes, le peuplement est dominé par les espèces les plus compétitrices, tolérantes à l'ombre, avec peu d'espèces pionnières dans la canopée. Lorsque les perturbations sont fréquentes, le pool des espèces présentes glisse vers le pôle héliophile, avec une augmentation importante des espèces héliophiles et pionnières et une perte des espèces tolérantes à l'ombre. Pour des niveaux intermédiaires de perturbation, des espèces ayant des exigences différentes en lumière peuvent co-exister, d'où une diversité spécifique plus élevée. Molino et Sabatier (2001) ont montré que cette hypothèse était vérifiée sur le dispositif sylvicole de Paracou en Guyane française, dispositif jumeau de celui de Mbaïki (Gourlet-Fleury et al., 2004), mais leurs conclusions ont été discutées par Sheil et Burslem (2003). Il s'agit, dans le cadre de cette thèse, d'utiliser les milieux contrastés générés à Mbaïki par les différents types de traitement sylvicole pour tester ces hypothèses sur des peuplements qui présentent des caractéristiques différentes de ceux de Guyane française. En particulier, les tempéraments représentés à Paracou sont plutôt positionnés du côté du pôle sciophile, alors que ceux représentés à M'Baïki sont davantage situés vers le pôle héliophile. Il est ainsi possible que l'impact des perturbations sur la diversité floristique à M'Baïki se révèle beaucoup moins marqué qu'à Paracou.

L'hypothèse du « Principe d'incertitude d'Heisenberg » telle que développée en écologie (Cahill et al., 2001; Hik et al., 2003), selon laquelle l'observateur, en effectuant les mesures sur son objet d'étude, modifie celui-ci d'une manière imprévisible, ce qui entraîne une incertitude sur le résultat. En particulier, il s'agit de quantifier l'impact de la création et de l'entretien des layons, ainsi que du passage répété des investigateurs de terrain depuis 1982, sur la nature, la structure et l'organisation de la biodiversité végétale au niveau des parcelles témoins du dispositif de Mbaïki.

Chapitre 2 - Aire d'étude et méthodologie

1. Aire d'étude

1.1 Données physiques

Le dispositif de Mbaïki est situé en République Centrafricaine, à environ 15 km au sud-ouest de la ville de Mbaïki. Il est installé dans les forêts de Boukoko et de Lolé, où il est réparti en trois blocs dont les localisations sont les suivantes : Boukoko 1 (3°52'40"N, 17°54'7"E), Boukoko 2 (3°52'22" N, 17°53'37" E), Lolé (3°49'44" N, 17°51'53") (Fig. 2). La forêt de Boukoko - Lolé, considérée comme représentative de la forêt de la province de la Lobaye est érigée en aire protégée d'intérêt scientifique et dénommée « Forêt classée de Lolé » (Lanly, 1966). Cette forêt classée occupe l'interfluve des rivières Ndolobo et Kaou, en étant majoritairement confinée au bassin versant de la rive droite de Kaou, et s'étale sur le versant sud du plateau de Boukoko (500-600 m). Les limites de la forêt classée de Lolé semblent actuellement confondues avec celles de la série de recherche du PEA 171 de la Société centrafricaine de déroulage (SCAD), dont la superficie est estimée à 56 km². Une telle superficie s'inscrit dans la dimension de 1-100 km² qualifiée de « *mesoscale landscape* » (Heikkinen, 1996), où le paysage forestier tropical correspond à une mosaïque complexe de type édaphique (Gartlan et al., 1986 ; ter Steege et al., 1993; Clark et al., 1999).

Le substrat géologique de la région de Mbaïki relève du Précambrien terminal plus ou moins métamorphisé en surface et recouvert d'un mélange de roches sédimentaires et métamorphiques, notamment les grès, le quartzite et les schistes (Boulvert, 1983). Des affleurements gréseux sont présents à Lolé, situé à environ 10 km au Nord du tracé de la rivière Lobaye qui matérialise, dans cette région, la limite orientale des grès de Carnot-Bambio, dont l'une des caractéristiques est la présence du diamant (Cornacchia et Poidevin, 1984). En effet, les villes de Mbaïki et Bagandou, situées respectivement au Nord-Est et au Sud-Ouest de la Lolé, constituent les limites orientales de la zone d'extension et d'exploitation du diamant du Sud-Ouest centrafricain.

Le relief est marqué par le plateau de Boukoko qui s'étage entre 500 m à la Lolé et 600 m à Boukoko 2, avec une dénivellation de l'ordre de 100 m en 5 km environ. Le Plateau de Boukoko constitue une transition géomorphologique entre le plateau gréseux de Carnot-Bambio à l'Ouest, les Plaines de l'Oubangui à l'Est et la surface centrafricaine au Nord. Le sol est en général un sol ferrallitique rouge, profond, gravillonnaire, moyennement à fortement désaturé (Ceccato et al., 1992). Au contact des affleurements rocheux de Lolé se rencontrent très probablement des sols jeunes d'érosion, peu profonds, appelés lithosols ou sols lithiques, comme sur les autres surfaces d'escarpement rocheux ou entailles de la RCA (Boulvert, 1983). Le flanc sud du plateau de Boukoko est drainé par la rivière Kaou et ses affluents.

Cette région est située dans une zone climatique dite Guinéenne forestière (Aubréville, 1948) et qui représente un climat tropical de transition (Van De Weghe, 2004), caractérisée

par une saison sèche qui dure 3 mois (décembre-février) et une saison des pluies de 9 mois. La pluviosité croît graduellement de mars à juin pour atteindre son maximum entre juillet et septembre, puis chute brutalement d'octobre à novembre (Fig. 2.1).

La température moyenne est de 24,9 °C pour des extrêmes allant de 19 °C à 31 °C et une pluviosité moyenne de 1738 mm à Boukoko.

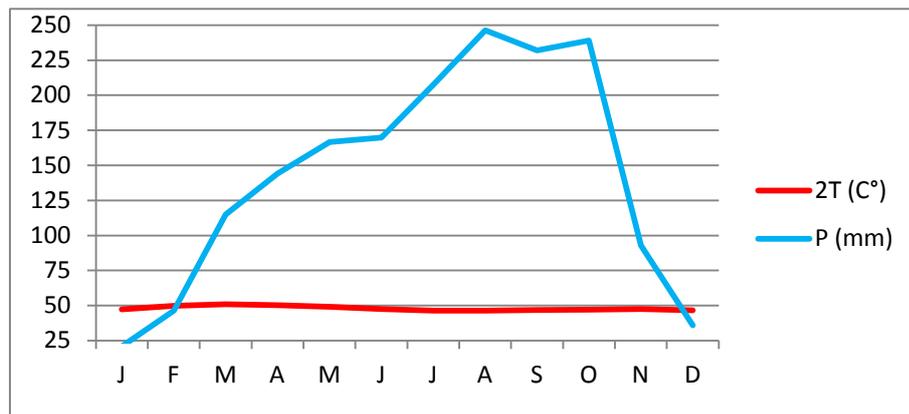


Figure 2.1 Diagramme ombrothermique de Boukoko, 600 m au dessus du niveau de la mer (Données de la station météorologique de Boukoko, moyennes mensuelles interannuelles: 1945-2006).

Toutefois cette pluviosité a connu une baisse graduelle d'environ 43 mm de pluie en moyenne tous les 5 ans de 1970 à 1994, soit dans une période de 24 ans centrée sur 1982 l'année de mise en exploitation de quelques parcelles du dispositif (Fig. 2.2).

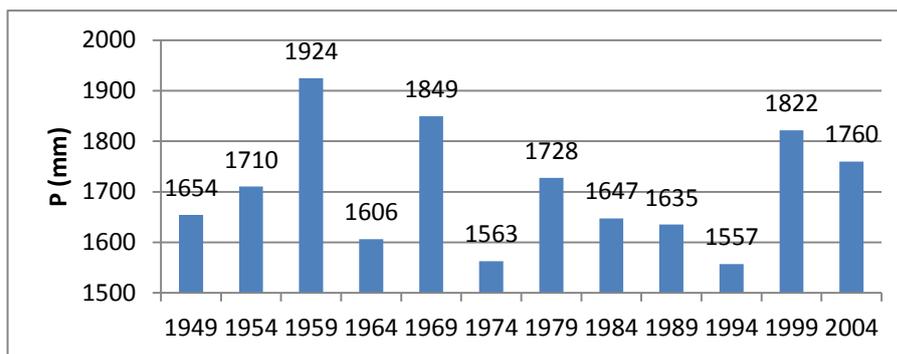


Fig. 2.2 Variation quinquennale de la pluviosité à Boukoko (Données de la station météorologique de l'Institut Centrafricain de Recherche Agronomique (ICRA) de Boukoko). On note une baisse de 1970 à 1994, soit douze ans avant et douze ans après la mise en place du dispositif de Mbaïki.

1.2 Données biologiques et socio-économiques

La végétation du site est une forêt dense humide semi-décidue, dont la composition floristique est caractérisée par des espèces comme *Celtis zenkeri*, *Staudtia kamerunensis* var. *gabonensis*, *Coelocaryon preussii*, *Garcinia punctata*, *Carapa procera*, *Dasylepis seretii*, etc. Aubréville (1948) présente la forêt de Mbaïki comme une forêt à *Ulmaceae*, *Sterculiaceae*, *Sapotaceae* et *Meliaceae*, qui serait un cas particulier de la forêt à *Malvales* et *Ulmaceae* qui borde la lisière septentrionale de la forêt du Bassin du Congo. Elle fait partie intégrante de la forêt semi-caducifoliée camerouno-congolaise (Van de Weghe, 2004). De tout le massif forestier du Sud-Ouest centrafricain, la forêt de Mbaïki comporte la plus forte densité d'*Entandrophragma cylindricum* (Lanly, 1966), l'espèce la plus exploitée en République Centrafricaine (PARN, 1998; Yalibanda et de Blas, 2006).

La faune des environs de Mbaïki s'est extrêmement raréfiée. Elle est presque réduite aux oiseaux et aux rongeurs. Les populations de céphalophes et de singes sont quasiment inexistantes. En trois années de présence dans la forêt du dispositif, nous n'avons entendu qu'une seule fois des cris de singe, observé deux tas de crottes de Céphalophe de Peters à la Lolé et avons délogé une fois la même espèce dans la parcelle n°5 de Boukoko. Nous n'avons observé qu'une seule fois également une civette tuée par un chasseur. Les membres de notre équipe de terrain ont rapporté des observations de comportements insolites de la faune relictuelle des environs de Mbaïki : les céphalophes bleus seraient retranchés dans les buissons à *Chromolaena odorata* à proximité des villages.

La population humaine de la province de la Lobaye est estimée à 246 875 habitants, soit une densité 12,8 hab. /km² (BCR, 2003). Cette densité est très élevée par rapport à la moyenne nationale qui est de 5 hab. /km². Les principales ethnies sont les Issongo/Mbati, les Ngbaka, les Gbaya et les Pygmées Aka. L'ensemble des villages qui entourent le dispositif de Mbaïki aurait une population de l'ordre de 3000 habitants dont plus de 42 % seraient concentrés dans le village EGTB (Komobaya, 2008) situé à environ 2 km du dispositif de Mbaïki.

L'exploitation forestière et l'agriculture sont les principales activités économiques formelles. L'exploitation forestière dans la Lobaye a démarré en 1940 et se poursuit jusqu'à nos jours. C'est une exploitation sélective, c'est-à-dire limitée à quelques essences de haute valeur commerciale et à 1-2 tiges à l'hectare. Toute la partie de la province de la Lobaye au sud de la ville de Mbaïki fait partie du Permis d'exploitation et d'aménagement (PEA) n° 171 d'une superficie de 474 527 ha, attribué à la SCAD. Ce PEA dispose d'un plan d'aménagement depuis le 10 juin 2005. Il renferme une aire protégée: la Réserve de la biosphère de la basse Lobaye (17 040 ha) située à Bagandou et la série de recherche (5600 ha) qui abrite le dispositif forestier expérimental de Mbaïki.

L'agriculture occupe la majorité de la population active. Excepté les plantations de caféiers qui constituent des cultures pérennes, l'essentiel de la production végétale résulte de l'agriculture itinérante qui procède par abattage-brûlis de la forêt. Les principales cultures sont le café, le manioc, l'arachide, le maïs et le bananier. Dans les villages, on note un important développement de la culture fruitière basée sur les mangues, l'avocat et la noix de cola.

L'activité qui mobilise le plus grand nombre de personnes et en permanence est la cueillette des ressources forestières comestibles et d'usage, communément appelées « produits forestiers non ligneux » (PFNL). La cueillette occupe tout le monde : hommes et femmes, des enfants aux vieillards. C'est une activité à large spectre, une chasse-à-tout qui consiste à parcourir la forêt en groupe ou individuellement, en récoltant les produits comestibles au hasard des rencontres et en fonction des besoins de la journée, car le lendemain on peut recommencer. L'accès à certains produits forestiers autres que le bois, tels le miel, les feuilles de *Gnetum* spp. et, parfois, les chenilles, nécessite l'abattage des arbres tuteurs dont des grands arbres pour le cas du miel en particulier. Le ramassage des fruits sauvages, dont certains peuvent être consommés pendant le déplacement dans la forêt avec rejet des noyaux ou des graines, contribue à la fois à la réduction du potentiel de régénération et à la dissémination des semences des espèces récoltées. Il est certain que la cueillette contribue à la dynamique forestière dans les environs des zones d'habitation.

Une des formes historiques d'exploitation de la forêt centrafricaine en général et de celle de Mbaïki en particulier, est l'exploitation coloniale du caoutchouc sauvage. L'exploitation du caoutchouc a démarré pendant la Première Guerre mondiale pour alimenter la fabrication de pneus destinés à la logistique de guerre et s'est poursuivie pendant la majeure partie de l'Entre-deux-guerres. Elle a consisté, dans un premier temps, à sectionner systématiquement (sans distinction de taille) les lianes de la famille des *Apocynaceae* pour en recueillir le latex. Ce mode de récolte étant fatal pour les lianes, l'exploitation a été très extensive et a atteint les contrées les plus éloignées du territoire forestier. Le tranchage systématique des *Apocynaceae* lianescentes, qui, tout comme les autres lianes avec lesquelles elles sont souvent associées, jouent le rôle de connecteurs entre les houppiers des arbres et participent à la fermeture de la canopée, a sans doute facilité un éclaircissement accru du sous-bois et du plancher forestier. Ainsi l'exploitation du caoutchouc sauvage a pu contribuer au remaniement à large échelle de la composition spécifique de la forêt de Mbaïki. Plus tard, l'exploitation a été étendue aux arbres du genre *Funtumia*, toujours de la famille des *Apocynaceae*. Dans ce cas, l'extraction du latex se faisait par scarification verticale de l'écorce depuis la mi-hauteur du tronc jusqu'à la base. Les cicatrices laissées sur les troncs des arbres sont encore visibles de nos jours.

1.3 Dispositif expérimental de Mbaïki

Le dispositif de Mbaïki (Fig. 2.3) a été mis en place en 1982 pour répondre à la double question du devenir des massifs forestiers après les premiers passages en exploitation et de la reconstitution du potentiel sur pied des espèces récoltées (Schmitt, 1982). Les trois principaux objectifs du dispositif sont :

1. étudier la croissance des essences précieuses en fonction de traitements simples ;
2. étudier l'évolution des peuplements en fonction de ces traitements (mortalité induite, recrutement naturel en jeunes tiges, apparition de régénération) ;
3. étudier l'influence des traitements sur la production.

Le dispositif est constitué de 10 parcelles (P 1-10) réparties dans les 3 blocs et à raison de 3 parcelles par bloc pour les blocs Boukoko 1 (B1) et Boukoko 2 (B2), et de 4 parcelles pour la Lolé (L). Chaque parcelle est subdivisée en 4 carrés de 1 ha constituant ainsi un total de 40 unités d'observation, dans lesquelles tous les arbres de plus de 30 cm de circonférence

ont été numérotés, positionnés et suivis chaque année : les circonférences sont mesurées, les morts sont recensés et les nouveaux individus recrutés sont positionnés, enregistrés et mesurés. Rappelons que le choix des sites où sont installés ces parcelles et blocs n'a pas été fait d'une manière aléatoire, mais qu'il a plutôt été orienté par l'abondance des espèces de haute valeur commerciale, en particulier les *Entandrophragma* spp. pour lesquels les plus hautes valeurs se trouvaient à la Lolé (Schmitt, 1982).

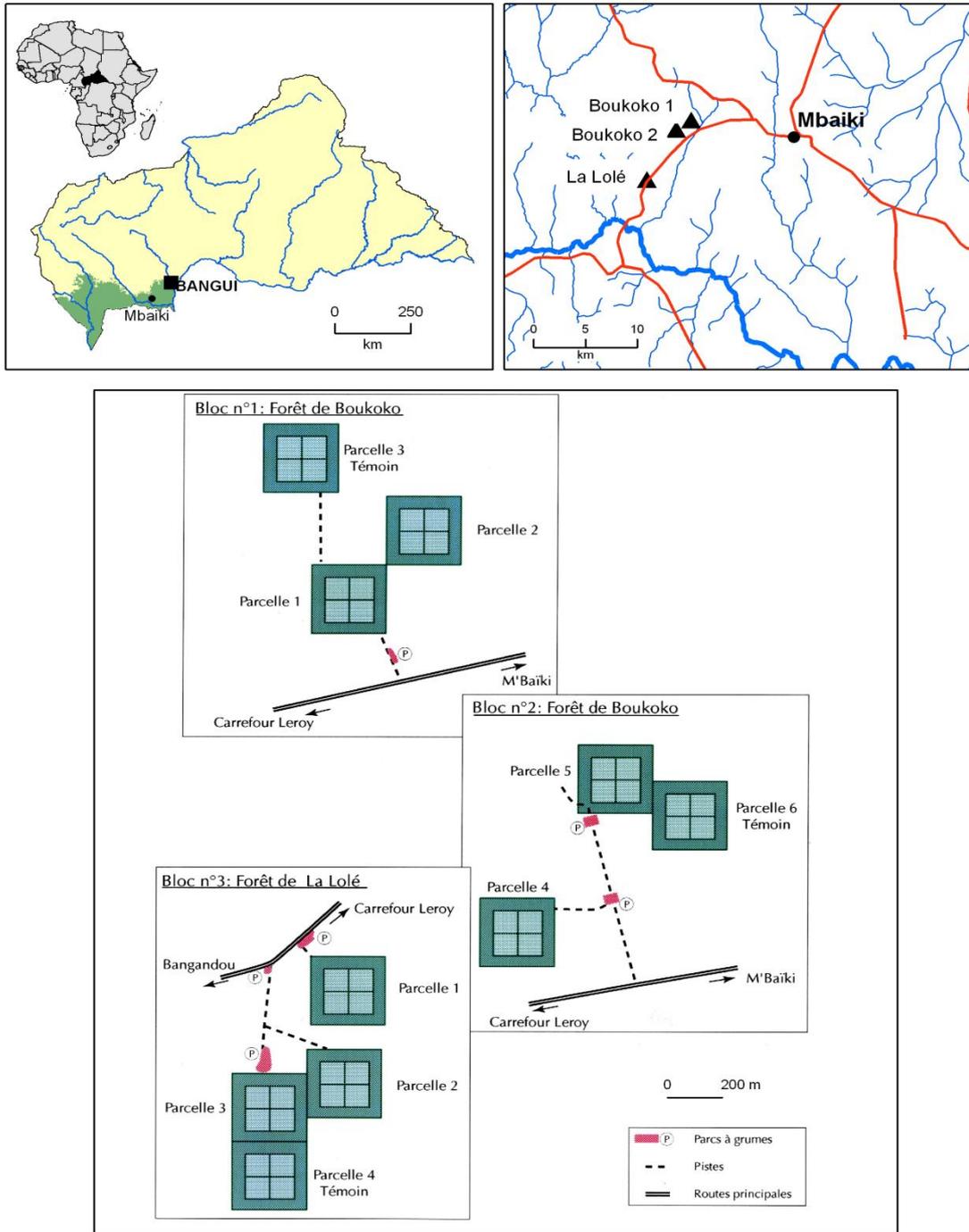
Trois ans après le démarrage de l'expérimentation, c'est-à-dire après trois campagnes de mesure des arbres visant à recueillir des données initiales sur chaque parcelle, 16 espèces de bois d'œuvre ont été exploitées dans les carrés centraux de 7 parcelles sur les 10. Les opérations sylvicoles qui ont été réalisées se présentent de la manière suivante:

- de 1984 à 1985, sept parcelles (B1P1, B1P2, B1P4, B1P5, LP1, LP2, LP3) sur les 10 ont été exploitées pour le bois d'œuvre, selon une intensité de prélèvement à l'hectare variant, en fonction de la richesse des parcelles en essences commerciales, de 2 à 7 arbres de diamètre supérieur ou égal à 80 cm ;

- de 1986 à 1987, quatre des 7 parcelles exploitées ci-dessus (B1P2, B1P5, LP2, LP3) ont été soumises à une éclaircie par délianage systématique et par empoisonnement de quelques arbres des espèces non commerciales, notamment de 20 espèces, de diamètre supérieur ou égal à 50 cm, en moyenne par ha. Dans la parcelle 2 du bloc n° 1 (B1P2), tous les individus de l'espèce *Musanga cecropioides*, y compris les plantules et les juvéniles ont été empoisonnés ou arrachés ;

- trois parcelles sont demeurées intactes pour servir de témoins (Schmitt, 1982; De Chatelperron et Commerçon, 1986; Tran-Hoang et al., 1991; Bedel et al., 1998).

Dispositif de Mbaïki République Centrafricaine



N. Fauvet CIRAD - UR 105
Septembre 2011

Figure 2.3 Localisation et présentation du dispositif de Mbaïki

2. Méthodes d'échantillonnage

2.1 Stratification de l'échantillonnage

Le but visé étant de mettre en évidence les réponses de la végétation à des perturbations d'intensité croissante, la stratification de l'échantillonnage a consisté à représenter les parcelles les plus contrastées du point de vue de l'intensité des perturbations subies lors des traitements sylvicoles. *A priori*, la topographie et les sols sont homogènes sur le secteur de Boukoko, mais semblent plus variables à la Lolé (affleurements gréseux locaux et topographie plus accentuée). En conséquence la parcelle n°3 de Lolé, qui enregistre la plus vaste superficie d'affleurements rocheux, a été exclue de l'échantillonnage. Par ailleurs, deux des parcelles de Lolé ayant subi le passage d'un feu en 1984, les carrés affectés ont été exclus également. Finalement la perturbation demeure la principale variable environnementale.

L'intensité des perturbations subies au moment de la mise en place de l'expérimentation à travers les opérations telles que l'ouverture des pistes d'accès et de débardage, l'abattage des arbres pour le bois d'œuvre, des dégâts d'exploitation et des opérations d'éclaircie a été quantifiée à partir des données d'inventaire d'avant et après exploitation, pour chaque carré de 1 ha grâce à deux indices :

1. G1: variation de la surface terrière en $m^2 \cdot ha^{-1}$ entre les états avant et après traitement sylvicole ;
2. pG1: pourcentage de la perte de surface terrière cumulée par rapport à la surface terrière des arbres de $DBH \geq 10$ cm de 1984.

Sur la base des valeurs de variation de surface terrière, 9 carrés, à raison d'un par parcelle, ont été retenus pour l'échantillonnage de la végétation du sous-bois forestier (Tab. 1).



Figure 2.4 Un site d'abattage récent dans le PEA 171 (SCAD) à Sabé. Photo : Olivia Semboli 20/04/2010.

Tableau 2.1 Localisation et caractéristiques des carrés échantillonnés et strate de végétation concernée. G1: perte de surface terrière cumulée entre 1984 et 1987, pG1: pourcentage de la perte de surface terrière cumulée par rapport à la surface terrière des arbres de DBH \geq 10 cm de 1984, E : exploitation, D: exploitation et éclaircie, T: témoin, A: strate arborescente (arbre de DBH \geq 10 cm), J: strate constituée d'arbustes et de juvéniles des arbres, P: strate de plantules, LH: strate constituée de lianes et d'herbacées.

Bloc	Carré (1 ha)	G1 (m ² /ha)	pG1 (%)	Traitement	Strate
Boukoko 1	111	7.7	24.6	E	A
	112	2.2	7.8	E	A
	113	10.8	31.9	E	A
	114	1.0	3.8	E	AJPLH
	121	9.0	28.2	D	A
	122	2.5	10.6	D	A
	123	5.7	21.1	D	A
	124	8.7	30.9	D	AJPLH
	131	-0.3	-0.9	T	A
	132	-0.5	-1.4	T	A
	133	-0.8	-2.6	T	A
	134	-0.8	-2.5	T	AJPLH
	Boukoko 2	141	11.8	32.2	E
142		4.6	15.6	E	A
143		7.7	25.4	E	AJPLH
144		10.4	28.5	E	A
151		5.6	21.7	D	A
152		10.8	35.3	D	A
153		15.8	44.9	D	AJPLH
154		12.7	36.8	D	A
161		-0.6	-1.7	T	A
162		-0.7	-2.0	T	A
163		-1.0	-2.9	T	AJPLH
164		-1.6	-5.9	T	A
Lolé		211	12.3	32.7	E
	212	8.5	25.8	E	AJPLH
	213	4.1	12.1	E	A
	214	8.6	26.8	E	A
	221	12.5	38.0	D	A
	222	11.5	35.4	D	A
	224	13.5	35.9	D	AJPLH
	244	-0.3	-1.0	D	AJPLH

2.2 Dispositif d'échantillonnage

Dans chacun des 9 carrés retenus, un dispositif d'échantillonnage sous forme de placettes emboîtées a été établi : une placette de 40 x 40 m quadrillée en mailles de 2,5 x 2,5 m, soit en tout 256 mailles, a été délimitée. Les mailles sont ensuite regroupées par 1, 4, 16 et 64 pour former des sous-placettes emboîtées de 2,5 x 2,5 m, 5 x 5 m, 10 x 10 m et 20 x 20 m. Au-delà de la placette de 40 x 40 m, la superficie restante du carré de 1 ha est, quant à elle, quadrillée en maille de 5 x 5 m.

En ajoutant ces mailles de 5 x 5 m aux sous-placettes de 5 x 5 m ci-dessus, un total de 400 mailles de 5 x 5 m est constitué (Fig. 2.5). Deux mailles élémentaires sont ainsi retenues : à l'intérieur de la placette de 1600 m² (40 m x 40 m), la maille est de 2,5 m x 2,5 m ; tandis qu'au-delà des 1600 m² la maille est de 5 m x 5 m.

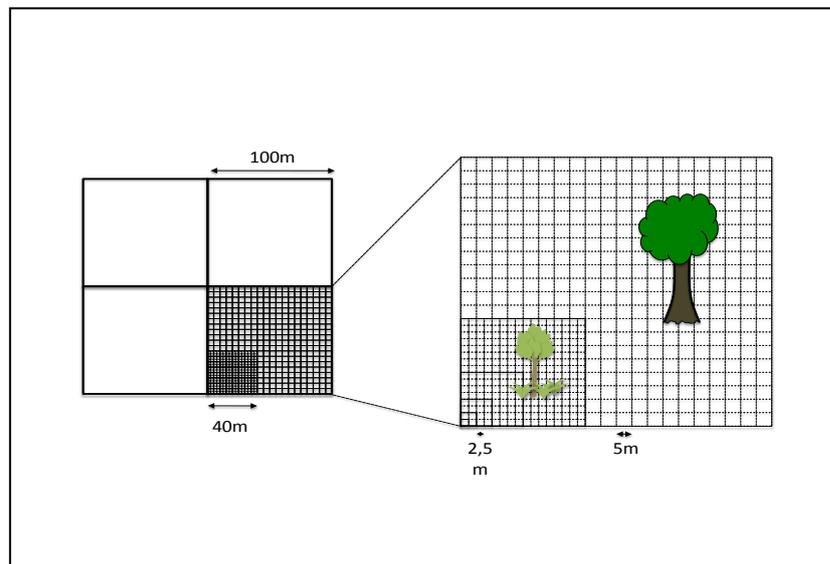


Figure 2.5 Schéma du dispositif d'inventaire: 1 Carré de 1 ha quadrillé en mailles de 5 x 5 m, contenant des sous-placettes 40 x 40 m, 20 x 20 m, 10 x 10 m, 5 x 5 m et 2,5 x 2,5 m quadrillées en mailles de 2,5 x 2,5 m.

2.3 Numérotation des mailles

Le dispositif d'inventaire est installé à l'angle inférieur (sud), gauche ou droit, du carré, lequel angle est choisi en fonction de la densité de la végétation d'une part et de l'accessibilité du milieu, en particulier de l'absence d'obstacles importants du type gros troncs d'arbre mort, d'autre part. Les deux côtés adjacents du carré sont considérés comme les axes d'un repère orthonormé, avec pour axe des abscisses le côté situé à la droite d'un observateur placé à l'origine, et pour axe des ordonnées le côté situé à sa gauche. Chaque maille est alors identifiée par une coordonnée : un nombre à deux chiffres indiquant respectivement sa position et l'ordre de son occurrence en partant de l'origine, sur chaque axe du repère orthonormé.

2.4 Inventaire floristique et détermination botanique

Dans les 9 placettes emboîtées, l'inventaire a couvert tous les types de plantes : herbacées (y compris épiphytes tombés au sol), sous-arbrisseaux, arbrisseaux, arbustes, plantules et plants des espèces d'arbres et les arbres. Ces plantes sont réparties en strate de la manière suivante :

- **strate LH**: lianes, plantes herbacées grimpantes, suffrutex (subligneux), herbacées prostrées ou dressées, pérennes ou annuelles. Ces plantes sont recensées de deux manières: 1) pour les lianes, si des individus d'une même espèce ont atteint un diamètre supérieur ou égal à 0,5 cm à 1,30 m de hauteur, ils sont dénombrés, mesurés et enregistrés dans la strate J ci-dessous; si aucun individu n'a atteint cette dimension, seule la présence est notée en strate LH; 2) pour les herbacées seule la présence dans la maille est notée;
- **strate P**: constituée d'arbrisseaux et de jeunes arbustes et arbres, caractérisés par une hauteur supérieure ou égale à 20 cm et un diamètre inférieur à 0,5 cm à 1,30 m de hauteur. Les individus de cette strate ne sont pas mesurés, mais ils sont dénombrés systématiquement;
- **strate J**: arbustes, lianes et individus juvéniles des arbres définis par un diamètre compris entre 0,5 cm et 9,5 cm à 1,30 m de hauteur. Ils sont dénombrés et mesurés systématiquement;
- **strate A**: arbres distingués par un diamètre supérieur ou égal à 9,5 cm à 1,30 m de hauteur. En général ils sont dits recrutés et sont déjà enregistrés, numérotés, positionnés et mesurés chaque année depuis leur recrutement. Ces informations étant déjà disponibles dans la base de données de M'Baïki, seules les déterminations botaniques ont été vérifiées et notées. Des compléments d'information ont été récupérés plus tard à partir de la base de données.

Dans la suite du travail, pour des raisons pratiques, l'ensemble des strates J, P et LH sera appelé « sous-bois ». Le sous-bois comprend ainsi les lianes, les plantes herbacées grimpantes, les suffrutex (subligneux), les herbacées prostrées ou dressées, les arbrisseaux, les arbustes et les individus juvéniles des arbres. La strate A, qui renferme les arbres ayant un diamètre supérieur ou égal à 9,5 cm à 1,30 m de hauteur et qui, en fonction de leur hauteur, sont soit des petits arbres dominés, des arbres moyens, dominants ou des grands arbres, sera appelée « strate arborescente ».

Toutes les strates J, P, et LH sont inventoriées dans les sous-placettes 40 x 40 m, 20 x 20 m, 10 x 10 m, 5 x 5 m et 2,5 x 2,5 m quadrillées en mailles de 2,5 x 2,5 m. Par conséquent cet inventaire dit de sous-bois n'a été réalisé que dans 1 carré sur 4 pour chacune des 9 parcelles, soit sur une superficie totale de 1,44 ha. En revanche les arbres ayant un diamètre supérieur ou égal à 9,5 cm à 1,30 m de hauteur, regroupés dans la strate A, sont inventoriés dans les 4 carrés de chacune des 9 parcelles retenues, soit en tout 36 carrés, pour une superficie cumulée de 36 ha. Sur ces 36 carrés, comme il a été mentionné au paragraphe 2.1 ci-dessus, les données de l'inventaire des 4 carrés qui ont subi un feu de forêt au cours de l'expérimentation ont été exclues. Les analyses qui vont suivre ne concernent donc que 32 carrés.

La détermination botanique est l'activité qui a occupé l'essentiel du temps de la thèse. Elle a été difficile, pénible en raison de l'extrême faiblesse de l'infrastructure taxonomique nationale, mais passionnante. Tant bien que mal, elle a permis *in fine* d'identifier la quasi-totalité des espèces d'arbres du dispositif de Mbaïki, souvent au prix de plusieurs retours au pied d'un même arbre. Ainsi la détermination de la plupart des espèces d'arbre a été faite *in*

situ. Certaines espèces ont été collectées sous forme de spécimens d'herbiers et de photos et ont été déterminées ultérieurement à l'Herbier national du Cameroun (YA), sur place à Bangui à l'Herbier du Ministère Eaux, Forêts, Chasses et Pêche (BANG) ou à l'aide des flores mises à disposition par le projet d'appui à la recherche forestière (ARF) et la bibliothèque du Ministère des Eaux, Forêts, Chasses et Pêche. Le site web du Royal Botanic Gardens Kew <http://apps.kew.org/herbcat/> a été notre recours ultime, en particulier pour la détermination des spécimens des espèces du sous-bois. La liste des espèces a été établie selon la nomenclature de Lebrun et Stork (1991-1997). Elle est accompagnée d'une double liste de familles tirée du système Cronquist et de la classification APG III tirée de la liste de travail du site <http://theplantlist.org> et du site du Conservatoire du Jardin Botanique de Genève (CJB) <http://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/africa/>. L'occurrence des espèces en République Centrafricaine et dans la zone d'étude a été vérifiée sur le site du système mondial d'information sur la diversité biologique GBIF <http://data.gbif.org/species/>.

A l'issue de la détermination et de la résolution des problèmes de nomenclature, deux matrices ont été confectionnées. La première concerne les données provenant des 9 placettes emboîtées. Elle comprend les listes de toutes les strates de végétation. Elle a été enrichie des informations structurelles, fonctionnelles et phytogéographiques sur les espèces : types biologiques, types de diaspores et modes de dissémination, tempéraments ou guildes selon Hawthorne (1995), chorologie et types de distribution phytogéographique. Les documents de thèses disponibles, à savoir Apéma (1995), Sonké (1998), Yongo (2004), Tchouto (2004), Kouob (2009) ont servi de sources pour le recueil des informations chorologiques et des traits de vie. L'autre matrice est constituée uniquement des données relatives à la strate arborescente.

3. Analyse des données

3.1 Richesse taxonomique

La richesse taxonomique d'une forêt est exprimée en nombre d'espèces, genres et familles. Elle renseigne aussi sur le nombre de genres et d'espèces par famille, et d'espèces par genre.

3.2 Richesse spécifique

Plusieurs indices ont été utilisés pour mesurer la diversité biologique. Le nombre d'espèces collectées dans un échantillon est exprimé par deux notions distinctes : la richesse spécifique, qui correspond au nombre d'espèces d'une communauté ou d'un échantillon ; elle est parfois déclinée en densité spécifique, qui correspond au nombre d'espèces par unité d'échantillonnage. L'indice de richesse spécifique se note généralement *S*. Il ne renseigne que sur le nombre d'espèces dans l'échantillon. La richesse spécifique est ainsi dépendante de l'échelle d'étude de sorte que les résultats d'une étude réalisée à une échelle donnée ne sauraient être extrapolés ni transposés à une autre échelle.

3.3 Indices de diversité

Les indices d'hétérogénéité ont été développés pour corriger l'insuffisance de la richesse spécifique en introduisant la notion d'équitabilité qui exprime la régularité ou la répartition équitable des individus au sein des espèces de la communauté et repose sur une combinaison de la richesse spécifique et de l'abondance des espèces. Le postulat de l'équitabilité se fonde sur le fait qu'une espèce représentée par plusieurs individus (espèce abondante) et une espèce représentée par un ou quelques individus (espèce rare) ne peuvent pas avoir la même importance écologique en termes de contribution au fonctionnement de l'écosystème. Trois indices intégrant cette notion sont fréquemment utilisés :

3.3.1 Indice de diversité de Shannon-Wiener H'

Il dérive de la théorie de l'information et mesure l'entropie d'un échantillon, soit la « saturation » de la communauté (Kent & Cooker, 1992). L'indice est donné par la formule :

$$H' = - \sum_{i=1}^S ((N_i / N_s) \log_2 (N_i / N_s))$$

S étant le nombre total d'espèces présentes, N_i l'effectif de l'espèce i dans l'échantillon et N_s l'effectif total. H' varie de 0, quand le peuplement est constitué d'une seule espèce, à $\log_2 S$, quand toutes les espèces présentes ont une abondance équivalente. En d'autres termes, la prévalence d'espèces dominantes dans la communauté induit une faible valeur de H' , tandis que l'équirépartition se traduit par une valeur élevée de H' . Ainsi pour les communautés les plus diversifiées des forêts tropicales H' peut atteindre une valeur supérieure ou égale à 4,5 (Kent et Coker, 1992).

3.3.2 Indice d'équitabilité J'

Déduit de l'indice de diversité de Shannon-Wiener H' , cet indice mesure l'équitabilité par rapport à une répartition théorique égale pour l'ensemble des espèces :

$$J' = H'/H'_{\max} = H'/\ln S$$

J' varie de 0 à 1. Une équitabilité égale à 1 correspond à une communauté dont les effectifs sont parfaitement équirépartis entre les espèces, c'est-à-dire où toutes les espèces ont le même nombre d'individus. L'équitabilité est égale à 0 lorsqu'une seule espèce domine. Ainsi l'équitabilité prend en compte la diversité absolue potentielle de la communauté représentée par H'_{\max} , traduisant ainsi la capacité du système de supporter S espèces représentées avec des proportions équivalentes.

3.3.3 Indice de raréfaction

Une comparaison directe de richesse spécifique entre deux échantillons ne peut pas être écologiquement significative, parce que le nombre d'espèces augmente avec la dimension de l'échantillon et que les différences dans la structure des communautés peuvent être confondues avec les différences dans l'intensité d'échantillonnage (Collins et Simberloff,

2009). La raréfaction permet de pallier cette difficulté. Pour construire la courbe de raréfaction, on considère un nombre N_1 d'individus prélevés au hasard dans l'échantillon et on représente le nombre S_1 d'espèces correspondant qu'on porte sur le graphique, puis on double ou triple ou décuple, etc. le nombre d'individus tout en représentant à chaque fois sur le graphique le nombre d'espèces correspondant. La raréfaction estime combien d'espèces on peut obtenir dans un échantillon aléatoire d'individus tirés d'une plus grande collection et permet des comparaisons significatives entre collections de différentes dimensions (Sanders, 1968).

On peut ainsi comparer deux communautés sur la base de la diversité obtenue pour un échantillon de taille identique (Ricklefs et Miller, 2000). L'inconvénient de la raréfaction est qu'elle repose sur l'hypothèse d'une dispersion spatiale aléatoire des individus. Ainsi, une agrégation spatiale des individus d'une espèce ou, au contraire, une ségrégation, peuvent amener un biais dans l'estimation de la richesse spécifique par la technique de raréfaction. L'échantillon doit donc être suffisamment grand pour garantir une caractérisation adéquate de la distribution des espèces et de leurs individus.

3.3.4 Diagramme rang-abondance

Le diagramme rang-abondance est une représentation graphique du pourcentage d'espèces ayant la même abondance en fonction du rang de ces mêmes espèces au regard de leur abondance : l'espèce la plus abondante est la première et prend le rang 1, la seconde espèce la plus abondante a le rang 2, ainsi de suite, l'espèce la moins abondante est la dernière. Le diagramme rang-abondance en tant qu'indice de richesse ou de diversité, constitue une abstraction de la structure de la communauté qui peut néanmoins, dans certains cas, servir à faire des comparaisons (Townsend et al., 2003). Plus la courbe rang-abondance est creuse, plus des espèces communes sont dominantes sur les espèces rares dans la communauté et plus la diversité est faible. En revanche plus la courbe est oblique, plus il y a des espèces rares dans la communauté et plus la diversité est élevée.



Figure 2.5 Monsieur Jules Gaston KIKI pressant les échantillons botaniques

Chapitre 3 -Flore et végétation de la forêt de Mbaïki : place dans le contexte des forêts tropicales africaines et impact de l'exploitation

1. Introduction

Là où une intervention sylvicole est envisagée, une compréhension des processus qui maintiennent la biodiversité des forêts est cruciale (Smith et al., 2005). Le territoire centrafricain demeure peu connu sur le plan scientifique (Boulvert, 1996) et, comme dans les autres pays d'Afrique centrale, on sait peu de choses sur la composition floristique des forêts, la diversité et l'autécologie des espèces, et sur les relations des espèces aux perturbations (Méchain-Réjou et al, 2008; Parmentier et al., 2007). C'est dans ce contexte que la République centrafricaine a démarré et poursuit l'exploitation de ses forêts.

Aussi le dispositif de Mbaïki a-t-il été mis en place afin de produire des informations scientifiques sur les réponses des populations d'arbres aux perturbations induites par l'exploitation forestière et, ainsi, fournir les bases d'une gestion forestière rationnelle. L'exploitation du bois d'œuvre effectuée sur ce dispositif en 1984-1985 a opéré un prélèvement de 2 à 7 tiges à l'hectare, soit une moyenne de 4 tiges à l'hectare (Schmitt, 1982; De Chatelperron et Commerçon, 1986; Tran-Hoang et al., 1991). Rappelons que l'éclaircie pratiquée dans certaines parcelles après l'exploitation a été un délianage systématique et une dévitalisation d'une vingtaine d'arbres en moyenne des essences non commerciales, particulièrement ceux de l'espèce *Musanga cecropioides*. L'intensité des perturbations infligées, exprimée en perte de surface terrière par rapport à la surface terrière initiale, varie de 3,8 à 32,7% à l'hectare pour les parcelles exploitées et de 10,6 à 44,9% à l'hectare pour les parcelles exploitées et éclaircies (Tab. 1), soit une moyenne respective de 22,27% et 31,08% à l'hectare. Cette exploitation très forte a été conçue à dessein, à titre expérimental, pour simuler les effets d'une exploitation prospective visant une plus large gamme d'espèces que le nombre limité d'essences commerciales qui font actuellement l'objet d'une exploitation sélective (Bedel et al., 1998).

Des études ont montré que l'impact de l'exploitation forestière dépendait de l'intensité des opérations sylvicoles, plus particulièrement du nombre de tiges extrait ; plus ce nombre est élevé, plus les conséquences néfastes sont importantes (Van der Hout, 1999; De Chatelperron et Commerçon, 1986). Cependant certaines études soulignent que, même pour un faible prélèvement de 3-10% de tiges, près de 50% des arbres sont endommagés du fait des chutes d'arbres qui entraînent les arbres voisins (Struhsaker, 1997). Pour Lewis (2006) l'exploitation forestière, quelle que soit son intensité, peut avoir des conséquences complexes sur les écosystèmes. L'impact de l'exploitation sur les communautés forestières peut être résumé en deux types principaux : 1) les altérations structurales de la forêt dues aux dégâts physiques directs sur la végétation, lesquels dégâts créent des trouées dans la canopée forestière et engendrent une hétérogénéité spatiale, voire temporelle, en combinaison avec les perturbations passées; 2) les variations de la diversité et les modifications de la composition floristique qui résultent de la récolte sélective des gros arbres commerciaux, la diminution

consécutives du nombre d'arbres producteurs de graines de ces espèces, la disparition de certaines espèces sensibles à la perturbation et l'installation d'autres. Si les trouées engendrées par les chutes d'arbres en cascade dans la canopée et l'espace libéré à la surface du sol sont larges, des espèces pionnières peuvent s'installer, initier une succession secondaire et dominer les sites perturbés jusqu'à 30 ans environ après la perturbation (Finegan, 1996a). Pendant ce temps ces espèces pionnières sont progressivement supplantées par les pionnières tardives et les héliophiles qui peuvent, à leur tour, former une canopée plus haute et y dominer pendant un siècle environ (Poorter et al., 2005). A l'ombre des canopées basses successives des espèces pionnières s'opère une forte mortalité des espèces herbacées héliophiles, des arbustes, des plantules et des juvéniles de ces mêmes espèces pionnières et héliophiles (Chazdon et al., 2005). Par contre, les espèces tolérantes à l'ombre s'établissent graduellement et pourront atteindre la canopée (Ghazoul et Sheil, 2010). En revanche, si les trouées sont mineures, elles favorisent l'accès au sous-bois forestier d'une plus forte intensité lumineuse qui favorisent la croissance des plantules et des juvéniles préexistants des espèces tolérantes à l'ombre et des espèces héliophiles à longue durée de vie. Celles-ci contribuent alors à une prompte récupération de la végétation.

La dynamique des communautés végétales post-perturbation a induit deux inférences majeures en écologie des communautés: d'un côté l'arrivée massive des espèces pionnières qui se s'ajoutent aux espèces préexistantes détermine l'augmentation de la diversité et la modification de la composition floristique attribuées aux perturbations (Molino et Sabatier, 2001; Connell, 1978). Cette modification de la composition floristique persiste souvent longtemps en raison de la diminution des arbres émergents, en particulier ceux des essences commerciales, qui ont, en général, de gros diamètres et l'augmentation de l'abondance des espèces pionnières et héliophiles dont beaucoup ont des tiges plus petites (Smith et al., 2005; Primack et Lee, 1991). De l'autre côté, la récupération graduelle des espèces de différents tempéraments explique le maintien de la diversité spécifique et l'excellente régénération des essences exploitables dans les formations secondaires signalés dans la forêt d'Itouri en République Démocratique du Congo (Makana et al., 2006) et le maintien de la diversité dans une forêt de l'est de l'Australie (Smith et al., 2005). Le maintien de la diversité spécifique est souvent expliqué également par la proximité de la végétation rémanente et, donc, des arbres semenciers (Makana et al., 2006; Chazdon, 2003; Guariguata et Ostertag, 2001).

Toutefois, la modification de la composition floristique suite aux perturbations ne se produit pas systématiquement dans toutes les communautés végétales. La succession secondaire n'advient que lorsqu'il y a compétition interspécifique au sein de la communauté, c'est-à-dire que la forêt doit être majoritairement composée d'espèces d'arbres tolérantes à l'ombre et qu'il doit y avoir des espèces pionnières, colonisatrices et tolérantes aux perturbations dans le pool régional d'espèces (Shea et al., 2004; Cordonnier et al., 2006; Chesson et Huntly, 1997). En outre, selon Sheil et Burslem (2003), la réaction des forêts aux perturbations dépend de leur histoire ; si la forêt a connu un passé tumultueux où des perturbations de large échelle et de longue durée ont complètement remanié la végétation à tel point que la composition floristique est déjà dominée par les espèces héliophiles, les nouvelles perturbations n'entraînent que le remplacement d'espèces héliophiles par d'autres héliophiles, sans augmentation notable de richesse spécifique et sans modification de la composition floristique.

L'exploitation forestière entraîne également la disparition des espèces rares (Nasi et Forni, 2006) et celle de certaines espèces tolérantes à l'ombre (Bawa et Seidler, 1998;

Laurance et al., 1998). Or les espèces du sous-bois sont en grande partie des espèces tolérantes à l'ombre, donc susceptibles d'être sévèrement affectées par les effets de l'exploitation forestière. Dans les forêts d'Afrique centrale, nous savons, par exemple, que les arbustes du sous-bois contribuent à hauteur de 38,3% à la richesse spécifique de la forêt de Ngotto (Yongo, 2004) en République Centrafricaine et à hauteur de 54% à celle de la forêt de Campo-Ma'an au Cameroun (Tchouto, 2006). Si en plus des arbustes on prend en compte la richesse spécifique des herbacées et celle des plantules et des juvéniles d'arbres, la contribution du sous-bois à la diversité totale atteindrait un pourcentage plus important que ceux mentionnés ci-dessus, ce qui implique que l'exploitation peut localement affecter un grand nombre d'espèces. Ceci a été observé en Guyane française où, suite à une récolte de 3 tiges/ha, 38% de la végétation du sous-bois ont été détruits (Thiollay, 1992 in Bawa et Seidler, 1998). Par ailleurs, la plupart des études portant sur l'impact de l'exploitation forestière analysent rarement toutes les strates de la végétation et abordent rarement les mêmes paramètres structuraux : la strate arborescente est souvent appréhendée à la fois par sa composition floristique et sa diversité, et le sous-bois uniquement par sa diversité ou bien toutes les strates sont mises ensemble dans les analyses. A notre connaissance, la variation de la composition floristique de la végétation strate par strate avec emphase sur la végétation du sous-bois et en relation avec l'exploitation forestière a été peu investiguée, particulièrement dans la forêt tropicale d'Afrique centrale.

Ce chapitre vise trois objectifs principaux. Premièrement, parfaire une analyse floristique de la forêt de Mbaïki permettant d'affiner sa délimitation phytogéographique et de déterminer son importance patrimoniale au sein des massifs forestiers sous-régionaux. Deuxièmement, mettre en évidence les modifications éventuelles de la composition floristique en fonction de l'intensité des perturbations induites par l'exploitation forestière, en comparant l'influence des trois types de traitement sur la richesse spécifique, l'importance des familles et des espèces et en recherchant les gradients de composition floristique au niveau des 4 strates de végétation que sont la strate arborescente, la strate des arbustes et arbres juvéniles, la strate des plantules et la strate des lianes et des herbacées. Troisièmement, étudier les stratégies de régénération des espèces communes eu égard à la variation de l'intensité des perturbations.

On suppose que les différences d'intensité de l'exploitation réalisée à Mbaïki se sont traduites par des trouées de la canopée et une surface du sol exposée différentes avec, donc, des réponses différentes de la végétation. On s'attend à un faible impact sur la richesse spécifique de la strate arborescente et de la strate des juvéniles, dû à la proximité des végétations rémanentes. Celle-ci offre en effet des possibilités de régénération à partir de la banque de graines et de colonisation à partir de la pluie de graines issue de la dispersion des semences depuis les arbres avoisinants. Les différences devraient être plus importantes au niveau de la strate des plantules et de celle des lianes et herbacées, d'une part à cause de la suppression des lianes dans les parcelles exploitées et éclaircies lors de l'expérimentation, d'autre part par suite de la mortalité des herbacées sous les basses canopées des espèces pionnières au cours de la première décennie suivant les perturbations. En revanche, l'importance des familles et des espèces qui dépend de la dominance relative, de la densité relative et de la fréquence relative pourrait varier entre les parcelles témoins et les parcelles traitées au niveau de la strate arborescente et de la strate des juvéniles en raison de la diminution des arbres émergents de gros diamètres récoltés ou renversés et de l'augmentation de l'abondance des espèces pionnières et héliophiles ayant des tiges plus petites. Quant à la composition floristique, notre hypothèse est qu'elle pourrait avoir les mêmes tendances que celle de la richesse spécifique et qu'elle ne varierait pas entre les différents traitements au

niveau de la strate arborescente et de la strate des juvéniles pour les mêmes raisons, alors qu'elle pourrait varier significativement au niveau de la strate des plantules et celle des lianes et herbacées pour les mêmes raisons également.

2. Matériel et méthodes

Les méthodes d'échantillonnage étant déjà détaillées dans le chapitre I, seules les méthodes spécifiques à ce chapitre et les méthodes d'analyse des données seront présentées ci-dessous.

2.1 Richesse taxonomique

Les nombres d'espèces, de genres et de familles, ainsi que le nombre de genres par famille, d'espèces par famille et d'espèces par genre ont été déterminés. Ces observations propres à la forêt de Mbaïki sont comparées à d'autres, recensées notamment en forêt de Ngotto en République Centrafricaine et de Campo Ma'an au Cameroun.

2.2 Similarité des sites et des traitements

Le réservoir d'espèces total, le nombre d'espèces communes aux trois blocs, le nombre d'espèces appartenant uniquement à deux blocs et le nombre d'espèces exclusives à chaque bloc sont représentés à l'aide d'un diagramme de Venn qui mettra en relation les trois sites Boukoko 1, Boukoko 2 et Lolé. Le diagramme de Venn servira également à déterminer le nombre d'espèces présentes dans les trois traitements, présentes uniquement dans deux traitements sur les trois et le nombre d'espèces exclusives à chaque traitement. Le diagramme de Venn est généralement utilisé pour mettre en évidence de possibles relations entre deux ou plusieurs ensembles.

2.3 Structure de la communauté

L'importance relative de chaque famille et de chaque espèce sera déterminée par le calcul d'un indice d'importance : l'*Importance Value Index* (IVI) de Curtis et MacIntosh (1950) qui correspond à la somme de la densité relative, de la dominance relative et de la fréquence relative de la famille ou de l'espèce : $IVI = Dr + Gr + Fr$, où Dr est la densité relative (nombre d'individus de l'espèce considérée rapporté au nombre total d'individus, x 100), Gr est la surface terrière relative (surface terrière de l'espèce considérée rapportée à la surface terrière totale du peuplement, x 100) et Fr est la fréquence relative (fréquence de l'espèce considérée rapportée à la somme des fréquences de toutes les espèces, x 100). L'IVI varie de 0 à 300. L'IVI a été calculée pour la strate arborescente et la strate des juvéniles pour lesquelles les DBH ont été mesurés. Elle devrait permettre de caractériser la forêt en se référant à la famille ou l'espèce la plus importante. La variation des IVI entre les différents traitements sylvicoles expérimentés à Mbaïki permet de mettre en évidence les changements éventuels de structure et de composition floristique dus à l'exploitation forestière. De même, la comparaison de la tendance de l'IVI des adultes et des juvéniles par espèce et par type de traitement sylvicole pourrait aider à appréhender la stratégie de régénération des espèces dans des environnements contrastés.

2.4 Composition floristique

L'analyse de la composition floristique vise à identifier les groupements ou associations végétales qui s'agencent horizontalement ou verticalement à l'échelle locale, régionale ou paysagère. Elle éclaire sur la stabilité et la dynamique de la forêt et peut servir d'indicateur de l'intensité des perturbations passées de l'écosystème (Favrichon et al, 1998). Elle se fait en utilisant des méthodes d'analyses multivariées dont la NMDS utilisée dans le cadre de cette étude.

2.5 Biologie, phytogéographie et écologie

2.5.1 Types biologiques

Sonké (1998) citant Lebrun (1947) indique que le type biologique d'une espèce est l'ensemble des dispositifs anatomiques et morphologiques qui caractérisent son appareil végétatif et singularisent son apparence générale et sa physionomie, indépendamment de sa position systématique et en tant qu'adaptation aux conditions du milieu.

La classification de Raunkiaer (1934) adaptée aux régions tropicales par Lebrun (1960) et Schnell (1971) distingue les phanérophytes, les chaméphytes, les géophytes, les hémicryptophytes et les thérophytes. Senterre (2005), puis Kouob (2009) en ont donné plusieurs correspondances et une stratification hiérarchique que nous avons essayé d'adapter à nos notes de terrain (Tab. 3.1).

Tableau 3.1 Types biologiques des plantes tropicales adaptés de Raunkiaer (1934).

Classification Raunkiaer	Code	Correspondance	Hauteur	Strate
Mégaphanérophyte	MgPh	Grand arbre	> 30 m	Emergente
Mésophanérophyte	(MsPh):	Arbre moyen-dominant	10-30 m	Canopée
Microphanérophyte	(McPh):	Petit arbre-dominé	2-10 m;	Sous-bois
Nanophanérophyte	(NnPh):	Arbuste, sous-arbuste, arbrisseau	0,4-2 m	Arbustive
Phanérophyte grimpant	Phg	Liane		Variable
Chaméphyte	Chd,	Suffrutex (subligneux)		Herbacée
	Chp	Herbacée prostrée		
Thérophyte	Th	Herbacée annuelle		Herbacée
Hémicryptophyte	Hc	Herbacée pérenne		Herbacée
Géophyte	Gor	Herbacée à bulbe, rhizome ou tubercule		Herbacée

2.5.2 Distribution phytogéographique

A partir des travaux de White (1979, 1983, 1986) sur la chorologie et la phytogéographie et de ceux de Danserau et Lems (1957), Evrard (1968), Mandango (1982), relatifs aux diaspores, les caractéristiques biologiques et écologiques des espèces des forêts tropicales d'Afrique centrale ont été reconnues et utilisées dans plusieurs travaux dont Apéma (1995), Sonké (1998), Yongo (2004), Senterre (2005) et Kouob (2009). De ces dernières sources nous avons repris les types chorologiques, types de distribution phytogéographiques, types de diaspores et modes de dissémination ci-dessous correspondant à la flore de Mbaïki.

Espèces à large distribution géographique (LDI):

- Espèces cosmopolites (Cos): réparties à travers le monde entier ;
- Espèces pantropicales (Pan): présentes en Afrique, Amérique et Asie tropicales, et Océanie ;
- Espèces afro-américaines (AA): répandues en Afrique et Amérique tropicales ;
- Espèces paléotropicales (Pal): présentes dans les régions tropicales de l'ancien monde : Afrique, Asie tropicale et Madagascar;

Espèces plurirégionales africaines (PRA):

- Espèces plurirégionales africaines (PA): répandues dans les régions floristiques africaines ou dans seulement quelques régions floristiques disjointes ;
- Espèces afro-tropicales (AT): présentes dans toute l'Afrique tropicale et dans les îles océaniques tropicales (Madagascar, Seychelles..).

Espèces endémiques (EEN):

- Espèces afromalgaches (AM): présentes en Afrique et à Madagascar;
- Espèces guinéo-congolaises (GC): présentes dans toute la Région floristique guinéenne (centre régional d'endémisme guinéo-congolais);
- Espèces centro-guinéo-congolaises (CG): espèces dont l'aire de distribution s'étend du Cameroun en République Démocratique du Congo;
- Espèces camerouno-congolaises (CaCo): présentes au Cameroun et dans le Bassin du Congo ;
- Espèces occidentales guinéennes (WG): répandues de l'Afrique occidentale au Cameroun et dans le Bassin du Congo;
- Espèces camerounaises (Cam): signalées seulement au Cameroun.

Espèces de liaison (ELI) :

- Espèces bas-guinéennes-congolaises (BGC-S): rencontrées dans la partie soudanienne ;
- bas-guinéennes-congolaises-zambézienne (BGC-Z): rencontrées dans la partie zambézienne;
- Espèces congolaises-soudanienne (CS) : rencontrées dans la partie soudanienne;
- Espèces centro-guinéennes-soudanienne (CG-S): présentes dans la région soudanienne;
- Espèces congolaises-soudanienne (CS) : rencontrées dans la partie soudanienne ;
- Espèce guinéenne-soudano-zambézienne (G-SZ): espèces de transition guinéenne-soudano-zambézienne;
- Espèces guinéo-congolaises soudanienne GC-S: présentes dans tout le centre régional d'endémisme guinéo-congolais et dans la partie soudanienne;

- Espèces guinéo-congolaises et soudano-zambézienne (GC-SZ): présentes dans les régions zambézienne et soudanienne;
- Espèces omniguinéennes zambéziennes (GC-Z): espèces omniguinéennes présente dans la partie zambézienne;
- Espèces haut-bas-guinéennes-soudaniennes (GS): espèces haut-bas-guinéennes présentes dans la partie soudanienne région soudanienne.

2.5.3 Types de diaspores et modes de dissémination

Zoochorie : dissémination effectuée par les animaux (mammifères et oiseaux)

- Sarcochores (Sar): diaspores totalement ou partiellement charnues indéhiscents;
- Desmochores (Des): diaspores accrochantes ou adhésives;

Anémochorie: dissémination assurée par le vent

- Ptérochores (Pté): diaspores munies d'appendices aliformes;
- Pogonochores (Pog): diaspores à appendices plumeux ou soyeux;
- Sclérochores (Sclér): diaspores non charnues relativement légères.

Autochorie: dissémination réalisée par la plante elle-même

- Ballochores (Bal): diaspores sèches ou charnues expulsées par la plante elle-même;
- Barochores (Bar): diaspores sèches ou charnues, lourdes et indéhiscents.

3. Analyses statistiques des données

Toutes les analyses statistiques seront effectuées avec le logiciel R (R development Core Team 2009).

3.1 Ordination par la NMDS

L'ordination est un ensemble d'analyses qui visent à résumer des données multivariées afin d'afficher graphiquement des différences entre les échantillons (sites/relevés) dans un nombre limité de dimensions. Il y a plusieurs types d'ordination dont le choix se fait en fonction de la structure et des propriétés des données.

La NMDS « *Nonmetric multidimensional scaling* » est une méthode d'ordination non paramétrique ; à la différence des analyses factorielles, elle ne requiert pas la multinormalité des données, celle-ci étant très peu probable dans le cas de matrices très rectangulaires comme les nôtres (c'est-à-dire comportant beaucoup plus d'espèces que de relevés). Le principe reste celui d'une ordination : chaque axe peut être interprété comme un gradient environnemental le long duquel espèces et relevés sont projetés.

Pour choisir le nombre approprié de dimensions ou axes, nous avons progressivement augmenter le nombre de dimensions, puis avons représenté l'histogramme des stress contre le nombre de dimensions et avons gardé le nombre de dimensions défini par le point d'inflexion au delà duquel la valeur du stress ne diminuait plus substantiellement. La valeur du stress mesure la fidélité avec laquelle l'ordination résume les distances observées parmi les

échantillons. Un stress faible indique une bonne correspondance entre dissimilarité et ordination. Un test de corrélation de Spearman a été réalisé entre les scores des relevés et l'intensité des perturbations pour attester si la perturbation influençait significativement les regroupements de relevés résultant de la NMDS; en d'autres termes, si la composition floristique réagissait significativement à l'intensité de perturbation.

3.2 MRPP et NPMANOVA

En plus de l'ordination par la NMDS, une autre analyse de la réponse de la composition floristique aux différents traitements a été faite selon la méthode MRPP (*Multiple Response Permutation Procedure*). La MRPP est un test non paramétrique pour vérifier si des groupes définis *a priori* diffèrent significativement en termes de composition floristique. Si oui, alors les groupes de relevés formés à l'issue de la NMDS définissent des combinaisons floristiques significativement distinctes les unes des autres.

La MRPP compare des groupes sur la base des mesures des distances. Elle est semblable à l'ANOVA dans laquelle la *F*-value est le ratio de la variance inter-groupes (signal) à la variance intra-groupe (bruit). Plus le ratio du signal au bruit est élevé, plus grand est la *F*-value. Dans les cas où l'ANOVA marche avec les distances, au lieu d'un *F*-value, il peut s'agir d'un Delta-value qui est le ratio des distances intergroupes (signal) aux distances intra-groupes (bruit).

La MRPP compare les groupes sur la base de la distance moyenne, mais ne précise pas s'il s'agit de la distance moyenne intra -groupe ou inter-groupes (Oksanen et al., 2011). Une différence significative pourrait émaner du fait que dans un groupe la variation intra-groupe soit plus importante que dans un autre. La « *Permutational Multivariate Analysis Of Variance of distance matrix* », qui est une méthode non paramétrique plus robuste utilisant la distance de Bray-Curtis (NPMANOVA) permet de palier cet inconvénient.

Les tests sous-jacents à la MRPP et à la NPMANOVA nous renseignent sur l'existence d'une différence de composition floristique entre les différents traitements sylvicoles. S'il y a une différence de composition floristique, pour savoir quelles sont les espèces dont la présence distingue chaque traitement des autres et qui expliquent cette variation de la composition floristique, une analyse des espèces indicatrices a été faite. Sous R, la librairie "labdsv" (Roberts, 2010) propose plusieurs fonctions pour identifier les espèces indicatrices dont la fonction "indspc" utilisée dans cette analyse. Elle calcule la similarité moyenne de tous les relevés où une espèce est présente et assigne l'espèce comme indicatrice du groupe de relevés où elle a tendance à apparaître le plus. Elle fournit la valeur indicatrice de l'espèce (similarité moyenne) et la probabilité qu'elle soit retrouvée dans ce groupe de relevés avec une fréquence et une abondance plus importantes qu'ailleurs.

Pour éviter d'éventuels biais dus à l'influence des espèces rares définies comme étant les espèces présentes dans moins de 10% des relevés (Gillet, 2000 *in* Senterre, 2005), les espèces présentes seulement dans 5 % des relevés (une maille élémentaire de 5 x 5 m pour les espèces d'arbre et 2,5 x 2,5 m pour les autres types morphologiques) ont été exclues des analyses.

4. Résultats

4.1 Richesse taxonomique

L'inventaire des 32 ha, incluant 1,44 ha de sous-placettes de la forêt dense humide semi-décidue du dispositif forestier permanent de Mbaïki, a donné pour toutes les strates de végétation, indépendamment des traitements sylvicoles, 666 espèces réparties en 361 genres et 99 familles. 37 morpho-espèces sont restées indéterminées parmi lesquels 2 grands arbres. 934 échantillons d'herbiers ont été collectés pendant les inventaires et à travers la région ; ils seront montés ultérieurement et conservés au Laboratoire de Botanique du Centre d'études et de recherche en pharmacopée et médecine traditionnelles africaines (CERPHAMETA) de l'Université de Bangui.

Dans l'ensemble les familles *Rubiaceae*, *Fabaceae* et *Euphorbiaceae* sont les plus diversifiées en genres et en espèces (Tab. 3.2). Au niveau de la strate arborescente, les trois familles les plus diversifiées sont les *Fabaceae*, les *Rubiaceae* et les *Malvaceae*. Le genre *Drypetes* de la famille des *Putrajivaceae* est le plus diversifié avec 16 espèces (Tab. 3.3). Sur les 361 genres 235 (65%) sont représentés par une seule espèce.

Tableau 3.2 Liste des familles les plus diversifiées (tableau complet en annexe : Annexe I)

Famille	Totes strates			Strate arborescente			
	Genre	Espèce	% (espèce)	Famille	Genre	Espèce	% (espèce)
<i>Rubiaceae</i>	37	82	12,3	<i>Fabaceae</i>	21	33	10,5
<i>Fabaceae</i>	34	52	7,8	<i>Rubiaceae</i>	14	22	7,0
<i>Euphorbiaceae</i>	19	28	4,2	<i>Malvaceae</i>	13	22	7,0
<i>Apocynaceae</i>	18	29	4,4	<i>Euphorbiaceae</i>	12	17	5,4
<i>Malvaceae</i>	13	23	3,5	<i>Sapindaceae</i>	10	16	5,1
<i>Sapindaceae</i>	12	20	3,0	<i>Sapotaceae</i>	8	21	6,7
<i>Annonaceae</i>	10	18	2,7	<i>Annonaceae</i>	7	11	3,5
<i>Menispermaceae</i>	9	11	1,7	<i>Meliaceae</i>	7	17	5,4
<i>Sapotaceae</i>	9	23	3,5	<i>Moraceae</i>	6	11	3,5

Tableau 3.3 Liste des genres les plus diversifiés (tableau complet en annexe : Annexe II)

Toutes strates			Strate arborescente		
Genre	Espèce	% (espèce)	Genre	Espèce	% (espèce)
<i>Drypetes</i>	16	2,4	<i>Drypetes</i>	15	4,8
<i>Combretum</i>	9	1,4	<i>Celtis</i>	7	2,2
<i>Psychotria</i>	9	1,4	<i>Diospyros</i>	7	2,2
<i>Tricalysia</i>	9	1,4	<i>Chrysophyllum</i>	6	1,9
<i>Dioscorea</i>	8	1,2	<i>Tricalysia</i>	6	1,9
<i>Ficus</i>	8	1,2	<i>Trichilia</i>	6	1,9
<i>Celtis</i>	7	1,1	<i>Albizia</i>	5	1,6
<i>Diospyros</i>	7	1,1	<i>Ficus</i>	5	1,6

L'examen des résultats par type de traitement et strate montre que dans les parcelles témoins ou forêts intactes la strate arborescente est composée de 256 espèces, 162 genres et 52 familles (Tab. 3.4). Le traitement « exploitation » présente une composition floristique de 263 espèces, 161 genres et 50 familles ; enfin le traitement « exploitation-éclaircie » affiche une diversité floristique 277 espèces réparties en 165 genres et 51 familles. On constate que par rapport aux parcelles témoins, les parcelles exploitées et exploitées-éclaircies présentent respectivement un gain de + 7 espèces et +21 espèces, alors qu'au niveau des familles et des genres les différences entre les traitements sont dans l'ensemble de 2 familles et 4 genres (Tab. 3.4).

Cette faible différence du nombre de familles et de genres se maintient dans la strate des arbustes et des juvéniles d'arbres (J), alors qu'une vingtaine d'espèces sépare les parcelles témoins (259 espèces) des parcelles exploitées (280 espèces) et exploitées-éclaircies (279 espèces). Au niveau de la strate des plantules (P) la différence entre les trois traitements est plus nette avec une augmentation du nombre de chaque taxon des parcelles témoins aux parcelles exploitées (+3 familles, +14 genres, +43 espèces) et exploitées-éclaircies (+13 familles, +65 genres, +128 espèces).

La tendance est différente dans la strate des herbacées et lianes (LH) : le nombre de chaque taxon augmente quand on passe des parcelles témoins aux parcelles exploitées, mais régresse considérablement dans les parcelles exploitées-éclaircies jusqu'à des taux de diminution du nombre d'espèces de 49,6% par rapport aux parcelles témoins et 55,6% par rapport aux parcelles exploitées.

Toutes strates confondues, la forte régression constatée de la richesse floristique de la strate LH semble impacter le résultat d'ensemble, en isolant complètement les parcelles témoins (515 espèces) et en rapprochant les parcelles exploitées (562 espèces) et exploitées-éclaircies (569 espèces). Des parcelles témoins aux parcelles exploitées et exploitées-éclaircies, les écarts du nombre d'espèces entre les strates traduisent une augmentation de la richesse spécifique due à une installation et/ou une régénération massive d'espèces suite à l'exploitation forestière et en fonction de l'intensité des perturbations causées par celle-ci. On peut en déduire que l'exploitation forestière induit une variation horizontale de la richesse spécifique.

En revanche, tous traitements confondus, la composition floristique se diversifie dans l'ordre décroissant des strates de végétation, exceptée la strate des herbacées et lianes : la composition floristique de la strate arborescente ne reflète que 55% des familles, 51% des genres et 47% des espèces du réservoir spécifique du site. L'analyse de la similarité verticale (inter-strates), réalisée au niveau des espèces et par type de traitement montre que dans tous les traitements la diversité décroît de la strate des plantules (P) à la strate arborescente (A), mais l'écart entre les strates varie en fonction des traitements : dans les parcelles témoins, les passages de la strate P à la strate J, de la strate P à la strate A, puis de la strate J à la strate A s'accompagnent d'une diminution d'espèces respectives de 4,1%, 5,2% et 1,2 % ; dans les parcelles exploitées le taux de diminution inter-strates d'espèces est de 10,5%, 16,0% et 6,1% ; enfin dans les parcelles exploitées-éclaircies le taux de diminution inter-strates d'espèces devient 29,9%, 30,4% et 0,7%. Ces écarts ont une faible amplitude dans les parcelles témoins, mais ils s'amplifient en fonction de l'intensité des perturbations, prouvant ainsi que l'exploitation forestière engendre une hétérogénéité verticale dans la forêt.

A l'intérieur d'un même traitement, l'écart entre les strates P et J est en partie dû à la différence de diversité des types morphologiques au sein de ces strates (cf Ch. 2.4), mais il peut aussi traduire l'existence d'une mortalité densité-dépendante et/ou d'un processus de recrutement limité vers la strate J, liés à l'état de la forêt, puisque de 4,1% dans les parcelles témoins, ces écarts passent à 10,5% dans les parcelles exploitées et à 30% dans les parcelles exploitées-éclaircies.

Entre les strates J et A les taux de diminution d'espèces inter-strates sont de 1,2 % en parcelles témoins, 6,1% en parcelles exploitées et 0,7% en parcelles exploitées-éclaircies. En d'autres termes, dans les parcelles témoins il y a presque autant d'espèces dans la strate J que dans la strate A, mais une fois que la forêt est exploitée la richesse spécifique de la strate A ne représente plus que 94% de celle de la strate J ce qui montre que l'exploitation simple réduit la richesse spécifique de la strate A soit par mortalité des individus de la strate A, soit par augmentation de la richesse spécifique de la strate J suivie d'un faible recrutement vers A, d'où le renforcement de la dissimilarité entre les deux compartiments, alors que si la forêt est exploitée et éclaircie, la richesse spécifique de la strate A correspond à 99,3% de celle de la strate J.

Dans les parcelles exploitées-éclaircies, un processus perturbation-dépendant soit limite le recrutement, soit affecte la survie des espèces à la transition strate P-strate J. En revanche, entre les strates J et A s'établit un processus perturbation-dépendant, vraisemblablement compensatoire, qui facilite le recrutement vers la strate A des espèces parvenues à la strate J et qui, par conséquent, appauvrit la strate J et réduit son écart avec la strate A. L'éclaircie facilite donc le recrutement des individus de la strate J vers la strate A.

Tableau 3.4 Richesse taxonomique par traitement et par strate

Taxon	Strate	Témoïn	Exploitation	Exploitation - éclaircie	Tous traitements
Famille	A	52	50	51	55
	J	63	60	58	66
	P	60	63	73	76
	LH	36	40	21	43
	Toutes strates	88	93	91	99
Genre	A	162	161	165	181
	J	178	173	179	231
	P	168	182	233	269
	LH	80	83	43	96
	Toutes strate	309	320	325	361
Espèce	A	256	263	277	314
	J	259	280	279	386
	P	270	313	398	472
	LH	119	135	60	157
	Toutes strates	515	562	569	666

A: strate arborescente (arbre à dbh \geq 9,5 cm) ;

J: strate comprenant les tiges (arbre et liane) ayant un dbh compris entre 0,5 cm et 9,5 cm;

P : strate comprenant les plants ayant au moins 20 cm de hauteur et un diamètre inférieur à 0,5 cm;

LH: strate du plancher forestier composée d'herbacées et de lianes ayant diamètre inférieur à 0,5 cm;

Les nombres absolus et les valeurs moyennes de chaque taxon et le nombre de tiges structurant la strate arborescente par type de traitement sont présentés ci-dessous (Tab. 3.5). On voit qu'en terme de densité des familles, des genres et des espèces, les parcelles témoins avec 132 espèces, 94,3 genres et 38 familles à l'hectare sont très similaires aux parcelles exploitées-éclaircies, alors que les parcelles exploitées ont des valeurs relativement faibles. En revanche, en termes de nombres absolus de genres, d'espèces et de familles, ainsi qu'en densité de tiges les parcelles exploitées-éclaircies ont les valeurs les plus élevées, montrant ainsi qu'elles ont accumulé plus d'espèces et produit plus de biomasse que les parcelles témoins et les parcelles exploitées. Ainsi l'exploitation suivie d'éclaircie permet le maintien de la diversité et facilite la productivité par l'augmentation de la densité de tiges, en particulier dans la strate arborescente.

Tableau 3.5 Densité de taxon et de tiges (DBH \geq 9,55 cm) par type de traitement

Traitement	Superficie (ha)	Famille	Genre	Espèce	Tige	Familles/ha	Genres/ha	Espèces/ha	Tiges/ha
Témoïn	9	52	162	256	5567	38,0	94,3	131,6	618,0
Exploitation	12	50	161	263	6985	36,3	89,8	123,8	581,5
Exploitation-éclaircie	11	51	165	277	7301	38,0	94,2	133,1	663,2
Tous traitements	32	55	181	314	19853	37,4	92,6	129,2	619,8

4.2 Similarité des blocs et des traitements

Le diagramme de Venn montre que les trois blocs partagent 423 espèces, ce qui équivaut à 63,2% du peuplement. Les deux blocs Boukoko 1 et Boukoko 2 partagent avec celui de Lolé respectivement 36 et 33 espèces, soit 5,4% et 4,9% des espèces du peuplement.

Boukoko 1 possède 51 espèces exclusives et se distingue d'une quinzaine d'espèces de Lolé (37 espèces) et de Boukoko 2 (33 espèces) (Fig. 3.1).

Tous blocs confondus, les trois types de traitement, témoin (T), exploitation (E) et exploitation-éclaircie (D), ont en commun 424 espèces, ce qui représente 63,7% du peuplement entier. Le nombre d'espèces partagées par paire de blocs est inversement proportionnel à l'intensité des perturbations.

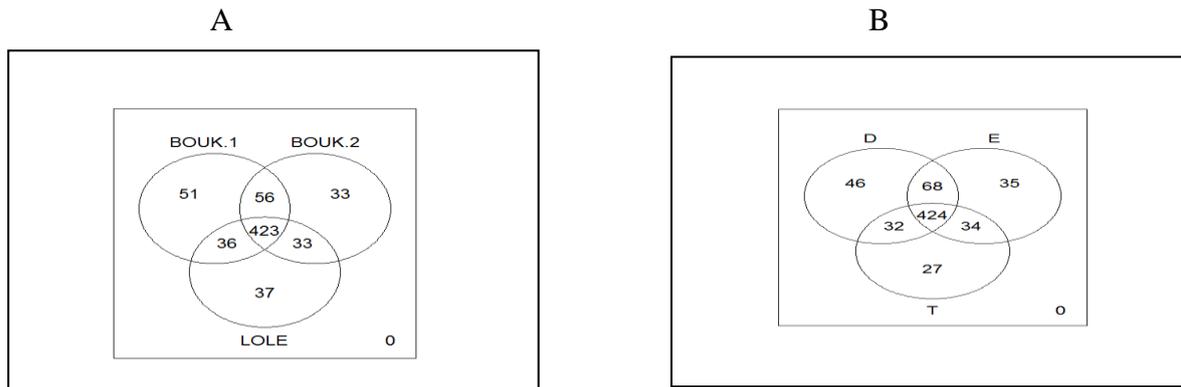


Figure 3.1 Diagrammes de Venn montrant la similarité floristique inter-sites (A) : BOUK.1 : Boukoko 1, BOUK.2 : Boukoko 2, LOLE et inter-traitements (B) : T : parcelles témoins, E : parcelles exploitées, D : parcelles exploitées-éclaircies.

Ainsi alors que les parcelles témoins ne partagent que 32 espèces avec les parcelles exploitées-éclaircies, elles en partagent 37 avec les parcelles exploitées, tandis que ces deux dernières possèdent en commun 67 espèces, soit (10%) du peuplement entier. En revanche, on note un accroissement du nombre d'espèces exclusives (propres à chaque type de traitement) en fonction de l'intensité des perturbations : parcelles témoins (26 espèces), parcelles exploitées (35 espèces) et parcelles exploitées-éclaircies (46 espèces).

Les similarités inter-blocs et inter-traitements représentent respectivement 63,2% et 63,7% du réservoir spécifique, ce qui, d'une part, atteste du maintien de l'homogénéité globale de la composition floristique du peuplement, d'autre part, minimise les dissimilarités attribuables aux effets sites et traitements.

4.3 Structure de la communauté

4.3.1 Importance des familles

L'importance des familles varie en fonction des traitements et des strates. Dans les parcelles témoins les trois familles les plus importantes dans la strate arborescente sont les *Meliaceae*, les *Myristicaceae* et les *Cannabaceae* qui sont quasiment en situation de co-dominance avec des IVI presque similaires (Tab. 3.5). La famille des *Meliaceae* (24,8 soit 8,3%), est représentée principalement par les espèces *Entandrophragma cylindricum* (IVI = 6

soit 2%) (Tab. 3.6) et *Trichilia prieuriana* (IVI = 4 soit 1,3%). La famille des *Myristicaceae* (IVI = 24,6 soit 8,2%) est, elle aussi, représentée par deux espèces : *Coelocaryon preussii* (IVI = 8,3 soit 2,7%) et *Staudtia kamerunensis* var. *gabonensis* (IVI = 9,7 soit 3,2%). Dans la strate des arbustes et juvéniles d'arbres des parcelles témoins, la famille des *Violaceae* (IVI = 27,7 soit 9,2%) domine nettement à travers *Rinorea oblogifolia* (IVI = 16,6 soit 5,5%) et *Rinorea malembaensis* (IVI = 10,4 soit 3,5%) ; en deuxième et troisième position viennent les *Thomandersiaceae* (IVI = 22,4 soit 7,5%) avec son unique espèce *Thomandersia laurifolia* (IVI = 21,2 soit 7%) et les *Meliaceae* (IVI = 15,2 soit 5,1%), cette fois-ci représentée par les espèces *Carapa procera* (IVI = 4 soit 1,4 %) et *Trichilia gillettii* (IVI = 3,4 soit 1,1%).

Dans les parcelles exploitées la famille des *Canabaceae* (IVI = 26,8 soit 9 %), suivie des *Myristicaceae* (IVI = 23,6 soit 8%) et des *Fabaceae* (IVI = 20,1 soit 7%) dominent dans la strate arborescente, en grande partie à travers les espèces *Celtis zenkeri* (IVI = 14,67 soit 4,9 %), *Celtis tessmannii* (IVI = 9,1 soit 3%) *Staudtia kamerunensis* var. *gabonensis* (IVI = 6,4 soit 2,1%) et *Angylocalyx pynaertii* (IVI = 6,38 soit 2,1%). Notons que ces familles doivent leur importance à celle cumulée du grand nombre de leurs espèces, car en fait l'espèce qui domine dans les parcelles exploitées est *Musanga cecropioides* (IVI = 25,8 soit 5,6%) qui, pour être l'unique espèce représentant sa famille des *Urticaceae*, ne confère pas assez de poids à celle-ci, si bien qu'elle ne figure qu'au 6^{ème} rang parmi les familles les plus importantes. Les arbustes et les juvéniles d'arbres qui dominent dans le sous-bois des parcelles exploitées relèvent des familles des *Putranjivaceae* (IVI = 19,3 soit 6,4 %), des *Fabaceae* (IVI = 18 soit 6%) et des *Meliaceae* (IVI = 16,4 soit 5,5 %) (Tab. 2.9) dont la présence est manifestée par les nombreuses espèces des genres *Drypetes* pour la première, *Trichilia* pour la dernière et les genres *Angylocalyx* et *Dalhousiea* pour la deuxième. Dans ces cas aussi c'est l'importance cumulée de leurs multiples espèces qui joue en faveur des familles, car en réalité le sous-bois des parcelles exploitées est dominé par *Thomandersia laurifolia* (IVI = 13 soit 4,3%), *Microdesmis puberula* (IVI = 9,9 soit 3,3%) et *Dasylepis seretii* (IVI = 6,6 soit 2,2%).

Dans les parcelles exploitées-éclaircies, les *Myristicaceae* (IVI = 27,3 soit 9,1%), *Cannabaceae* (IVI = 24,8 soit 8,3%) et *Fabaceae* (IVI = 21,8 soit 7,3%) sont les plus importantes familles en strate arborescente où elles sont représentées par les mêmes espèces que ci-dessus ; le sous-bois est là aussi dominé par les *Putranjivaceae* (IVI = 19,9 soit 6,6%) secondées par les *Malvaceae* (IVI = 17,4 soit 5,8%) et les *Fabaceae* (IVI = 16,9 soit 5,6 %), mais une fois de plus les espèces qui dominent sont les mêmes que ci-dessus, à savoir *Thomandersia laurifolia* (IVI = 12,6 soit 4,2%) *Microdesmis puberula* (IVI = 11,6 soit 3,9%) et *Dasylepis seretii* (IVI = 8,5 soit 2,8%) (Tab. 2.10).

En conclusion, il ressort de l'analyse de l'importance des familles et des espèces qu'en l'absence d'exploitation forestière, la forêt dense humide semi-décidue de Mbaïki est dominée dans la strate arborescente par trois familles : *Meliaceae*, *Myristicaceae* et *Cannabaceae* dans l'ordre décroissant de leur Importance Value Index (IVI), tandis que dans le sous-bois c'est la famille des *Violaceae*, représentée par le genre *Rinorea* et la famille des *Thomandersiaceae*, représentée par l'espèce *Thomandersia laurifolia* qui dominent. Une fois que la forêt est soumise à l'exploitation industrielle du bois, l'importance de la famille des *Meliaceae* décroît de l'ordre de 25% et la famille des *Fabaceae* émerge alors et s'ajoute aux deux autres familles *Myristicaceae* et *Cannabaceae* pour constituer les trois familles les plus importantes de la canopée forestière. Parallèlement, dans le sous-bois les *Rinorea* spp. et *Thomandersia laurifolia* réagissent à l'exploitation forestière par une

régression respective de leur Importance Value Index (IVI) de 89% et 34%. Le déclin des *Rinorea* spp. semble profiter aux familles des *Putranjivaceae* via les *Drypetes* spp., des *Fabaceae* principalement par *Angylocalyx pynaertii* et *Dalhousiea africana*, et des *Malvaceae* à travers les *Cola* spp. qui s'imposent désormais dans le sous-bois forestier.

Tableau 3.6 Importance value index (IVI) des familles par traitement et strate

Famille	Strate A						Strate J						
	T	%	E	%	D	%	Famille	T	%	E	%	D	%
<i>Meliaceae</i>	24,8	8,3	18,4	6	17,9	6	<i>Violaceae</i>	27,7	9,2	3	1	3,7	1,2
<i>Myristicaceae</i>	24,6	8,2	23,6	8	27,3	9,1	<i>Thomandersiaceae</i>	22,4	7,5	14,7	4,9	14,1	4,7
<i>Cannabaceae</i>	24,3	8,1	26,8	9	24,8	8,3	<i>Meliaceae</i>	15,2	5,1	16,4	5,5	14,4	4,8
<i>Fabaceae</i>	17,8	5,9	20,1	7	21,8	7,3	<i>Putranjivaceae</i>	14,6	4,9	19,3	6,4	19,9	6,6
<i>Malvaceae</i>	17,8	5,9	17,7	6	17,0	5,7	<i>Fabaceae</i>	14,5	4,8	18	6	16,9	5,6
<i>Sapotaceae</i>	16,4	5,5	15,3	5	15,7	5,2	<i>Apocynaceae</i>	10,6	3,5	14,9	5	13,2	4,4
<i>Moraceae</i>	11,2	3,7	13,3	4	11,7	3,9	<i>Malvaceae</i>	10,2	3,4	15,7	5,2	17,4	5,8
<i>Lecythydaceae</i>	10,0	3,3	7,6	3	7,4	2,5	<i>Comaraceae</i>	9,9	3,3	9,1	3	9,3	3,1
<i>Putranjivaceae</i>	9,4	3,1	8,0	3	9,9	3,3	<i>Myristicaceae</i>	9	3	12,9	4,3	13,8	4,6
<i>Achariaceae</i>	7,9	2,6	8,0	3	7,4	2,5	<i>Pandaceae</i>	8,7	2,9	11,8	3,9	13	4,3
<i>Annonaceae</i>	7,9	2,6	7,3	2	7,2	2,4	<i>Rubiaceae</i>	8	2,7	10,7	3,6	9	3
<i>Clusiaceae</i>	7,9	2,6	8,9	3	11,2	3,7	<i>Achariaceae</i>	7,6	2,5	9,6	3,2	11,4	3,8
<i>Ebenaceae</i>	7,6	2,5	7,2	2	7,2	2,4	<i>Acanthaceae</i>	6,7	2,2	4,9	1,6	3,6	1,2
<i>Olacaceae</i>	6,9	2,3	6,1	2	5,8	1,9	<i>Clusiaceae</i>	6,2	2,1	11,6	3,9	11,3	3,8
<i>Sapindaceae</i>	12,1	4,1	12,1	4,0	11,7	3,9	<i>Cannabaceae</i>	6,1	2	7,6	2,5	8,6	2,9
<i>Combretaceae</i>	6,7	2,2	5,5	2	5,2	1,7	<i>Annonaceae</i>	6	2	6,6	2,2	6,5	2,2
<i>Euphorbiaceae</i>	6,4	2,1	9,2	3	8,3	2,8	<i>Sapindaceae</i>	11,3	3,8	11,2	3,7	12,7	4,2
<i>Irvingiaceae</i>	6,3	2,1	4,0	1	4,1	1,4	<i>Sapotaceae</i>	5,9	2	6,5	2,2	6,1	2
<i>Urticaceae</i>	6,2	2,1	16,4	6	11,3	3,8	<i>Celastraceae</i>	5,8	1,9	5,8	1,9	5,8	1,9
<i>Rubiaceae</i>	5,6	1,9	6,3	2	5,8	1,9	<i>Ebenaceae</i>	5,8	1,9	8,4	2,8	7,6	2,5
<i>Violaceae</i>	5,2	1,7	3,1	1	2,7	0,9	<i>Euphorbiaceae</i>	5,5	1,8	6,3	2,1	3,5	1,2
<i>Apocynaceae</i>	4,6	1,5	5,3	2	5,2	1,7	<i>Menispermaceae</i>	5,5	1,8	4,9	1,6	4,4	1,5
<i>Bursaceae</i>	4,6	1,5	4,9	2	5,2	1,7	<i>Moraceae</i>	3,7	1,2	3,6	1,2	3,8	1,3
<i>Rhizophoraceae</i>	3,3	1,1	2,7	1	2,5	0,8	<i>Combretaceae</i>	3,6	1,2	3	1	2,4	0,8
<i>Salicaceae</i>	3,3	1,1	3,4	1	3,8	1,3	<i>Olacaceae</i>	3,2	1,1	3,2	1,1	3,5	1,2
<i>Lepidobotryaceae</i>	3,1	1	2,8	1	2,4	0,8	<i>Chrysobalanaceae</i>	3,1	1	2,3	0,8	4,9	1,6
<i>Rutaceae</i>	2,9	1	1,5	1	2,2	0,7	<i>Phyllanthaceae</i>	3	1	3,1	1	3,4	1,1
<i>Thomandersiaceae</i>	2,9	1	2,1	1	2,1	0,7	<i>Capparaceae</i>	2,9	1	1,8	0,6	2,5	0,8
<i>Chrysobalanaceae</i>	2,7	0,9	4,3	1	3,9	1,3	<i>Rutaceae</i>	2,7	0,9	1,3	0,4	2,4	0,8
<i>Picrodendraceae</i>	2,5	0,8	2,6	1	2,7	0,9	<i>Convolvulaceae</i>	2,4	0,8	1,8	0,6	3,1	1
<i>Passifloraceae</i>	2,4	0,8	1,4	1	2,3	0,8	<i>Bursaceae</i>	2,3	0,8	2,4	0,8	2,5	0,8
<i>Anacardiaceae</i>	2,2	0,7	3,0	1	1,7	0,6	<i>Icacinaceae</i>	2,2	0,7	2,6	0,9	2,6	0,9
<i>Phyllanthaceae</i>	2,2	0,7	3,1	1	3,2	1,1	<i>Lauraceae</i>	2,2	0,7	1,1	0,4	2,2	0,7
<i>Bignoniaceae</i>	2,0	0,7	1,5	1	2,1	0,7	<i>Passifloraceae</i>	2,2	0,7	0	0	0	0
<i>Pandaceae</i>	1,8	0,6	1,5	1	1,4	0,5	<i>Ochnaceae</i>	2,1	0,7	1,6	0,5	1	0,3
<i>Lauraceae</i>	1,7	0,6	1,2	0	2,1	0,7	<i>Lepidobotryaceae</i>	2	0,7	1,9	0,6	2,4	0,8

<i>Ochnaceae</i>	1,7	0,6	1,0	0	1,0	0,3	<i>Linaceae</i>	2	0,7	2,3	0,8	2,2	0,7
<i>Lamiaceae</i>	1,5	0,5	1,5	1	2,0	0,7	<i>Salicaceae</i>	2	0,7	2,3	0,8	1,9	0,6
<i>Conmaraceae</i>	1,4	0,5	0,9	0	0,9	0,3	<i>Urticaceae</i>	2	0,7	2,4	0,8	2,5	0,8
<i>Myrtaceae</i>	1,4	0,5	2,1	1	1,3	0,4	<i>Lecythidaceae</i>	1,9	0,6	1,9	0,6	2,6	0,9
<i>Simaroubaceae</i>	1,4	0,5	0,9	0	2,2	0,7	<i>Irvingiaceae</i>	1,8	0,6	2	0,7	3	1
<i>Asparagaceae</i>	1,3	0,4	1,5	1	1,7	0,6	<i>Smilacaceae</i>	1,6	0,5	0	0	1	0,3
<i>Huaceae</i>	1,1	0,4	0,9	0	1,7	0,6	<i>Calophyllaceae</i>	1,5	0,5	1	0,3	0	0
<i>Calophyllaceae</i>	0,8	0,3	0,5	0	1,2	0,4	<i>Dioscoreaceae</i>	1,5	0,5	1,5	0,5	1	0,3
<i>Rhamnaceae</i>	0,8	0,3	1,9	1	0,7	0,2	<i>Huaceae</i>	1,5	0,5	1,6	0,5	2,1	0,7
<i>Ulmaceae</i>	0,6	0,2	0,9	0	0,7	0,2	<i>Melastomataceae</i>	1,5	0,5	1,6	0,5	2,1	0,7
<i>Anisophylleaceae</i>	0,5	0,2	0,0	0	0,0	0	<i>Vitaceae</i>	1,5	0,5	1,4	0,5	2,3	0,8
<i>Boraginaceae</i>	0,5	0,2	0,0	0	0,4	0,1	<i>Bignoniaceae</i>	1,4	0,5	1,6	0,5	0	0
<i>Capparaceae</i>	0,5	0,2	0,0	0	0,0	0	<i>Dilleniaceae</i>	1,4	0,5	1	0,3	0	0
<i>Hypericaceae</i>	0,5	0,2	0,4	0	0,4	0,1	<i>Hernandiaceae</i>	1,4	0,5	1,7	0,6	1	0,3
<i>Zygophyllaceae</i>	0,5	0,2	0,0	0	0	0	<i>Pentadiplandraceae</i>	1,4	0,5	1,6	0,5	1,1	0,4
<i>Araliaceae</i>	0	0	1,3	0	1,3	0,4	<i>Rhamnaceae</i>	1,1	0,4	1,1	0,4	1	0,3
<i>Arecaceae</i>	0	0	0,2	0	0,0	0	<i>Hypericaceae</i>	1	0,3	1,6	0,5	1	0,3
<i>Gentianaceae</i>	0	0	0,0	0	0,5	0,2	<i>Myrtaceae</i>	1	0,3	1,1	0,4	1	0,3
							<i>Picrodendraceae</i>	1	0,3	1,1	0,4	1,6	0,5
							<i>Rhizophoraceae</i>	1	0,3	2,2	0,7	1,1	0,4
							<i>Scytopetalaceae</i>	1	0,3	0	0	0	0
							<i>Simaroubaceae</i>	1	0,3	0	0	0	0
							<i>Asparagaceae</i>	0,9	0,3	0	0	1	0,3
							<i>Lamiaceae</i>	0,9	0,3	1	0,3	0	0
							<i>Pittosporaceae</i>	0,9	0,3	1	0,3	0	0
							<i>Anacardiaceae</i>	0	0	0,1	0	1,7	0,6
							<i>Arecaceae</i>	0	0	1,5	0,5	1	0,3
							<i>Dilleniaceae</i>	0	0	1,7	0,6	1	0,3

4.3.2 Importance des espèces

Le paragraphe précédent et les tableaux 3.5 et 3.6 indiquent que l'importance d'une famille n'implique pas nécessairement celle de l'une de ses espèces en particulier ; réciproquement l'importance d'une espèce n'entraîne pas systématiquement la dominance de sa famille. Ainsi, si dans les parcelles témoins les espèces *Celtis zenkeri*, *Staudtia kamerunensis* var. *gabonensis* et *Coelocaryon preussii* qui dominent appartiennent aux familles *Cannabaceae* et *Myristicaceae* qui font partie des trois familles dominantes, *Entandrophragma cylindricum* de la famille des *Meliaceae* vient en 4^{ième} position parmi les espèces les plus importantes. De même, *Petersianthus macrocarpus* est la troisième espèce la plus importante, mais sa famille *Lecythidaceae* n'est pas parmi les trois familles les mieux classées. Dans les parcelles exploitées c'est l'espèce *Musanga cecropioides* de la famille des *Urticaceae* qui est la plus importante, mais cette famille n'occupe que la cinquième place au rang des familles dont les indices d'importance sont les plus élevés.

Tableau 3.7 Importance value index (IVI) des espèces par traitement (T = témoin, E = exploité, D = exploité-éclaircie) et strate (Tableau complet en annexe : Annexe III)

Espèce	Strate A						Espèce	Strate J					
	T	%	E	%	D	%		T	%	E	%	D	%
<i>Celtis zenkeri</i>	14,0	4,7	14,7	4,9	13,5	4,5	<i>Thomandersia laurifolia</i>	21,2	7,1	13,1	4,4	12,7	4,2
<i>Staudtia kamerunensis</i> var. <i>gabonensis</i>	9,7	3,2	10,5	3,5	11,3	3,8	<i>Rinorea oblongifolia</i>	16,6	5,5	1,0	0,3	2,2	0,7
<i>Coelocaryon preussii</i>	8,3	2,8	6,8	2,3	7,6	2,5	<i>Rinorea malembaensis</i>	10,4	3,5	0,6	0,2	0,5	0,2
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	8,2	2,7	5,6	1,9	5,6	1,9	<i>Microdesmis puberula</i>	7,3	2,4	9,9	3,3	11,6	3,9
<i>Celtis tessmannii</i>	7,6	2,5	9,1	3,0	8,8	2,9	<i>Staudtia kamerunensis</i> var. <i>gabonensis</i>	5,8	1,9	4,7	1,6	6,3	2,1
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	6,0	2,0	3,4	1,1	3,8	1,3	<i>Voacanga africana</i> Stapf	5,7	1,9	3,5	1,2	4,7	1,6
<i>Carapa procera</i>	5,4	1,8	3,8	1,3	4,1	1,4	<i>Dasylepis seretii</i>	5,5	1,8	6,6	2,2	8,5	2,8
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	5,4	1,8	3,8	1,3	2,6	0,9	<i>Whitfieldia elongata</i>	5,3	1,8	3,3	1,1	0,7	0,2
<i>Garcinia punctata</i>	5,3	1,8	5,3	1,8	8,2	2,7	<i>Agelaea paradoxa</i>	4,9	1,6	3,6	1,2	4,6	1,5
<i>Trilepisium madagascariense</i>	4,9	1,6	7,4	2,5	5,1	1,7	<i>Carapa procera</i>	4,1	1,4	4,3	1,4	4,0	1,3
<i>Pycnanthus angolensis</i>	4,8	1,6	4,1	1,4	6,4	2,1	<i>Celtis zenkeri</i>	4,0	1,3	4,7	1,6	5,6	1,9
<i>Terminalia superba</i>	4,5	1,5	3,2	1,1	3,4	1,1	<i>Greenwayodendron suaveolens</i>	3,9	1,3	3,8	1,3	3,2	1,1
<i>Dasylepis seretii</i>	4,3	1,4	4,8	1,6	4,3	1,4	<i>Angylocalyx pynaertii</i>	3,8	1,3	5,0	1,7	5,9	2,0
<i>Eribroma oblongum</i>	4,1	1,4	4,8	1,6	4,4	1,5	<i>Dialium pachyphyllum</i>	3,7	1,2	3,7	1,2	3,5	1,2
<i>Musanga cecropioides</i>	4,0	1,3	16,6	5,5	8,9	3,0	<i>Drypetes pellegrinii</i>	3,5	1,2	5,5	1,8	3,2	1,1
<i>Trichilia prieuriana</i>	4,0	1,3	3,5	1,2	2,7	0,9	<i>Trichlisia gillettii</i>	3,3	1,1	3,1	1,0	2,4	0,8
<i>Pancovia laurentii</i>	3,4	1,1	3,3	1,1	3,3	1,1	<i>Diospyros canaliculata</i>	3,3	1,1	4,4	1,5	3,6	1,2
<i>Diospyros iturensis</i>	3,4	1,1	3,3	1,1	3,1	1,0	<i>Leptonychia macrantha</i>	3,2	1,1	4,4	1,5	4,4	1,5
<i>Rinorea oblongifolia</i>	3,3	1,1	1,3	0,4	1,2	0,4	<i>Trichilia rubescens</i>	3,2	1,1	5,7	1,9	4,0	1,3
<i>Angylocalyx pynaertii</i>	3,2	1,1	6,4	2,1	5,8	1,9	<i>Manniophytum fulvum</i>	3,2	1,1	4,5	1,5	1,4	0,5
<i>Trichilia rubescens</i>	3,1	1,0	3,3	1,1	2,9	1,0	<i>Cola urceolata</i>	3,1	1,0	3,8	1,3	4,1	1,4
<i>Anonidium mannii</i>	3,1	1,0	2,9	1,0	2,5	0,8	<i>Pancovia laurentii</i>	3,1	1,0	3,2	1,1	3,3	1,1
<i>Manilkara maboensis</i>	2,8	0,9	3,3	1,1	2,4	0,8	<i>Garcinia smeathmannii</i>	2,8	0,9	6,0	2,0	6,6	2,2
<i>Entandrophragma angolense</i>	2,8	0,9	2,1	0,7	2,2	0,7	<i>Garcinia punctata</i>	2,7	0,9	4,6	1,5	3,7	1,2
<i>Chrysophyllum perpulchrum</i>	2,6	0,9	0,9	0,3	1,5	0,5	<i>Guarea thompsonii</i>	2,6	0,9	2,2	0,7	1,1	0,4
<i>Scottellia klaineana</i>	2,5	0,8	2,0	0,7	2,0	0,7	<i>Tabernaemontana crassa</i>	2,6	0,9	3,0	1,0	3,0	1,0
<i>Strombosia grandifolia</i>	2,4	0,8	2,2	0,7	1,2	0,4	<i>Drypetes occidentalis</i>	2,4	0,8	1,2	0,4	2,1	0,7
<i>Ricinodendron heudelotii</i>	2,4	0,8	4,2	1,4	3,7	1,2	<i>Eribroma oblongum</i>	2,4	0,8	1,9	0,6	3,7	1,2
<i>Greenwayodendron suaveolens</i>	2,4	0,8	1,5	0,5	2,0	0,7	<i>Trichilia prieuriana</i>	2,3	0,8	1,8	0,6	1,7	0,6
<i>Cola lateritia</i>	2,3	0,8	3,2	1,1	2,2	0,7	<i>Comarus griffonianus</i>	2,2	0,7	1,2	0,4	0,7	0,2
<i>Coelocaryon botryoides</i>	2,3	0,8	0,6	0,2	2,4	0,8	<i>Blighia welwitschii</i>	2,2	0,7	1,0	0,3	1,7	0,6
<i>Cola ballayi</i> Cornu ex	2,3	0,8	2,3	0,8	2,2	0,7	<i>Combretum cinereipetalatum</i>	2,2	0,7	0,6	0,2	0,4	0,1
<i>Drypetes gossweileri</i>	2,2	0,7	2,0	0,7	1,8	0,6	<i>Strychnos barteri</i>	2,2	0,7	1,5	0,5	1,7	0,6
<i>Santiria trimera</i>	2,2	0,7	2,4	0,8	2,4	0,8	<i>Entandrophragma cylindricum</i>	2,1	0,7	2,0	0,7	1,7	0,6

L'importance d'une famille dépend donc de l'importance cumulée de ses espèces ; ce qui peut signifier que la réponse d'une famille aux perturbations anthropiques reflète les réponses collectives de ses espèces. Pour démêler les réponses des espèces nous avons

examiné la variation de l'indice d'importance des espèces individuellement par strate et traitement. Ceci a permis d'identifier les traitements sylvicoles où les espèces acquièrent leur indice d'importance le plus élevé à l'état juvénile et à l'âge adulte (Tab. 3.7). Il en ressort que sur les 314 espèces de la strate arborescente 122 (38,9%) ont leur meilleur indice d'importance dans les parcelles témoins, 89 (28,3%) l'ont dans les parcelles exploitées et 103 (32,8%) dans les parcelles exploitées-éclaircies.

4.4 Régénération des espèces

Sur les 314 espèces d'arbres de la strate arborescente 108 (34,4%) sont non régénérantes, 206 (65,6%) seulement sont représentées dans la strate juvénile. L'examen de l'occurrence des valeurs les plus élevées d'IVI des juvéniles et des adultes de chaque espèce met en évidence la stratégie de régénération des espèces. Les hypothèses qui sous-tendent cette approche sont : 1) si un traitement enregistre l'IVI le plus élevé à la fois des adultes et des juvéniles, c'est qu'il favorise la régénération, le recrutement et la survie de l'espèce et donc qu'il remplit les conditions écologiques exigées par l'espèce ; 2) si l'indice d'importance des adultes et celui des juvéniles d'une même espèce culminent dans des traitements différents, cela signifierait qu'il existe des exigences écologiques discordantes au sein de l'espèce en fonction de l'âge des individus. Les résultats de cet examen distinguent deux catégories d'espèces :

1) 75 espèces sur 314 ont une préférence stricte pour un traitement donné, dont 33 espèces (10,5%) sont TT c'est-à-dire qu'elles ont les adultes et les juvéniles plus importants dans les parcelles témoins que dans les parcelles exploitées et exploitées-éclaircies. Ces espèces sont exigeantes pour le caractère naturel ou intact du milieu ; 19 espèces (6,1 %) sont EE avec adultes et juvéniles plus importants dans les parcelles exploitées que dans les parcelles témoins et les parcelles exploitées-éclaircies, montrant ainsi qu'elles préfèrent les milieux un peu perturbés pour prospérer ; 23 espèces (7,3%) sont DD et ont des adultes et des juvéniles plus importants dans les parcelles exploitées-éclaircies que dans les parcelles témoins et les parcelles exploitées, ce qui prouve que ces espèces sont non seulement tolérantes aux perturbations de niveau élevé, mais qu'elles peuvent se développer et régénérer normalement dans de tels milieux.

2) 131 espèces sur 314 ont une préférence écologique différente en fonction de l'âge des individus en ce sens que les adultes sont plus importants dans un traitement et les juvéniles dans un autre : 56 espèces (17,8 %) sont TE et TD, avec des adultes plus importants en parcelles témoins et des juvéniles plus importants en parcelles exploitées ou exploitées-éclaircies. Ces espèces régénèrent mieux dans les milieux perturbés ; le fait que les adultes soient plutôt importants en parcelles témoins peut signifier que les juvéniles subissent un recrutement limité, soit que leur croissance se poursuit et qu'ils recruteront plus tard, soit que les parcelles témoins où leurs adultes sont importants étaient des sites perturbés par le passé ce qui a pu favoriser l'installation des juvéniles qui sont aujourd'hui devenus adultes ; 28 espèces (8,9%) sont ET et DT avec des adultes plus importants en parcelles exploitées et exploitées-éclaircies, mais des juvéniles plus importants en parcelles témoins. Ceci montre qu'il peut s'agir des espèces dont les juvéniles étaient présents dans la forêt au moment de l'exploitation et qui ont pu bénéficier de l'énergie lumineuse pour croître et recruter, mais qui ne sont pas aptes à régénérer efficacement dans les milieux perturbés ; enfin 47 espèces (15,0%) sont ED et DE et ont, dans un cas, des adultes plus importants en parcelles exploitées et des juvéniles plus importants en parcelles exploitées-éclaircies, dans l'autre cas, des adultes

plus importants en parcelles exploitées-éclaircies, mais des juvéniles plus importants en parcelles exploitées. Ces espèces ont toutes besoin de milieux perturbés pour bien se développer, mais leur régénération nécessite des lieux plus perturbés pour les espèces ED et moins perturbés pour les espèces DE.

La mise en liaison de la stratégie de régénération avec le tempérament des espèces et le mode de dissémination des diaspores montre que les préférences écologiques des espèces ne dépendent pas nécessairement de ces traits de vie (Tab. 3.7). En effet, alors qu'on s'attendait à voir les espèces tolérantes à l'ombre (SB) régénérer préférentiellement en parcelles témoins où l'ouverture de la canopée est moindre, les espèces pionnières (P) en parcelles exploitées et exploitées-éclaircies et les espèces héliophiles non pionnières (Np) se répartir entre les parcelles témoins et les parcelles traitées, on voit au contraire que des espèces ayant un tempérament et un mode de dissémination identiques manifestent une préférence distincte pour les types de traitement, parfois cette préférence est réservée strictement à un traitement, parfois elle combine deux traitements différents. La stratégie de régénération des espèces de la forêt de Mbaïki peut donc être résumée en trois points: l'expectative d'opportunité fortuite, la préférence écologique et la tolérance aux environnements contrastés.

Tableau 3.8 Préférences écologiques (traitement sylvicole où les adultes et les juvéniles des espèces ont la valeur d'IVI la plus élevée cf Tab. 3.7) et stratégie de régénération (SR) des espèces basée sur la concordance ou non des habitats préférés des adultes et des juvéniles

Espèce	TEMP	MDI	Strate A	Strate J	SR
<i>Barteria nigritana</i> subsp. <i>fistulosa</i>	P	Bal	T	T	TT
<i>Blighia welwitschii</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Chrysophyllum beguei</i>	Np	Zoo	T	T	TT
<i>Chrysophyllum lacourtianum</i>	Np	Zoo	T	T	TT
<i>Corynanthe pachyceras</i>	SB	Ané	T	T	TT
<i>Drypetes occidentalis</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	Np	Ané	T	T	TT
<i>Entandrophragma utile</i>	Np	Ané	T	T	TT
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	Np	Bar	T	T	TT
<i>Greenwayodendron suaveolens</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Guarea cedrata</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Guarea thompsonii</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Irvingia excelsa</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Khaya anthotheca</i>	Np	Zoo	T	T	TT
<i>Lepidobotrys staudtii</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Lophira alata</i>	P	Ané	T	T	TT
<i>Lychnodiscus papillosus</i>	SB		T	T	TT
<i>Maerua duchesnei</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Morus mesozygia</i>	Np	Zoo	T	T	TT
<i>Olax subscorpioidea</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Omphalocarpum elatum</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Panda oleosa</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Rinorea malembaensis</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Rinorea oblongifolia</i>	SB	Zoo	T	T	TT

<i>Strombosia pustulata.</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Strombosiopsis tetrandra.</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Thomandersia laurifolia</i>	SB	Bal	T	T	TT
<i>Tricalysia obstetrix</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Trichilia monadelpha</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Trichilia prieuriana</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Tridesmostemon omphalocarpoides.</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Vepris louisii</i>	SB	Zoo	T	T	TT
<i>Voacanga africana</i>	P	Zoo	T	T	TT
<i>Afzelia bipindensis</i>	Np	Bal	T	E	TE
<i>Albizia gummifera</i>	P	Bar	T	E	TE
<i>Albizia zygia</i>	P	Bar	T	E	TE
<i>Aporrhiza paniculata</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Carapa procera.</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Cassipourea congoensis.</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Cassipourea ruwensorensis</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Chrysophyllum africanum</i>	Np	Zoo	T	E	TE
<i>Cola chlamydantha</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Desplatsia dewevrei</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Dialium pachyphyllum</i>	SB	Ané	T	E	TE
<i>Dichostemma glaucescens</i>	SB	Bal	T	E	TE
<i>Drypetes gossweileri</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Drypetes parvifolia</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Endodesmia calophylloides.</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Entandrophragma angolense</i>	Np	Ané	T	E	TE
<i>Entandrophragma candollei</i>	Np	Ané	T	E	TE
<i>Hemandradenia mannii</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Homalium le-testui.</i>	SB	Bal	T	E	TE
<i>Macaranga paxii</i>	P	Zoo	T	E	TE
<i>Manilkara pellegriniana</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Oncoba welwitschii</i>	P	Zoo	T	E	TE
<i>Placodiscus pseudostipularis.</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Pterygota bequaertii</i>	Np	Zoo	T	E	TE
<i>Rauvolfia caffra.</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Rothmannia longiflora.</i>	SB	Zoo	T	E	TE
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	P	Ané	T	E	TE
<i>Amphimas pterocarpoides</i>	Np	Ané	T	D	TD
<i>Anonidium mannii</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Celtis toka</i>	Np	Zoo	T	D	TD
<i>Chrysophyllum perpulchrum</i>	Np	Zoo	T	D	TD
<i>Chytranthus atroviolaceus</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Coelocaryon preussii.</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Dacryodes edulis</i>	Np	Zoo	T	D	TD
<i>Diospyros iturensis</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Diospyros mannii</i>	SB	Zoo	T	D	TD

<i>Diospyros zenkeri</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Drypetes chevalieri</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Drypetes floribunda</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Drypetes gilgiana</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Drypetes ugandensis</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Glyphaea brevis</i>	P	Zoo	T	D	TD
<i>Hexalobus crispiflorus</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Irvingia gabonensis</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Irvingia grandifolia</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Klainedoxa gabonensis</i>	P	Zoo	T	D	TD
<i>Lychnodiscus dananensis</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Nesogordonia kabingaensis</i> var. <i>kabingaensis</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Pachyelasma tessmannii</i>	SB	Bar	T	D	TD
<i>Pancovia laurentii</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	Np	Ané	T	D	TD
<i>Pouteria altissima</i>	Np	Zoo	T	D	TD
<i>Scottellia klaineana</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Strombosia grandifolia</i>	SB	Zoo	T	D	TD
<i>Terminalia superba</i>	P	Ané	T	D	TD
<i>Xylopia aethiopica</i>	P	Zoo	T	D	TD
<i>Albizia glaberrima</i>	P	Bar	E	T	ET
<i>Aorantho cladantha</i>	P	Zoo	E	T	ET
<i>Beilschmiedia congolana</i>	SB	Zoo	E	T	ET
<i>Belonophora coriacea</i>	SB	Zoo	E	T	ET
<i>Euphorbia grandifolia</i> .	Np	Zoo	E	T	ET
<i>Maesobotrya barteri</i> var. <i>sparsiflora</i>	SB	Zoo	E	T	ET
<i>Maesopsis eminii</i> .	P	Zoo	E	T	ET
<i>Pentaclethra eetveldeana</i>	Np	Bal	E	T	ET
<i>Trilepisium madagascariense</i> .	SB	Zoo	E	T	ET
<i>Antiaris toxicaria</i> subsp. <i>welwitschii</i> var. <i>africana</i>	P	Zoo	E	E	EE
<i>Celtis mildbraedii</i> .	Np	Zoo	E	E	EE
<i>Celtis tessmannii</i>	Np	Zoo	E	E	EE
<i>Chytranthus macrobotrys</i>	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Diospyros crassiflora</i>	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Elaeis guineensis</i> .	Np	Zoo	E	E	EE
<i>Garcinia afzelii</i> .	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Isolona hexaloba</i>	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Leptonychia macrantha</i>	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Manilkara mabokeensis</i>	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Massularia acuminata</i>	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Pausinystalia johimbe</i>	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Pausinystalia macroceras</i>	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Pouteria aningeri</i>	Np	Zoo	E	E	EE
<i>Pterocarpus soyauxii</i> .	Np	Ané	E	E	EE
<i>Synsepalum stipulatum</i>	SB	Zoo	E	E	EE

<i>Syzygium rowlandii</i>	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Tricalysia okelensis</i> var. <i>okelensis</i>	P	Zoo	E	E	EE
<i>Trichilia rubescens</i> .	SB	Zoo	E	E	EE
<i>Alstonia boonei</i>	P	Ané	E	D	ED
<i>Angylocalyx pynaertii</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Autranella congolensis</i>	Np	Zoo	E	D	ED
<i>Celtis adolfi-friderici</i>	Np	Zoo	E	D	ED
<i>Celtis philippensis</i>	Np	Zoo	E	D	ED
<i>Celtis zenkeri</i>	Np	Zoo	E	D	ED
<i>Cola ballayi</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Cola lateritia</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Dasylepis seretii</i>	SB	Bal	E	D	ED
<i>Dialium guineense</i>	SB	Ané	E	D	ED
<i>Dictyandra arborescens</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Eribroma oblongum</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Ficus exasperata</i>	P	Zoo	E	D	ED
<i>Garcinia smeathmannii</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Grewia pubescens</i>	P	Zoo	E	D	ED
<i>Khaya grandifoliola</i>	Np	Zoo	E	D	ED
<i>Lannea welwitschii</i>	P	Bal	E	D	ED
<i>Lecaniodiscus cupanioides</i>	Np	Zoo	E	D	ED
<i>Lepisanthes senegalensis</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Manilkara aubrevillei</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Maranthes kerstingii</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Microdesmis puberula</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Musanga cecropioides</i>	P	Zoo	E	D	ED
<i>Oldfieldia africana</i>	Np	Bal	E	D	ED
<i>Ophiobotrys zenkeri</i> .	Np	Zoo	E	D	ED
<i>Pseudospondias microcarpa</i>	Np	Zoo	E	D	ED
<i>Pterygota macrocarpa</i>	Np	Zoo	E	D	ED
<i>Tabernaemontana crassa</i> .	P	Zoo	E	D	ED
<i>Trichilia gilgiana</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Zanha golungensis</i>	SB	Zoo	E	D	ED
<i>Zanthoxylum lemairei</i>	P	Zoo	E	D	ED
<i>Antiaris toxicaria</i> subsp. <i>welwitschii</i> var. <i>welwitschii</i>	P	Zoo	D	T	DT
<i>Beilschmiedia obscura</i>	SB	Zoo	D	T	DT
<i>Canarium schweinfurthii</i> .	Np	Zoo	D	T	DT
<i>Chrysophyllum pruniforme</i>	Np	Zoo	D	T	DT
<i>Cola altissima</i>	SB	Zoo	D	T	DT
<i>Discoclaoxylon hexandrum</i>	SB	Zoo	D	T	DT
<i>Drypetes urophylla</i>	SB	Zoo	D	T	DT
<i>Hannoa klaineana</i>	Np	Zoo	D	T	DT
<i>Mammea africana</i>	Np	Zoo	D	T	DT
<i>Milicia excelsa</i>	Np	Zoo	D	T	DT
<i>Nesogordonia kabingaensis</i>	SB	Zoo	D	T	DT

<i>Pancovia harmsiana</i>	SB	Zoo	D	T	DT
<i>Parinari excelsa</i>	SB	Zoo	D	T	DT
<i>Piptadeniastrum africanum</i>	Np	Bal	D	T	DT
<i>Pterocarpus osun</i>	SB	Ané	D	T	DT
<i>Rothmannia urceliformis</i>	SB	Zoo	D	T	DT
<i>Santiria trimera</i>	SB	Zoo	D	T	DT
<i>Vitex grandifolia</i>	SB	Zoo	D	T	DT
<i>Zanthoxylum tessmannii</i>	P	Zoo	D	T	DT
<i>Blighia sapida</i>	SB	Zoo	D	E	DE
<i>Chrysophyllum boukokoense</i>	SB	Zoo	D	E	DE
<i>Coelocaryon botryoides</i>	SB	Zoo	D	E	DE
<i>Dialium soyauxii</i>	SB	Ané	D	E	DE
<i>Diospyros canaliculata</i>	SB	Zoo	D	E	DE
<i>Drypetes capillipes</i>	SB	Zoo	D	E	DE
<i>Drypetes paxii</i>	SB	Zoo	D	E	DE
<i>Drypetes pellegrinii</i>	SB	Zoo	D	E	DE
<i>Funtumia elastica</i>	SB	Ané	D	E	DE
<i>Garcinia punctata</i>	SB	Zoo	D	E	DE
<i>Homalium longistylum</i>	SB	Bal	D	E	DE
<i>Margaritaria discoidea</i>	Np	Zoo	D	E	DE
<i>Markhamia lutea</i>	P	Zoo	D	E	DE
<i>Oxyanthus speciosus</i> subsp. <i>speciosus</i>	SB	Zoo	D	E	DE
<i>Pterygota augouardii</i>	Np	Zoo	D	E	DE
<i>Tetrochidium didymostemon</i>	P	Zoo	D	E	DE
<i>Afrostryax lepidophyllum</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Albizia adianthifolia</i>	P	Bar	D	D	DD
<i>Antidesma laciniatum</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Aubrevillea kerstingii</i>	Np	Bar	D	D	DD
<i>Casearia barteri</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Desplatsia subericarpa</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Detarium macrocarpum</i>	P	Zoo	D	D	DD
<i>Drypetes iturensis</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Drypetes klainei</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Drypetes principum</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Duboscia viridiflora</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Ficus mucoso</i>	P	Zoo	D	D	DD
<i>Ganophyllum giganteum</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Lovoa trichilioides</i>	Np	Bal	D	D	DD
<i>Macaranga spinosa</i>	P	Zoo	D	D	DD
<i>Monodora angolensis</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Myrianthus arboreus</i>	P	Zoo	D	D	DD
<i>Pycnanthus angolensis</i>	Np	Zoo	D	D	DD
<i>Scottellia orientalis</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Staudtia kamerunensis</i> var. <i>gabonensis</i>	SB	Zoo	D	D	DD
<i>Synsepalum subcordatum</i>	SB	Zoo	D	D	DD

<i>Treculia africana</i>	Np	Zoo	D	D	DD
<i>Xylopia hypolampra</i>	P	Zoo	D	D	DD
<i>Anisophyllea myriosticta</i>	SB		T		
<i>Anopyxis klaineana</i>	Np	Zoo	T		
<i>Antrocaryon micraster</i>	Np	Zoo	T		
<i>Antrocaryon nannanii</i>	P	Zoo	T		
<i>Balanites wilsoniana</i>	Np	Zoo	T		
<i>Berlinia confusa</i>	SB	Bal	T		
<i>Breviea sericea.</i>	SB	Zoo	T		
<i>Cordia platythyrsa</i>	P	Zoo	T		
<i>Deinbollia grandifolia</i>	SB	Zoo	T		
<i>Drypetes usambarica</i> var. <i>stylosa</i>	SB	Zoo	T		
<i>Fernandoa adolfi-friderici</i>	P	Ané	T		
<i>Ficus polita</i>	P	Zoo	T		
<i>Ficus vogeliana</i>	P	Zoo	T		
<i>Garcinia gnetoides</i>	SB	Zoo	T		
<i>Gossweilerodendron balsamiferum</i>	Np	Ané	T		
<i>Gossweilerodendron joveri</i>	Np	Ané	T		
<i>Leptactina pynaertiü</i>	SB	Zoo	T		
<i>Macaranga monandra</i>	P	Zoo	T		
<i>Magnistipula butayei</i> subsp. <i>sargosii</i>	SB	Zoo	T		
<i>Mallotus oppositifolius</i>	P	Zoo	T		
<i>Manilkara fouilloiyana</i>	SB	Zoo	T		
<i>Monodora myristica</i>	SB	Zoo	T		
<i>Oxystigma buchholzii</i>	Np	Ané	T		
<i>Pteleopsis hylodendron.</i>	Np	Ané	T		
<i>Rhabdophyllum arnoldianum</i>	SB	Zoo	T		
<i>Sapium ellipticum</i>	P	Zoo	T		
<i>Stemonocoleus micranthus</i>	Np	Bal	T		
<i>Sterculia subviolacea</i>	P	Zoo	T		
<i>Tricalysia macrophylla</i>	SB	Zoo	T		
<i>Trichilia tessmannii</i>	SB	Zoo	T		
<i>Turraeanthus africanus</i>	SB	Zoo	T		
<i>Vitex doniana</i>	SB	Zoo	T		
<i>Zanthoxylum gillettii</i>	P	Zoo	T		
<i>Albizia ferruginea</i>	P	Bar	E		
<i>Lepisanthes senegalensis</i>	SB	Zoo	E		
<i>Bombax buonopozense</i>	P	Ané	E		
<i>Celtis gomphophylla</i>	Np	Zoo	E		
<i>Croton mayumbensis</i>	P	Zoo	E		
<i>Croton sylvaticus</i>	P	Zoo	E		
<i>Cuviera longiflora</i>	P	Zoo	E		
<i>Dacryodes</i> sp.	SB	Zoo	E		
<i>Desplatsia mildbraedii</i>	SB	Zoo	E		
<i>Diospyros</i> sp.	SB	Zoo	E		

<i>Holoptelea grandis</i>	Np	Zoo	E
<i>Macaranga barteri</i>	P	Zoo	E
<i>Macaranga huraefolia</i>	P	Zoo	E
<i>Manilkara obovata</i>	SB	Zoo	E
<i>Maranthes glabra</i>	SB	Zoo	E
<i>Mildbraediodendron excelsum</i>	Np	Zoo	E
<i>Ochna afzelii</i>	Np	Zoo	E
<i>Oubanguia africana</i>	SB	Zoo	E
<i>Pentaclethra macrophylla</i>	Np	Bal	E
<i>Pentaclethra sp.</i>	Np	Bal	E
<i>Polyscias fulva</i>	P	Zoo	E
<i>Ricinodendron heudelotii</i>	P	Zoo	E
<i>Sclerocroton cornutus</i>	SB	Bal	E
<i>Synsepalum cerasiferum</i>	SB	Zoo	E
<i>Syzygium staudtii</i>	SB	Zoo	E
<i>Tricalysia elliotii</i> var. <i>centrafricana</i>	SB	Zoo	E
<i>Tricalysia sp.</i>	SB	Zoo	E
<i>Trichoscypha acuminata</i>	Np	Zoo	E
<i>Xylopia staudtii</i>	SB	Zoo	E
<i>Zanthoxylum sp.</i>	P		E
<i>Anthocleista schweinfurthii</i>	P	Zoo	D
<i>Antidesma vogelianum</i>	SB	Zoo	D
<i>Antrocaryon klaineum</i>	P	Zoo	D
<i>Aporrhiza urophylla</i>	SB	Bal	D
<i>Beilschmiedia acuta</i>	SB	Zoo	D
<i>Beilschmiedia tisserantii</i>	SB	Zoo	D
<i>Blighia unijugata</i>	SB	Zoo	D
<i>Bridelia micrantha</i>	P	Zoo	D
<i>Ceiba pentandra</i>	P	Ané	D
<i>Cleistopholis patens</i>	P	Zoo	D
<i>Copaifera mildbraedii</i>	Np	Ané	D
<i>Dacryodes buettneri</i>	Np	Zoo	D
<i>Dacryodes macrophylla</i>	SB	Zoo	D
<i>Diospyros suaveolens</i>	SB	Zoo	D
<i>Discoglyprena caloneura</i>	SB	Zoo	D
<i>Dracaena mannii</i>	SB	Zoo	D
<i>Erythrophleum ivorense</i>	Np	Bar	D
<i>Ficus sur</i>	P	Zoo	D
<i>Garcinia kola</i>	SB	Zoo	D
<i>Homalium angustifolium.</i>	P	Ané	D
<i>Homalium lastourvillense.</i>	SB		D
<i>Homalium stipulaceum</i>	SB	Bal	D
<i>Hymenocardia heudelotii</i>	P	Ané	D
<i>Hymenocardia ulmoides.</i>	P	Ané	D
<i>Irvingia robur</i>	SB	Zoo	D

<i>Leptactina involucrata</i>	P	Zoo	D
<i>Maesobotrya staudtii</i>	SB	Zoo	D
<i>Monodora tenuifolia</i>	SB	Zoo	D
<i>Napoleona vogelii</i>	SB	Zoo	D
<i>Nauclea diderrichii</i>	Np	Zoo	D
<i>Olox mannii</i>	SB	Zoo	D
<i>Omphalocarpum procerum</i>	SB	Zoo	D
<i>Ongokea gore</i>	Np	Zoo	D
<i>Pentadesma butyracea</i>	SB		D
<i>Psydrax subcordata</i>	P	Zoo	D
<i>Rytigynia senegalensis</i>	P	Zoo	D
<i>Sterculia tragacantha</i>	P	Zoo	D
<i>Swartzia fistuloides</i>	Np	Bar	D
<i>Tessmannia africana</i>	Np	Bal	D
<i>Tessmannia lescrauwaetii</i>	Np	Bal	D
<i>Tetrapleura tetraptera</i>	Np	Bar	D
<i>Tricalysia coriacea</i>	SB	Zoo	D
<i>Trichilia welwitschii</i>	SB	Zoo	D
<i>Uapaca guineensis</i>	U	Zoo	D
<i>Uapaca heudelotii</i>	U	Zoo	D

4.5 Distribution phytogéographique

Les espèces qui composent la flore de Mbaïki proviennent pour l'essentiel des centres régionaux d'endémisme guinéo-congolais (GC), centro-guinéo-congolais (CG), afro-tropical (AT) et guinéen (G). Ces espèces représentent respectivement 35%, 14 %, 13% et 8% de la flore locale. A titre d'exemple, les trois espèces reconnues au paragraphe précédent comme étant les plus importantes, à savoir *Celtis zenkeri* (IVI=13,5), *Staudtia kamerunensis* var. *gabonensis* (IVI=11,3) et *Musanga cecropioides* (IVI=8,9), sont issues des deux premiers centres d'endémisme ci-dessus. Les espèces en provenance d'autres empires floraux représentent des pourcentages infimes variant de 0 à 4 % (Fig. 3. 2).

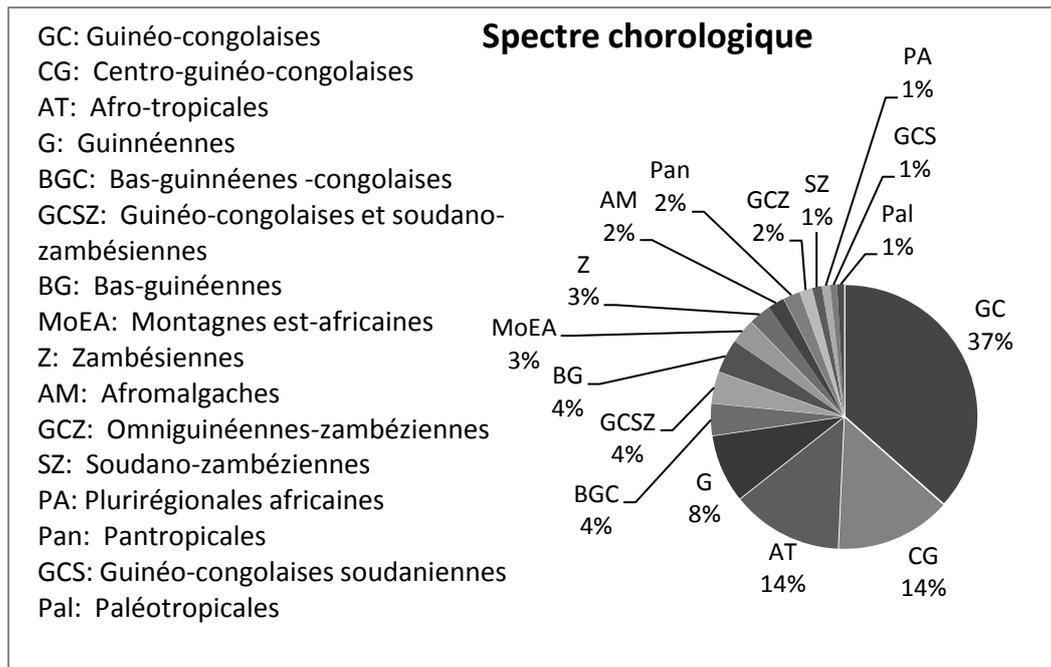


Figure 3.2 Spectre chorologique de la flore de Mbaïki

La distribution phytogéographique des espèces de la flore de Mbaïki obéit à 4 modalités. On distingue les espèces endémiques (ENN) qui ne se retrouvent qu'en Afrique et à Madagascar, elles représentent 70% de la flore de Mbaïki. Les espèces plurirégionales africaines (PRA), dont l'existence peut être localisée dans une ou plusieurs régions floristiques, parfois disjointes, les unes des autres, représentent 14% de la flore de Mbaïki. Viennent ensuite les espèces de liaison (ELI) qui caractérisent les zones de transition vers d'autres centres d'endémismes et les espèces à large distribution (LDI) qu'on peut rencontrer dans le monde entier. Elles contribuent respectivement à hauteur de 8% et 3% à la flore de Mbaïki (Fig. 3.3).

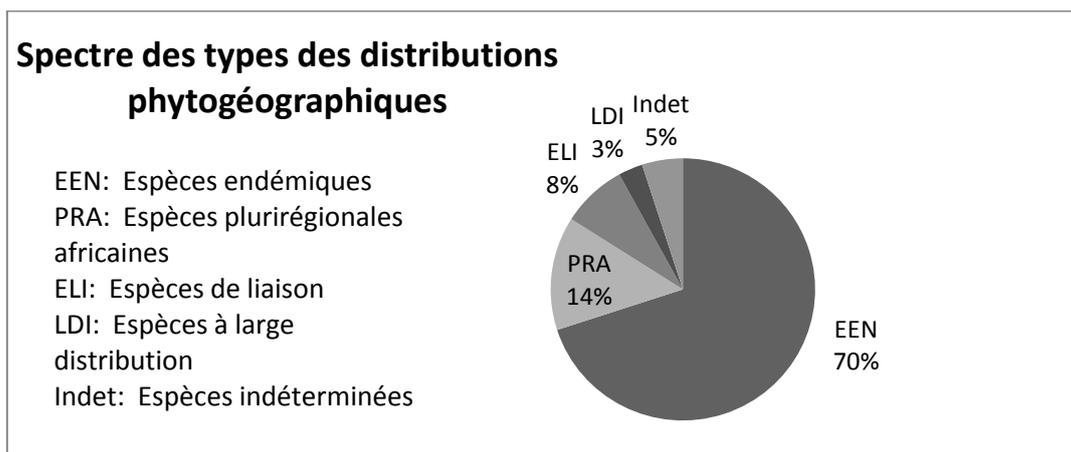


Figure 3.3 Distribution phytogéographique de la flore de Mbaïki

4.6 Types biologiques et fonctionnels

Le spectre biologique ci-dessous (Fig. 3.4) montre que les phanérophytes constituent 58 % des types biologiques qui peuplent la forêt de Mbaïki. Ils se répartissent en mégaphanérophytes (11%), mésophanérophytes (22%), microphanérophyte (16%) et nanophanérophyte (9%). Les phanérophytes grimpants constituent la deuxième plus importante composante de cette forêt avec 13% des espèces.

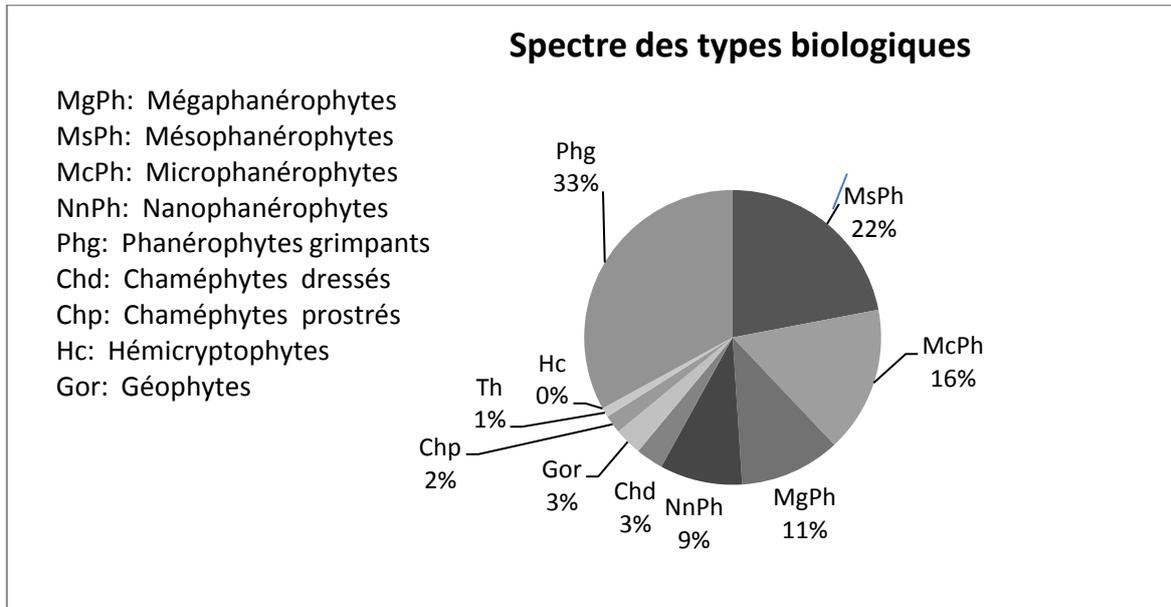


Figure 3.4 Spectre des types biologiques de la forêt de Mbaïki

Concernant les types morphologiques des diaspores, les espèces sarcochores représentent 67% de l'effectif total. Les ballochores et les ptérochores sont à égalité et représentent 10 % de l'effectif. Les sclérochores, pogonochores et barochores constituent respectivement 5%, 2%, 2%. 4% des espèces sont restés indéfinis sur le plan de la biologie des diaspores (Fig. 2.5).

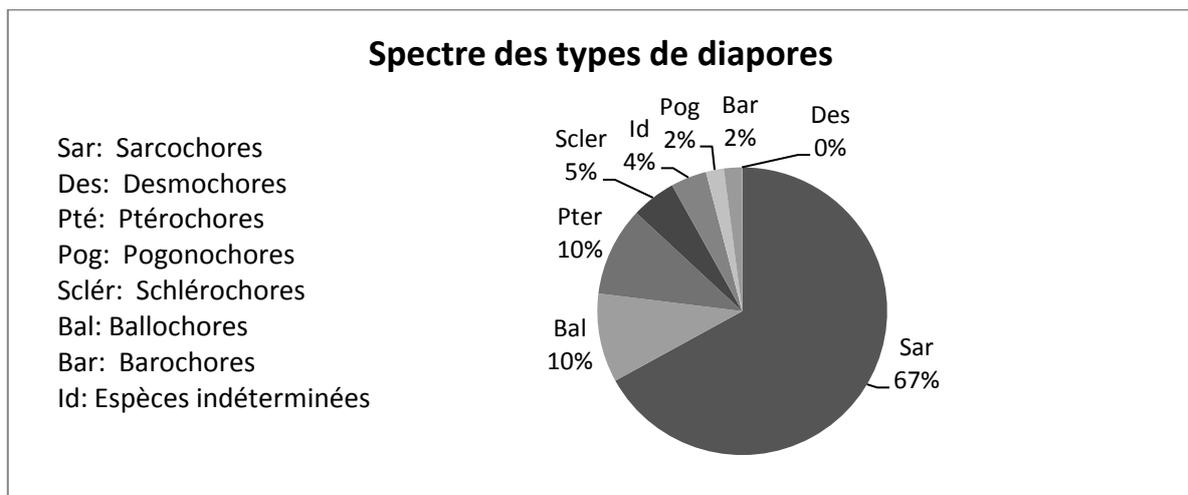


Figure 3.5 Spectre des types de diaspores

Les modes de dissémination étant déterminés par les types de diaspores, les espèces zoochores représentent plus de la majorité de la flore de Mbaïki avec 66%. Les anémochores suivent avec 17 %, devançant ainsi les autochores (ballochores et barochores) qui font 12% de la flore (Fig. 3.6).

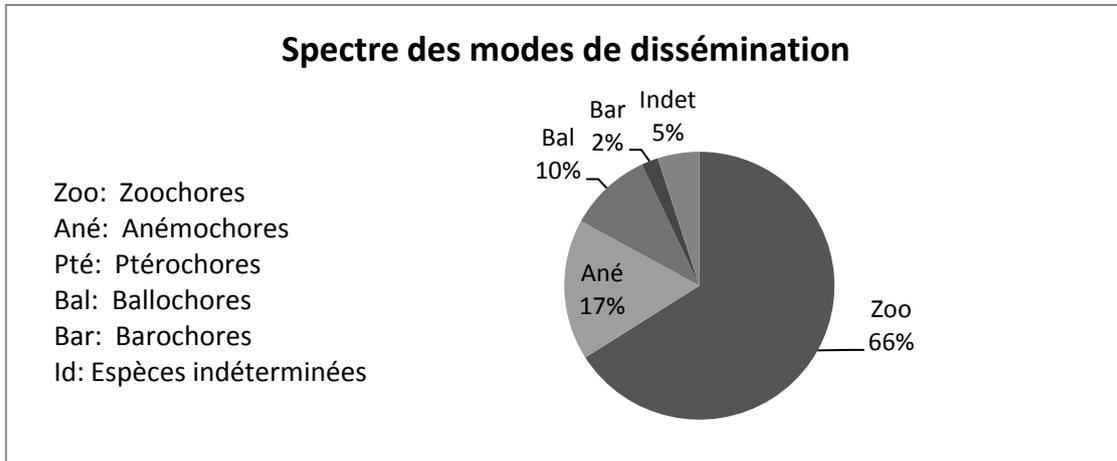


Figure 3.6 Spectre des modes de dissémination

4.7 Distribution des tempéraments des espèces par traitement

La distribution des tempéraments des espèces par strate et par type de traitement montre une nette domination des espèces tolérantes à l'ombre (SB) suivies de loin par les espèces héliophiles non pionnières (Np), tandis que les espèces pionnières (P) sont peu représentées dans toutes les strates. Dans la strate LH on note une très faible représentation des espèces pionnières et héliophiles dans les parcelles exploitées-éclaircies (D) alors que, paradoxalement, les espèces sciaphiles demeurent bien représentées ; de même elles sont mieux représentées dans les parcelles exploitées que dans les parcelles témoins.

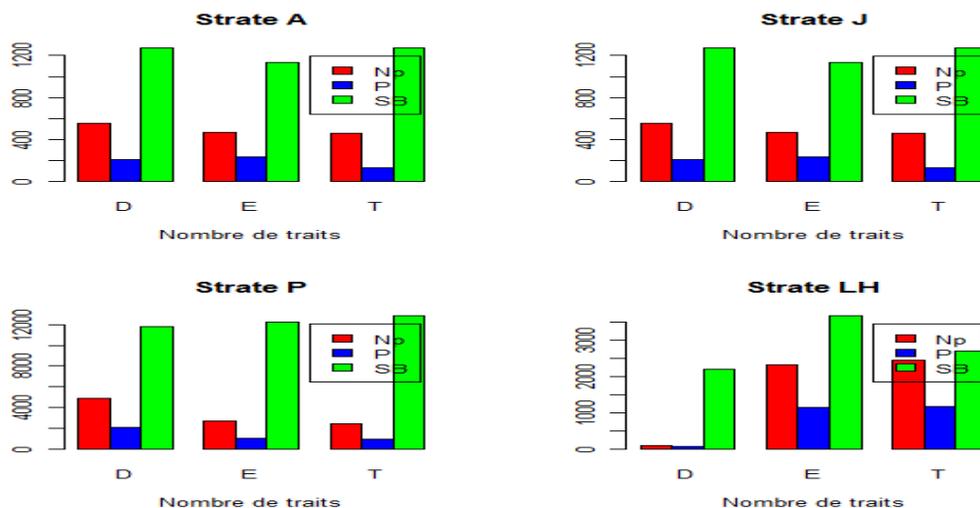


Figure 3.7 Distribution des tempéraments des espèces par strate et par traitement (T : parcelles témoins, E : parcelles exploitées, D : parcelles exploitées-éclaircies, Np : non pionniers lighth demanders ou espèces héliophiles non pionnières, P : pionniers ou espèces pionnières, SB: shade bearers ou espèces tolérantes à l'ombre).

4.8 Les ordinations par NMDS

Rappelons que les tests sous-jacents à la MRPP et à la NPMANOVA visent à détecter une éventuelle différence de composition floristique entre les différents traitements sylvicoles. S'il y a une différence de composition floristique, l'analyse d'espèces indicatrices a pour but d'identifier les espèces responsables de cette différenciation et qui sont par conséquent considérées comme espèces caractéristiques ou indicatrices de chaque traitement. C'est pour cette raison que dans ce paragraphe les résultats de tous ces tests sont présentés d'une façon complémentaire.

Des histogrammes des valeurs des stress contre le nombre de dimensions ont permis d'identifier les valeurs seuils de décroissance du stress pour lesquelles le nombre de dimensions correspondant a été retenu pour l'ordination (Fig. 3.9 et Tab 3.8).



Figure 3.8 Vue d'une session d'inventaire dans la parcelle exploitée de Boukoko 1 (Carré 114)

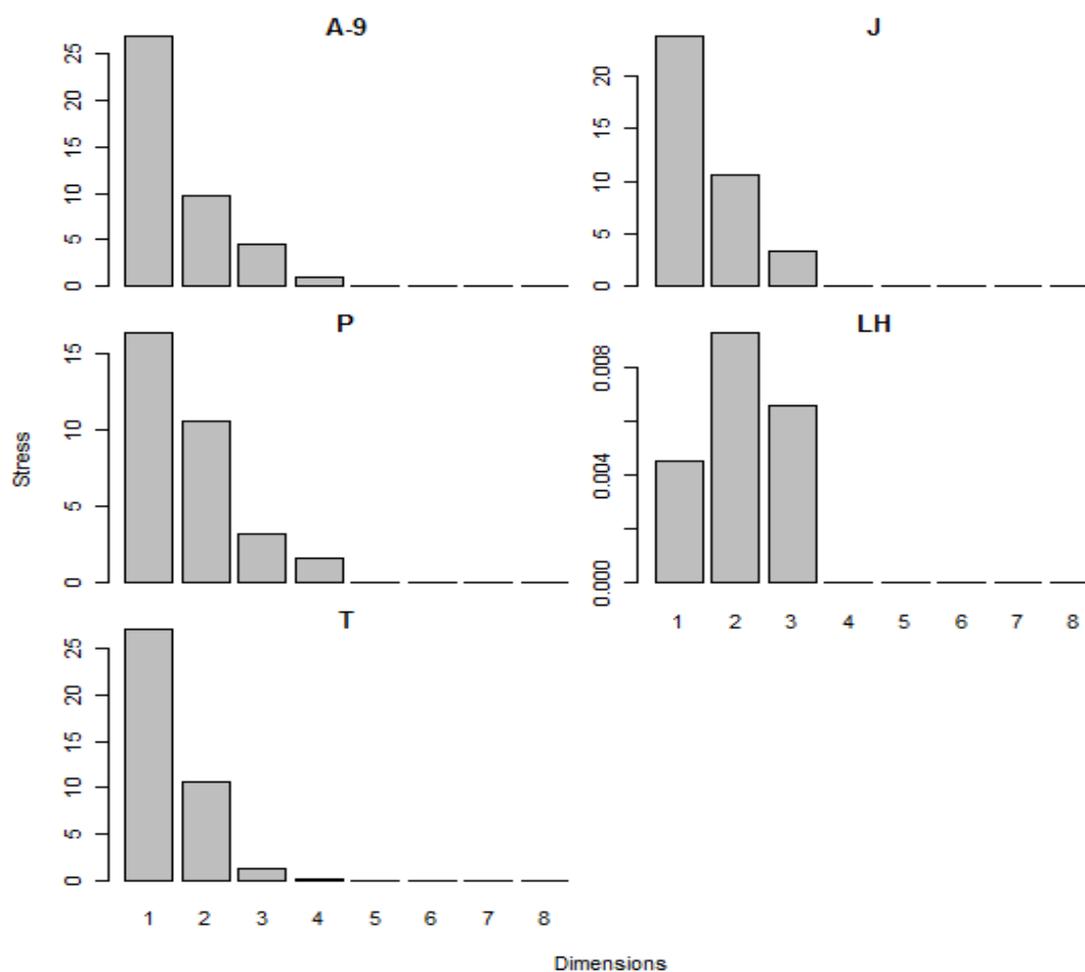


Figure 3.9 Histogrammes montrant l'évolution du stress en fonction du nombre de dimensions de l'ordination par strate. A : strate arborescente, J : strate juvénile, P : strate de plantules et LH : strate des lianes et herbacées, T : toutes strates.

Tableau 3.9 Nombre de dimensions choisi et valeurs de stress correspondantes

Strate	SUP (ha)	Nombre de dimensions	Valeur du stress
A	32	4	14,530
A	9	3	4,99
J	1,44	4	0,004
P	1,44	3	4,356
LH	1,44	2	0,005
FORET ENT.	32; 1,44	3	2,320

L'ordination par la NMDS des relevés du compartiment A donne une solution à 4 dimensions, mais seules les trois premières ont été utilisées pour l'interprétation (Fig. 3.10; 3.11).

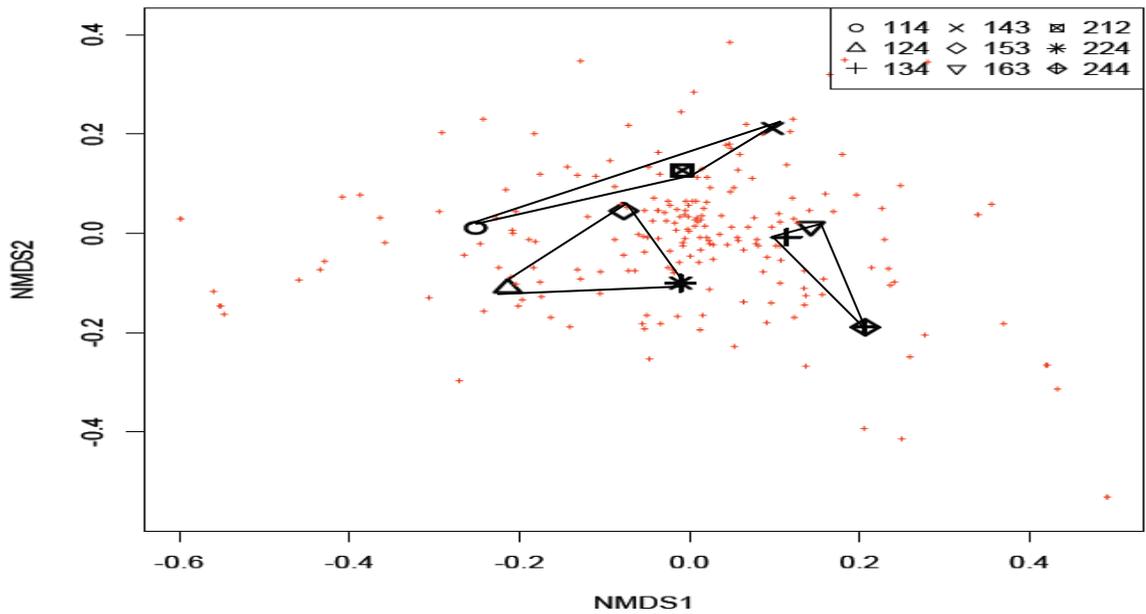


Figure 3.10 Projection dans l'espace défini par les deux premières dimensions de l'ordination NMDS des relevés floristiques de la strate arborescente (A) de Mbaïki. Les triangles représentent les traitements sylvicoles. Témoins : triangle inférieur droit, exploitation: triangle supérieur, exploitation-éclaircie: triangle inférieur gauche. NB : dans la légende les lignes représentent les traitements sylvicoles. Témoin : 134, 163, 244; exploitation: 114, 143, 212; exploitation-éclaircie: 124, 153, 224, tandis que les colonnes représentent les blocs (sites). Boukoko 1: 114, 124,134 ; Boukoko 2: 143, 153, 163 ; Lolé : 212, 224, 244.

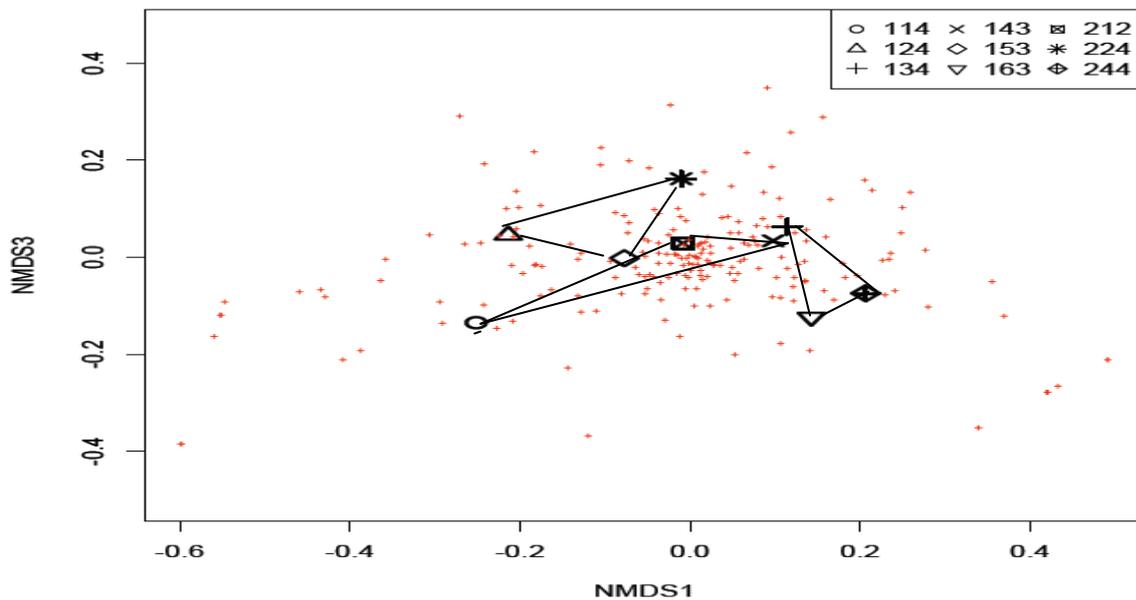


Figure 3.11 Projection dans l'espace défini par les troisième et quatrième dimensions de l'ordination NMDS des relevés floristiques de la strate (A) arborescente de Mbaïki. Les triangles représentent les traitements sylvicoles. Témoins : triangle inférieur droit, exploitation: triangle intermédiaire, exploitation-éclaircie: triangle supérieur.

Dans les deux espaces définis, d'une part, par les axes 1 et 2 et, d'autre part, par les axes 1 et 3, nous observons une bonne séparation entre les trois traitements, témoin, exploitation et exploitation-éclaircie. Les scores des relevés sur les différents axes ne sont jamais corrélés avec l'intensité des perturbations (Tab. 3.10) mesurée par la perte de surface terrière en m²/ha, même si on note une tendance pour les axes 1 et 2. De même, nous ne notons pas de séparation en fonction des sites. L'axe 1 sépare surtout les parcelles témoins des autres, tandis que l'axe 2 tend plutôt à séparer les parcelles exploitées des autres.

Toutefois, la majorité des espèces se concentre au centre des diagrammes, suggérant une faible discrimination floristique. Ce résultat est confirmé par ceux de la MRPP et de la NPMANOVA : la composition spécifique ne varie significativement ni avec le traitement, ni avec le site (Tab. 3.10; 3.11).

Concernant les relevés en strate J, la NMDS trouve également une solution à 4 dimensions. Que ce soit dans le plan défini par les axes 1 et 2 (Fig. 3.12) ou dans celui défini par les axes 3 et 4 (Fig. 3.13), il n'y a pas de ségrégation des relevés en fonction du traitement. Ceci est confirmé par l'absence de corrélation entre les scores des relevés sur les différents axes et l'intensité des perturbations. Nous n'observons aucun effet site non plus. On remarque que la dispersion des relevés dans le plan défini par les axes 1 et 2 est plus faible pour le traitement exploité-dévitalisé que pour les autres, suggérant une plus grande similarité de composition.

La MRPP et la NPMANOVA ne révèlent pas de différence de composition significative. L'analyse des espèces indicatrices confirme cette faible différenciation floristique : respectivement 1, 2 et 5 espèces indicatrices pour les traitements témoin, exploité et exploité-éclaircie (Tab. 3.13).

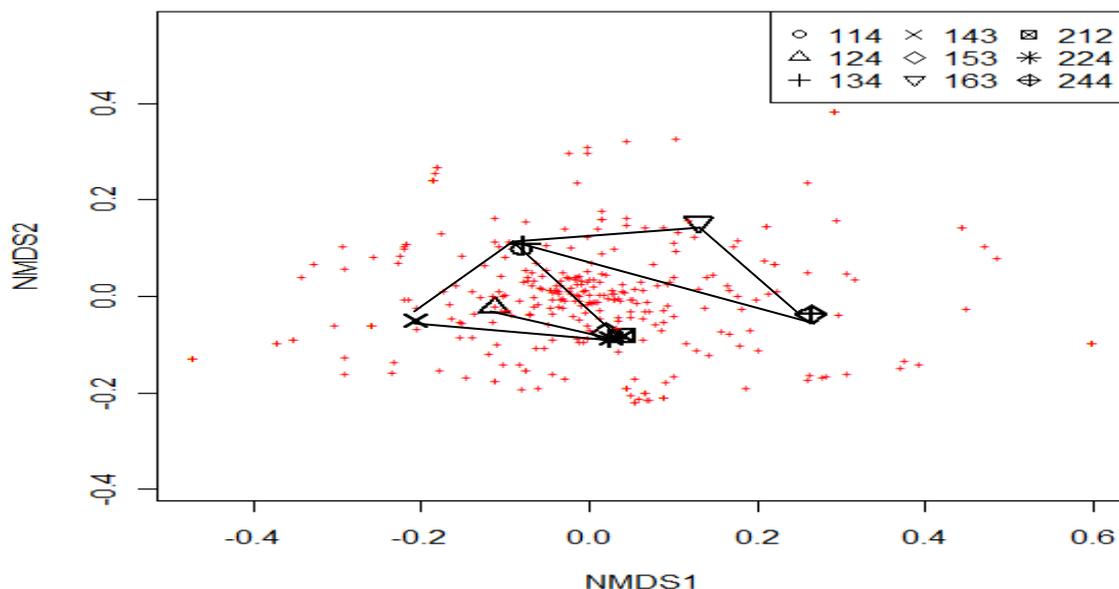


Figure 3.12 Projection dans l'espace défini par des deux premières dimensions de l'ordination NMDS des relevés floristiques de la strate (J) des juvéniles de Mbaïki. Les triangles représentent les traitements sylvicoles. Témoins : triangle droit, exploitation: triangle gauche, exploitation-éclaircie: groupe de points relié à un autre à l'intérieur du triangle gauche.

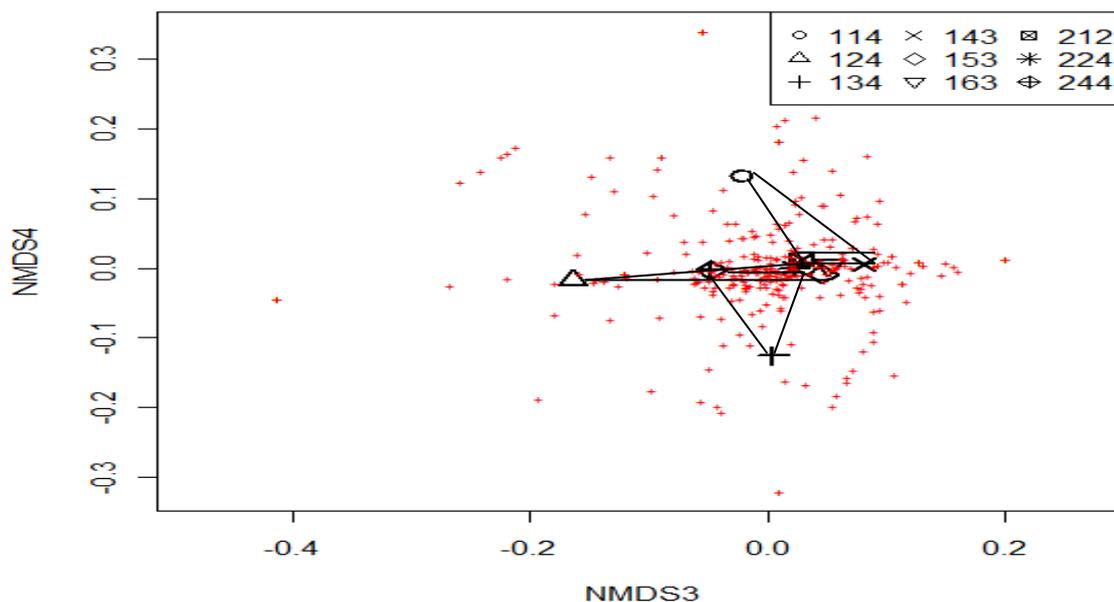


Figure 3.13 Projection dans l'espace défini par les troisième et quatrième dimensions de l'ordination NMDS des relevés floristiques de la strate (J) des juvéniles de Mbaïki. Les triangles représentent les traitements sylvicoles. Témoins : triangle inférieur, exploitation: triangle supérieur, exploitation-éclaircie: groupe de points formant la ligne horizontale.

Les analyses portant sur le compartiment P donnent des résultats sensiblement différents. La NMDS offre une solution finale à 3 dimensions, avec une excellente séparation des trois traitements le long de l'axe 1 (Fig. 3.14). Ceci est d'ailleurs confirmé par la corrélation significative des scores des relevés sur cet axe et l'intensité des perturbations ($\rho = -0,75, p = 0,025$). De même on note une bonne séparation des 3 blocs Boukoko 1, Boukoko 2, Lolé le long de l'axe 2 et une tendance à la séparation le long de l'axe 3 (Fig. 3.15). On en déduit donc que la composition floristique du compartiment P réagit significativement au traitement, mais que cette réponse varie avec la localisation géographique.

La MRPP et la NPMANOVA confirment les différences significatives de composition floristique entre les 3 traitements, différences que l'analyse des espèces indicatrices permet de préciser. Ce sont surtout les parcelles exploitées-dévitalisées qui se singularisent, non seulement parce qu'elles sont nettement séparées des autres par la NMDS, mais parce qu'elles comptabilisent à elles seules 37 espèces indicatrices dont 36 avec une IV (valeur indicatrice) de 1. Par comparaison, les parcelles témoins et exploitées, assez proches dans les plans de NMDS, ne comptent chacune qu'une seule espèce indicatrice (Tab. 3.13).

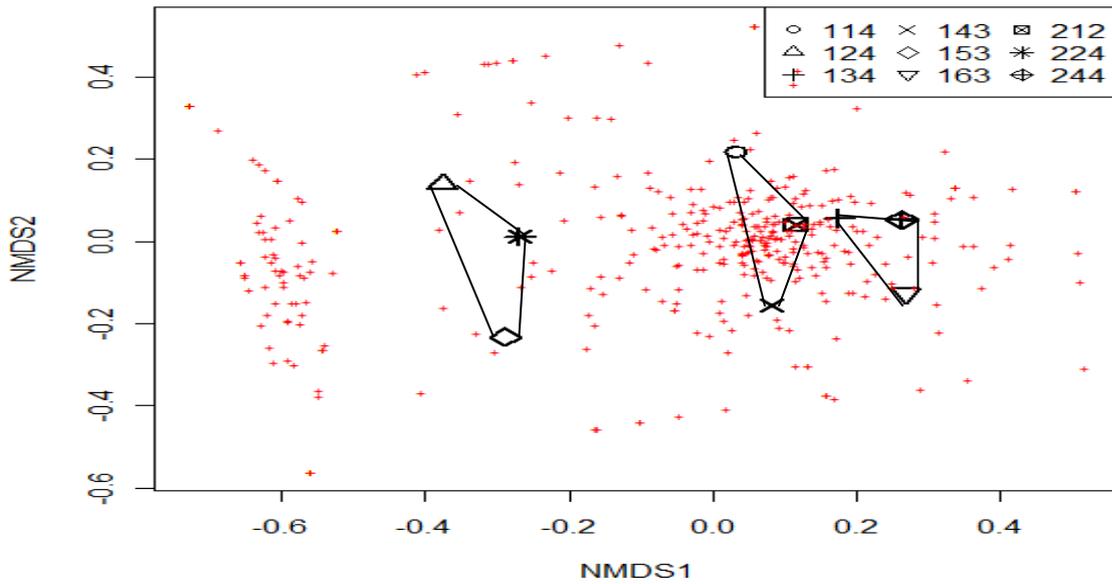


Figure 3.14 Projection dans l'espace défini par les deux premières dimensions de l'ordination NMDS des relevés floristiques de la strate (P) des plantules de Mbaïki. Les triangles représentent les traitements sylvicoles. Témoins : triangle droit, exploitation: triangle intermédiaire proche du premier, exploitation-éclaircie: triangle gauche.

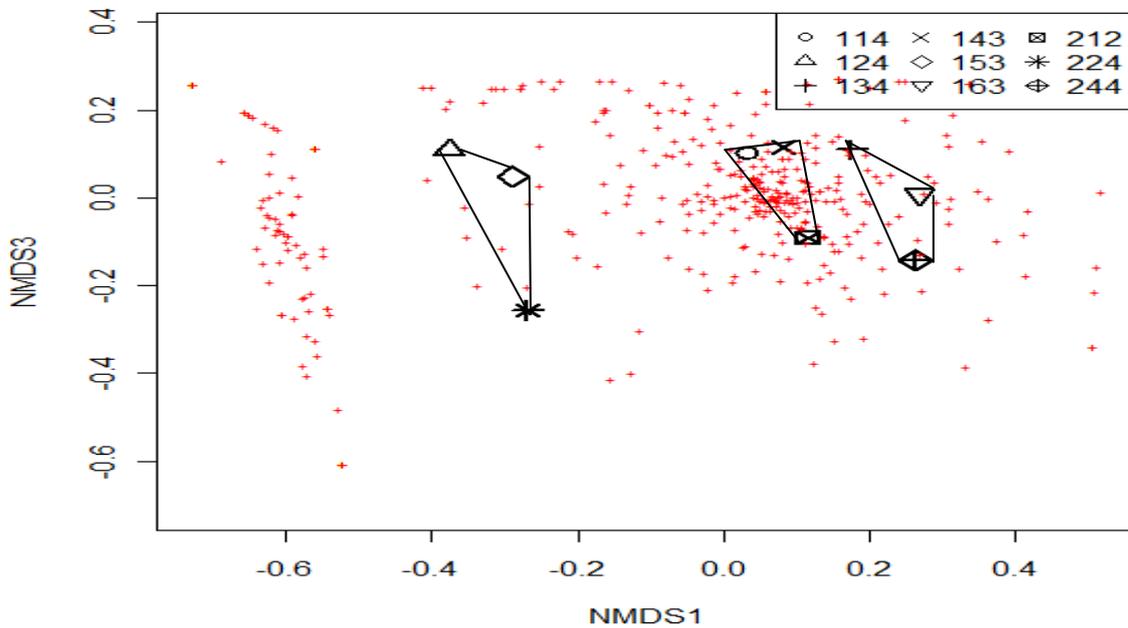


Figure 3.15 Projection dans l'espace défini par les première et troisième dimensions de l'ordination NMDS des relevés floristiques de la strate (P) des plantules de Mbaïki. Les triangles représentent les traitements sylvicoles. Témoins : triangle droit, exploitation: triangle intermédiaire proche du premier, exploitation-éclaircie: triangle gauche.

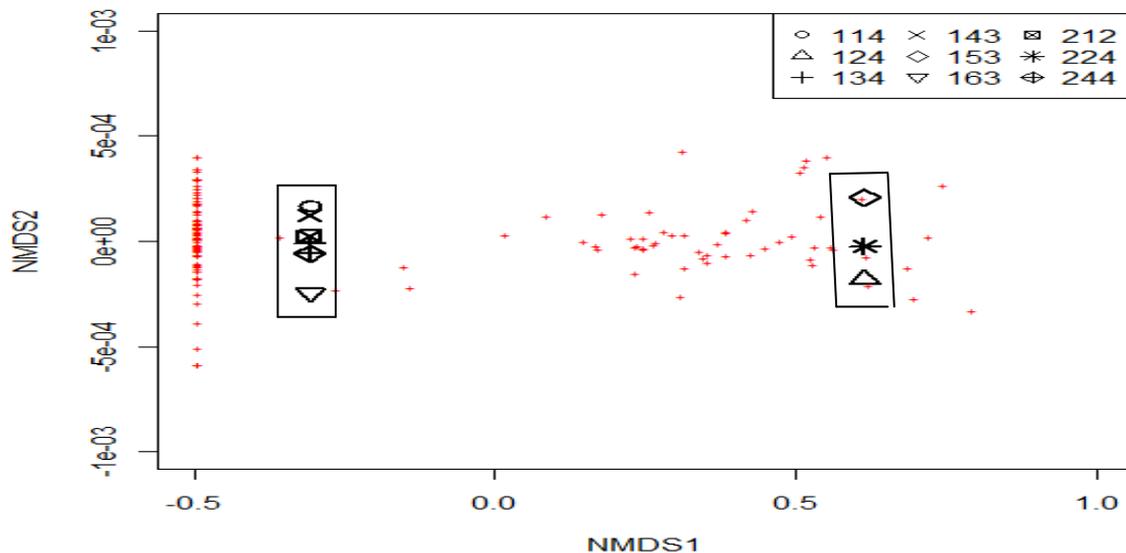


Figure 3.16 Projection dans l'espace défini par les deux premières dimensions de l'ordination NMDS des relevés floristiques de la strate (LH) des lianes et herbacée de Mbaïki. Les triangles représentent les traitements sylvicoles. Témoins et exploitation regroupées pour former le rectangle gauche, exploitation-éclaircie: triangle droit.

Enfin, concernant les relevés du compartiment LH, on note aussi une bonne réponse aux perturbations. La NMDS possède une solution à 2 dimensions. L'axe 1 sépare remarquablement les parcelles exploitées-dévitalisées des autres (Fig. 3.16); les scores des relevés sur cet axe sont d'ailleurs fortement corrélés avec l'intensité des perturbations ($\rho = 0,92, p = 0,001$). L'axe 2 sépare surtout les parcelles témoins des parcelles exploitées qui ont comme point commun d'héberger de très nombreuses espèces rares. Aucun effet site n'apparaît sur la figure définie par les axes 1 et 2. La MRPP et la NPMANOVA révèlent une différence significative de composition floristique en fonction du traitement. L'analyse des espèces indicatrices retrouve 2 espèces indicatrices pour les parcelles témoins et 9 espèces indicatrices pour les parcelles exploitées. En revanche, les parcelles exploitées-dévitalisées n'ont aucune espèce indicatrice, ce qui montre que celles-ci se différencient surtout négativement par un appauvrissement floristique, que l'on peut attribuer à une extinction stochastique des espèces puisque la dispersion des relevés dans le plan de la NMDS notamment sur l'axe 2 suggère une divergence de composition intra-traitement.

Finalement, les mêmes analyses conduites à l'échelle de l'ensemble de la communauté végétale (tous les compartiments précédents étant confondus) amènent à des résultats similaires à ceux observés pour le compartiment A. La NMDS (solution à trois dimensions) sépare relativement bien les trois traitements dans le plan défini par les axes 1 et 2 (Fig. 3.17); uniquement les parcelles témoins des autres dans le plan défini par les axes 1 et 3 (Fig. 3.18).

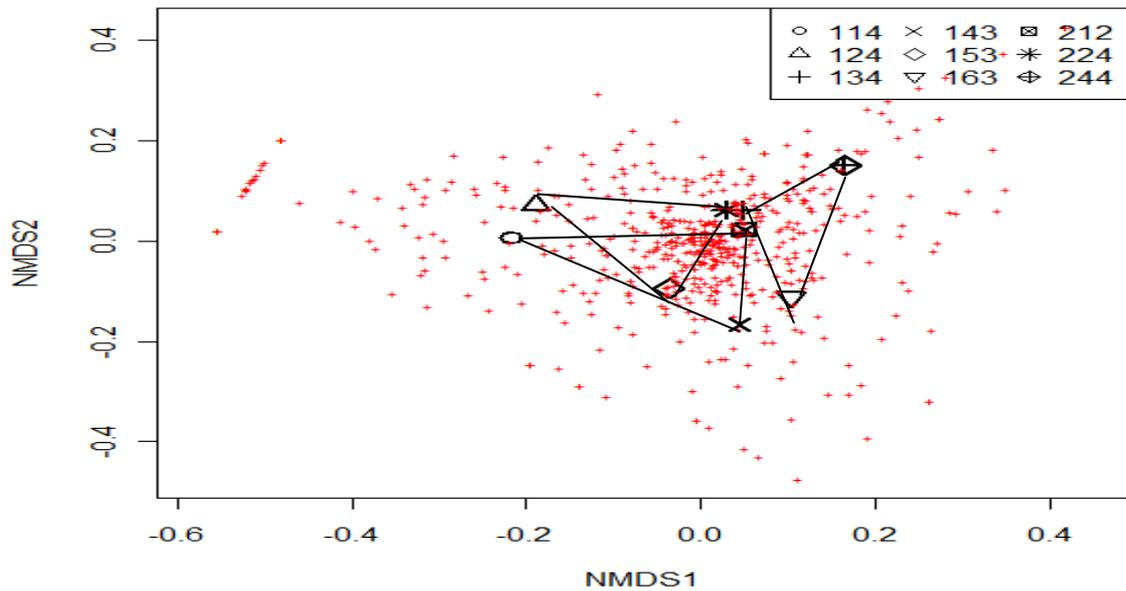


Figure 3.17 Projection dans l'espace défini par les deux premières dimensions de l'ordination NMDS des relevés floristiques de Mbaïki toutes strates confondues (T). Les triangles représentent les traitements sylvicoles. Témoins : triangle droit, exploitation: triangle inférieur gauche, exploitation-éclaircie: triangle supérieur gauche.

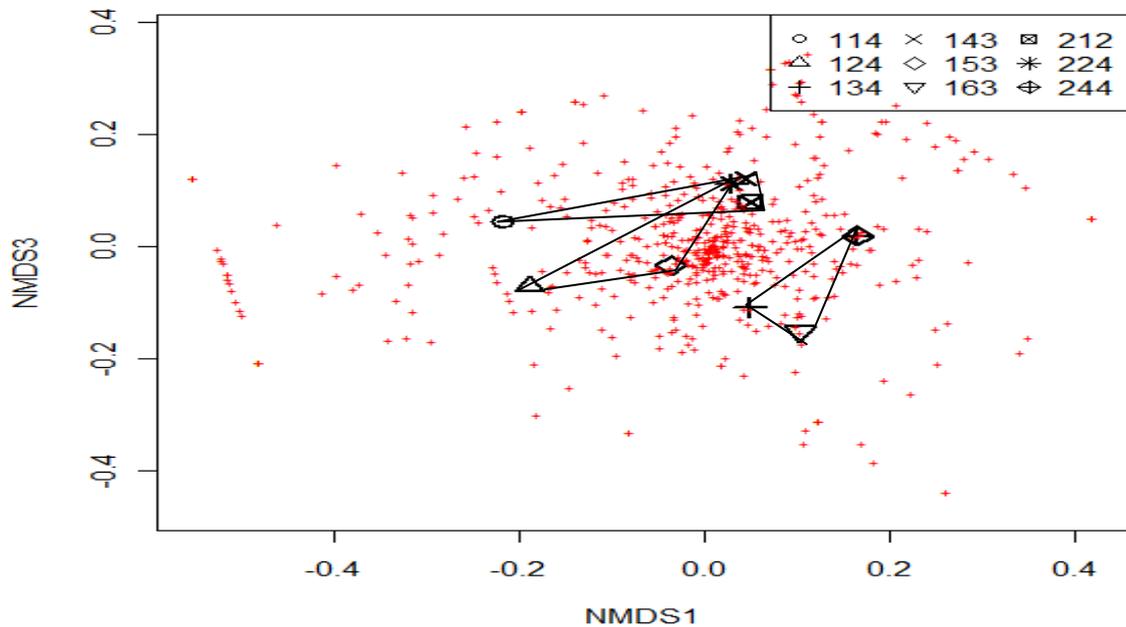


Figure 3.18 Projection dans l'espace défini par les première et troisième dimensions de l'ordination NMDS des relevés floristiques de Mbaïki, toutes strates confondues (T). Les triangles représentent les traitements sylvicoles. Témoins : triangle droit, exploitation: triangle supérieur gauche, exploitation-éclaircie: triangle inférieur gauche.

Cependant aucun des axes n'est corrélé avec le gradient de perturbations. De plus, ni la MRPP, ni la NPMANOVA ne sont significatives: la composition floristique globale ne répond donc pas aux différents traitements au moment où les relevés ont été effectués.

Tableau 3.10 Résultats du test de corrélation de Spearman sur les scores de la NMDS. Les scores sont corrélés avec l'intensité des perturbations pour les relevés des strates P et LH.

Strate	Dimension	<i>p</i> -value	Rhô
A	1	0,064	ns
	2	0,059	ns
	3	0,344	ns
	4	0,134	ns
J	1	0,581	ns
	2	0,076	ns
	3	0,463	ns
	4	0,88	ns
P	1	0,025	-0,75
	2	0,194	ns
	3	0,744	ns
LH	1	0,001	0,92
	2	0,552	ns
Toutes strates	1	0,194	ns
	2	0,678	ns
	3	0,552	ns

Tableau 3.11 Résultats du test des différences de composition floristique inter-traitements par la MRPP. La composition floristique varie significativement pour les strates J, P et LH.

Strate	A corrigé	Delta observé	Delta espéré	Signification de delta (p)
A	-0,01	71,64	71,05	0,56
J	0,06	227,10	240,80	0,05
P	0,03	661,30	684,60	0,04
LH	0,28	229,00	316,10	0,01
Toutes strates	-0,01	0,36	0,36	0,76

Tableau 3.12 Résultats du test des différences de composition floristique inter traitements par la NPMANOVA. La composition floristique varie significativement pour les strates J et P.

Strate	R ²	Pr(>F)
A	0,2331	0,68
J	0,272	0,217
P	0,355	0,03
LH	0,6538	0,003

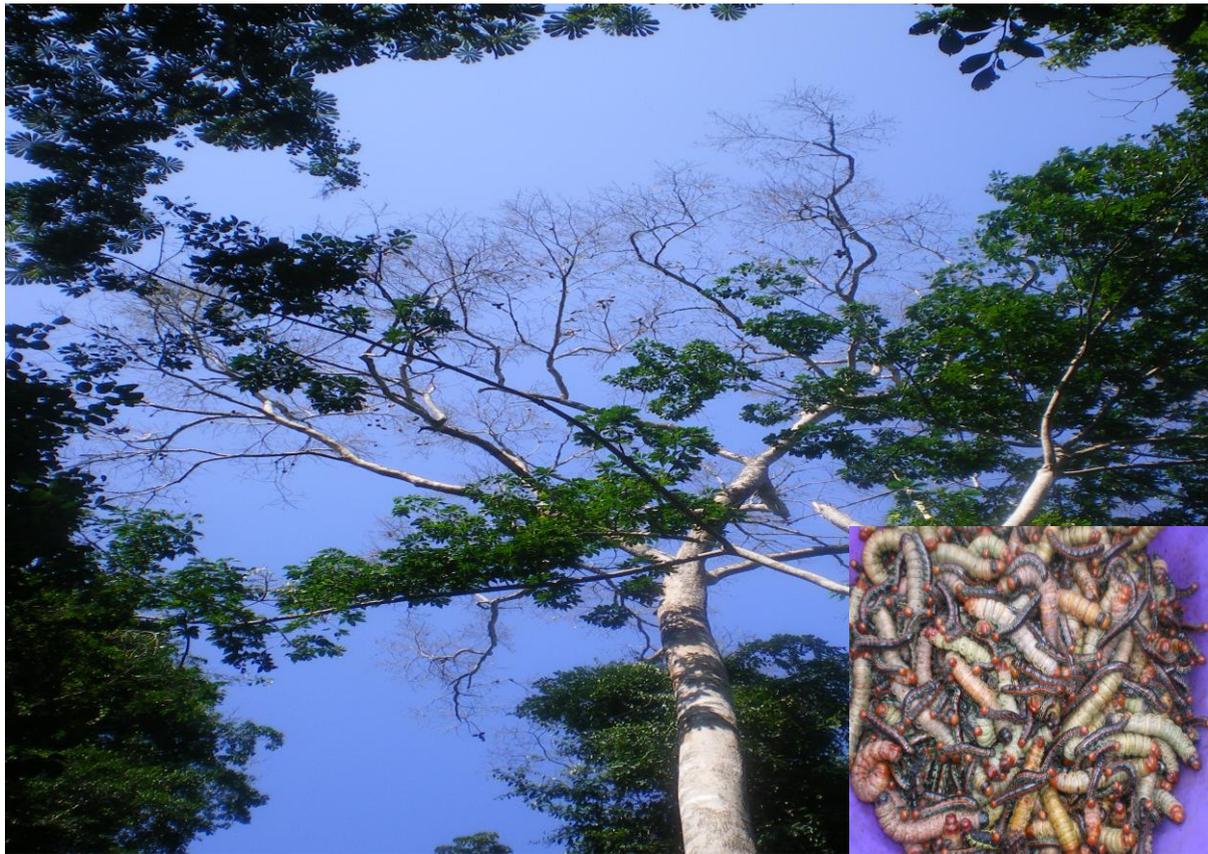


Figure 3.19 Un arbre (*Eribroma oblogum*, *Malvaceae*) défeuillé par les chenilles en juillet et chenilles

Tableau 3.13 Liste et caractéristiques des espèces indicatrices par strate

Strate J	COD	ESP	GUI	TT	Valeur Indicatrice	Proba
1	AMPHPTE	<i>Amphimas pterocarpoides</i>	Np	E-D	0,7778	0,029
2	BARTNIG	<i>Barteria nigritana</i> subsp. <i>fistulosa</i>	Np	T	1	0,042
3	COMBBRA	<i>Combretum bracteatum</i>	Np	E	1	0,04
4	DRYPITU	<i>Drypetes iturensis</i>	SB	E-D	0,6842	0,037
5	EUCLLON	<i>Euclinia longiflora</i> .	SB	E-D	1	0,022
6	FRIEMON	<i>Friesodielsia montana</i>	Np	E-D	1	0,04
7	MOTAGUI	<i>Motandra guineensis</i>	SB	E	0,551	0,031
8	NEURPSE	<i>Neuropeltis pseudovelutina</i>	Np	E-D	0,7222	0,038
State P						
1	CLERSPL	<i>Clerodendron splendens</i>	P	E-D	0,8333	0,027
2	COELPRE	<i>Coelocaryon preussii</i> .	SB	T	0,8	0,036
3	FUNTELA	<i>Funtumia elastica</i>	SB	E	0,7489	0,033
4	HIPPMYR	<i>Hippocratea myriantha</i>	Np	E-D	1	0,033
5	HIPPVIG	<i>Hippocratea vignei</i>	Np	E-D	1	0,031
6	HUGOMIC	<i>Hugonia micans</i> .	Np	E-D	1	0,041
7	ILLIPEN	<i>Illigeria pentaphylla</i>	SB	E-D	1	0,03
8	IODEAFR	<i>Iodes africana</i>	Np	E-D	1	0,032

9	IODEPIE	<i>Iodes pierlotii</i>	Np	E-D	1	0,032
10	LANDLAN	<i>Landolphia landolphioides</i>	SB	E-D	1	0,036
11	LOESCLE	<i>Loeseneriella clematoides</i>	Np	E-D	1	0,028
12	MANOEXP	<i>Manotes expansa</i>	P	E-D	1	0,025
13	MANOGRI	<i>Manotes griffoniana</i>	P	E-D	1	0,046
14	MOTAGUI	<i>Motandra guineensis</i>	SB	E-D	1	0,041
15	NEURACU	<i>Neuropeltis acuminata</i>	Np	E-D	1	0,045
16	NEURPSE	<i>Neuropeltis pseudovelutina</i>	Np	E-D	1	0,038
17	ONCIGRA	<i>Oncinotis gracilis</i>	Np	E-D	1	0,045
18	PENTBRA	<i>Pentadiplandra brazzeana</i>	P	E-D	1	0,05
19	PIPEGUI	<i>Piper guineensis</i> Schumach	SB	E-D	1	0,038
20	PYRESYL	<i>Pyrenacantha sylvestris</i>	Np	E-D	1	0,038
21	ROUROBL	<i>Rourea obliquifoliolata</i>	P	E-D	1	0,037
22	ROURTHO	<i>Rourea thomsonii</i>	P	E-D	1	0,035
23	SALAELE	<i>Salacia elegans</i>	Np	E-D	1	0,035
24	SALAERE	<i>Salacia erecta</i>	Np	E-D	1	0,025
25	SALALET	<i>Salacighia letestuana</i>	SB	E-D	1	0,048
26	SALANIT	<i>Salacia nitida</i>	Np	E-D	1	0,042
27	SALASTA	<i>Salacia staudtiana</i> var. <i>leonensis</i>	SB	E-D	1	0,037
28	SIMITIS	<i>Simirestris tisserantii</i>	Np	E-D	1	0,037
29	STROGRT	<i>Strophantus gratus</i>	SB	E-D	1	0,037
30	STRYBAR	<i>Strychnos barteri</i>	Np	E-D	1	0,047
31	STRYBOO	<i>Strychnos boonei</i>	Np	E-D	1	0,039
32	STRYCAM	<i>Strychnos campicola</i>	Np	E-D	1	0,038
33	SYNCSCA	<i>Synclisia scabrida</i>	SB	E-D	1	0,033
34	TILIDIN	<i>Tiliacora dinklagei</i>	Np	E-D	1	0,034
35	TRICDIC	<i>Triclisia dictyophylla</i>	P	E-D	1	0,039
37	TRICPAT	<i>Triclisia patens</i>	P	E-D	1	0,035
38	TURRVOG	<i>Turraea vogelii</i>	P	E-D	1	0,037

Strate LH

1	GEOPOBV	<i>Geophila obvalata</i>	SB	E	0,4417	0,03
2	IODEPIE	<i>Iodes pierlotii</i>	Np	T	0,8154	0,034
3	LEPTAUR	<i>Leptoderis aurantiaca</i>	Np	E	1	0,034
4	LEPTBRA	<i>Leptoderis brachyptera</i>	Np	T	0,9857	0,043
5	LEPTHYP	<i>Leptoderris hypagyrea</i>	Np	E	0,9808	0,032
6	LEPTZEY	<i>Leptaspis zeylanica</i>	SB	E	0,4635	0,038
7	MANNFUL	<i>Manniophytum fulvum</i>	P	E	0,7267	0,035
8	MOTAGUI	<i>Motandra guineensis</i>	SB	E	0,7255	0,035
9	SALANIT	<i>Salacia nitida</i>	Np	E	0,9565	0,032
10	TETRALN	<i>Tetracera alnifolia</i>	P	E	0,8333	0,038
11	TRICDIC	<i>Triclisia dictyophylla</i>	P	E	1	0,035

TT: Traitement, E: Exploité, E-D: Exploité-dévitalisé, T : Témoin

5. Discussion

L'inventaire de la strate arborescente sur un échantillon de 32 ha a permis de recenser 314 espèces appartenant à 181 genres et 55 familles. Dans les parcelles témoins qui représentent la forêt intacte, la densité spécifique est de 132 espèces/ha et la densité d'arbres est de 618 tiges/ha. L'évaluation des strates du sous-bois a été faite dans 9 sous-placettes de 1600 m², soit un sous-échantillon de 1,44 ha. Toutes strates confondues la richesse floristique atteint 666 espèces, 361 genres et 99 familles reconnues sur la base du système APG III. Les familles les plus diversifiées sont les *Fabaceae* avec 21 genres et 33 espèces pour la strate arborescente, et les *Rubiaceae* avec 37 genres et 82 espèces lorsqu'on considère toutes les strates.

Pour des raisons de différence d'échantillonnage et de systématique, notamment l'adoption du système APG III qui est très récent et donc non utilisé dans les études antérieures, les possibilités de comparaison des données floristiques de Mbaïki à celles d'autres forêts de la sous-région sont très limitées. Toutefois sur la base de la densité spécifique et de la densité de tiges des arbres considérés à un diamètre à hauteur de poitrine minimal de 9,55 cm, la forêt de Mbaïki est particulièrement riche par rapport aux forêts qui abritent les parcelles permanentes du réseau des sites SI MAB d'Afrique centrale. En effet, avec 132 espèces et 618 tiges à l'hectare la forêt de Mbaïki se place au dessus des forêts les plus riches de ce réseau, telles que Monts de Cristal au Gabon (119 espèces et 539 tiges à l'hectare), Monte Mitra en Guinée équatoriale (107 espèces et 535 tiges à l'hectare), la Réserve de Dzanga-Sangha à l'extrême Sud-Ouest de la République Centrafricaine (99 espèces et 411 tiges à l'hectare), etc. (Balinga et al., 2006). Cette richesse aussi bien spécifique que structurelle, qui place la forêt de Mbaïki au dessus de certains sites de l'Afrique centrale atlantique situés au cœur du sous-centre d'endémisme Bas-guinéen, en l'occurrence les Monts Cristal au Gabon, tranche avec l'hypothèse de l'appartenance du massif forestier du Sud-Ouest centrafricain au couloir de moindre diversité floristique du bassin de la Sangha, appelé "Sangha River Interval" (White, 1979). Notre première hypothèse est ainsi confirmée : le massif forestier du Sud-Ouest centrafricain dont la forêt de Mbaïki fait partie intégrante, n'est pas aussi floristiquement pauvre que le prétend la théorie du "Sangha River Interval" (White, 1979). La thèse de la méconnaissance du territoire centrafricain (Boulvert, 1996) s'en sort plutôt renforcée et commande d'accroître les efforts d'investigation.

Cette meilleure connaissance de la forêt de Mbaïki est imputable au fait que l'inventaire floristique a été réalisé à l'échelle de 32 carrés de 1 ha et a été suivi d'une détermination exhaustive des espèces. C'est la première fois qu'un inventaire de ce type est organisé en République Centrafricaine. Certes divers inventaires d'aménagement ont couvert tout le massif forestier du Sud-Ouest centrafricain (PARN, 1998; PARPAF, 2001), mais les protocoles et l'échantillonnage ne sont pas les mêmes que ceux appliqués sur le dispositif de Mbaïki. De même, les déterminations botaniques n'étaient pas soumises à la même exigence de rigueur scientifique.

Comment peut-on expliquer cette exceptionnelle richesse de la forêt de Mbaïki ? Pour Gravel et al. (2010) la coexistence stable des espèces à la base de la richesse spécifique s'explique par l'hétérogénéité temporelle et spatiale de lumière par suite de trois mécanismes: la « non-linéarité relative » (Chesson, 1994, 2000b), « la niche de succession » (Pacala et Rees, 1998) et « l'effet de stockage » (Chesson and Warner, 1981). Le mécanisme de non-linéarité relative est le fait que la compétition interspécifique favorise certaines espèces quand

la lumière est constante et d'autres quand elle fluctuante; la coexistence des espèces est assurée à travers un compromis dans la variabilité de la compétition en fonction de ces deux conditions de lumière. Le mécanisme de niche de succession repose sur la fréquence des perturbations et la vitesse de succession : des perturbations fréquentes et des vitesses de succession lentes par exemple vont promouvoir la coexistence des espèces. L'effet de stockage est le bilan spatio-temporel de la présence-absence d'une espèce. Ainsi n'ayant pu recruter dans un site donné, une espèce se maintient néanmoins dans la communauté pour avoir recruté ailleurs (stockage spatial) ou à travers le potentiel séminal et/ou végétatif (stockage temporel) (Chesson, 2000a).

La richesse floristique de la forêt de Mbaïki s'explique donc par l'hétérogénéité environnementale due à trois facteurs. Le premier facteur est la géomorphologie du paysage, caractérisée par le plateau de Boukoko qui entretient une diversité d'habitats. En effet les trois blocs du dispositif de Mbaïki se distribuent le long d'un gradient altitudinal le long du versant Est et Nord-Est du plateau, avec la Lolé située en bas de pente, Boukoko 1 en haut de pente et Boukoko 2 au sommet du plateau. A chacune de ces positions topographiques correspond un type de sol et un type de drainage spécifiques, qui peuvent constituer des niches pour différentes espèces végétales. Par exemple, à la Lolé la présence d'affleurements rocheux est la preuve que le sol est par endroit peu profond, le ruissellement se fait obliquement le long de la pente si bien que l'eau surgit au niveau du parking en saison pluvieuse. En conséquence, des espèces à larges feuilles à besoin hydrique élevé sont bien représentées à la Lolé par *Manilkara aubrevillei*, *Cola altissima*, *Diospyros canaliculata*, *Anisotes zenkeri* et *Dewevrea bilabiata* qui y sont plus abondantes que dans les autres blocs. De même des espèces des forêts sur substrats pierreux à enracinement fasciculé et superficiel comme *Rinorea* spp. et *Diospyros* spp., ainsi que les arbustes caractéristiques des milieux saxicoles comme *Dorstenia scaphigera*, *Pycnocomia cornuta* et *Rauwolfia mannii* sont abondants à la Lolé. A Boukoko 1 où le sol est pauvre et bien drainé on note une plus forte abondance d'*Angylocalyx pynaertii*, *Aubrevillea kerstingii* et *Garcinia punctata*, alors qu'à Boukoko 2, situé au sommet du plateau sur sol beige fortement lessivé et à drainage vertical et profond comme en parcelles 5 et 6, on rencontre les arbres à gros diamètre et à enracinement profond en quête d'humidité tels *Gossweilerodendron joveri*, *Ongokea gore*, *Lophira alata* et *Blighia welwitschii*. Quelques fois, des espèces communes comme *Khaya anthotheca*, *Pycnanthus angolensis* et *Macaranga barteri* y atteignent des hauteurs et des diamètres impressionnants tandis que *Carapa procera* s'y distingue par son abondance. Par contre, en parcelle 4 sur sol induré ce sont *Strombosia grandifolia* et *Zanha golugensis* qui abondent. Les effets sites observés dans les résultats de la NMDS sont liés à cette préférence d'habitat manifestée par certaines espèces. Le diagramme de Venn confirme qu'environ 31,8% du réservoir spécifique est attribuable à la spécificité/dissimilarité des trois blocs. Ces espèces appartiennent donc à la communauté parce qu'elles existent dans un bloc ou dans l'autre: c'est l'effet de stockage spatial (Chesson, 2000a; Gravel et al., 2010) ci-dessus décrit. La littérature écologique est abondante sur l'influence de la position topographique et des caractéristiques édaphiques associées sur la distribution des espèces aux échelles locale et régionale (ter Steege *et al.* 1993; Vormisto *et al.* 2000; Péliissier et al., 2001).

Le deuxième facteur est la fréquence des chablis. Etant donné la variation des pentes le long du flanc du plateau de Boukoko, la déclivité aidant, les fréquents orages provoquent dans le temps et dans l'espace de fréquents chablis. Par la suite les chablis deviennent des éco unités de régénération responsables de la mosaïque forestière (Aubréville, 1938; Oldeman, 1983) au sein desquelles la dynamique des phases de succession joue un rôle important dans

l'accroissement local de la diversité floristique (Connell, 1978; Denslow, 1987; Phillips *et al.* 1994; ter Steege 1998a). Les chablis alimentent et entretiennent ainsi la richesse spécifique par le mécanisme de la niche de succession (Pacala et Rees, 1998; Gravel *et al.*, 2010).

Le troisième facteur possible de l'hétérogénéité spatio-temporelle est le caractère semi-décidu de la forêt qui se traduit par la perte hivernale du feuillage de la plupart des grands arbres, permettant un passage de lumière solaire vers les strates sous-jacentes et le plancher forestier pendant au moins trois mois (décembre-février) chaque année. Considérée à l'échelle d'un seul arbre l'ouverture de la canopée suite à la chute des feuilles peu paraître insignifiante, mais prise à l'échelle de tous les arbres des espèces semi-décidues et aux échelles locales et paysagères, elle devient un phénomène non négligeable. Au cours de cette période où l'arbre dominant est défeuillé et n'est pas en mesure de capturer la lumière, les arbres juvéniles et les arbres dominés du sous bois forestier qui se contentaient d'un minimum de lumière pour subsister profitent du flux plus important de lumière et peuvent croître plus rapidement. Cette variabilité du rythme de croissance au gré de la disponibilité de la lumière correspond à la stratégie de la non-linéarité relative (Chesson, 1994, 2000b). De même, les graines du potentiel séminal édaphique dont la germination nécessite un niveau d'énergie lumineuse et une température données du sol peuvent germer et contribuer à la diversité par effet de stockage temporel (Chesson, 2000a). Si de surcroît le même arbre qui a perdu ses feuilles pendant la saison sèche et/ou des arbres voisins sont des arbres à chenille, il arrive qu'ils soient complètement défeuillés par les chenilles de juin à août, c'est-à-dire au plus fort de la saison des pluies, donnant de nouveau la possibilité de passage d'une plus importante quantité de lumière vers les plantes du sous bois. Le bilan de la fonctionnalité semi-décidue de la forêt et de l'interaction biologique arbres-chenilles peut se traduire par une ouverture de la canopée durant 6 mois sur 12. Ainsi la succession annuelle de la chute phénologique des feuilles d'arbres et de la défoliation infligée par une des phases larvaires du cycle de développement des papillons impose une ouverture périodique de la canopée forestière et par voie de conséquence une rupture cyclique de la compétition pour la lumière qui génère des niches favorables dans les compartiments forestiers inférieurs pour l'installation, la croissance et la coexistence des espèces.

Aubréville (1948) décrit la forêt de Mbaiki comme une forêt à *Ulmaceae*, *Sterculiaceae*, *Sapotaceae* et *Meliaceae*, un cas particulier de la forêt à *Malvales* et *Ulmaceae* de la lisière septentrionale du Bassin du Congo. Lanly (1966) souligne l'absence dans la forêt de Mbaiki de *Holoptelea grandis* et *Mansonia altissima*. Cette étude montre qu'à l'état intact la forêt de Mbaiki est une forêt à *Meliaceae*, *Myristicaceae* et *Cannabaceae*. Après un passage en exploitation le déclin des *Meliaceae*, qui constituent l'essentiel des essences de haute valeur commerciale récoltées, favorise la prise d'importance des *Fabaceae* et l'on a alors une forêt à *Myristicaceae*, *Cannabaceae* et *Fabaceae*. La différence entre ces trois études tient en trois points. Premièrement l'apparition des *Myristicaceae* parmi les principales familles ; deuxièmement la régression des familles *Sapotaceae* et *Malvaceae*, malgré l'élargissement de cette dernière aux *Sterculiaceae*, *Tiliaceae* et *Bombacaceae* dans le système APG III, et troisièmement l'apparition d'*Holoptelea grandis* actuellement non seulement présente dans la forêt de Mbaiki avec un indice d'importance de 0,14 en parcelles témoins, 0,27 en parcelles exploitées et 0,18 en parcelles exploitées-éclaircies, mais signalée comme étant abondante dans toute la partie orientale du massif forestier du Sud-Ouest centrafricain (Réjou-Méchain *et al.*, 2006). Cette différence prouve l'existence de fluctuations temporelles dans la présence, l'abondance et la dominance des espèces qui composent la forêt de Mbaiki.

Chave (2005) explique qu'une telle variabilité peut s'expliquer à la fois par des variations environnementales et des fluctuations démographiques. A propos de variations environnementales, on peut noter la fragmentation en cours de la forêt de la Lobaye sous l'effet conjugué de l'exploitation forestière en cours depuis le milieu des années 1940 et de la surpopulation (12 habitants/km²) avec ses corollaires, la prolifération de villages, l'extension des défrichements agricoles et la récurrence des récoltes de produits forestiers non ligneux. Il peut en résulter un enrichissement du réservoir spécifique régional en espèces pionnières colonisatrices telle qu'*Holoptelea grandis*. Bien sûr il y a aussi les changements climatiques, en particulier la baisse de la pluviosité sur le plateau de Boukoko de 1970 à 1994 et la sévère sécheresse de 1983-84 qui pourraient affecter la démographie des espèces ayant une exigence prononcée d'humidité.

Certes, au niveau local rien ne permet de dire que ces problèmes climatiques aient particulièrement affecté les *Sapotaceae* et les *Malvaceae* puisque les forêts de Ngotto et de la Sangha situées plus à l'Ouest demeurent des forêts à *Ulmaceae* et *Sterculiaceae* (Lejoly, 1996a), mais sur le plan global, Allen et al. (2010) ont montré une augmentation de la mortalité des arbres due à la sécheresse et la chaleur. La fluctuation démographique est donc une des causes possibles du périllement des *Sapotaceae* et des *Malvaceae*. En plus des changements climatiques, cette fluctuation peut avoir un lien avec la disparition des éléphants et la raréfaction des primates dans la province de la Lobaye, étant donné que les *Sapotaceae* et certaines *Malvaceae* sont principalement disséminées par ces animaux.

Sur le plan chorologique, si on prend en compte toutes les espèces des chorées associées: GC, BG, BGC, GC et CG, la flore de la région de Mbaïki est constituée de 55,6% d'espèces de l'élément guinéo-congolais. Ceci confirme son statut chorologique guinéo-congolais d'après la délimitation de White (1979-1986). Elle s'inscrit ainsi au bas du gradient de l'affinité guinéo-congolaise décrit par Senterre (2005), ce qui conduit à la classification suivante: Forêt de Mbaïki (56%), Réserve de Biosphère du Dja (88%), Parc National de Monte Alen (92%) et Réserve de Ndote (95%). En clair, Mbaïki occupe une position excentrée sur l'échelle de l'affinité phytogéographique guinéo-congolaise, plus précisément cette métrique l'éloigne du sous-centre d'endémisme bas guinéo-congolais. C'est ainsi que malgré un fort taux d'endémisme de 70%, les taux d'espèces venues d'ailleurs, à savoir les espèces pluri-régionales africaines (14%) et les espèces de liaison (8%) sont relativement élevés. Ces résultats rapprochent la forêt de Mbaïki de la forêt de terre ferme de la cuvette centrale congolaise caractérisée par 75% d'espèces endémiques, 16,6% d'espèces à large distribution et 8,5% d'espèces de liaison (Evrard, 1968 in Yongo, 2004). La forêt de Mbaïki est donc plus influencée par le sous centre d'endémisme congolais que par le sous centre d'endémisme bas guinéo-congolais.

De ce point de vue phytogéographique, quoique géographiquement voisine, la forêt de Mbaïki diffère totalement de celle de Ngotto, qui présente des proportions assez équilibrées d'éléments phytogéographiques avec 32,2% d'espèces endémiques, 29,5% d'espèces à large distribution et 37,6% d'espèces de liaison (Yongo, 2004). Cette différence peut s'expliquer par la situation de la forêt de Ngotto en lisière de la savane et dans le couloir d'aridité de Boda signalé par Boulvert (1986) d'où les caractéristiques phytogéographiques semblable à celles d'une zone de transition comme Yongo (2004) l'a reconnu.

La position de la région de Mbaïki à la périphérie nord du bassin du Congo la rend accessible aussi bien aux espèces de l'élément guinéo-congolais qui proviendraient de la forêt camerouno-congolaise, qu'aux espèces de liaison et celles d'autres régions qui arriveraient du

nord et de l'est. En effet quelques évidences concourent à cette hypothèse : la région est traversée par la rivière Oubangui, qui vient des contrées de la vallée du Rift et reçoit sur son parcours plusieurs affluents arrivant du Nord et du Sud. A ce propos, la présence de *Triplochiton scleroxylon* dans la plaine de l'Oubangui et à Mbaïki, alors qu'elle est absente de la forêt de Ngotto située à l'Ouest, fait penser à une provenance orientale de cette espèce dont la population présente une abondance relative de 19,10% sur l'île Nabolongo située sur la rivière Mbomou/Oubangui au large de la forêt de Bangoussou (Beina, 2001). Par contre nous ne trouvons pas d'explication à la présence de *Manilkara obovata*, espèce des forêts marécageuses des côtes Atlantiques (Aubréville, 1964), jusqu'à présent confondue avec *Manilkara mabokeensis* dans la forêt de Mbaïki. C'est peut-être l'une des raisons pour lesquelles Sillans (1958) a affirmé que toutes les affinités floristiques des pays voisins se manifestent en République Centrafricaine en dépit de la pauvreté de certains taxa.

Après une longue période de 22 ans, l'impact de l'exploitation forestière sur la composition floristique est peu marqué au niveau de la strate arborescente. Certes la famille des *Meliaceae* qui est la plus importante dans les parcelles témoins, sans doute à cause de l'abondance et de la dominance d'*Entandrophragma cylindricum* (Lanly, 1966), perd son rang dans les forêts exploitées au profit des *Myristicaceae*, *Cannabaceae* et *Fabaceae*. Ceci se comprend aisément dès lors que *Entandrophragma cylindricum* est l'espèce principalement visée et prélevée lors de l'exploitation forestière en République Centrafricaine (PARN, 1998; Yalibanda et de Blas, 2006). Il s'en suit une diminution du nombre de semenciers et donc, du stock de graines, qui affectent la régénération de l'espèce et retarde le recouvrement de la dominance de sa famille. Toutefois, les quatre familles qui dominent dans les parcelles témoins sont les mêmes qui dominent dans la forêt exploitée et éclaircie, à savoir *Myristicaceae*, *Cannabaceae*, *Fabaceae* et *Meliaceae* ce qui signifie que la modification induite par l'exploitation forestière est certainement légère.

Les résultats des analyses au niveau des espèces montrent que le sous-bois peut être durablement affecté par l'exploitation forestière. Le diagramme de Venn montre que les parcelles exploitées et éclaircies possèdent plus d'espèces exclusives que les autres traitements. On peut lier ce gain d'espèces à l'intensité des perturbations, en particulier la libération d'espace par le défrichement: plus l'espace libéré est important, plus la colonisation par des espèces exogènes est importante. Les résultats des analyses multivariées indiquent que les variations de la composition floristique se manifestent uniquement au niveau des strates inférieures, notamment la strate des juvéniles, la strate des plantules et la strate des herbacées et lianes. Les espèces indicatrices qui caractérisent ces modifications de composition floristique, sont majoritairement des lianes. Ce sont donc les lianes qui constituent l'essentiel des espèces exclusives sus-mentionnées. Les cinq espèces d'arbre qui en font partie sont :

- *Barteria nigritana* subsp. *fistulosa* et *Coelocaryon preussii* qui caractérisent les parcelles témoins respectivement dans les strates des juvéniles et des plantules,

- *Funtumia elastica* qui caractérise les parcelles exploitées dans la strate des plantules,

- *Amphimas pterocarpoides* et *Drypetes iturensis* qui caractérisent les parcelles exploitées et éclaircies dans la strate des juvéniles. Notons que seule *Amphimas pterocarpoides* est une essence exploitable.

Les résultats des analyses multivariées confirment donc la résilience de la strate arborescente mise en évidence par l'analyse de la richesse et de l'importance des taxa. Si

l'exploitation forestière peut entraîner une variation des patrons de dominance des familles botaniques, elle ne modifie pas significativement la composition floristique de la strate arborescente.

Makana et Thomas (2006) ont montré que les espèces *Khaya* spp. et *Entandrophragma* spp. se régénèrent dix fois plus dans les forêts secondaires post-exploitation que dans les forêts intactes. Dans notre étude le patron de régénération des 314 espèces d'arbres montre que 34,4% des espèces ne régénèrent pas, 23,9% ont une préférence pour un traitement donné avec des valeurs d'IVI des adultes et juvéniles plus élevées dans un même traitement, 41,7% sont tolérantes aux environnements contrastés en ce sens que les adultes et les juvéniles possèdent les valeurs les plus élevées de leur IVI dans des traitements différents, montrant ainsi qu'il ne saurait y avoir de traitements sylvicoles standards pour assurer la régénération de toutes les espèces végétales.

En ce qui concerne les principales essences commerciales et, plus précisément, les *Khaya* spp. et *Entandrophragma* spp., nous avons observé les répartitions suivantes sur la base des valeurs les plus élevées de l'IVI des individus adultes et juvéniles : *Entandrophragma cylindricum*, *Entandrophragma utile*, *Guarea cedrata*, *Guarea thompsonii*, *Khaya anthotheca* et *Lophira alata* ont manifestement une préférence pour les parcelles témoins. Pour *Entandrophragma angolense*, *Entandrophragma candollei*, *Triplochiton scleroxylon*, *Pouteria altissima* et *Terminalia superba* les adultes ont leur meilleur IVI dans les parcelles témoins, alors que les juvéniles des trois premières espèces ont le leur dans les parcelles exploitées et les deux dernières dans les parcelles exploitées et éclaircies. A l'inverse *Pouteria aningeri*, *Pterocarpus soyauxii* et *Milicia excelsa* sont des espèces dont les adultes sont plus importants dans les parcelles exploitées éclaircies ou non, mais dont les juvéniles possèdent les meilleurs valeurs d'IVI dans les parcelles témoins, ce qui peut signifier que les adultes sont des rescapés de l'exploitation, épargnés par le DME, ou des recrutés post exploitation et que, normalement, leur habitat préféré est la forêt intacte. Les autres principales essences commerciales telles que *Austranella congolensis*, *Khaya grandifoliola* et *Lovoa trichilioides* sont les espèces qui apparaissent comme des spécialistes des parcelles exploitées, éclaircies ou non.

Il est donc clair que contrairement à la forêt d'Ituri en RDC, dans la forêt de Mbaïki, chaque espèce commerciale a une réponse spécifique à la perturbation anthropique. C'est ainsi que sur les 22 essences les plus exploitées en RCA, 31,8% ont pu récupérer leur IVI dans les parcelles exploitées, contre 27,3 % en parcelles exploitées et éclaircies. Les deux traitements pris ensemble, 86,4% des essences ont récupéré des suites de l'exploitation. Ce taux de récupération peut paraître satisfaisant, mais il doit être pris avec circonspection eu égard à la différence d'échantillonnage, car les analyses sont faites sur une base de 9 parcelles témoins contre 12 parcelles exploitées et 11 parcelles exploitées et éclaircies soit en tout 9 contre 23.

Dans une perspective d'aménagement forestier durable, la leçon qui s'impose au regard des stratégies de régénération des espèces de bois d'œuvre de la forêt de Mbaïki, est celle d'un aménagement par vocation écologique qui devrait consister en une partition écologique des unités forestières d'aménagement en zone de conservation génétique, zone de production d'espèces exigeantes de forêt naturelle et zone de production d'espèces tolérantes aux environnements perturbés. L'aménagement à vocation écologique réconcilie l'urgence du développement économique et la nécessité de conserver la diversité biologique des forêts, en canalisant les deux approches précédemment proposées, à savoir, premièrement, la « gestion

adaptative » (Hall et al., 2008), qui préconise la conservation intégrale des espèces obligatoires de forêts fermées et l'exploitation d'une sélection étendue d'espèces, au prix d'une perturbation conséquente de la canopée, deuxièmement, l'approche visant des prélèvements maximaux et des intensités accrues de perturbation défendue par Fredericksen et Putz (2003).

Chapitre 4 – Impact de deux modes d'intervention sylvicole sur la diversité spécifique de la forêt dense semi-décidue

Dans ce chapitre nous nous focaliserons sur les caractéristiques structurelles de la diversité, en explorant l'impact des deux modes d'intervention sylvicole expérimentés dans le dispositif de Mbaïki sur différents indices de diversité : trois approches successives ont été entreprises.

Dans un premier temps, nous avons analysé les effets des perturbations sur la diversité des essences les plus abondantes, en suivant une approche diachronique entre 7 et 21 ans après les perturbations. Nous avons travaillé au niveau générique, toutes les espèces n'étant pas déterminées au moment de l'étude. L'objectif était d'apprécier l'impact des perturbations sur la composition floristique, en mettant l'accent sur la régénération des genres ayant un intérêt commercial.

→ Chapitre 4.1

Dans un deuxième temps, nous avons procédé à une analyse au niveau spécifique grâce à la détermination botanique précise de tous les arbres de $dbh \geq 10$ cm entreprise dans le cadre de cette thèse. L'approche était cette fois synchronique, l'objectif étant d'étudier les effets des perturbations sur l'ensemble des grands arbres et de tester l'hypothèse de la perturbation intermédiaire (IDH, Connell 1978).

→ Chapitre 4.2

Dans un troisième temps nous avons étendu notre analyse à l'ensemble de la flore vasculaire (hormis les épiphytes), l'objectif étant de vérifier si les relations entre perturbation et diversité végétale mises en évidence au cours des deux approches précédentes étaient conservées.

→ Chapitre 4.3

Chapitre 4.1 Approche générique diachronique de la régénération des essences forestières

D'après l'article sous presse dans la revue « Forest Ecology and Management xxx (2011) xxx–xxx»

Thinning after selective logging facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa

Authors:

D.-Y. Ouédraogo ^{a,†}, D. Beina ^c, N. Picard ^b, F. Mortier ^a, F. Baya ^d, S. Gourlet-Fleury ^a

Author affiliation:

^a CIRAD-ES, UR Biens et Services des Ecosystèmes Forestiers Tropicaux, Campus International de Baillarguet TA C-105/D, 34398 Montpellier Cedex 5, France

^b CIRAD, BP 4035 Libreville, Gabon

^c Université de Bangui – CERPHAMETA, BP 1450 Bangui, Central African Republic

^d MEFCPE, BP 830 Bangui, Central African Republic

Contents lists available at [SciVerse ScienceDirect](#)

Forest Ecology and Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/foreco

Thinning after selective logging facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa

D.-Y. Ouédraogo^{a,*}, D. Beina^c, N. Picard^b, F. Mortier^a, F. Baya^d, S. Gourlet-Fleury^a^a CIRAD-ES, UR Biens et Services des Ecosystèmes Forestiers Tropicaux, Campus International de Baillarguet TA C-105/D, 34398 Montpellier Cedex 5, France^b CIRAD, BP 4035 Libreville, Gabon^c Université de Bangui – CERPHAMETA, BP 1450 Bangui, Central African Republic^d MEFCPE, BP 830 Bangui, Central African Republic

ARTICLE INFO

Article history:

Received 1 June 2011

Received in revised form 3 August 2011

Accepted 4 August 2011

Available online xxx

Keywords:

Tropical forest management

Floristic composition

Selective logging

Thinning

Central African Republic

Congo Basin

ABSTRACT

In the Congo Basin where most timber species are light-demanding, the low logging intensities commonly implemented (1–2 trees harvested ha⁻¹) do not provide sufficient canopy gaps to ensure species regeneration. The regeneration of light-demanding timber species may therefore benefit from more intensive logging, or from post-harvest treatments such as thinning by poison girdling that increases light penetration. Little is known of the impact of post-harvest treatments on the floristic composition of tropical moist forests. This study therefore aimed to assess the effects of low and high selective logging (≈ 2.33 and 4.73 trees harvested ha⁻¹, and ≈ 4.96 and 9.16 m² ha⁻¹ of basal area removed (logging + damage), respectively) – followed or not by thinning (≈ 21.14 trees thinned ha⁻¹, and ≈ 6.57 m² ha⁻¹ of basal area removed) – on the floristic composition of a tropical moist forest in the Central African Republic, from 7 to 23 years after logging.

We analyzed abundance data for 110 tree genera recorded every year for 14 years in 25 one-hectare permanent subplots. We used multivariate analysis to detect floristic variations between treatments and we assessed changes in floristic composition throughout the period. We compared floristic composition recovery between thinned and unthinned subplots, using unlogged subplots as a reference characterizing the pre-logging floristic composition.

Logging and thinning had little impact on the floristic composition of the subplots as quantified 7 to 23 years later, though they did increase the proportion of pioneer species. Surprisingly, additional thinning at both logging levels failed to further distance floristic composition from that of the unlogged subplots, though it did increase disturbance intensity. Floristic composition recovery appeared to be facilitated when thinning was associated with logging. Thinning seemed to favor the growth and survival of non-pioneer species, to the detriment of pioneer species. These non-pioneer species could either be non-pioneer light demanders or shade-bearers. One explanation for this is that thinning by tree-poison girdling increased light availability without causing major damage to the forest, and thus increased the growth and survival of advance regeneration. The resulting enhanced competition then reduced the survival of pioneer species.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Sustainable forest management (SFM) focuses on the sustainability of many forest products and services over long periods of time (Pearce et al., 2003). One of the principal aims of SFM is to maintain timber stocks. In the Congo Basin, logging intensity is generally low, with one or two trees being harvested per hectare (Karsenty and Gourlet-Fleury, 2006). This selective logging alters the physical structure of forests, in particular by opening the canopy and the understory, and by modifying soil structure (Bawa and Seidler, 1998). Locally, this opening of the canopy changes species

assemblage by modifying the prevailing conditions for species germination and establishment. Most floristic changes occur immediately after logging (Baxter and Norton, 1989), with an increase in the abundance of pioneer species (Primack and Lee, 1991). Also, the initial floristic composition generally recovers rapidly after low-intensity selective logging. For instance, Van Gernerden et al. (2003) working in Cameroon found that low-intensity logged sites were floristically similar to old growth forests 14 years after logging, and Ter Steege et al. (2002) working in Central Guyana found little change in overall species composition on a large-scale after 75 years of more or less continuous selective harvesting.

Because most timber species in these forests are light-demanding (Doucet, 2003; Hawthorne, 1995) and require high light environments at the seedling stage for survival and growth (Makana

* Corresponding author.

E-mail address: dakis-yaoba.ouedraogo@cirad.fr (D.-Y. Ouédraogo).

and Thomas, 2005, 2006), low logging intensities do not open the canopy sufficiently to ensure their regeneration (Aubréville, 1947; Foury, 1956; Hall et al., 2003). The regeneration of light-demanding timber species may therefore benefit from more intensive logging, or from additional silvicultural treatments, such as thinning, that increase light penetration (Peña-Claros et al., 2008a,b). The question then arises of the extent to which such post-harvest treatments impact the dynamics of non-timber species.

Previous studies have analyzed the impact of post-harvest treatments (i.e. liberation, thinning) on tree growth, mortality and/or recruitment, and focused on commercial species (De Graaf et al., 1999; Finegan and Camacho, 1999; Finegan et al., 1999; Forget et al., 2001; Gourlet-Fleury et al., 2004; Guariguata, 1999; Verwer et al., 2008; Villegas et al., 2009). Conversely, little is known of the impact of post-harvest treatments on floristic composition in tropical moist forests.

In this study we aimed to assess the effects of low and high selective logging (≈ 2.33 and 4.73 trees harvested ha^{-1} , and ≈ 4.96 and 9.16 m^2 ha^{-1} of basal area removed, respectively) – followed or not by post-harvest treatment – on the floristic composition of a tropical moist forest in the Central African Republic, from 7 to 23 years after logging. The post-harvest treatment performed was thinning by poison girdling (≈ 21.14 trees thinned ha^{-1} , and ≈ 6.57 m^2 ha^{-1} of basal area removed). We expected

- floristic differences with respect to unlogged subplots to increase with disturbance intensity, mainly due to an increased proportion of pioneer species;
- the highest logging intensity to have a greater effect on floristic composition, and thinning to further accentuate this effect;
- additional thinning to slow a possible return to the initial floristic composition, because it increases disturbance intensity.

2. Materials and methods

2.1. Study site

The study was conducted in the lowland semi-evergreen moist forest of M'Baïki (3.50°N and 18°E), Central African Republic (Fig. 1). Average annual rainfall is 1739 mm (1981–2008 period) with a 3-month dry season (December–February), and annual average monthly temperature is 24.9 °C (range 19.6–30.2 °C, 1981–1989 period) (Station Météorologique de Boukoko, A. Ougou pers. comm.). The forest is dominated by *Celtis zenkeri* Engl. (Ulmaceae), *Staudtia kamerunensis* var. *gabonensis* (Warb.) Fougilloy (Myristicaceae), *Coelocaryon preussii* Warb. (Myristicaceae), *Garcinia punctata* Oliv. (Clusiaceae), *Carapa procera* DC. (Meliaceae), and *Dasyplepis seretii* De Wild. (Flacourtiaceae). Soils are Ferralsols (FAO classification), and were described by Ceccato et al. (1992) as deep soils, gravelly soils, or deep gravelly soils, depending on the subplot.

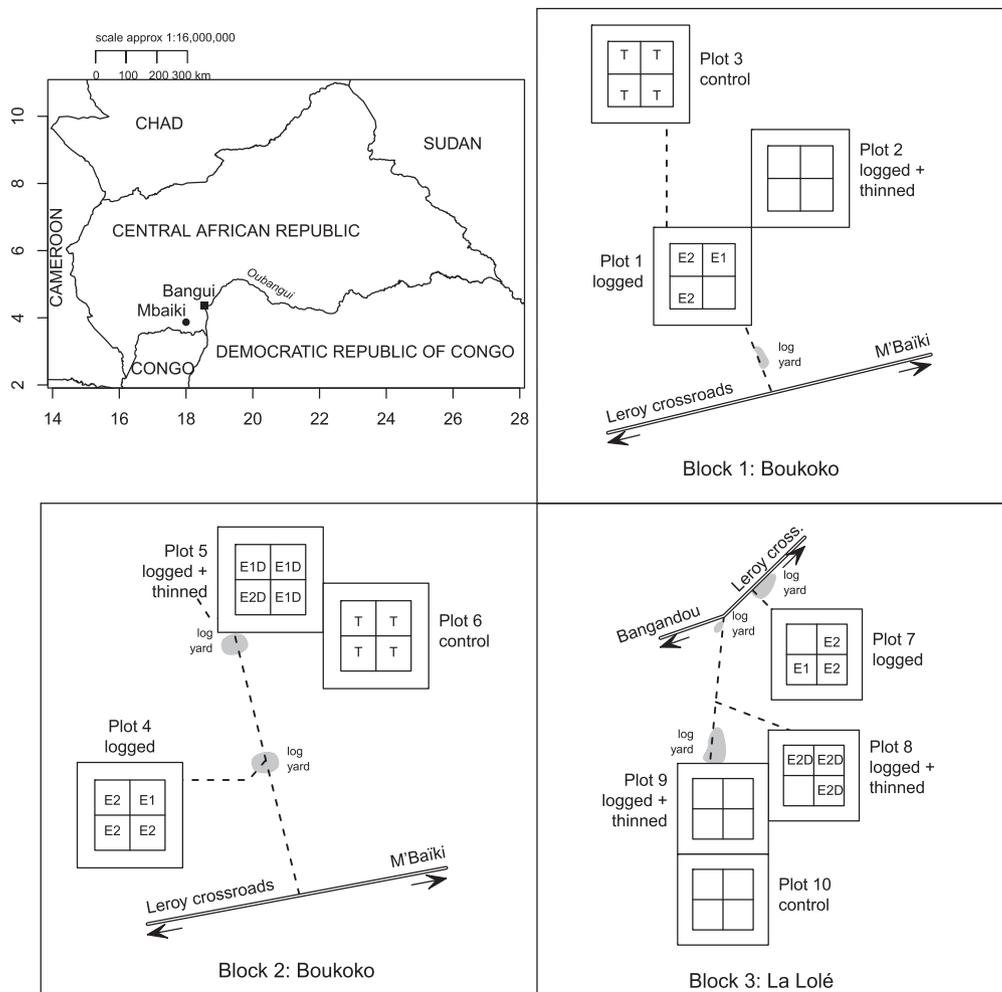


Fig. 1. Location of the study site in Central Africa and spatial distribution of the five treatments. The five treatments consisted of light logging (E1); heavy logging (E2); light logging and thinning (E1D); heavy logging and thinning (E2D); and no logging (T).

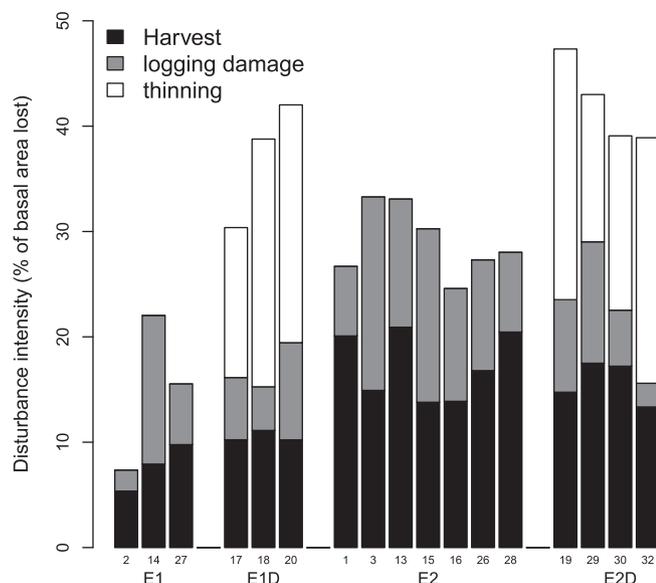


Fig. 2. Disturbance intensities expressed as a proportion of basal area lost due to logging, logging damage, and thinning, with respect to the basal area of live trees before disturbance (in 1982), for each subplot. Subplots are grouped by treatment: lightly logged (E1), heavily logged (E2), lightly logged and thinned (E1D); and heavily logged and thinned (E2D) subplots. The numbers under the bars are subplot numbers. Total disturbance intensities are highly variable within treatments. Logging damage ranged between 2% and 14% for E1 and between 2% and 18% for E2.

The M'Baïki experimental site consists of 10 permanent sample plots (PSP), each of 4 ha (200 m × 200 m) established in two forests less than 10 km apart (Boukoko forest with two blocks of three PSPs; La Lolé forest with one block of four PSPs; Bedel et al., 1998).

These PSP have been inventoried every year since 1982 (except in 1997, 1999, and 2001): all trees ≥ 10 cm diameter at breast height (dbh) are individually marked, and every year are measured for dbh and spatially located. All species present are identified and dead trees and newly recruited trees with dbh ≥ 10 cm are surveyed.

Seven of the 10 plots were selectively logged between the 1984 and 1985 inventories. Three plots were left as controls. Logging consisted in harvesting trees with dbh ≥ 80 cm if belonging to one of 16 commercial species, including ayous (*Triplochiton scleroxylon*) and sapelli (*Entandrophragma cylindricum*), the second and the third most harvested species in the Congo Basin (Ruiz Pérez et al., 2005). Four of the seven plots logged were thinned 2 years after logging to increase light penetration. Thinning consisted in poison girdling all non-timber trees with dbh ≥ 50 cm (continuous rings 4–5 cm deep, where Triclopyr herbicide (Garlon 4E® 480 g/L butylglycol ester) was immediately poured from a burette (60% concentration), Tran-Hoang et al., 1987). This process was

completed by cutting all lianas in the entire plot, and for one plot, by systematically removing *Musanga cecropioides* pioneer trees.

2.2. Experimental design

Because logging intensity was not homogeneous across the seven 4-ha plots defined in Bedel et al. (1998), we split the initial plots into four 100 m × 100 m subplots and used these as our statistical units. We therefore used 40 unit subplots (Fig. 1). Each treated 1-ha subplot encompassed felling gaps, skid trails, and undisturbed areas, thus corresponding to only part of the total damage veritably linked to logging operations. We *a posteriori* defined five treatments according to (i) the proportion of basal area harvested, (ii) the proportion of basal area lost by logging damage, and (iii) the proportion of basal area removed by thinning (Fig. 2). These proportions were computed for each subplot by dividing the basal area of dead trees (in m² ha⁻¹) – due to each type of disturbance – by the basal area of live trees in 1982. Average tree annual diameter increment and average annual recruitment rate were calculated for each subplot in order to take account of growth and recruitment responses to disturbance when assigning a subplot to a treatment.

The five treatments defined included two levels of logging (Table 1) applied alone (E1, E2, disturbance intensity ≈ 15% and 29% of basal area lost, respectively), or combined with thinning (E1D, E2D, disturbance intensity ≈ 37% and 42% of basal area lost, respectively). We used unlogged subplots (T), with natural treefalls only (≈ 0.26% trees ha⁻¹ year⁻¹), as the reference to compare anthropic with natural disturbances. The five treatments E1, E2, E1D, E2D and T were repeated 3, 7, 5, 4, and 8 times respectively (Table 1), leading to an unbalanced experimental design (Fig. 1). Fifteen subplots out of 40 were removed from the analysis because of accidental fires in 1982–1983 and 1996–1998, or because treatments were not repeated, or because the *M. cecropioides* species had been entirely eliminated.

2.3. Floristic data

The initial 1982 species description was partial as it targeted only species with actual or potential commercial value. A more complete botanical survey was conducted in 1992. Hence, it was impossible to compare floristic compositions before and after logging, and we therefore used 1992 as the starting point for this study. An ongoing botanical survey showed that some confusion nevertheless remained in the 239 species and morphospecies identified at the site. We therefore decided to conduct the analysis at the genus level.

We used the abundance (number of stems per subplot) of 110 genera recorded over 14 years (1992–1996, 1998, 2000, 2002–2008) in 25 subplots. Only genera with 10 or more individuals recorded for each year were included in the analysis. Most of the

Table 1

Average stem density in 1992 (N_{1992}) and in 2008 (N_{2008}) for each treatment, and average number of trees felled by harvest (1984–1985), logging damage (1984–1986), thinning (1986–1987), or natural treefall (2002–2008), for each of the treatments. Numbers in brackets are the minimum and the maximum.

Treatment	N_{1992}	N_{2008}	Harvest	Logging damage	Thinning	Treefall
E1	596 ± 75	627 ± 46	2.33 ± 0.58	56.67 ± 39.21		
(n = 3)	(509–641)	(574–656)	(2–3)	(20–98)		
E2	593 ± 32	607 ± 23	5.14 ± 1.35	105.71 ± 35.29		
(n = 7)	(539–620)	(582–644)	(4–7)	(60–147)		
E1D	713 ± 37	719 ± 36	2.33 ± 0.58	61 ± 6.24	19.67 ± 5.51	
(n = 3)	(674–747)	(678–742)	(2–3)	(56–68)	(16–26)	
E2D	626 ± 49	689 ± 48	4 ± 0.82	74 ± 36.38	22.25 ± 4.5	
(n = 4)	(577–688)	(634–750)	(3–5)	(40–117)	(16–26)	
Unlogged	627 ± 21	669 ± 55				1.89 ± 1.72
(n = 8)	(597–656)	(600–739)				(0–16)

genera contained only one species (85 out of 110). In this case, we referred to the genus as a species.

Species light requirement was defined on the basis of Hawthorne (1995)'s typology, complemented by field knowledge (J.-L. Doucet, *personal communication*). One of three types was assigned to each species: pioneer (P), non-pioneer light demander (NPLD), and shade bearer (SB). Genera that contained a single or several species with the same requirement inherited this requirement. The light requirements of other genera remained undefined.

2.4. Data analysis

The impact of the five treatments on floristic composition was assessed 7–23 years after logging. The floristic composition observed resulted, on the one hand from seed germination then on seedling and sapling survival and growth up to 10 cm dbh, and on the other hand from tree (dbh \geq 10 cm) survival.

First, we used a multivariate analysis to detect floristic variations between the 25 subplots on the basis of the five treatments. We also assessed time-course changes in the floristic composition of the different subplots from 7 to 23 years after logging. Second, we assessed the effect of thinning on floristic composition recovery by measuring the floristic similarity between logged and logged + thinned subplots and each of the unlogged subplots, after assuming that the latter represents the pre-disturbance floristic composition. Finally, we modeled the abundance of each genus in relation to treatment, time after treatment, and forest, using a generalized linear mixed model (see Section 2.4.3).

2.4.1. Ordinating the subplots

We simultaneously characterized floristic variations between the subplots and time-course changes in subplot floristic composition using Foucart's Correspondence Analysis (CA) (Blanc et al., 1998; Foucart, 1984). This corresponds to a K-tables CA (one contingency table per year, each table with the same rows and the same columns). Each table X_i was transformed by $P_i = X_i / \sum X_i$ to obtain relative abundance. Average \bar{P} for all P_i was then computed and a CA was performed on this average table (called the compromise table). The initial rows (subplots) and columns (genera) were projected as supplementary elements. The analysis was performed using the ade4 package of R statistical software (R Development Core Team, 2009). We used Welch's one-way analysis of variance (Welch's ANOVA) to test whether treatments or blocks explained the subplot scores on the first or the second axis. We used Dunnett's modified Tukey–Kramer pairwise multiple comparison test to test for significant differences in subplot scores between treatments or blocks.

2.4.2. Measuring the effect of thinning on floristic composition recovery

We measured differences in floristic composition recovery between thinned and unthinned subplots by assessing floristic similarity with unlogged subplots in 1992 and 2008, after assuming that these unlogged subplots represent the pre-logging floristic composition. We also assumed that the initial floristic variability among logged and logged + thinned subplots was the same as the variability noted among unlogged subplots.

We assessed the similarity in floristic composition between logged and logged + thinned subplots and each of the unlogged subplots using the χ^2 distance, given that the subplots ordination by CA is based on χ^2 distance. The lower the χ^2 value the greater the floristic similarity with unlogged subplots. Replacing the χ^2 distance by the widely used Morisita's index of similarity (Wolda, 1981) did not challenge our results.

We used the Wilcoxon rank sum test to test whether the E1 subplots were more similar to unlogged subplots than were the

E1D subplots, and whether the E2 subplots were more similar to unlogged subplots than were the E2D subplots, both in 1992 and 2008. We used the Wilcoxon matched-pairs signed rank test to test whether floristic similarity with unlogged subplots significantly increased over time, i.e. we tested whether subplots E1, E1D, E2, and E2D were more similar to unlogged subplots in 2008 than in 1992.

2.4.3. Modelling genus abundance

In order to identify which genera were favored or inhibited by the treatments, we modeled genus abundance. We used a generalized linear mixed model because such models provide an approach to the analysis of longitudinal data (Verbeke and Molenberghs, 2009), and because generalized linear models are recommended for count (thus non-normal) data (Bolker et al., 2009). We assumed that the vector of repeated measurements on the genus in subplot i followed a Poisson distribution. The intercept of the model was subplot-specific (random effect), whereas the other regression parameters were the same for all subplots within a treatment or within a forest (fixed effects). For each genus, the model may be written as

$$Y_{it} \sim P(\lambda_{it})$$

$$\log(\lambda_{it}|b_i) = \alpha_j + \beta_j * t + \theta_f + b_i \quad (1)$$

$$\text{with } b_i \sim \mathcal{N}(0, \sigma_b^2)$$

where Y_{it} is the number of stems corresponding to the genus in subplot i recorded at time t , α_j is the coefficient for the fixed treatment effect j on genus abundance, β_j is the coefficient for the fixed time effect in treatment j , θ_f is the coefficient for the fixed forest effect, b_i is the random subplot effect, and σ_b^2 is the variance of the random effect.

The analysis was performed using the lme4 package in R statistical software (R Development Core Team, 2009).

3. Results

3.1. Floristic heterogeneity and changes according to subplot and time

3.1.1. Floristic variation among subplots

Foucart's CA separated subplots and genera along a first axis that explained 14.2% of the total variance, and along a second axis that explained 11.9% of the total variance (Fig. 3). The third axis (10.2% of the total variance) mainly explained floristic differences between unlogged subplots (results not detailed).

The first axis may be interpreted as a disturbance gradient, with unlogged subplots (T) opposed to heavily logged subplots (E2). Lightly logged, and logged and thinned subplots (E1, E1D, E2D) were located at the middle of the disturbance gradient (Fig. 4a). Heavily logged subplots were mainly characterized by the early pioneer species *Musanga cecropioides*, the pioneers *Ricnodendron heudelotii*, *Macaranga* spp., and *Terminalia superba*, but also the shade bearer species *Angylocalyx pynaertii* (Table 2, Fig. 3b). Unlogged subplots were characterized by the shade bearer species *Dichostemma glaucescens* and *Rinorea oblongifolia* (Table 2, Fig. 3b).

The second axis showed floristic composition differences between the forests: subplots in the La Lolé forest (block 3) being different from those in the Boukoko forest (block 1 and 2, Fig. 4b). The La Lolé forest was mainly characterized by the shade bearer species *Rinorea oblongifolia*, *Manilkara* spp. and *Diospyros* spp., and the pioneer species *Tetrorchidium didymostemon* and *Dictyandra arborescens* (Table 2, Fig. 3b). The Boukoko forest was characterized by the shade bearer species *Pausinystalia macroceras*. Floristic differences between the two forests were mainly due to shade bearer species.

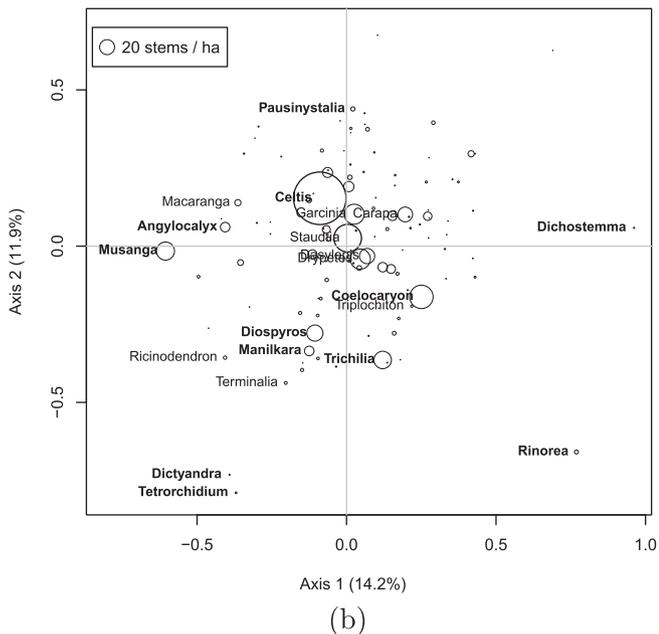
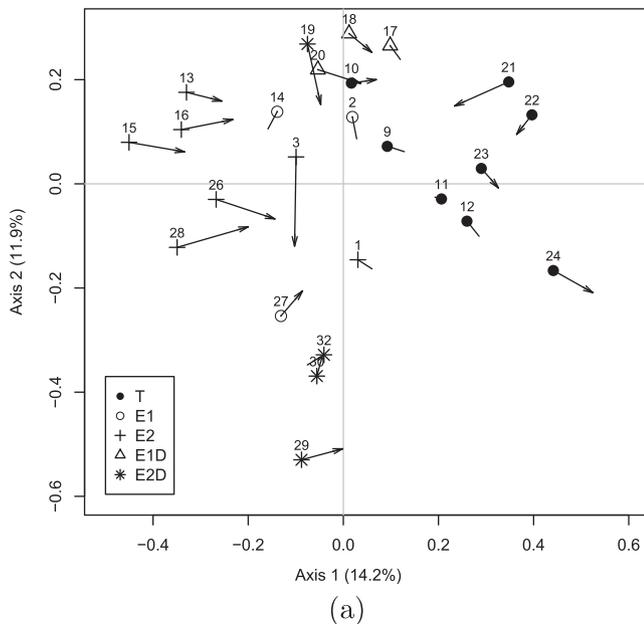


Fig. 3. Projections of subplots (a) and genera (b) on the first factorial map of the CA of the compromise table. The first and second axes explained 14.2% and 11.9% of the total variance, respectively. In (a), trajectories are from 1992 (point) to 2008 (end of the arrow), i.e. from 7 to 23 years after logging. In (b), the size of the points indicates the average abundance of the genus in all subplots throughout the period. The genera labeled in bold contributed most to the decomposition of inertia.

3.1.2. Changes in floristic composition over time

The subplots projection on the compromise table did not show any major changes between 1992 and 2008. Subplot ordination along the disturbance gradient (axis 1) was conserved, with unlogged subplots showing the most positive scores, and heavily logged subplots the most negative scores. The scores for logged and logged + thinned subplots increased along the disturbance gradient between 1992 and 2008 (scores approached those of unlogged subplots), and the scores for heavily logged subplots (E2) showed the greatest increase (Fig. 3a). Unlogged subplots showed contrasted patterns of floristic composition changes: two subplots showed little change in floristic composition; two subplots had

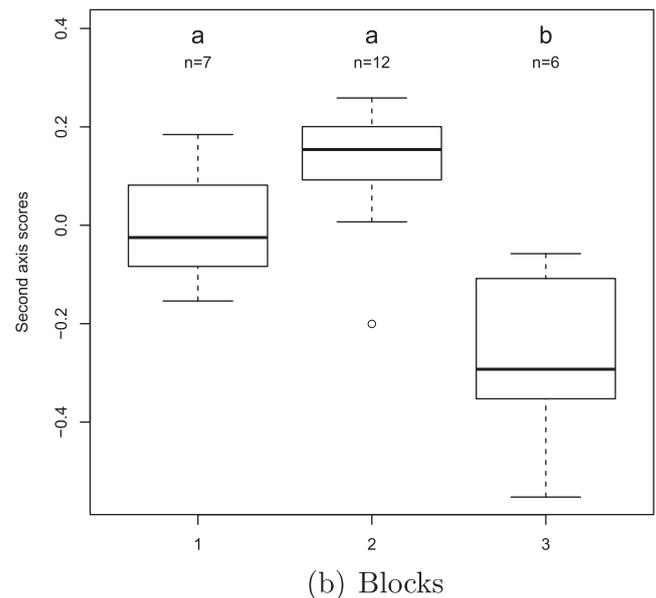
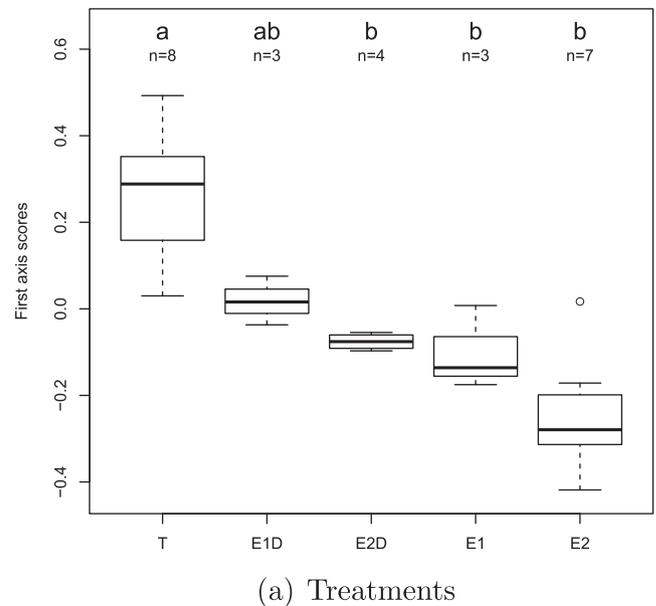


Fig. 4. (a) Subplot scores on the first axis by treatment; (b) subplot scores on the second axis by block. The letters indicate significant differences between mean first axis scores by treatment (Welch's ANOVA, $F_{4,6.636} = 11.51$, p -value < 0.01) and significant differences between mean second axis scores by block (Welch's ANOVA, $F_{2,10.865} = 11.57$, p -value < 0.01).

scores that approached those of disturbed subplots; and four subplots had scores that increased.

Floristic differences between the two forests were maintained over time. Floristic composition showed little change along the second axis, except for three subplots in the Boukoko forest where floristic composition approached that of the La Lolé forest (Fig. 3a).

3.2. Thinning effect on floristic composition recovery

3.2.1. Thinning effect on floristic similarity with unlogged subplots

As expected, the floristic composition of the E1 subplots was significantly more similar to that of unlogged subplots than were the E2 subplots, both in 1992 and 2008 (Wilcoxon rank sum test,

Table 2

Genera that contributed most to the decomposition of inertia of the first factorial map. Their scores on axes, contribution to axes inertia ("Cont."), and species light requirements (Pioneer, Non-Pioneer Light Demander, Shade Bearer) are shown.

	Genus	Score	Cont. (%)	Species	Guild
Axis 1	<i>Musanga</i>	-0.61	26.40	<i>M. cecropioides</i>	P
	<i>Angylocalyx</i>	-0.41	6.24	<i>A. pynaertii</i>	SB
	<i>Coelocaryon</i>	0.25	5.83	<i>C. preussii</i>	NPLD
	<i>Rinorea</i>	0.77	9.37	<i>R. oblongifolia</i>	SB
	<i>Dichostemma</i>	0.96	4.47	<i>D. glaucescens</i>	P
Axis 2	<i>Tetrorchidium</i>	-0.79	5.09	<i>T. didymostemon</i>	P
	<i>Dictyandra</i>	-0.73	2.99	<i>D. arborescens</i>	P
	<i>Rinorea</i>	-0.66	8.25	<i>R. oblongifolia</i>	SB
	<i>Trichilia</i>	-0.36	11.04	<i>T. monadelphina</i>	NPLD
				<i>T. prieuriana</i>	NPLD
				<i>T. rubescens</i>	SB
				<i>T. spp.</i>	.
	<i>Manilkara</i>	-0.34	5.11	<i>M. maboakeensis</i>	SB
				<i>M. obovata</i>	SB
				<i>M. pellegriniana</i>	SB
<i>Diospyros</i>		-0.28	5.93	<i>D. canalicuta</i>	SB
				<i>D. crassiflora</i>	SB
				<i>D. iturensis</i>	SB
				<i>D. mannii</i>	SB
	<i>Coelocaryon</i>	-0.16	2.91	<i>C. preussii</i>	NPLD
	<i>Celtis</i>	0.15	5.99	<i>C. adolfi friderici</i>	P
				<i>C. mildbraedii</i>	SB
			<i>C. philippensis</i>	P	
			<i>C. zenkeri</i>	NPLD	
<i>Pausinystalia</i>	0.44	3.93	<i>P. macroceras</i>	SB	

p -value < 0.01). Surprisingly, the floristic composition of the E1D subplots was significantly more similar to that of unlogged subplots than were the E1 subplots, both in 1992 and 2008 (Fig. 5a, Wilcoxon rank sum test, p -value < 0.05). The floristic similarity of the E1D subplots to that of unlogged subplots significantly increased between 1992 and 2008 (Wilcoxon signed rank test, p -value < 0.01), whereas the E1 subplots showed no significant increase in similarity.

By contrast, the E2 and E2D subplots showed equivalent floristic similarity to that of unlogged subplots in both 1992 and 2008 (Fig. 5). The similarity with unlogged subplots for both these treatments significantly increased between 1992 and 2008 (Wilcoxon signed rank test, p -value < 0.001).

All E1D subplots showed floristic similarity with the unlogged subplots that was of the same order as the floristic variation noted in unlogged subplots (=natural floristic variability), both in 1992 and 2008 (Fig. 5, where natural variability is the gray area). Considering the E2D subplots, only the subplot in the Boukoko forest was in the same range of floristic variation as that seen in unlogged subplots.

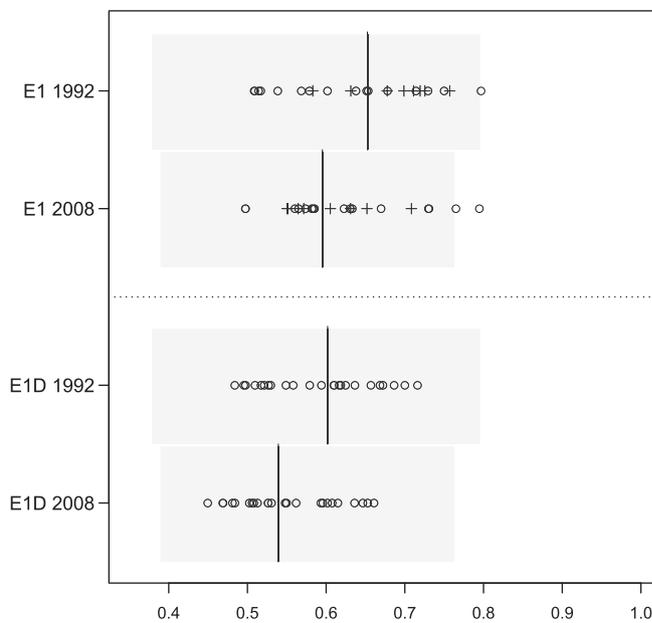
3.2.2. Thinning effect on the proportion of pioneer, non-pioneer light demander and shade bearer trees

Logging altered the floristic composition of the different subplots, increasing the proportion of pioneer trees, and reducing the proportion of shade bearer trees (Fig. 6). Thinning tended to reduce the proportion of pioneer trees at both logging intensities. It also tended to increase the proportion of non-pioneer light demander trees in lightly logged subplots, and to increase the proportion of shade bearer trees in heavily logged subplots.

3.3. Modelling genus abundance

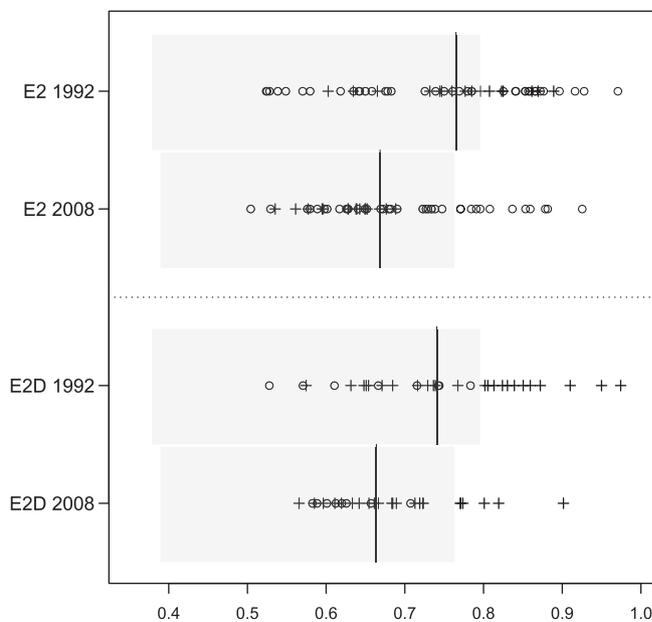
3.3.1. Effect of treatments on genus abundance

We found that the treatments had a significant effect on the abundance of 53 genera, and this irrespective of their abundance in the stand and their light requirement. These 53 genera were



(+) Similarity with unlogged subplots (-)

(a) E1 versus E1D



(+) Similarity with unlogged subplots (-)

(b) E2 versus E2D

Fig. 5. Floristic similarities with unlogged subplots (χ^2 distance) for (a) E1 and E1D subplots, and (b) E2 and E2D subplots, in 1992 and 2008. Points corresponds to subplots in the Boukoko forest, cross to subplots in the La Lolé forest, and vertical lines correspond to median similarities for all subplots. The gray area is the range of similarities within the eight unlogged subplots (=natural floristic variability).

either common or rare in the stand, and were either pioneers (13 genera), non-pioneer light demanders (14 genera), or shade bearers (20 genera) (Fig. 7).

The pioneers *Musanga cecropioides*, *Tetrorchidium didymostemon*, and *Macaranga* spp. were more abundant in logged and logged + thinned subplots (E1, E2, E1D, and E2D) than in unlogged subplots (T) (Fig. 8a). The abundance of *M. cecropioides* decreased

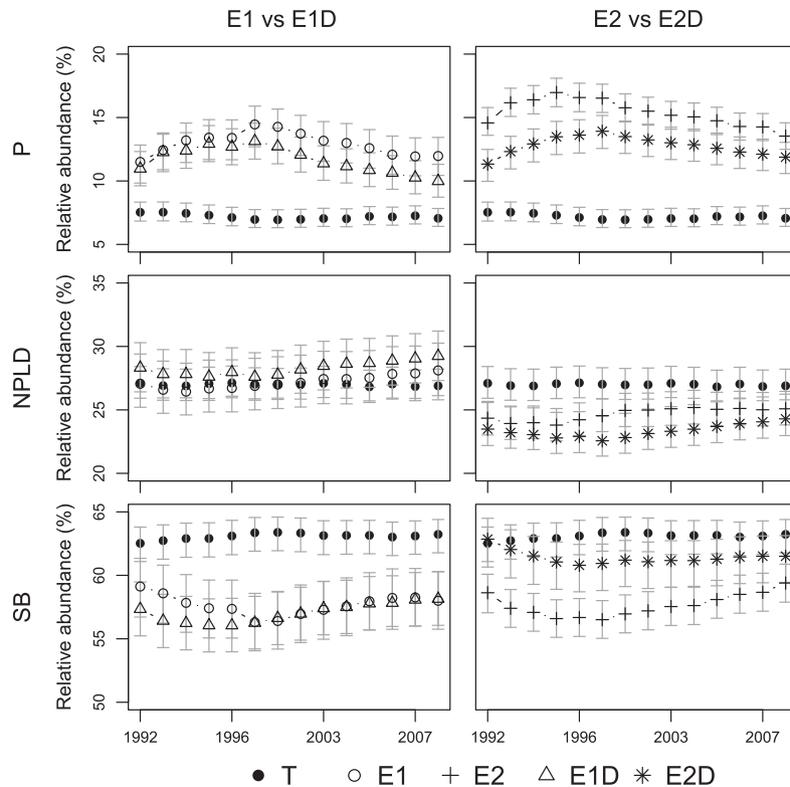


Fig. 6. Changes in the proportion of pioneer stems (P), non-pioneer light demander stems (NPLD), and shade bearer stems (SB) for each treatments from 1992 to 2008, with 95% confidence intervals (whiskers). Treatments are those detailed in Table 1. Lightly logged subplots (E1, E1D) are compared with unlogged subplots (T) on the left, and heavily logged subplots (E2, E2D) are compared with unlogged subplots on the right.

from 1992 to 2008 in all disturbed subplots whereas that of the pioneers *Aorantho cladantha* and *Terminalia superba* (except for E1) increased. The abundance of *Ficus* spp. also increased in heavily logged subplots. Logging only (E1, E2) increased the abundance of the pioneer *Ricinodendron heudelotii*. Thinning only (E1D, E2D) increased the abundance of the non-pioneer light demander *Aubrevillea kerstingii*.

The shade bearers *Staudtia kamerunensis* and *Thomandersia laurifolia* increased in abundance between 1992 and 2008 in heavily logged subplots, and the shade bearers *Hemandradenia* spp., *Strombosia grandifolia* and *Trichilia* spp. increased in abundance in heavily logged and thinned subplots. The shade bearer *Carapa procera* decreased in abundance over the period in logged subplots (E1, E2) and the shade bearer *Tridesmostemon omphalocarpoides* decreased in abundance in thinned subplots (E1D, E2D). In unlogged subplots (T), the abundance of non-pioneer light demanders *Pycnanthus* spp., and *Chrysophyllum* spp. and shade bearers *Drypetes* spp., and *R. oblongifolia* increased over the period.

3.3.2. Floristic differences between forests

Twelve genera were more abundant in the La Lolé forest than in the Boukoko forest (Fig. 1, full squares) including *Diospyros* spp., and *Drypetes* spp. Twenty genera were more abundant in the Boukoko forest (Fig. 8b, empty squares) including *Celtis* spp., *Dialium guineense*, *Garcinia* spp., *P. macroceras*. Thus, the two forests in the study differed significantly in terms of floristic composition, with 28% of the genera showing significantly different abundances in the two forests. Moreover, three genera were present only in Boukoko (*Mammea africana*, *Dracaena arborea* and *Aphania senegalensis*). These results are consistent with those obtained by the multivariate analysis.

4. Discussion

4.1. Forest response to disturbance

The first factor explaining the variability seen in floristic composition at M'Baïki is disturbance (Figs. 3a and 4a). The treatments affected a broad range of genera located at various positions in the abundance distribution and having different light requirements (Fig. 7).

Logged and logged + thinned subplots (E1, E1D, E2, and E2D) contained a higher proportion of pioneer trees (Fig. 6); pioneer species *M. cecropioides*, and to a lesser extent *R. heudelotii*, *T. superba* and *Macaranga* spp., may be considered as characterizing disturbance (Fig. 3b). *M. cecropioides* is a well-known short-lived gap colonizer, and all the above pioneer species are characteristics of young secondary forests (Aubréville, 1947; Catinot et al., 1983; Dupuy, 1998). Regarding the specific effect of the different treatments on the abundance of each genus, logging, regardless of intensity, stimulated the recruitment of a set of pioneers. First, *M. cecropioides*, *Tetrorchidium didymostemon*, and *Macaranga* spp. were recruited, as indicated by their higher abundance in disturbed subplots than in unlogged subplots (Fig. 8a). *M. cecropioides* then decreased in abundance from 7 to 23 years after logging, and the pioneer *Aorantho cladantha* was recruited. Also, different pioneers were recruited depending on the type of treatment applied (logging associated or not with thinning, intensity of logging). For instance, *R. heudelotii* was more abundant in subplots only logged. These results therefore highlighted a gradient in successional position within the group of pioneers that may be due to a light requirement gradient for seedling survival and/or growth.

Shade bearer species were also associated with the disturbance gradient (Fig. 3a). Shade bearer *A. pyraertii* was more abundant in

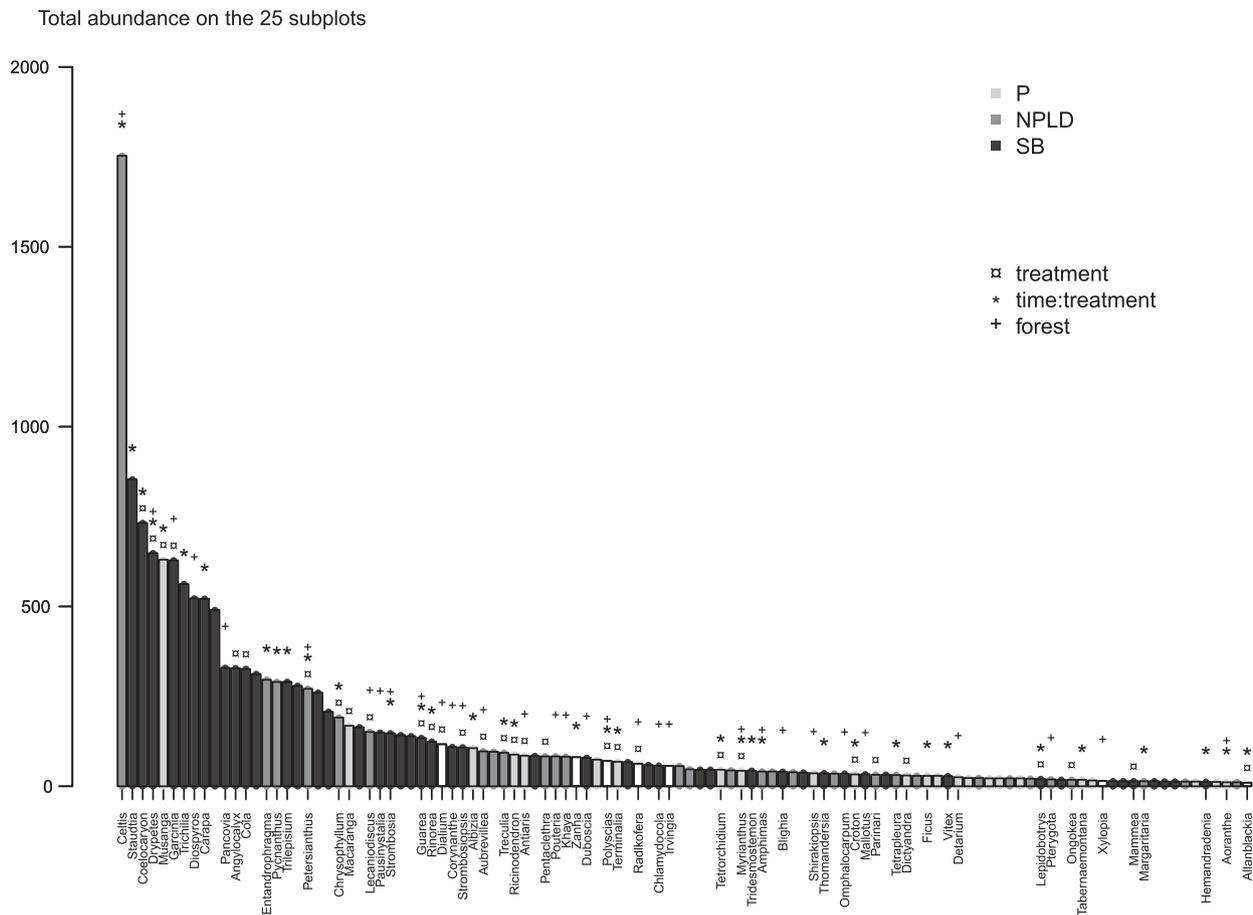


Fig. 7. Abundance distribution of the 110 genera recorded in the 25 subplots in 1992. Symbols above bars represent the significant effects ($p < 0.05$) of treatment, time within a treatment, and forest (α_j , β_j and θ_j in Eq. (1) respectively). Genus light requirements (pioneer (P), non-pioneer light demander (NPLD) or shade-bearer (SB)) are represented by gray levels. Bars that stay white indicate an unknown light requirement.

heavily logged subplots, while shade bearer *R. oblongifolia* and *D. glaucescens* were more abundant in unlogged subplots. However, these species may reflect a difference in initial floristic composition between the subplots rather than a difference in response to disturbance. In support of this, *R. oblongifolia* was mainly located in one unlogged subplot, and also characterized the La Lolé forest (Table 2). *Rinorea* species are characterized by their low seed dispersal ability (Tchouto et al., 2009), which results in a patchy distribution.

It may nevertheless be stated – regarding the specific effects of the treatments on the abundance of each genus – that logging stimulated the recruitment of shade bearer species over the study period. The shade bearers *S. kamerunensis* and *T. laurifolia* increased in abundance in heavily logged subplots, and the shade bearers *Hemandraemia* spp., *S. grandifolia* and *Trichilia* spp. increased in abundance in heavily logged and thinned subplots (Fig. 8a). Dickinson et al. (2000) working in a semi-deciduous tropical forest also observed a high proportion of shade bearer stems in logging gaps undisturbed by the skidding process. However, the classification we used may be too coarse to describe the species full range of behaviors at all stages of their life, and these shade-bearers might be more light-demanding than imagined. As a matter of fact, the line between non-pioneer light demanders and obvious shade bearers is fuzzy (Hawthorne, 1995); some species may thus be misclassified.

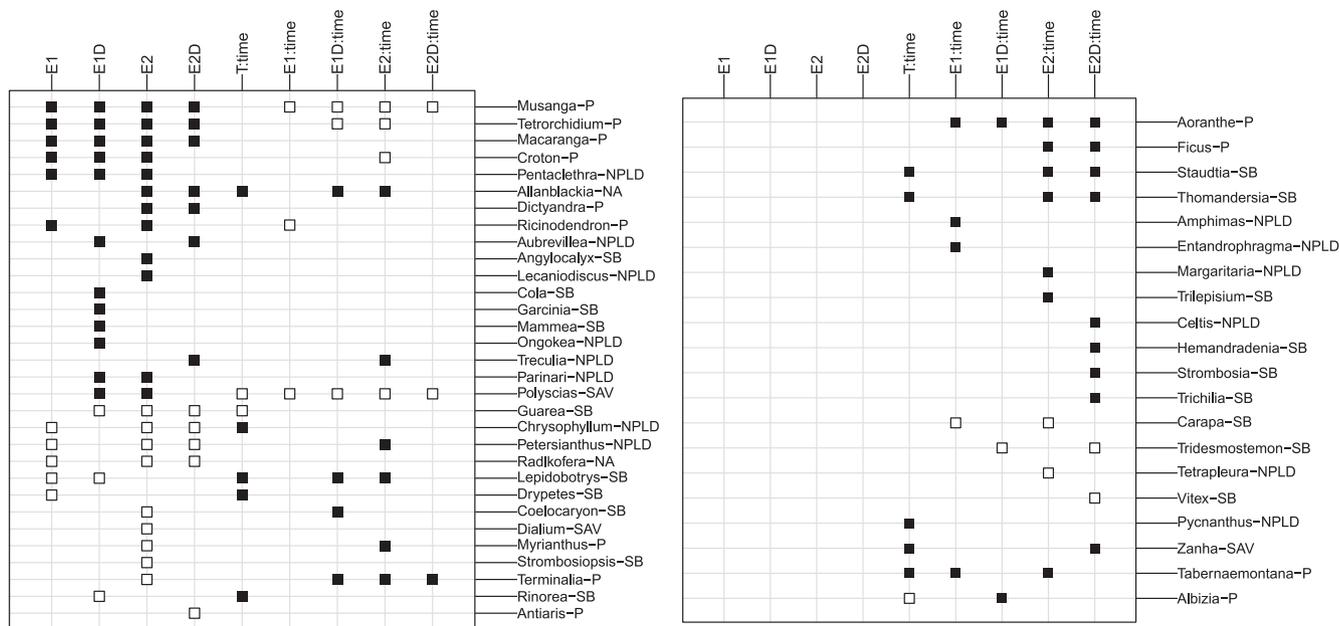
4.2. Low impact of treatments on floristic composition

The treatments implemented had little impact on the floristic composition of the subplots as quantified 7–23 years after logging.

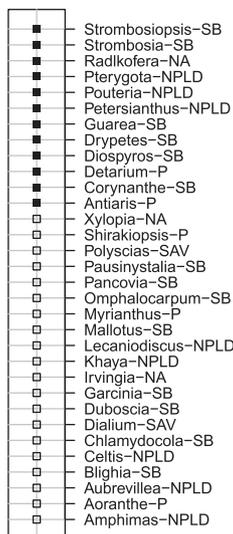
Disturbance explained 14.2% of the variability in floristic composition between the subplots, almost as much as forest type (initial floristic variability) which explained 11.9% of the variability. The gaps generated by logging may mainly be filled through seeds from species of the neighboring forest pool (Dalling and Hubbell, 2002) and by advance regeneration (seedlings and saplings present when the gap was formed and that survived tree fall) (Whitmore, 1991). Also, resprouting from damaged trees may greatly contribute to forest recovery after logging (Basnet, 1993; Dietze and Clark, 2008; Paciorek et al., 2000). Therefore there is little probability that “new” species, not already present in the local forest pool, will regenerate after these levels of logging.

4.3. Effect of thinning on forest response to disturbance

Prior to the study, we put forward the hypothesis that floristic differences with respect to unlogged subplots would increase with disturbance intensity. As expected, a higher logging intensity resulted in the floristic composition furthest from that of the unlogged subplots. Surprisingly we noted, at both logging intensities, that although thinning did indeed increase disturbance intensity (Fig. 2), it did not result in the floristic composition furthest from that of the unlogged subplots (Fig. 5). Furthermore, in lightly logged subplots, thinning facilitated floristic composition recovery as thinned subplots 7 and 23 years after logging were significantly more similar to unlogged subplots than were unthinned subplots. This thinning effect on floristic composition recovery was not observed in heavily logged subplots.



(a) Treatment effect



(b) Forest effect

Fig. 8. Plot of the significant effects ($p < 0.05$) of treatment, time within a treatment (a) and forest (b) (α_j , β_j and θ_j in Eq. (1) respectively). Only genera that showed significant effect(s) are shown. Full squares indicate a positive effect, whereas empty squares indicate a non-significant effect. Genera light requirements follow genera names (P for pioneer, NPLD for non-pioneer light demander, SB for shade-bearer, and NA for undefined behavior). SAV indicates savanna genus. (a) Squares in columns E1 to E2D indicate that genus abundance was significantly different with respect to unlogged subplots (T), throughout the period. Squares in columns T: time to E2D: time indicate a significant increase/decrease in abundance between 1992 and 2008. (b) Full squares indicate that the genus was more abundant in the La Lolé forest, and empty squares indicate that the genus was more abundant in the Boukoko forest.

We measured recovery by assessing floristic similarity with unlogged subplots, assuming that unlogged subplots were similar to logged and logged + thinned subplots before treatments. Unlogged subplots were located only in the Boukoko forest (Fig. 1). Thus, the logged and logged + thinned subplots located in the La Lolé forest might be less similar to unlogged subplots because of the floristic differences between the two forests. Because the treatments were not equally distributed between the forests, recovery process measurements were biased. This bias was strongest for E2D treatment, that had only one repetition in the Boukoko forest.

Thinning tended to reduce the proportion of pioneer trees in favor of non-pioneer trees (Fig. 6). Thinning by tree-poison girdling did not cause major damage to the forest. It increased light availability for seedlings and saplings already present, and thus increased the growth and survival of advance regeneration, especially species that can survive at low light levels at least in their early stage of development (Dupuy, 1998). The greater competition that results from this may reduce the survival of pioneer seedlings and saplings. Thinning tended to favor non-pioneer light demander trees in E1D subplots, and shade bearer trees in E2D

subplots. This difference between E1D and E2D might be due to floristic differences between the two forests as all E1D subplots were located in the Boukoko forest while three of the four E2D subplots were located in the La Lolé forest (Fig. 1). Also, the floristic composition of the E2D subplot located in the Boukoko forest was more similar to that of the E1D subplots (Fig. 3a). This suggests that thinning has a positive effect on the recruitment of non-pioneer (light demander or shade bearer) trees, depending on the composition of the advance growth, and thus on initial forest composition.

5. Conclusions

Although the treatments applied in the forests affected a broad range of genera, they had little lasting impact (as quantified 7–23 years later), when compared to the natural variability between the subplots. Although differences in initial floristic composition may confuse any analysis of the effect of thinning on floristic composition recovery, this recovery appeared to be facilitated when thinning was associated with logging. Thinning seemed to favor the growth and survival of non-pioneer stems, to the detriment of pioneer stems. These non-pioneer stems might be either light demanders or shade bearers, depending on the initial floristic composition. From a commercial point of view, Bedel et al. (1998) showed at the same study site that thinning significantly increased tree diameter increment and the recruitment and regeneration of high commercial value species, compared with simple logging. This effect of thinning was visible until 2008, but only for diameter increment, and only in heavily logged subplots (unpublished results). Finally, the best treatment that both facilitates floristic composition recovery after logging and improves the growth of light-demanding timber species is low intensity selective logging (two trees ha⁻¹ on average) associated with thinning.

Acknowledgements

We wish to thank the ARF Project (*Appui la Recherche forestière*), its six funding partners (AFD (*Agence Française de Développement*), CIRAD (*Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement*), ICRA (*Institut Centrafricain de Recherche Agronomique*), MEFCPE (*Ministère centrafricain des Eaux et Forêts, Chasse, Pêche, chargé de l'Environnement*), SCAC/MAE (*Service de Coopération et d'Actions Culturelles*), and SCAD (*Société Centrafricaine de Déroulage*), Laurent Cerbonney, Emilien Dubiez, and the field workers at the M'Baïki station who participated in data collection and data capture. We thank Jean-Dominique Lebretton and two anonymous reviewers for their helpful comments on the manuscript.

References

- Aubréville, A., 1947. Les brousses secondaires en Afrique Équatoriale. *Bois et Forêts des Tropiques* 2, 24–35.
- Basnet, K., 1993. Recovery of a tropical rain forest after hurricane damage. *Plant Ecology* 109, 1–4.
- Bawa, K., Seidler, R., 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12, 46–55.
- Baxter, W., Norton, D., 1989. Forest recovery after logging in lowland dense rimu forest, Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 27, 391–399.
- Bedel, F., Durrieu de Madron, L., Dupuy, B., Favrichon, V., Maître, H., Bar-Hen, 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. Série FORAFRI, document 1, p. 71.
- Blanc, L., Chessel, D., Doledec, S., 1998. Etude de la stabilité temporelle des structures spatiales par analyses d'une série de tableaux de relevés faunistiques totalement appariés. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture* 71, 1–21.
- Bolker, B., Brooks, M., Clark, C., Geange, S., Poulsen, J., Stevens, M., White, J., 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 127–135.
- Catinot, R., Fontaine, R., Guillaumet, J.L., 1983. Ecosystèmes forestiers tropicaux d'Afrique. ORSTOM, UNESCO, pp. 198–215 (Chapter on Successions secondaires).
- Ceccato, P., Bango, E., Nguouane, F., Damio, T., 1992. Annexe 1: étude pédologique des parcelles d'expérimentation des forêts de Boukoko et La Lolé (M'Baïki) (République Centrafricaine). Technical Report. Projet de recherche forestière FAC/ARRF.
- Dalling, J., Hubbell, S., 2002. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* 90, 557–568.
- De Graaf, N., Poels, R., Van Rompaey, R., 1999. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *Forest Ecology and Management* 124, 123–135.
- Dickinson, M., Whigham, D., Hermann, S., 2000. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. *Forest Ecology and Management* 134, 137–151.
- Dietze, M., Clark, J., 2008. Changing the gap dynamics paradigm: vegetative regeneration control on forest response to disturbance. *Ecological Monographs* 78, 331–347.
- Doucet, J., 2003. L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon. Ph.D. thesis. Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux.
- Dupuy, B., 1998. Bases pour une sylviculture en forêt dense tropicale humide africaine. CIRAD Forêt, Montpellier. Série FORAFRI, document 4.
- Finegan, B., Camacho, M., 1999. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988–1996. *Forest Ecology and Management* 121, 177–189.
- Finegan, B., Camacho, M., Zamora, N., 1999. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. *Forest Ecology and Management* 121, 159–176.
- Forget, P., Rankin-de Merona, J., Juillot, C., 2001. The effects of forest type, harvesting and stand refinement on early seedling recruitment in a tropical rain forest. *Journal of tropical ecology* 17, 593–609.
- Foucart, T., 1984. Analyse factorielle de tableaux multiples. Paris.
- Foury, P., 1956. Comparaison des méthodes d'enrichissement utilisées en forêt dense équatoriale. *Bois et Forêts des Tropiques* 47, 15–25.
- Gourlet-Fleury, S., Favrichon, V., Schmitt, L., Petronelli, P., 2004. Ecology and management of a neotropical rainforest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana. ECOFOR and Elsevier, Paris, France, pp. 254–280 (Chapter 5: Consequences of Silvicultural Treatments on Stand Dynamics at Paracou).
- Guariguata, M., 1999. Early response of selected tree species to liberation thinning in a young secondary forest in Northeastern Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 124, 255–261.
- Hall, J., Harris, D., Medjibe, V., Ashton, P., 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *Forest Ecology and Management* 183, 249–264.
- Hawthorne, W., 1995. Ecological Profiles of Ghanaian Forest Trees. Oxford Forestry Institute, Department of Plant Sciences, University of Oxford.
- Karsenty, A., Gourlet-Fleury, S., 2006. Assessing sustainability of logging practices in the Congo Basin's managed forests: the issue of commercial species recovery. *Ecology and Society* 11, 26.
- Makana, J., Thomas, S., 2005. Effects of light gaps and litter removal on the seedling performance of six African timber species. *Biotropica* 37, 227–237.
- Makana, J., Thomas, S., 2006. Impacts of selective logging and agricultural clearing on forest structure, floristic composition and diversity, and timber tree regeneration in the Ituri Forest, Democratic Republic of Congo. *Biodiversity and Conservation* 15, 1375–1397.
- Paciorek, C., Condit, R., Hubbell, S., Foster, R., 2000. The demography of resprouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. *Journal of Ecology* 88, 765–777.
- Pearce, D., Putz, F., Vanclay, J., 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *Forest Ecology and Management* 172, 229–247.
- Peña-Claros, M., Fredericksen, T., Alarcón, A., Blate, G., Choque, U., Leaño, C., Licona, J., Mostacedo, B., Pariona, W., Villegas, Z., et al., 2008a. Beyond reduced-impact logging: silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management* 256, 1458–1467.
- Peña-Claros, M., Peters, E., Justiniano, M., Bongers, F., Blate, G., Fredericksen, T., Putz, F., 2008b. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. *Forest Ecology and Management* 255, 1283–1293.
- Primack, R., Lee, H., 1991. Population dynamics of pioneer (*Macaranga*) trees and understorey (*Mallotus*) trees (*Euphorbiaceae*) in primary and selectively logged Bornean rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 7, 439–457.
- R Development Core Team, 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.
- Ruiz Pérez, M., Ezzine de Blas, D., Nasi, R., Sayer, J.A., Sassen, M., Angoué, C., Gami, N., Ndoye, O., Ngonu, G., Nguingui, J.C., Nzala, D., Toirambe, B., Yalibanda, Y., 2005. Logging in the congo basin: a multi-country characterization of timber companies. *Forest Ecology and Management* 214, 221–236.
- Tchouto, M., de Wilde, J., de Boer, W., van der Maesen, L., Cleef, A., 2009. Bio-indicator species and Central African rain forest refuges in the Campo-Ma'an area, Cameroon. *Systematics and Biodiversity* 7, 21–31.

- Ter Steege, H., Welch, I., Zagt, R., 2002. Long-term effect of timber harvesting in the Bartica Triangle, Central Guyana. *Forest Ecology and Management* 170, 127–144.
- Tran-Hoang, A., Valièrgue, L., Claude, S., 1987. Résultat des techniques de dévitalisation d'arbres au sein du dispositif de recherche en forêt naturelle (Boukoko et La Lolé). Technical Report. CFTF.
- Van Gemerden, B., Shu, G., Olf, H., 2003. Recovery of conservation values in Central African rain forest after logging and shifting cultivation. *Biodiversity and conservation* 12, 1553–1570.
- Verbeke, G., Molenberghs, G., 2009. *Linear Mixed Models for Longitudinal Data*. Springer, Verlag.
- Verwer, C., Peña-Claros, M., Van Der Staak, D., Ohlson-Kiehn, K., Sterck, F., 2008. Silviculture enhances the recovery of overexploited mahogany *Swietenia macrophylla*. *Journal of Applied Ecology* 45, 1770–1779.
- Villegas, Z., Peña-Claros, M., Mostacedo, B., Alarcón, A., JC, L., Leño, C., Pariona, W., Choque, U., 2009. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258, 971–977.
- Whitmore, T.C., 1991. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: Gomez-Pompa, A., Whitmore, T.C., Hadley, M. (Eds.), *Rain Forest Regeneration and Management*. UNESCO, Paris, pp. 67–89.
- Wolda, H., 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* 50, 296–302.

Cette première approche suggère que les deux types de sylviculture expérimentés ont eu un impact mineur sur la composition en genres observée entre 7 et 21 ans après leur mise en oeuvre. Les éclaircies provoquées par la dévitalisation des essences non commerciales et le déliantage semblent même avoir favorisé le retour à la composition initiale en stimulant la croissance et la survie des genres post-pionniers et tolérants à l'ombre au détriment des genres pionniers. Cependant cette conclusion peut être biaisée par le fait que la richesse spécifique des différents genres est très variable. Dans la suite de ce travail nous avons donc entrepris de ré-analyser les relations entre intensité de perturbation et diversité floristique en travaillant au niveau spécifique, tâche qui a été rendue possible par la détermination botanique précise de tous les ligneux de dbh $\geq 9,55$ cm dans l'ensemble du dispositif.

4.2 Approche spécifique synchronique de la relation entre diversité des ligneux ($\text{dbh} \geq 10 \text{ cm}$) et intensité des perturbations

D'après

Limited impact of logging and thinning-associated disturbance on tree species diversity in a Central African rain forest

Gourlet-Fleury S, Beina D, Fayolle A, Ouedraogo D Y, Mortier F, Closset-Kopp D et Decocq G.

Logging and thinning-associated disturbance have limited impact on tree species diversity in an African rainforest: results of a long-term controlled experiment in the Central African Republic

Authors:

Sylvie Gourlet-Fleury^{1*}, Denis Beina^{2,3}, Adeline Fayolle⁴, Dakis-Yaoba Ouédraogo¹, Frédéric Mortier¹, Fabrice Bénédet¹, Déborah Closset-Kopp², Guillaume Decocq²

Author affiliation:

¹ CIRAD, UR Biens et Services des Ecosystèmes Forestiers, Montpellier, F-34398, France ;

² Université de Picardie Jules Verne, UR « Dynamiques des Systèmes Anthropisés » (JE 2532 DSA), 1 rue des Louvels, F-80037 Amiens, France ;

³ Université de Bangui - CERPHAMETA, BP 1450, Bangui, Central African Republic ;

⁴ Ministère des Eaux, Forêts, Chasse et Pêche, avenue du 19 janvier, BP 3314, Bangui, Central African Republic ;

*Correspondence author: Sylvie Gourlet-Fleury

E-mail: sylvie.gourlet-fleury@cirad.fr

Phone: +33 (0)4 67 59 38 83

Fax: +33 (0)4 67 59 37 33

Running title: IDH in a Central African rainforest

Abstract

The intermediate disturbance hypothesis (IDH), which predicts species diversity to be the highest at intermediate regimes of disturbance, has been repeatedly invoked to explain species coexistence in species-rich communities like tropical forests. However, only a limited number of formal tests of the IDH have been undergone in these ecosystems. They have yielded conflicting results, possibly because of inadequate/unconsistent experimental designs and differing forests histories.

We made profit from a long-term controlled silvicultural experiment implemented in a previously undisturbed semi-deciduous rainforest of the Central African Republic (CAR) to empirically test the IDH. For this, we botanically identified all the trees ≥ 10 cm DBH on 28 1-ha plots where logging and logging+thinning implemented 24 years ago created a strong gradient of disturbance. Of the 17,536 trees checked, 99.3% belong to 295 species, 176 genera and 46 families. Most species (56%) were late successional shade-bearers, 24% were mid-successional non pioneer light demanders and 20% were early successional pioneers. We

investigated the relationships between five diversity metrics and a disturbance index calculated for each 1-ha plot, for all species and separately for each regeneration guild.

Our results did not support the IDH. Overall, disturbance appeared to have a slight monotonous negative effect on diversity. We evidenced a slight decrease of the diversity of shade-bearers across the disturbance gradient (without significant species loss), no effect on non pioneer light demanders, and a clear negative effect of disturbance on the diversity of pioneers, with significant species loss. This negative effect was due to the massive recruitment of the early-successional, fast-growing *Musanga cecropioides* R. Br. (Urticaceae), which rapidly preempted space and resources in the most disturbed plots. Despite this effect, disturbance did not significantly affect the local heterogeneity of species distribution.

This study suggests that the semi-deciduous rainforests of CAR are resilient to small-scale disturbance created by silvicultural operations. This might be due to a history of anthropogenic and/or climatic disturbance stronger and longer-lasting than elsewhere in the tropical forest biome, which has removed the most vulnerable species. Because clogging intensity in these forests is usually low, we do not expect any major impact on tree species diversity, at least after the first felling cycle.

Keywords: intermediate disturbance hypothesis, silvicultural treatments, regeneration guild, richness, species density, evenness, dissimilarity, M'Baïki Experimental Station

Introduction

Since the seminal work of Connell (1978), the intermediate disturbance hypothesis (IDH) has been repeatedly invoked to explain species coexistence in species-rich communities (Roxburgh et al. 2004, Shea et al. 2004 and earlier references therein), and especially the extraordinary tree species diversity in tropical rainforests.

The IDH encompasses a combination of mechanisms shaping diversity patterns across disturbance gradients. It implicitly relies on the well-accepted trade-off between shade-tolerant competitors and light-demanding colonizers (Sheil & Burslem 2003, Gravel et al. 2010): diversity is expected to be the highest at intermediate intensities or frequencies of disturbances, as well as at intermediate times since the last disturbance, when there is a balance between good competitors and good colonizers (Mackey and Currie 2001). At intermediate levels, disturbance relaxes competition, freeing space and resources that can be exploited by lesser competitive mid-successional species, promoting coexistence of species with different light requirements and thus leading to a peak in species diversity.

The IDH has been verified in a huge range of communities worldwide, at scales ranging from microcosms to the entire landscape and has been highly influential (Shea et al. 2004). Yet, empirical evidence supporting the IDH appeared in less than 20% of the hundreds studies examined by Mackey and Currie (2001).

In forest communities empirical tests of the IDH are still scarce (Sheil and Burslem 2003) and yielded conflicting results: either rejecting (intensity effect in Japanese beech forests, Hiura 1995, intensity and frequency effects in moist forests of Panama, Hubbell et al. 1999) or accepting the hypothesis (frequency effect in Hiura 1995, time since major disturbance in moist forests of Uganda, Sheil 2001, intensity effect in moist forests of French Guiana, Molino and Sabatier 2001, and in boreal forests of Canada, Biswas and Mallik 2010, intensity and frequency effects in wet to dry forests of Ghana, Bongers et al. 2009). In their survey along an extended wet-dry climatic gradient in Ghana, Bongers et al. (2009) accepted the IDH but underlined that disturbance effect was slight and contributed little to tree species diversity. Among possible explanations for these conflicting results in tropical forests, have been suggested the differing ways of measuring disturbance (*e.g.* canopy height *vs* percentage of pioneers in the stands), the magnitude of disturbances and their potential to reset community dynamics, the differences in site history (hundred years *vs* thousands years old forests), the spatial and temporal scales of assessment, the nature of disturbances (natural *vs.* anthropogenic), the differences in evapo-transpiration and productivity levels (Wilson 1994, Huston 1994, Mackey and Currie 2001, Sheil and Burslem 2003, Bongers et al. 2009).

Remarkably, in none of the mentioned studies on forests, disturbance was applied in a controlled experiment, with the notable exception of Molino and Sabatier (2001). This gap hampers unambiguous comparisons of forests' response along definitely dated and well-characterized disturbance gradients. In this study, we made profit from such a controlled experiment, which was implemented more than 20 years ago in a previously undisturbed semi-deciduous rainforest of the Central African Republic (CAR) to empirically test the IDH. We examined patterns of tree species diversity in 28 1-ha plots of the M'Baïki Experimental Station where two silvicultural treatments (logging, and logging + thinning) that added to natural gap dynamics created a strong gradient of disturbance. The experimental design of M'Baïki is similar to the one of the Paracou site used by Molino and Sabatier (2001) in French Guiana, and the forest type can be compared to the "moist forests" of Bongers et al. (2009) in Ghana.

In this study we had two objectives. First, we examined whether anthropogenic disturbances associated with the silvicultural operations still affect the floristic composition in terms of regeneration guilds in the experimental plots. We expected an increased importance of the most light-demanding, early successional tree species to the detriment of the most shade-tolerant, late successional species in response to the increased light levels beneath canopies. Second, we examined whether the response of tree species diversity to disturbance conforms with the IDH. Our expectations were: (i) intermediate disturbance values are associated with higher species diversity, as observed by Molino and Sabatier (2001) and, to a lesser extent, by Bongers et al. (2009); (ii) the shape of the relationship between diversity and disturbance differs between the regeneration guilds as demonstrated by Bongers et al. (2009). More specifically, we predicted a monotonically increasing and decreasing diversity of pioneer and shade-tolerant tree species respectively, as the silvicultural operations have freed space and resources thus creating new niches for the former; we predicted no response of non-pioneer light demanding species, since they are able to cope with a large range of habitat and resource conditions.

Material and methods

Study site

The M'Baïki Experimental Station (3°90' N, 17°93' E) was settled in Lobaye Province, Central African Republic (CAR), 110 km south-west to Bangui. The climate is humid tropical with a 3 to 4-months dry season (November/December-February, with less than 50 mm precipitation). The average annual rainfall is 1738 mm (1982-2007 period), the mean temperature is 24,9°C (range 19,6°C – 30,2°C, 1981-1989 period), and the ETP averages 34,7 mm.yr⁻¹ (Station Météorologique de Boukoko, A. Ougou, pers. comm.). The plots are located within a 10 km radius on a large plateau (500 to 600 m a.s.l) and the topography is globally flat. The Precambrian geological substrate is covered with a mix of schists, sandstones and quartzites (Ceccato et al. 1992). The alteration of the parent material led to deep, locally gravelly, red ferralitic soils, corresponding to acrisols in the WRB soil classification (IUSS Working Group WRB 2006). The vegetation is a semi-deciduous rainforest of the Guineo–Congolian type (White 1983), characterized by a canopy dominated by species from the Malvaceae, Meliaceae, Ulmaceae, and Sapotaceae families (Boulvert 1986).

Experimental design

Ten 4-ha permanent plots were established in 1982 to monitor the effects of silvicultural treatments on previously naturally disturbed, old-growth forest communities (Bedel et al. 1998, Picard and Gourlet-Fleury 2008). Each 4-ha plot is composed of four 1-ha subplots, inside which all trees with a DBH \geq 10 cm were individually marked, geo-referenced, and botanically identified. The plots have been yearly monitored since 1982 (except in 1997, 1999 and 2001), with all standing trees \geq 10 cm DBH recorded. Between 1984 and 1985, seven 4-ha plots were selectively logged, while three 4-ha plots were kept untouched to act as controls. During logging operations, trees from 16 timber species with a DBH \geq 80 cm were harvested (2 to 7 stems per hectare). Between 1986 and 1987, four of these seven logged plots were additionally thinned to increase light penetration in the understory and promote tree regeneration. Thinning consisted in poison girdling all trees from non-timber species with a DBH \geq 50 cm (16 – 26 stems per ha), and in systematically cutting lianas (Bedel et al., 1998).

The three treatments (control, logging, logging + thinning) resulted in a strong gradient of disturbance intensities and in contrasted grains of heterogeneity in the subplots (Table 1; col.

3 and 4). This heterogeneity was increased by particular events: (i) all the trees belonging to the early pioneer *Musanga cecropioides* R. Br. (Urticaceae) were uprooted or cut, depending on their size, in one of the logged plots to limit post-logging competition; (ii) in 1983, a strong fire ran across eight 1-ha subplots within three 4-ha plots (one control and two logged + thinned plots). Because these events were likely to have a specific impact on the floristic composition of the subplots (e.g. Yedmel et al., 2010, for fire), we removed the 12 involved 1-ha subplots from our analyses.

Species sampling

The set of species targeted by botanical surveys at M'Baïki has progressively increased since 1982, due to evolving research questions. From 2008 to 2010 and for the first time, all trees ≥ 10 cm DBH were identified by a professional botanist (D. Beina). Most species were identified in the field; for the others, vouchers were taken for further identification thanks to later herbarium work at the National Herbarium of Yaoundé (Cameroon), the Herbarium of the Waters, Forests, Huntings and Fisheries Ministry in Bangui or with images of specimen reference (types or holotypes) at <http://apps.kew.org/herbcat/>.

On the 28 1-ha subplots kept for our study, a total of 17,536 trees were checked, out of which 17,420 (99.3%) were identified to species, 75 to genus and 41 remained unidentified. A total of 295 species, 176 genera and 46 families were thus recorded. Trees identified to genus (6 genus) and unknown trees were considered as single species in the analyses (6 + 1).

Each species was further assigned to one of the three regeneration guilds defined by Hawthorne (1995), with a priority to Hawthorne's assignment when available and completed thanks to local expert knowledge (J.-L. Doucet, comm. pers.) or personal observations (D. Beina). Pioneers (P) are species which crowns are always exposed to full light conditions (n=60 species + 1 taxon identified to genus); non-pioneer light-demanders (NPLD) tend to have shaded crowns at the sapling stage only (n=69 + 2 taxa identified to genus); shade-bearers (SB) tend to have shaded crowns at all stages (n=166 + 3 taxa identified to genus). Undetermined trees remained unassigned.

The list of species and their assignment to guilds are given in Supporting Information (SI, Table S1).

Quantifying disturbance

We quantified disturbance intensity in the 28 1-ha subplots using two indices (Table 1): (i) the total basal area lost (GI, $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), calculated as the absolute difference between basal area in 1984 (just before logging operations) and 1987 (once logging and thinning operations completed); (ii) the percentage of trees belonging to pioneer species in 2010 (%P). This index has the advantage of integrating the effects of all types of disturbance throughout recent history (Molino and Sabatier 2001, Sheil and Burslem 2003, Bongers et al. 2009). As effects of anthropogenic and natural disturbances are not independent (e.g. trees may be more exposed to windthrow in logged stands, making the latter more exposed to natural disturbance), such an all-in-one index is particularly suitable. In addition, we calculated the percentage of trees belonging to non-pioneer light-demanders (%NPLD) and to shade bearers (%SB) in 2010.

Quantifying species diversity

For each 1-ha subplot, we quantified diversity (Table 1) with three commonly used metrics: (i) species richness (S), (ii) Shannon entropy (H'), which measures the uncertainty of species identity, and (iii) Fisher's α , which represents diversity in a logarithmic series estimating the number of species S within N observed individuals (Magurran 2004): $S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$.

To further interpret the results, we calculated two additional metrics: (iv) Pielou's index of evenness (J') which measures how evenly distributed are trees among the species; (v) Arrhenius dissimilarity index (z) which is derived from the classic power law describing the species-area relationship and quantifies the scale-independent increase of species richness with increased inventory area (Harte et al. 1999). To calculate z , we used 10 m x 10 m squares inside each subplot. This index may be interpreted as a measure of the very local heterogeneity in species distribution.

As all these measures might be biased by the differences in stem density among plots (Gotelli and Colwell 2001, Magurran 2004), we calculated the metrics for 1000 samples of a standard number of trees – the minimum number observed in the 1-ha subplots - randomly selected in each subplot. For S , we used the rarefaction index r (Hurlbert 1971), or species density, which expected value could be calculated exactly (see footnote of Table 1).

The 5 standardized metrics were calculated for all species, and separately for the three guilds (P, NPLD, SB).

Statistical analysis

First, to test the impact of disturbance on regeneration guilds composition, we regressed the compositional vector defined for each 1-ha plot as (%P, %NPLD, %SB) against the G1 covariate. Because the compositional vector is constrained to sum 100%, a simple linear model relating each of the components to G1 would have raised biased results. Instead, we used the so-called “simplicial regression” following the procedure developed by Egozcue et al. (*in press*). We thus (i) projected the compositional vector into R^2 by using the isometric log-transformation (ilr) (Egozcue et al. 2003); (ii) modeled the relationship between the ilr orthonormal coordinates and the G1 covariate with linear models. We calculated the ilr orthonormal coordinates as:

$$x1 = (2/3)^{1/2} \log[\%P / (\%NPLD \times \%SB)^{1/2}]$$

$$x2 = (1/2)^{1/2} \log(\%NPLD / \%SB)$$

(iii) we finally used the inverse of the ilr transformation, to illustrate the relationship between the guilds and the disturbance variables in the true compositional space.

Second, for all species and separately for P, NPLD and SB, we modeled the relationship between each of the 5 diversity metrics and disturbance intensity ($4 \times 5 = 20$ relationships), using linear mixed models (McCulloch et al. 2008):

$$Y_{ij} = \mu + x_i * \beta_1 + x_i^2 * \beta_2 + d_j + \varepsilon_{ij}$$

where Y_{ij} denotes a diversity metric and x_i the disturbance index (% P), μ is the intercept, β_1 and β_2 are two unknown parameters, d_j is the 4-ha plot effect assumed to be a random effect such as $d = (d_1, \dots, d_{28})$ is a Gaussian vector ($d \sim N(0, \sigma_d^2)$), and ε_{ij} is the Gaussian residual error ($\varepsilon \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$). d and ε are assumed to be independent. A random plot effect was used to

take into account the possible dependencies between 1-ha subplots into a same 4-ha plot. To select the best model associated with each relationship, we proceeded as follows:

(i) we selected the covariance structure by comparing the two full models (all covariates included) with and without the random effect. The best model was the one minimizing the BIC criterion: $BIC = -2 \times \log\text{-likelihood} + \log(\text{nobs}) \times \text{npar}$, where nobs represents the number of observations (nobs = 28 subplots) and npar the number of free parameters ($\mu, \beta_1, \beta_2, \sigma_\varepsilon^2, \sigma_d^2$ if the random effect is included, or $\mu, \beta_1, \beta_2, \sigma_\varepsilon^2$ otherwise) (Schwarz 1978);

(ii) given the covariance structure, we selected the best expectation model using the Likelihood Ratio test (LR test) (McCulloch et al. 2008).

In the following, models without (respectively with) the random effect are denoted M_{pk} (respectively M'_{pk}), where p is the number of fixed covariates included in the expectation model (1 or 2) and k is associated with the maximum power of x_i (1 or 2). For instance, M_{00} stands for $Y_{ij} = \mu + \varepsilon_{ij}$, whereas M'_{12} stands for $Y_{ij} = \mu + x_i^2 \beta_2 + d_j + \varepsilon_{ij}$. A validation of the IDH required the humpbacked models $M_{12}, M'_{12}, M_{22}, M'_{22}$ to be selected as the best models.

We also calibrated the more flexible non-linear HOF (Huisman-Olff-Fresco) models proposed by Oksanen and Minchin (2002) and successfully used by Bongers et al. (2009) in their study, however they never proved to fit better than the linear models.

All statistical analyses were performed with the R statistical software (R Development Core Team 2009). The diversity metrics were calculated with the *vegan* package, and the linear mixed models were fitted with the *lme4* package.

Results

Disturbance effects on regeneration guilds

The total basal area lost between 1984 and 1987 (G1) ranged between -1.6 and 15.8 m² ha⁻¹ among the 1-ha subplots (-5.9% to 44.9 % of initial basal area, respectively; Table 1). The nine subplots which experienced a gain in basal area (*i.e.* negative values of G1, between -1.6 and -0.3 m² ha⁻¹) all belonged to control plots. The highest loss was experimented by a logged + thinned subplot (%P=10.7%). The total number of trees per subplot ranged between 504 trees ha⁻¹, in a logged subplot (%P=18.1%), and 721 trees ha⁻¹, in the subplot with the highest G1. This density did not significantly correlate with G1 ($r_p = -0.051$, p-value = 0.796). In all 1-ha subplots most trees belonged to the SB guild (range: 56.3 - 72.3%), followed by the NPLD and P guilds (17.6 - 33.0% and 5.0% - 18.1%, respectively; Table 1).

The percentage of pioneer trees (%P) positively correlated with G1 ($r_p = 0.601$, p-value < 0.001). The simplicial regression showed a highly significant positive effect of G1 on x_1 (*i.e.* the ratio $\log[\%P / (\%NPLD \times \%SB)]$), indicating that the greater the basal area lost, the greater the number of pioneer trees and the fewer the trees from the two other guilds (Table 2, Fig.1). Conversely, there was no significant effect of G1 on x_2 (*ie* $\log(\%NPLD / \%SB)$); hence, disturbance was equally detrimental to trees of the NPLD and SB guilds, whether measured by G1 or by %P.

Disturbance effects on species diversity

We observed the higher richness (S=154, r=141) and diversity (H'=4.23, Fisher's $\alpha=48.3$) on one of the control subplots (%P=8.3%), and the lower richness (S=114, r=109) and diversity

($H' = 3.87$, Fisher's $\alpha = 32.5$) on one of the logged subplots (%P=14.2%). Evenness (J') ranged between 0.847 and 0.901, and Arrhenius dissimilarity (z) ranged between 0.910 and 0.946; these extreme values were found in two logged + thinned subplots (%P=10.7% and %P=8.7% respectively) (Table 1). Mean diversity values were higher than those found in most of the other African sites studied in similar forests, close to the higher end of the diversity gradient identified by Parmentier et al. (2007) (SI, Table S2).

We found the null expectation model (M_{00} or M'_{00}) to be the best fitted model for 14 of the 20 relationships we examined (Table 3). For the 6 remaining relationships, the best models fitted were humpbacked (model M_{12}) in 4 cases, and monotone negative (model M_{11}) in 2 cases. The peak of the humpbacked model was never found within the range of %P, and the diversity metrics decreased with disturbance. Models including a random effect were found to perform better in only three cases, all associated with the null expectation model.

We found disturbance to have no significant effect on species density, except for pioneers which richness significantly decreased when %P increased. Contrastingly, we found disturbance to have a slight negative effect on diversity measured by H' and Fisher's α at the "All species" level, and in the pioneer guild. We did not evidence any significant effect of disturbance on species evenness, except once again for pioneers, and we found no significant effect of disturbance on Arrhenius dissimilarity. Overall, the diversity of shade-bearers and non-pioneer light demanders appeared little affected by logging and thinning-associated disturbance in this forest.

Discussion

We tested the IDH in a Central African semi-deciduous rainforest forest, using a unique experimental design. Twenty-four years after the application of a range of disturbance intensities, we found few evidence for their legacy, suggesting a high resilience of this forest type. Our results did not support the IDH at this local scale: overall, disturbance appeared to have a slight monotonous negative effect on diversity. Surprisingly, this effect was mainly due to a clear negative effect on the diversity of the pioneer guild, despite an increase of their abundance.

Disturbance favored pioneers

The gradient of intensity of anthropogenic disturbance created at M'Baïki extended up to $15.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, largely exceeding the usual range of logging intensity in Central African forests (3 to $5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, corresponding to the removal of 1 to 2 trees ha^{-1} ; Fargeot et al. 2004, Durrieu de Madron et Forni 1997). Twenty-four years after disturbance, however, we could not detect any effect on the total number of trees ≥ 10 cm DBH. Similarly, in another CAR forest, Hall et al. (2003) found no significant difference in tree density between unlogged stands and stands that were logged 18 years ago.

As already shown by Ouedraogo et al. (*in press*), disturbance strongly favored pioneer trees, as observed in forests worldwide (Sist and Nguyen-Thé, 2002, Slik et al., 2002, Gourlet-Fleury et al. 2004, Peña-Claros et al. 2008, Swaine and Agyeman 2008). At M'Baïki, the mean gap size created by logged trees ≥ 80 cm DBH (350 m^2 , de Chatelperron and Commerçon 1986) was similar or larger than the ones reported in other African semi-deciduous forests (329 m^2 in southern Ivory Coast, Nierstrasz 1975; 248 m^2 in north-east Gabon, Florence 1981), and sufficient to create favorable conditions for the germination and development of pioneers (Oldeman 1974, Hartshorn 1978, Bazzaz and Pickett 1980, Rollet

1983a,b, Alexandre 1989, Whitmore 1998). More than twenty years after the logging operations, these pioneers were still present into the forest overstory, all the more abundant than the initial disturbance was high, thus modifying the overall floristic composition.

Such conditions appeared detrimental to the non pioneer light demanders and shade-bearers, which slightly decreased in both absolute stem number and proportion in the stands. For SB species, this result is in agreement with previous studies conducted in CAR (Hall et al. 2003) and Uganda (Sheil et al. 2000). The result is more surprising for NPLD species, which were expected to benefit from light increase in the stands. However, NPLD species are mostly high stature species, and at M'Baïki they contributed about 75% and 44% of the logged and poisoned trees respectively. This loss of trees was not compensated over the study period but Ouedraogo et al. (*in press*) evidenced a positive effect of thinning on the growth and survival of SB and NPLD trees between 1992 and 2008. This might lead to the stem number recovery of the two non-pioneer guilds within the next years.

Disturbance had a limited impact on tree species diversity

Anthropogenic disturbance had a slight negative effect on tree species diversity in the plots of M'Baïki: while this effect was significant on Shannon entropy and Fisher's α , it was not significant on species density, nor on evenness and dissimilarity. Our findings thus contrasted with those reported by Molino and Sabatier (2001) in French Guiana. Despite the similar experimental design (same treatments: logging and logging + thinning *vs* controls; similar disturbance intensity: at Paracou, GI ranged between 0 and 16.5 m² ha⁻¹ *ie* a loss of between 0 to 51.4% of the initial basal area), our study differs from their one both by the time after disturbance (24 *vs* 10 years respectively) and the census threshold DBH (≥ 10 cm *vs* 2-10 cm). We were thus less prone to detect effects of disturbance than they were.

Another explanation may be the difference in disturbance history between African rainforests and their Guianan counterparts. At Paracou, Freycon et al. (2010) evidenced a low-disturbance history during thousands of years. Control plots were more strongly dominated by shade-bearers, with a far less abundant guild of pioneers than at M'Baïki (75% of SB trees and 2% of P trees – Favrichon 1998, *vs* respectively 65.3% and 7.1%). African rainforests have a history of anthropogenic and/or climatic disturbance stronger and longer-lasting than elsewhere in the tropical forest biome (Corlett and Primack 2006). In our study site, located approximately 60 km south of the edge between forests and savannas, the occurrence of historical large-scale disturbances is suggested by the dominance of the canopy by emergent P and NPLD trees such as *Triplochiton scleroxylon* K. Sch. (Malvaceae), *T. superba* (Combretaceae) or *Entandrophragma spp.* (Meliaceae, African mahoganies). Their age can be estimated from their diameter and mean growth rate at 100-500 years, which is consistent with the DBH-age relationship described by Worbes et al. (2003) in a semi-deciduous forest of Cameroon. These light-demanding species require large gaps to regenerate and/or grow up to the canopy, and suffer from a general lack of regeneration at M'Baïki (unpublished results). Similar features in many moist forests of the region were attributed to human occupation and shifting cultivation (Aubréville, 1947, Letouzey, 1968, White and Oates 1999, van Gemerden et al. 2003a, b, Brncic et al. 2007), but could also be due to the severe drought and fire episodes that accompanied regional rainfall fluctuations during the last 500 years (Nicholson, 2000, Brncic et al. 2009). Recurrent large-scale disturbance and/or relative short time elapsed since last major disturbance are consistent with the particularly high species diversity measured at M'Baïki, compared to other sites in the region (SI Table S2): they might explain the light effect on diversity of additional small-scale disturbance, due to the importance of P

and NPLD species in the stands. Thus, even if not supporting the IDH at the local scale, our results are consistent with the IDH operating at a larger scale.

While in Ghanaian moist forests Bongers et al. (2009) evidenced a peak of species density at intermediate disturbance, similarly to Molino and Sabatier (2001), the effect was very slight and significance obtained at the landscape scale, on a huge number (1,322) of 1-ha plots. The range of disturbance ($\sim 0 - 80\%$ %P) and the variability of species density response on their plots largely encompassed ours: the trends that we evidenced at the local scale in our study thus do not challenge their observations.

Disturbance differentially affected the diversity of regeneration guilds

The overall slight monotonous negative effect of disturbance on tree species diversity resulted from a differential response between regeneration guilds (Fig.2). We expected disturbance to favor the most light-demanding species to the detriment of the most shade-tolerant species, in response to the increased light levels beneath canopies. Actually, we evidenced a slight decrease of the diversity of shade-bearers across the disturbance gradient (without significant species loss), while no trend appeared for non pioneer light demanders. But surprisingly, we found the diversity of pioneers to significantly decrease (with significant species loss) as disturbance intensity increased: this finding contrasts with Bongers et al (2009), who reported a significant positive monotonous relationship between pioneer species density and disturbance intensity.

The negative response for pioneers can be explained by the massive recruitment of the early-successional, fast-growing *Musanga cecropioides* R. Br. (Urticaceae) in the most disturbed plots, which rapidly preempted space and resources, leading to a strong decrease of species evenness (J') within the guild. While this species represented between 7 and 20% of the pioneer trees ≥ 10 cm DBH in the control plots, it rose to 50% and more in the most disturbed plots. Given its particularly performing growth characteristics (Coombe and Hadfield, 1962), it thus possibly outcompeted the other, slower-growing pioneers which either disappeared or decreased in abundance. We suggest four possible explanations to the discrepancy with Bongers and colleagues' results: (i) the disturbance events experienced by the plots of M'Baïki could have been stronger and more recent compared to those experienced by the Ghanaian plots; (ii) *M. cecropioides* might be less performant in the drier conditions encountered in the Ghanaian moist forests (mean annual rainfall rounding 1540 mm in the area studied by Bongers and colleagues, vs 1740 mm at M'Baïki); (iii) the pioneer species pool might differ between Ghana and CAR, with a greater number of very fast-growing species in Ghana; (iv) at last, as underlined previously, Bongers et al. (2009) worked with a larger gradient of disturbance and a far higher number of plots. The high variability of their species density response might hide any type of relationship in subsamples covering a lower disturbance range.

It must be underlined that disturbance did not affect the local heterogeneity of species distribution, whatever the set of species (all species or regeneration guilds). Thus, the patchy environment created by logging and, to a lesser extent, thinning, was not accompanied by a strong local differentiation of particular tree communities more or less adapted to disturbance. Rather, the spatial mix of tree species characterizing control plots was globally maintained. This is consistent with the already exposed view of the forest at M'Baïki being shaped by a long history of disturbance.

Conclusion and implications for forest management

To our knowledge, this study is the first one to experimentally assess the impact of anthropogenic disturbance on tree diversity in an African semi-deciduous rainforest. Our results did not support the IDH 24 years after a single event of disturbance, suggesting that this forest type is resilient to silvicultural operations (logging and logging + thinning). African rainforests have been repeatedly assumed to be more resilient than their American and Asian counterparts, as a result of past episodes that had already removed the most vulnerable species (Balmford 1996). Modern species assemblages have survived, not only a massive contraction in rain forest area during the Pleistocene glaciations, but also a longer period of human impact than elsewhere (Maley and Brenac 1998, Corlett and Primack 2006).

The forest resilience issue is of utmost importance for achieving sustainable forest management (ITTO 1993), especially in the Central African region where ca. 50 million ha of forests (36 % of the forested area, EFBC 2006) have been dedicated to logging. Consistently with our results, low logging intensity (less than one tree ha⁻¹, lower end of our own disturbance gradient) significantly affected tree diversity neither in similar semi-deciduous forests of CAR (Hall et al. 2003) and Ivory Coast (Kassi N'Dja and Decocq 2008), nor in old-growth evergreen forests in Cameroon (van Gemerden et al. (2003a). In contrast, in the semi-deciduous moist forests of the Omo Forest Reserve in Nigeria, high logging, logging + thinning and clear-felling + burning disturbance (%P ranging from 16,1% to 57,5%, extending the M'Baïki's disturbance gradient) strongly decreased tree species diversity (Okali and Ola-Adams 1987). Together, these studies and ours suggest that in African rainforests, disturbance has to be strong (i.e. leading to the development of a pioneer guild exceeding 20% to 30%) to result in a significant decrease in tree species richness and diversity. As in the Congo basin the logging intensity is usually below 2 trees ha⁻¹, we do not expect any major impact on tree species diversity where large size P and NPLD species are found in the canopy. Rather, this intensity might be too low to ensure the regeneration of these usually economically important species (Makana and Thomas 2005, Hall 2008, Doucet et al. 2009), hence questioning the sustainability of forest management based on this type of logging. Moreover, the impact of repeated felling operations (every 30 years in the Congo Basin) on tree species diversity still has to be evaluated.

Acknowledgements

We thank the ARF Project (Appui la Recherche Forestière) and its six funding partners: AFD (Agence Française de Développement), CIRAD (Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement), ICRA (Institut Centrafricain de Recherche Agronomique), MEFCP (Ministère centrafricain des Eaux, Forêts, Chasse et Pêche), SCAC/MAE (Service de Coopération et d'Actions Culturelles), and SCAD (Société Centrafricaine de Déroulage) for providing access to the site and to the data base. We are also grateful to Fidèle Baya (MEFCP), Laurent Cerbonney (SCAC/MAE), Emilien Dubiez (SCAC/MAE), Hervé Moinecourt (SCAC/MAE) and all the field workers who participated in data collection and data capture. We thank Jack Putz for helpful comments on a first version of this manuscript.

D.B. was funded by AFD, SCAC/MAE and CIRAD for his PhD thesis.

Table 1. Structural and diversity characteristics of the 28 1-ha subplots. Subplot: identity of the 1-ha subplot, treatment: C = control, L = logged, LT = logged + thinned. N: number of trees ≥ 10 cm DBH, Gl: cumulated basal area lost between 1984 and 1987, pGl: percentage of basal area lost, relative to cumulated basal area of trees ≥ 10 cm DBH in 1984, %P: $100 \times (\text{number of pioneer trees} / \text{total number of trees} \geq 10 \text{ cm DBH in 2009})$, %NPLD and %SB: same as %P, for the number of non pioneer light demanding trees and shade bearer trees respectively, S: species richness, r: species density (rarefaction index calculated for N=504 trees), H': Shannon entropy, Fisher's α : Fisher's diversity index, J': Pielou's index, z: Arrhenius dissimilarity index. The metrics H', Fisher's α , J' and z were the mean values obtained for 1000 repetitions of 504 randomly selected trees in each subplot (see text). Calculation details for the diversity metrics are given in the footnote.

Subplot (Treatment)	N (ha ⁻¹)	Gl (m ² ha ⁻¹)	pGl (%)	%P	%NPLD	%SB	S	r (N=504)	H'	Fisher's α	J'	z
111 (L)	600	7.7	24.6	10.7	25.2	64.0	144	132,6	4,09	42,8	0,873	0,933
112 (L)	646	2.2	7.8	8.0	28.9	62.7	127	116,3	3,97	37,4	0,862	0,915
113 (L)	555	10.8	31.9	15.9	23.2	60.5	119	114,2	3,96	34,2	0,872	0,923
114 (L)	651	1.0	3.8	12.7	27.5	59.6	135	121,9	4,05	39,6	0,873	0,927
131 (C)	627	-0.3	-0.9	8.3	27.3	64.1	154	140,6	4,23	48,4	0,887	0,935
132 (C)	615	-0.5	-1.4	5.5	32.4	62.0	127	117,6	4,05	37,7	0,879	0,920
133 (C)	575	-0.8	-2.6	7.5	23.1	69.2	127	120,6	4,09	38,4	0,885	0,935
134 (C)	585	-0.8	-2.5	5.0	22.6	72.3	131	124,0	4,06	40,6	0,873	0,920
141 (L)	579	11.8	32.2	14.2	26.9	58.5	122	115,9	4,03	36,3	0,879	0,930
142 (L)	634	4.6	15.6	13.1	27.3	59.5	132	120,5	4,10	39,1	0,886	0,933
143 (L)	562	7.7	25.4	14.2	24.6	61.0	114	109,2	3,87	32,5	0,857	0,915
144 (L)	606	10.4	28.5	14.9	24.6	60.6	125	114,8	3,90	34,8	0,855	0,915
151 (LT)	720	5.6	21.7	10.0	30.6	59.4	133	118,6	4,11	40,4	0,883	0,928
152 (LT)	717	10.8	35.3	8.9	29.7	61.4	126	112,2	4,03	36,8	0,877	0,923
153 (LT)	721	15.8	44.9	10.7	33.0	56.3	135	117,0	3,91	38,0	0,847	0,910
154 (LT)	658	12.7	36.8	9.3	29.2	61.4	134	121,0	4,08	39,7	0,879	0,930
161 (C)	696	-0.6	-1.7	8.0	29.7	62.2	138	122,9	4,20	41,6	0,898	0,939
162 (C)	701	-0.7	-2.0	6.4	32.0	61.1	139	123,2	4,16	42,0	0,890	0,934
163 (C)	641	-1.0	-2.9	8.0	27.3	64.3	131	120,1	4,07	39,6	0,876	0,929
164 (C)	711	-1.6	-5.9	7.2	24.3	68.1	135	118,1	4,01	38,6	0,867	0,926
211 (L)	504	12.3	32.7	18.1	20.4	61.5	114	114,0	3,94	34,4	0,865	0,917
212 (L)	617	8.5	25.8	11.3	24.5	63.7	125	115,7	4,06	36,9	0,883	0,929
213 (L)	553	4.1	12.1	14.3	26.0	59.1	124	119,4	4,09	37,3	0,890	0,933
214 (L)	581	8.6	26.8	12.2	23.2	64.5	131	123,3	4,11	39,5	0,886	0,934
221 (LT)	613	12.5	38.0	17.5	17.6	64.6	131	121,2	4,10	38,9	0,886	0,935
222 (LT)	670	11.5	35.4	8.7	21.6	69.3	137	123,4	4,21	41,5	0,901	0,946
224 (LT)	651	13.5	35.9	9.5	24.0	66.1	137	123,2	4,14	40,5	0,889	0,935
244 (C)	547	-0.3	-1.0	9.3	25.4	65.1	125	120,5	4,03	36,9	0,876	0,930

S : total number of species in each subplot. , i.e. the expected
 number of species in a sample of n trees (S_n) selected at random from a collection containing
 N trees, S species, and x_i trees (Hurlbert 1971). – – , with x_i = number of trees
 belonging to species I , Fisher's α represents diversity in a logarithmic series estimating the
 number of species S within N observed individuals: $S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$ (Magurran 2004).
 $J' = H' / \ln(S)$ (Pielou 1966) and $z = \log(S) / \log(cA)$, i.e. z is the exponent of the Arrhenius model
 relating the number of species S to the size of the inventory area (A) (Arrhenius 1921). We
 used 100 10m x 10m subdivisions of each 1 ha-subplot to calculate z . We used $N=504$, the
 minimum number of trees inventoried in the subplots in 2009 to calculate r , H' , Fisher's α , J'
 and z (see text).

Table 2. Results of the simplicial regression.

For x1 ($x_1 = (2/3)^{1/2} \log[\%P / (\%NPLD \times \%SB)^{1/2}]$)

Coefficients	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
Intercept	-1.330078	0.068498	-19.418	< 2e-16 ***
Perturb	0.034224	0.008403	4.073	0.000387 ***
Residual standard error: 0.2497 (26 df)				
Multiple R-squared: 0.3895, Adjusted R-squared: 0.366				
F-statistic: 16.59 on 1 and 26 df, p-value: 0.0003867				

For x2 ($x_2 = (1/2)^{1/2} \log(\%NPLD / \%SB)$)

Coefficients	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
Intercept	-0.613424	0.035807	-17.131	1.11e-15 ***
Perturb	-0.002288	0.004393	-0.521	0.607
Residual standard error: 0.1306 (26 df)				
Multiple R-squared: 0.01032, Adjusted R-squared: -0.02774				
F-statistic: 0.2712 on 1 and 26 DF, p-value: 0.6069				

Table 3. Best models found to describe the relationship between the 5 diversity metrics and disturbance intensity (measured as the percent of trees belonging to the pioneer guild: %P), for all species and separately for the three regeneration guilds (SB: shade-bearers, NPLD: non-pioneer light demanders, P: Pioneers). Models without (respectively with) the random effect are denoted M (respectively M') (see text for details). M_{00} and M'_{00} correspond to the null expectation model, M_{11} is a monotone model, and M_{12} is a humpbacked model. Expectation models differing from the null model are shown in bold, and the corresponding adjusted R-squared values are given. Sign (+) / (-): for model M_{11} , sign of the slope; for model M_{12} , sign of the trend between the metric and %P (the unimodal maximum was never observed within the data range).

Diversity index	Best model according to the BIC criterion			
	All species	SB	NPLD	P
Species density (r)	M_{00}	M_{00}	M_{00}	M_{11} (-) $R^2 = 0.473$
Shannon entropy (H')	M_{12} (-) $R^2 = 0.147$	M'_{00}	M_{00}	M_{11} (-) $R^2 = 0.349$
Fisher's α	M_{12} (-) $R^2 = 0.258$	M_{11} (-) $R^2 = 0.172$	M_{00}	M_{12} (-) $R^2 = 0.252$
Pielou's index (J')	M_{00}	M_{00}	M_{00}	M_{12} (-) $R^2 = 0.352$
Arrhenius dissimilarity (z)	M_{00}	M'_{00}	M'_{00}	M_{00}

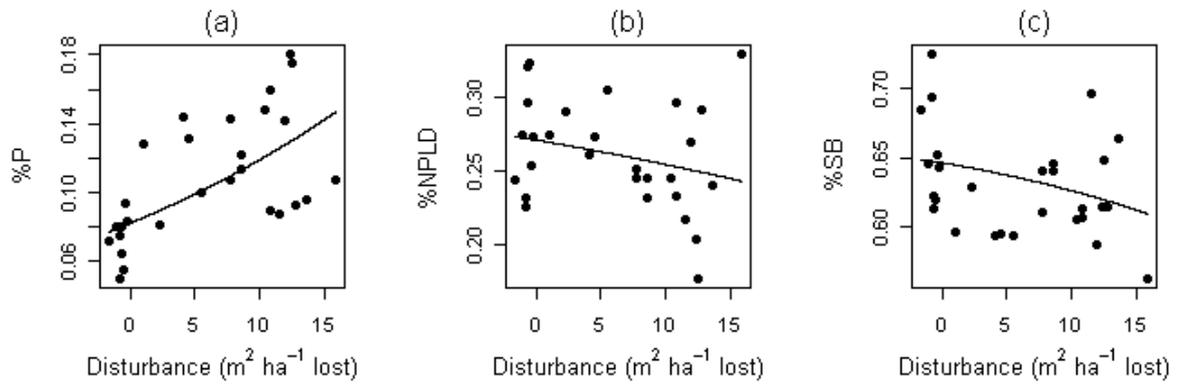
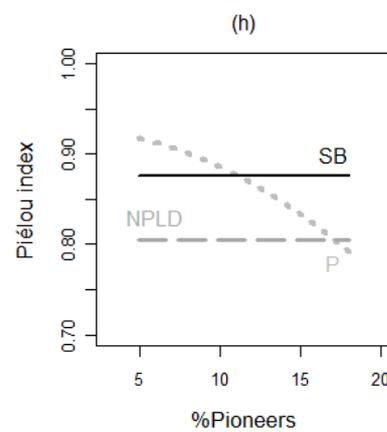
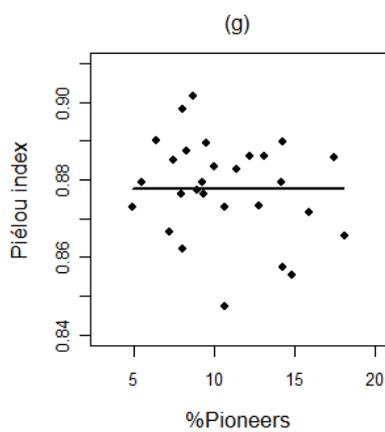
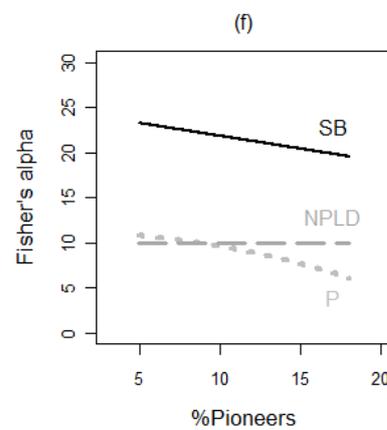
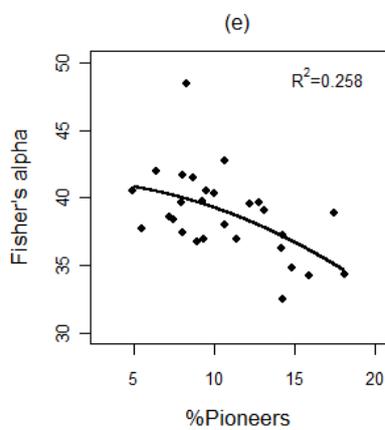
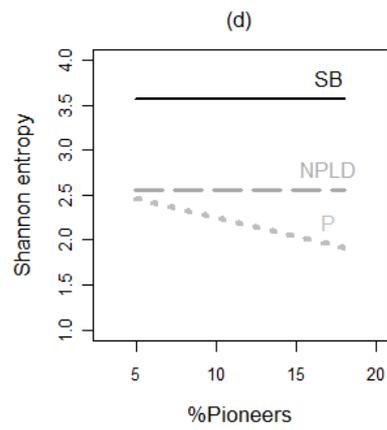
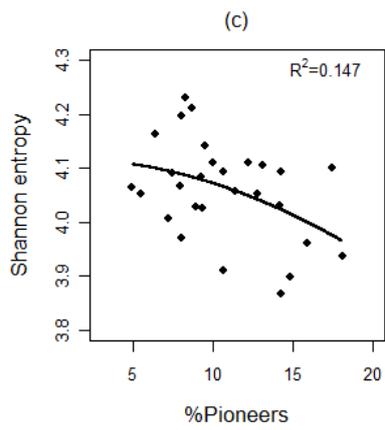
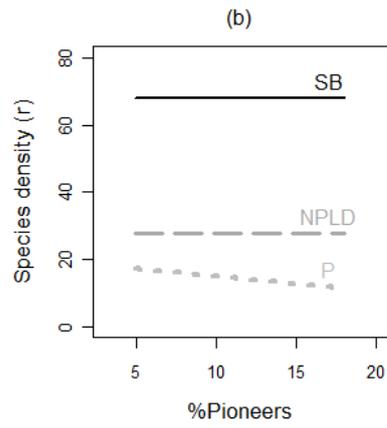
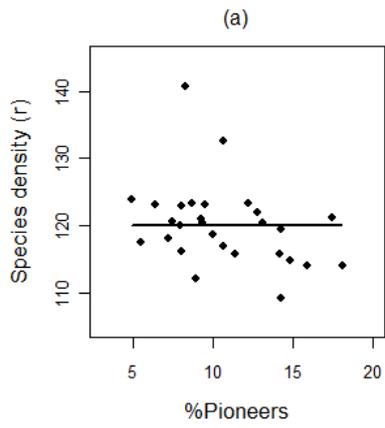


Figure 1. Effect of disturbance on the proportion of the three regeneration guilds (SB: shade-bearers; NPLD: non-pioneer light-demanders; P: pioneers) in the 1-ha subplots. (a) Relationships are shown for %P, %NPLD and %SB in (a), (b) and (c) respectively. The coordinates of %P, %NPLD and %SB were obtained by using the inverse of the ilr transformation, to take into account the constraint $\%P + \%NPLD + \%SB = 1$ (see text for details).



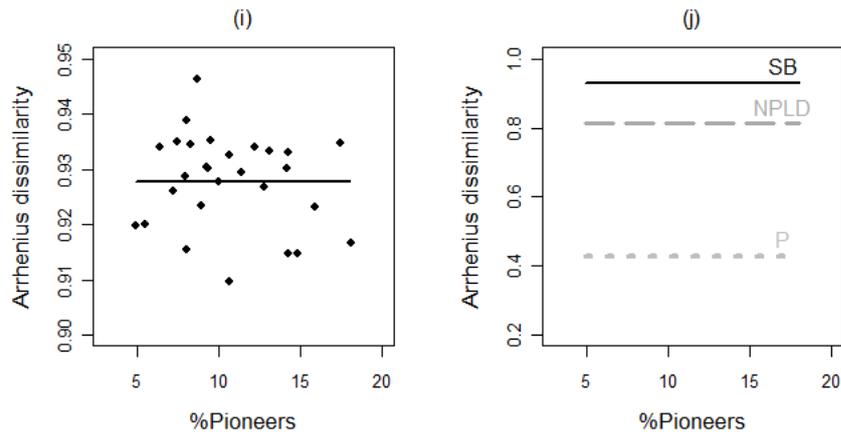


Figure 2. Anthropogenic disturbance effect on species diversity (see also Table 3 and SI, Tables S3 to S5). For all species: (a), (c), (e), (g), (i). Separately for each regeneration guild: (b), (d), (f), (h), (j). SB (black): shade-bearers, NPLD (dark grey): non pioneer light-demanders, P (light grey): pioneers. Lines illustrate the best model calibrated.

Supplementary Information

Table S1. List of the species identified on the 28 1-ha plots of M'Baïki. Taxonomy was revised and homogenised to comply with the African Flowering Plants Database (www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/africa/) and the Angiosperm Phylogeny Group for families (<http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>). Each species was assigned to one of the three regeneration guilds defined by Hawthorne (1995), with a priority to Hawthorne's assignment when available and completed or modified thanks to local expert knowledge (J.-L. Doucet, comm. pers.) or personal observations (D. Beina). SB: shade-bearer, NPLD: non-pioneer light demander, P: pioneer. Taxa determined at the genus level or undetermined were underlined in grey.

	Nom valide	Famille	Regeneration guild	Ref.
1	<i>Afrostryax lepidophyllus</i> Mildbr.	<i>Huaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
2	<i>Afzelia bipindensis</i> Harms	<i>Fabaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
3	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W.Wight	<i>Fabaceae</i>	P	J.L. Doucet
4	<i>Albizia ferruginea</i> (Guill. & Perr.) Benth.	<i>Fabaceae</i>	P	J.L. Doucet
5	<i>Albizia glaberrima</i> (Schumach. & Thonn.) Benth.	<i>Fabaceae</i>	P	J.L. Doucet
6	<i>Albizia gummifera</i> (J.F.Gmel.) C.A.Sm.	<i>Fabaceae</i>	P	J.L. Doucet
7	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F.Macbr.	<i>Fabaceae</i>	P	J.L. Doucet
8	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	<i>Apocynaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
9	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	<i>Fabaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
10	<i>Angylocalyx pynaertii</i> De Wild.	<i>Fabaceae</i>	SB	J.L. Doucet
11	<i>Anisophyllea myriosticta</i> Floret	<i>Anisophylleaceae</i>	SB	D. Beina
12	<i>Anonidium mannii</i> (Oliv.) Engl. & Diels	<i>Annonaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
13	<i>Anopyxis klaineana</i> (Pierre) Engl.	<i>Rhizophoraceae</i>	SB	D. Beina

14	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i> Scott-Elliot ex A.Chev.	<i>Moraceae</i>	P	J.L. Doucet
15	<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>welwitschii</i> (Engl.) Corner	<i>Moraceae</i>	P	D. Beina
16	<i>Antidesma laciniatum</i> Müll.Arg.	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
17	<i>Antidesma vogelianum</i> Müll.Arg.	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina
18	<i>Antrocaryon klaineianum</i> Pierre	<i>Anacardiaceae</i>	P	J.L. Doucet
19	<i>Antrocaryon micraster</i> A.Chev. & Guillaumin	<i>Anacardiaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
20	<i>Antrocaryon nannanii</i> De Wild.	<i>Anacardiaceae</i>	SB	D. Beina
21	<i>Aorranthe cladantha</i> (K.Schum.) Somers	<i>Rubiaceae</i>	P	J.L. Doucet
22	<i>Aphania senegalensis</i> (Juss. ex Poir.) Radlk.	<i>Sapindaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
23	<i>Aporrhiza paniculata</i> Radlk.	<i>Sapindaceae</i>	SB	D. Beina
24	<i>Aporrhiza urophylla</i> Gilg.	<i>Sapindaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
25	<i>Aubrevillea kerstingii</i> (Harms) Pellegr.	<i>Fabaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
26	<i>Autranella congolensis</i> (De Wild.) A.Chev.	<i>Sapotaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
27	<i>Balanites wilsoniana</i> Dawe & Sprague	<i>Zygophyllaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
28	<i>Barteria fistulosa</i> Mast.	<i>Passifloraceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
29	<i>Beilschmiedia acuta</i> Kosterm.	<i>Lauraceae</i>	SB	D. Beina
30	<i>Beilschmiedia congolana</i> Robyns & R.Wilczek	<i>Lauraceae</i>	SB	J.L. Doucet
31	<i>Beilschmiedia obscura</i> (Stapf) Engl. ex A.Chev.	<i>Lauraceae</i>	SB	J.L. Doucet
32	<i>Beilschmiedia tisserantii</i> A. Chev.	<i>Lauraceae</i>	SB	D. Beina
33	<i>Belonophora coriacea</i> Hoyle	<i>Rubiaceae</i>	SB	D. Beina

34	<i>Berlinia confusa</i> Hoyle	<i>Fabaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
35	<i>Blighia sapida</i> K.D.Koenig	<i>Sapindaceae</i>	SB	J.L. Doucet
36	<i>Blighia unijugata</i> Baker	<i>Sapindaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
37	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	<i>Sapindaceae</i>	SB	J.L. Doucet
38	<i>Bobgunnia fistuloides</i> (Harms) J.H.Kirkbr. & Wiersema	<i>Fabaceae</i>	SB	D. Beina
39	<i>Bombax buonopozense</i> P.Beauv.	<i>Malvaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
40	<i>Breviea sericea</i> Aubrév. & Pellegr.	<i>Sapotaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
41	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	<i>Euphorbiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
42	<i>Canarium schweinfurthii</i> Engl.	<i>Burseraceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
43	<i>Carapa procera</i> DC.	<i>Meliaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
44	<i>Casearia barteri</i> Mast.	<i>Salicaceae</i>	SB	D. Beina
45	<i>Cassipourea congoensis</i> DC.	<i>Rhizophoraceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
46	<i>Cassipourea ruwensorensis</i> (Engl.) Alston	<i>Rhizophoraceae</i>	SB	D. Beina
47	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	<i>Malvaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
48	<i>Celtis adolfi-friderici</i> Engl.	<i>Ulmaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
49	<i>Celtis gomphophylla</i> Baker	<i>Ulmaceae</i>	NPLD	D. Beina
50	<i>Celtis mildbraedii</i> Engl.	<i>Ulmaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
51	<i>Celtis philippensis</i> Blanco	<i>Ulmaceae</i>	P	J.L. Doucet
52	<i>Celtis tessmannii</i> Rendle	<i>Ulmaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
53	<i>Celtis toka</i> (Forssk.) Hepper & J.R.I.Wood	<i>Ulmaceae</i>	NPLD	D. Beina

54	<i>Celtis zenkeri</i> Engl.	<i>Ulmaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
55	<i>Chlamydocola chlamydantha</i> (K.Schum.) M.Bodard	<i>Malvaceae</i>	SB	J.L. Doucet
56	<i>Chrysophyllum africanum</i> A.DC.	<i>Sapotaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
57	<i>Chrysophyllum beguei</i> Aubrév. & Pellegr.	<i>Sapotaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
58	<i>Chrysophyllum boukokoense</i> (Aubrév. & Pellegr.) L.Gaut.	<i>Sapotaceae</i>	SB	J.L. Doucet
59	<i>Chrysophyllum lacourtianum</i> De Wild.	<i>Sapotaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
60	<i>Chrysophyllum perpulchrum</i> Mildbr. ex Hutch. & Dalziel	<i>Sapotaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
61	<i>Chrysophyllum pruniforme</i> Pierre ex Engl.	<i>Sapotaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
62	<i>Chytranthus atroviolaceus</i> Baker f. ex Hutch. & Dalziel	<i>Sapindaceae</i>	SB	D. Beina
63	<i>Chytranthus macrobotrys</i> (Gilg) Exell & Mendonça	<i>Sapindaceae</i>	SB	J.L. Doucet
64	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl. & Diels	<i>Annonaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
65	<i>Coelocaryon botryoides</i> Vermoesen	<i>Myristicaceae</i>	SB	D. Beina
66	<i>Coelocaryon preussii</i> Warb.	<i>Myristicaceae</i>	SB	J.L. Doucet
67	<i>Cola altissima</i> Engl.	<i>Malvaceae</i>	SB	J.L. Doucet
68	<i>Cola ballayi</i> Cornu ex Heckel	<i>Malvaceae</i>	SB	J.L. Doucet
69	<i>Cola lateritia</i> K.Schum.	<i>Malvaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
70	<i>Copaifera mildbraedii</i> Harms	<i>Fabaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
71	<i>Cordia platythyrsa</i> Baker	<i>Boraginaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
72	<i>Corynanthe pachyceras</i> K.Schum.	<i>Rubiaceae</i>	SB	J.L. Doucet
73	<i>Croton mayumbensis</i> J.Léonard	<i>Euphorbiaceae</i>	P	J.L. Doucet

74	<i>Croton sylvaticus</i> Hochst.	<i>Euphorbiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
75	<i>Cuviera longiflora</i> Hiern	<i>Rubiaceae</i>	P	D. Beina
76	<i>Dacryodes buettneri</i> (Engl.) H.J.Lam	<i>Burseraceae</i>	NPLD	D. Beina
77	<i>Dacryodes edulis</i> (G.Don) H.J.Lam	<i>Burseraceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
78	<i>Dacryodes macrophylla</i> (Oliv.) H.J.Lam	<i>Burseraceae</i>	SB	J.L. Doucet
79	<i>Dacryodes Vahl</i>	<i>Burseraceae</i>	NPLD	
80	<i>Dasylepis seretii</i> De Wild.	<i>Salicaceae</i>	SB	D. Beina
81	<i>Deinbollia grandifolia</i> Hook.f.	<i>Sapindaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
82	<i>Desplatsia dewevrei</i> (De Wild. & T.Durand) Burret	<i>Malvaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
83	<i>Desplatsia mildbraedii</i> Burret	<i>Malvaceae</i>	SB	J.L. Doucet
84	<i>Desplatsia subericarpa</i> Bocq.	<i>Malvaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
85	<i>Detarium macrocarpum</i> Harms	<i>Fabaceae</i>	P	J.L. Doucet
86	<i>Dialium guineense</i> Willd.	<i>Fabaceae</i>	SB	J.L. Doucet
87	<i>Dialium pachyphyllum</i> Harms	<i>Fabaceae</i>	SB	J.L. Doucet
88	<i>Dialium soyauxii</i> Harms	<i>Fabaceae</i>	SB	J.L. Doucet
89	<i>Dichostemma glaucescens</i> Pierre	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina
90	<i>Dictyandra arborescens</i> Welw. ex Hook.f.	<i>Rubiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
91	<i>Diospyros canaliculata</i> De Wild.	<i>Ebenaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
92	<i>Diospyros crassiflora</i> Hiern	<i>Ebenaceae</i>	SB	J.L. Doucet
93	<i>Diospyros iturensis</i> (Gürke) Letouzey & F.White	<i>Ebenaceae</i>	SB	J.L. Doucet

94	<i>Diospyros L.</i>	<i>Ebenaceae</i>	SB	
95	<i>Diospyros mannii Hiern</i>	<i>Ebenaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
96	<i>Diospyros suaveolens Gürke</i>	<i>Ebenaceae</i>	SB	D. Beina
97	<i>Diospyros zenkeri (Gürke) F.White</i>	<i>Ebenaceae</i>	SB	J.L. Doucet
98	<i>Discoclaoxylon hexandrum (Müll. Arg.) Pax & Hoffm.</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
99	<i>Discoglyprena caloneura (Pax) Prain</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
100	<i>Dracaena mannii Baker</i>	<i>Liliaceae</i>	NPLD	D. Beina
101	<i>Drypetes capillipes (Pax) Pax & K.Hoffm.</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina
102	<i>Drypetes chevalieri Beille ex Hutch. & Dalziel</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
103	<i>Drypetes floribunda (Müll.Arg.) Hutch.</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
104	<i>Drypetes gilgiana (Pax) Pax & K.Hoffm.</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
105	<i>Drypetes gossweileri S.Moore</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	J.L. Doucet
106	<i>Drypetes iturensis Pax & K.Hoffm.</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina
107	<i>Drypetes klainei Pierre ex Pax</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina
108	<i>Drypetes leonensis Pax</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina
109	<i>Drypetes occidentalis (Müll.Arg.) Hutch.</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina
110	<i>Drypetes parvifolia (Müll.Arg.) Pax & K.Hoffm.</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
111	<i>Drypetes paxii Hutch.</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina
112	<i>Drypetes pellegrinii Leandri</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
113	<i>Drypetes principum (Müll.Arg.) Hutch.</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)

114	<i>Drypetes ugandensis</i> (Rendle) Hutch.	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina
115	<i>Drypetes Vahl</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	
116	<i>Duboscia macrocarpa</i> Bocq.	<i>Malvaceae</i>	SB	D. Beina
117	<i>Elaeophorbia grandifolia</i> (Haw.) Croizat	<i>Euphorbiaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
118	<i>Endodesmia calophylloides</i> Benth.	<i>Clusiaceae</i>	NPLD	D. Beina
119	<i>Entandrophragma angolense</i> (Welw.) C.DC.	<i>Meliaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
120	<i>Entandrophragma candollei</i> Harms	<i>Meliaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
121	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	<i>Meliaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
122	<i>Entandrophragma utile</i> (Dawe & Sprague) Sprague	<i>Meliaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
123	<i>Eribroma oblongum</i> (Mast.) Pierre ex A.Chev.	<i>Malvaceae</i>	SB	J.L. Doucet
124	<i>Erythrophleum ivorense</i> A.Chev.	<i>Fabaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
125	<i>Erythrophleum suaveolens</i> (Guill. & Perr.) Brenan	<i>Fabaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
126	<i>Fernandoa adolfi-friderici</i> (Gilg & Mildbr.) Heine	<i>Bignoniaceae</i>	P	J.L. Doucet
127	<i>Ficus exasperata</i> Vahl	<i>Moraceae</i>	P	Hawthorne (1995)
128	<i>Ficus mucuso</i> Welw. ex Ficalho	<i>Moraceae</i>	P	Hawthorne (1995)
129	<i>Ficus polita</i> Vahl	<i>Moraceae</i>	P	D. Beina
130	<i>Ficus vogeliana</i> (Miq.) Miq.	<i>Moraceae</i>	P	J.L. Doucet
131	<i>Funtumia elastica</i> (P.Preuss) Stapf	<i>Apocynaceae</i>	SB	J.L. Doucet
132	<i>Ganophyllum giganteum</i> (A.Chev.) Hauman	<i>Sapindaceae</i>	SB	J.L. Doucet
133	<i>Garcinia afzelii</i> Engl.	<i>Clusiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)

134	<i>Garcinia gnetoides</i> Hutch. & Dalziel	<i>Clusiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
135	<i>Garcinia punctata</i> Oliv.	<i>Clusiaceae</i>	SB	J.L. Doucet
136	<i>Garcinia smeathmannii</i> (Planch. & Triana) Oliv.	<i>Clusiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
137	<i>Glyphaea brevis</i> (Spreng.) Monach.	<i>Malvaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
138	<i>Grewia pubescens</i> P.Beauv.	<i>Malvaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
139	<i>Guarea cedrata</i> (A.Chev.) Pellegr.	<i>Meliaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
140	<i>Guarea thompsonii</i> Sprague & Hutch.	<i>Meliaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
141	<i>Hemandradenia mannii</i> Stapf	<i>Connaraceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
142	<i>Hexalobus crispiflorus</i> A.Rich.	<i>Annonaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
143	<i>Holoptelea grandis</i> (Hutch.) Mildbr.	<i>Ulmaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
144	<i>Homalium angustifolium</i> Sm.	<i>Salicaceae</i>	SB	D. Beina
145	<i>Homalium letestui</i> Pellegr.	<i>Salicaceae</i>	SB	J.L. Doucet
146	<i>Homalium longistylum</i> Mast.	<i>Salicaceae</i>	SB	J.L. Doucet
147	<i>Hymenocardia heudelotii</i> Müll.Arg.	<i>Euphorbiaceae</i>	P	J.L. Doucet
148	<i>Irvingia excelsa</i> Mildbr.	<i>Irvingiaceae</i>	SB	J.L. Doucet
149	<i>Irvingia gabonensis</i> (Aubry-LeComte ex O'Rorke) Baill.	<i>Irvingiaceae</i>	SB	J.L. Doucet
150	<i>Irvingia grandifolia</i> (Engl.) Engl.	<i>Irvingiaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
151	<i>Irvingia robur</i> Mildbr.	<i>Irvingiaceae</i>	SB	D. Beina
152	<i>Isolona hexaloba</i> (Pierre) Engl. & Diels	<i>Annonaceae</i>	SB	J.L. Doucet
153	<i>Khaya anthotheca</i> (Welw.) C.DC.	<i>Meliaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)

154	<i>Khaya grandifoliola</i> C.DC.	<i>Meliaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
155	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre ex Engl.	<i>Irvingiaceae</i>	P	J.L. Doucet
156	<i>Lannea welwitschii</i> (Hiern) Engl.	<i>Anacardiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
157	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	<i>Sapindaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
158	<i>Lepidobotrys staudtii</i> Engl.	<i>Lepidobotryaceae</i>	SB	D. Beina
159	<i>Leptactina involucrata</i> Hook.f.	<i>Rubiaceae</i>	NPLD	D. Beina
160	<i>Leptactina pynaertii</i> De Wild.	<i>Rubiaceae</i>	SB	D. Beina
161	<i>Leptonychia macrantha</i> K. Schum.	<i>Malvaceae</i>	SB	D. Beina
162	<i>Lophira alata</i> Banks ex C.F.Gaertn.	<i>Ochnaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
163	<i>Lovoa trichilioides</i> Harms	<i>Meliaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
164	<i>Lychnodiscus dananensis</i> Aubrév. & Pellegr.	<i>Sapindaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
165	<i>Lychnodiscus papillosus</i> Radlk.	<i>Sapindaceae</i>	SB	D. Beina
166	<i>Macaranga barteri</i> Müll.Arg.	<i>Euphorbiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
167	<i>Macaranga huraefolia</i> Beille	<i>Euphorbiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
168	<i>Macaranga monandra</i> Müll.Arg.	<i>Euphorbiaceae</i>	P	J.L. Doucet
169	<i>Macaranga paxii</i> Prain	<i>Euphorbiaceae</i>	P	J.L. Doucet
170	<i>Macaranga spinosa</i> Müll.Arg.	<i>Euphorbiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
171	<i>Maerua duchesnei</i> (De Wild.) F.White	<i>Capparaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
172	<i>Maesobotrya barteri</i> var. <i>sparsiflora</i> (Scott-Elliot) Keay	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
173	<i>Maesobotrya staudtii</i> (Pax.) Hutch.	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	D. Beina

174	<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	<i>Rhamnaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
175	<i>Magnistipula butayei</i> subsp. <i>sargosii</i> (Pellegr.) F.White	<i>Chrysobalanaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
176	<i>Mallotus oppositifolius</i> (Geiseler) Müll.Arg.	<i>Euphorbiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
177	<i>Mammea africana</i> Sabine	<i>Clusiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
178	<i>Manilkara aubrevillei</i> Sillans	<i>Sapotaceae</i>	SB	D. Beina
179	<i>Manilkara fouilloyana</i> Aubrév. & Pellegr.	<i>Sapotaceae</i>	SB	J.L. Doucet
180	<i>Manilkara mabokeensis</i> Aubrév.	<i>Sapotaceae</i>	SB	J.L. Doucet
181	<i>Manilkara obovata</i> (Sabine & G.Don) J.H.Hemsl.	<i>Sapotaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
182	<i>Manilkara pellegriniana</i> Tisser. & Sillans	<i>Sapotaceae</i>	SB	J.L. Doucet
183	<i>Maranthes glabra</i> (Oliv.) Prance	<i>Chrysobalanaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
184	<i>Maranthes kerstingii</i> (Engl.) Prance	<i>Chrysobalanaceae</i>	SB	J.L. Doucet
185	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) G.L.Webster	<i>Euphorbiaceae</i>	NPLD	D. Beina
186	<i>Markhamia lutea</i> (Benth.) K.Schum.	<i>Bignoniaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
187	<i>Massularia acuminata</i> (G.Don) Bullock ex Hoyle	<i>Rubiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
188	<i>Microdesmis puberula</i> Hook.f. ex Planch.	<i>Pandanaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
189	<i>Mildbraediendron excelsum</i> Harms	<i>Fabaceae</i>	SB	D. Beina
190	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) C.C.Berg	<i>Moraceae</i>	NPLD	D. Beina
191	<i>Monodora angolensis</i> Welw.	<i>Annonaceae</i>	SB	D. Beina
192	<i>Monodora myristica</i> (Gaertn.) Dunal	<i>Annonaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
193	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	<i>Annonaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)

194	<i>Morus mesozygia</i> Stapf	<i>Moraceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
195	<i>Musanga cecropioides</i> R.Br.	<i>Urticaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
196	<i>Myrianthus arboreus</i> P.Beauv.	<i>Rubiaceae</i>	P	D. Beina
197	<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild. & T.Durand) Merr.	<i>Rubiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
198	<i>Nesogordonia kabingaensis</i> (K.Schum.) Capuron ex R.Germ.	<i>Malvaceae</i>	SB	J.L. Doucet
199	<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A.Chev.) Capuron ex N.Hallé	<i>Malvaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
200	<i>Ochna afzelii</i> R.Br. ex Oliv.	<i>Ochnaceae</i>	NPLD	D. Beina
201	<i>Olax subscorpioidea</i> Oliv.	<i>Olacaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
202	<i>Oldfieldia africana</i> Benth. & Hook.f.	<i>Euphorbiaceae</i>	NPLD	D. Beina
203	<i>Omphalocarpum elatum</i> Miers	<i>Sapotaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
204	<i>Omphalocarpum procerum</i> P.Beauv.	<i>Sapotaceae</i>	SB	J.L. Doucet
205	<i>Oncoba welwitschii</i> Oliv.	<i>Salicaceae</i>	P	D. Beina
206	<i>Ongokea gore</i> (Hua) Pierre	<i>Olacaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
207	<i>Ophiobotrys zenkeri</i> Gilg	<i>Salicaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
208	<i>Oubanguia africana</i> Baill.	<i>Salicaceae</i>	SB	D. Beina
209	<i>Oxyanthus speciosus</i> DC. subsp. <i>speciosus</i>	<i>Rubiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
210	<i>Pachyelasma tessmannii</i> (Harms) Harms	<i>Fabaceae</i>	SB	J.L. Doucet
211	<i>Pancovia harmsiana</i> Gilg	<i>Sapindaceae</i>	SB	J.L. Doucet
212	<i>Pancovia laurentii</i> (De Wild.) Gilg ex De Wild.	<i>Sapindaceae</i>	SB	J.L. Doucet
213	<i>Panda oleosa</i> Pierre	<i>Pandaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)

214	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	<i>Chrysobalanaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
215	<i>Pausinystalia johimbe</i> (K.Schum.) Pierre ex Beille	<i>Rubiaceae</i>	SB	J.L. Doucet
216	<i>Pausinystalia macroceras</i> (K.Schum.) Pierre ex Beille	<i>Rubiaceae</i>	SB	J.L. Doucet
217	<i>Pentaclethra</i> Benth.	<i>Fabaceae</i>	NPLD	
218	<i>Pentaclethra eetveldeana</i> De Wild. & T.Durand	<i>Fabaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
219	<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	<i>Fabaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
220	<i>Pentadesma butyracea</i> Sabine	<i>Clusiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
221	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P.Beauv.) Liben	<i>Lecythidaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
222	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook.f.) Brenan	<i>Fabaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
223	<i>Placodiscus pseudostipularis</i> Radlk.	<i>Sapindaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
224	<i>Polyalthia suaveolens</i> Engl. & Diels	<i>Annonaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
225	<i>Polyscias fulva</i> (Hiern) Harms	<i>Araliaceae</i>	P	J.L. Doucet
226	<i>Pouteria altissima</i> (A.Chev.) Baehni	<i>Sapotaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
227	<i>Pouteria aningeri</i> Baehni	<i>Sapotaceae</i>	NPLD	D. Beina
228	<i>Prioria balsamifera</i> (Vermoesen) Breteler	<i>Fabaceae</i>	SB	D. Beina
229	<i>Prioria buchholzii</i> (Harms) Breteler	<i>Fabaceae</i>	NPLD	D. Beina
230	<i>Prioria joveri</i> (Normand ex Aubrév.) Breteler	<i>Fabaceae</i>	SB	D. Beina
231	<i>Pseudospondias microcarpa</i> (A.Rich.) Engl.	<i>Anacardiaceae</i>	NPLD	D. Beina
232	<i>Psydrax subcordata</i> (DC.) Bridson	<i>Rubiaceae</i>	P	J.L. Doucet
233	<i>Pteleopsis hylodendron</i> Mildbr.	<i>Combretaceae</i>	NPLD	D. Beina

234	<i>Pterocarpus osun</i> Craib	<i>Fabaceae</i>	SB	D. Beina
235	<i>Pterocarpus soyauxii</i> Taub.	<i>Fabaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
236	<i>Pterygota augouardii</i> Pellegr.	<i>Malvaceae</i>	NPLD	D. Beina
237	<i>Pterygota bequaertii</i> De Wild.	<i>Malvaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
238	<i>Pterygota macrocarpa</i> K.Schum.	<i>Malvaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
239	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb.	<i>Myristicaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
240	<i>Quassia undulata</i> (Guill. & Perr.) F.Dietr.	<i>Simaroubaceae</i>	NPLD	D. Beina
241	<i>Rauvolfia caffra</i> Sond.	<i>Apocynaceae</i>	P	J.L. Doucet
242	<i>Rhabdophyllum arnoldianum</i> (De Wild. & T.Durand) Tiegh.	<i>Ochnaceae</i>	SB	D. Beina
243	<i>Ricinodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Heckel	<i>Euphorbiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
244	<i>Rinorea malembaensis</i> Taton	<i>Violaceae</i>	SB	D. Beina
245	<i>Rinorea oblongifolia</i> (C.H.Wright) Marquand ex Chipp	<i>Violaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
246	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	<i>Rubiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
247	<i>Rothmannia urcelliformis</i> (Hiern) Robyns	<i>Rubiaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
248	<i>Santiria trimera</i> (Oliv.) Aubrév.	<i>Burseraceae</i>	SB	J.L. Doucet
249	<i>Sclerocroton cornutus</i> (Pax) Kruijt & Roebers	<i>Euphorbiaceae</i>	NPLD	D. Beina
250	<i>Scottellia klaineana</i> Pierre	<i>Salicaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
251	<i>Scottellia orientalis</i> Gilg	<i>Salicaceae</i>	SB	D. Beina
252	<i>Shirakiopsis elliptica</i> (Hochst.) Esser	<i>Euphorbiaceae</i>	NPLD	D. Beina
253	<i>Staudtia kamerunensis</i> var. <i>gabonensis</i> (Warb.) Fouilloy	<i>Myristicaceae</i>	SB	J.L. Doucet

254	<i>Stemonocoleus micranthus</i> Harms	<i>Fabaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
255	<i>Sterculia subviolacea</i> K.Schum.	<i>Malvaceae</i>	SB	D. Beina
256	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	<i>Malvaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
257	<i>Strombosia grandifolia</i> Hook.f.	<i>Olacaceae</i>	SB	J.L. Doucet
258	<i>Strombosia pustulata</i> Oliv.	<i>Olacaceae</i>	SB	J.L. Doucet
259	<i>Strombosiopsis tetrandra</i> Engl.	<i>Olacaceae</i>	SB	J.L. Doucet
260	<i>Synsepalum cerasiferum</i> (Welw.) T.D.Penn.	<i>Sapotaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
261	<i>Synsepalum stipulatum</i> (Radlk.) Engl.	<i>Sapotaceae</i>	SB	J.L. Doucet
262	<i>Synsepalum subcordatum</i> De Wild.	<i>Sapotaceae</i>	SB	J.L. Doucet
263	<i>Syzygium rowlandii</i> Sprague	<i>Myrtaceae</i>	SB	D. Beina
264	<i>Syzygium staudtii</i> (Engl.) Mildbr.	<i>Myrtaceae</i>	SB	D. Beina
265	<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	<i>Apocynaceae</i>	P	J.L. Doucet
266	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	<i>Combretaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
267	<i>Tessmannia lescrauwaetii</i> (De Wild.) Harms	<i>Fabaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
268	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schumach. & Thonn.) Taub.	<i>Fabaceae</i>	NPLD	D. Beina
269	<i>Tetrorchidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K.Hoffm.	<i>Euphorbiaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
270	<i>Thomandersia laurifolia</i> (T.Anderson ex Benth.) Baill.	<i>Acanthaceae</i>	SB	D. Beina
271	<i>Treculia africana</i> Desc.	<i>Moraceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
272	<i>Tricalysia</i> A.Rich. ex DC.	<i>Rubiaceae</i>	SB	
273	<i>Tricalysia elliotii</i> var. <i>centrafricana</i> Robbr.	<i>Rubiaceae</i>	SB	D. Beina

274	<i>Tricalysia macrophylla</i> K.Schum.	<i>Rubiaceae</i>	SB	D. Beina
275	<i>Tricalysia obstetrix</i> N.Hallé	<i>Rubiaceae</i>	SB	D. Beina
276	<i>Tricalysia okelensis</i> Hiern	<i>Rubiaceae</i>	NPLD	D. Beina
277	<i>Trichilia gilgiana</i> Harms	<i>Meliaceae</i>	SB	J.L. Doucet
278	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J.de Wilde	<i>Meliaceae</i>	SB	J.L. Doucet
279	<i>Trichilia prieuriana</i> A.Juss.	<i>Meliaceae</i>	SB	J.L. Doucet
280	<i>Trichilia rubescens</i> Oliv.	<i>Meliaceae</i>	SB	J.L. Doucet
281	<i>Trichilia tessmannii</i> Harms	<i>Meliaceae</i>	SB	J.L. Doucet
282	<i>Trichilia welwitschii</i> C.DC.	<i>Meliaceae</i>	SB	J.L. Doucet
283	<i>Trichoscypha acuminata</i> Engl.	<i>Anacardiaceae</i>	NPLD	J.L. Doucet
284	<i>Tridesmostemon omphalocarpoides</i> Engl.	<i>Sapotaceae</i>	SB	D. Beina
285	<i>Trilepisium madagascariense</i> DC.	<i>Moraceae</i>	SB	J.L. Doucet
286	<i>Triplochiton scleroxylon</i> K.Schum.	<i>Malvaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
287	<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. ex C.DC.) Pellegr.	<i>Meliaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
288	<i>Uapaca guineensis</i> Müll.Arg.	<i>Euphorbiaceae</i>	P	J.L. Doucet
289	<i>Uapaca heudelotii</i> Baill.	<i>Euphorbiaceae</i>	P	J.L. Doucet
290	<i>Undetermined</i>			
291	<i>Vepris louisii</i> G.C.C.Gilbert	<i>Rutaceae</i>	SB	J.L. Doucet
292	<i>Vitex doniana</i> Sweet	<i>Verbenaceae</i>	NPLD	Hawthorne (1995)
293	<i>Vitex grandifolia</i> Gürke	<i>Verbenaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)

294	<i>Voacanga africana</i> Stapf	<i>Apocynaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
295	<i>Xylopia aethiopica</i> (Dunal) A.Rich.	<i>Annonaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
296	<i>Xylopia hypolampra</i> Mildbr.	<i>Annonaceae</i>	P	J.L. Doucet
297	<i>Xylopia staudtii</i> Engl. & Diels	<i>Annonaceae</i>	SB	Hawthorne (1995)
298	<i>Zanha golungensis</i> Hiern	<i>Sapindaceae</i>	SB	J.L. Doucet
299	<i>Zanthoxylum gilletii</i> (De Wild.) P.G.Waterman	<i>Rutaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
300	<i>Zanthoxylum</i> L.	<i>Rutaceae</i>	P	
301	<i>Zanthoxylum lemairei</i> (De Wild.) P.G.Waterman	<i>Rutaceae</i>	P	Hawthorne (1995)
302	<i>Zanthoxylum tessmannii</i> (Engl.) J.F.Ayafor	<i>Rutaceae</i>	P	J.L. Doucet

Table S2. Comparison of tree species diversity in semi-deciduous and evergreen forests from West and Central Africa. Data from Ghana, Cameroon (before 2007) and DRC were included in the regional study of Parmentier et al. (2007). To limit bias in the comparisons we recalculated, when possible, the diversity metrics on the 28 1-ha plots of M’Baïki (result in italic type) for 1000 repetitions of a number of randomly selected trees either equal to the number used in other studies, or to the mean tree density value given in these studies (“Number of trees sampled ha⁻¹ for comparison purposes” line). **NB.** Differences between metrics uncorrected or corrected by tree density on the 1-ha subplots of M’Baïki were small, except for Fisher’s α . We thus gave the two values. The uncorrected values are those which should be compared to the values given by Parmentier et al. (2007).

Site (country)	M’Baïki (RCA)	Ghanaian gradient	Korup (Cameroon)	Minwo catchment (Cameroon)	Dja reserve (Cameroon)	Ituri (1) (DRC)	Ituri (2) (DRC)	West + Central African region
Forest type	Semi-deciduous	Semi-deciduous	Evergreen	Evergreen	Evergreen	Semi-deciduous	Semi-deciduous	Evergreen + deciduous
DBH (threshold)	10	5	10	10	10	10	10	10
Number of 1-ha plots	28	1,322	50	16	5	10	10	63
Mean number of trees ha ⁻¹	632.8	902	492	523	460	451	425	475
Number of trees sampled (ha ⁻¹) for comparison purposes	504	107	492	-	460	451	425	475
S (total)	302	309	307	400	207	164	137	
Diversity metrics (ha ⁻¹)	131 (114 - 154)		87 <i>M’Baïki:119</i>	129 (105 - 149)	97.8 (78 - 108)	67 <i>M’Baïki:114.8</i>	61 <i>M’Baïki: 111.9</i>	

(mean, range)						<i>M'Baïki</i> 115.7			
	r	120.2 (109.2 - 140.6)	~ 25 – 80 <i>M'Baïki: 54.7</i> (49.6 – 60.2)						
	H' (ln)	4.05 (3.86 - 4.23)			4.22 (3.97 - 4.42)				
	H' (log2)	5.85 (5.57 - 6.11)				5.70 (5.25 - 5.92) <i>M'Baïki: 5.84</i>			
	H' (log10)	1.76 (1.68 - 1.84)		1.48 <i>M'Baïki: 1.76</i>			1.41 <i>M'Baïki: 1.75</i>	1.37 <i>M'Baïki: 1.75</i>	
	Fisher's α	38.8 (32.5 – 48.4) Observed*: 50.4 (42.0 - 64.1)		30.8 <i>M'Baïki: 38.9</i>			21.9 <i>M'Baïki: 39.2</i>	19.5 <i>M'Baïki: 39.2</i>	40.4 (7.8 - 66.1) <i>M'Baïki: 39.1</i>
	Reference	This study	Bongers et al. (2009)	Chuyong et al. (2004)	van Gemerden et al. (2003b)	Djuikouo et al. (2010)	Makana et al. (2004)	Makana et al. (2004)	Parmentier et al. (2007)

* Values obtained on the 28 1-ha plots when not corrected for tree density, to be compared to the uncorrected values of Parmentier et al. (2007)

Table S3. Structural and diversity characteristics of the pioneer guild on the 28 1-ha subplots. Subplot: identity of the 1-ha subplot, treatment: C = control, L = logged, LT = logged + thinned. N_P : number of pioneer trees ≥ 10 cm DBH, %P: $100 \times (\text{number of pioneer trees} / \text{total number of trees} \geq 10 \text{ cm DBH in 2009})$, S: species richness, r: species density (rarefaction index calculated for $N_P = 29$ trees), H' : Shannon entropy, Fisher's α : Fisher's diversity index, J' : Pielou's index, z: Arrhenius dissimilarity index, all metrics calculated for the species of the pioneer guild only. The metrics H' , Fisher's α , J' and z were the mean values obtained for 1000 repetitions of 29 randomly selected pioneer trees in each subplot (see text). Calculation details for the richness and diversity metrics are given in the footnote.

Subplot (Treatment)	N_P (ha ⁻¹)	%P	S	r ($N_P = 29$)	H'	Fisher's α	J'	z
111 (L)	64	10.7	25	14.8	2.24	9.3	0.878	0.424
112 (L)	52	8.0	24	17.4	2.42	12.2	0.903	0.431
113 (L)	88	15.9	21	12.1	2.03	6.7	0.848	0.437
114 (L)	83	12.7	27	15.8	2.42	11.6	0.914	0.428
131 (C)	52	8.3	28	18.6	2.51	14.0	0.920	0.443
132 (C)	34	5.5	17	15.7	2.33	8.6	0.923	0.420
133 (C)	43	7.5	25	19.2	2.55	14.0	0.933	0.462
134 (C)	29	5.0	15	15.0	2.32	7.8	0.934	0.451
141 (L)	82	14.2	21	13.5	2.16	8.3	0.864	0.422
142 (L)	83	13.1	23	14.0	2.21	8.9	0.872	0.418
143 (L)	80	14.2	16	9.9	1.61	4.6	0.738	0.400
144 (L)	90	14.9	24	12.6	1.99	7.2	0.821	0.430
151 (LT)	72	10.0	25	15.0	2.28	9.8	0.884	0.434
152 (LT)	64	8.9	22	14.5	2.25	9.0	0.887	0.410
153 (LT)	77	10.7	24	13.7	2.11	8.2	0.848	0.423
154 (LT)	61	9.3	21	14.3	2.16	8.5	0.860	0.406
161 (C)	56	8.0	22	14.9	2.33	9.2	0.913	0.414
162 (C)	45	6.4	24	17.6	2.40	11.4	0.908	0.397
163 (C)	51	8.0	23	16.4	2.39	10.7	0.911	0.424
164 (C)	51	7.2	25	18.0	2.54	13.2	0.937	0.455
211 (L)	91	18.1	18	10.4	1.61	5.0	0.717	0.419
212 (L)	70	11.3	22	13.0	1.98	7.3	0.815	0.417
213 (L)	79	14.3	26	15.6	2.43	11.2	0.921	0.427
214 (L)	71	12.2	21	12.2	1.90	6.4	0.805	0.422
221 (LT)	107	17.5	27	13.3	2.24	8.4	0.895	0.433
222 (LT)	58	8.7	20	13.3	2.02	7.2	0.832	0.418
224 (LT)	62	9.5	22	15.1	2.32	9.8	0.900	0.434
244 (C)	51	9.3	21	15.5	2.34	9.7	0.907	0.427

S: total number of pioneer species in each subplot. S_n : expected number of species in a sample of n trees (S_n) selected at random from a collection containing N trees, S species, and x_i trees (Hurlbert 1971). Fisher's α represents diversity in a logarithmic series estimating the number of species S within N observed individuals: $S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$ (Magurran 2004). $J' = H' / \ln(S)$ (Pielou 1966) and $z = \log(S) / \log(cA)$, i.e. z is the exponent of the Arrhenius model relating the number of

species S to the size of the inventory area (A) (Arrhenius 1921). We used 100 10m x 10m subdivisions of each 1 ha-subplot to calculate z . We used $N_p=29$, the minimum number of pioneer trees inventoried in the subplots in 2009 to calculate r , H' , Fisher's α , J' and z (see text).

Table S4. Structural and diversity characteristics of the NPLD guild on the 28 1-ha subplots. Subplot: identity of the 1-ha subplot, treatment: C = control, L = logged, LT = logged + thinned. N_{NPLD} : number of NPLD trees ≥ 10 cm DBH, %NPLD: $100 \times (\text{number of NPLD trees} / \text{total number of trees} \geq 10 \text{ cm DBH in 2009})$, S: species richness, r: species density (rarefaction index calculated for $N_{\text{NPLD}}=103$ trees), H' : Shannon entropy, Fisher's α : Fisher's diversity index, J' : Pielou's index, z: Arrhenius dissimilarity index, all metrics calculated for the species of the NPLD guild only. The metrics H' , Fisher's α , J' and z were the mean values obtained for 1000 repetitions of **103** randomly selected NPLD trees in each subplot (see text). Calculation details for the richness and diversity metrics are given in the footnote of Table A1.

Subplot (Treatment)	N_{NPLD} (ha^{-1})	%NPLD	S	r ($N_{\text{NPLD}}=103$)	H'	Fisher's α	J'	z
111 (L)	151	25.2	45	37.1	2.99	15.0	0.873	0.826
112 (L)	187	28.9	35	26.2	2.39	9.2	0.763	0.816
113 (L)	129	23.2	32	28.6	2.43	9.4	0.773	0.804
114 (L)	179	27.5	33	26.6	2.53	9.5	0.804	0.800
131 (C)	171	27.3	41	32.1	2.66	12.4	0.803	0.806
132 (C)	199	32.4	30	22.7	2.31	7.7	0.767	0.794
133 (C)	133	23.1	30	27.0	2.53	9.1	0.811	0.814
134 (C)	132	22.6	33	29.7	2.66	10.7	0.823	0.823
141 (L)	156	26.9	31	26.7	2.61	9.6	0.827	0.823
142 (L)	173	27.3	34	27.1	2.48	9.6	0.786	0.795
143 (L)	138	24.6	31	26.8	2.32	8.8	0.749	0.782
144 (L)	149	24.6	34	28.0	2.22	9.4	0.706	0.777
151 (LT)	220	30.6	35	29.1	2.69	11.7	0.821	0.822
152 (LT)	213	29.7	36	27.2	2.68	10.3	0.838	0.840
153 (LT)	238	33.0	38	24.8	2.22	8.7	0.719	0.771
154 (LT)	192	29.2	36	27.6	2.61	10.3	0.817	0.809
161 (C)	207	29.7	38	29.0	2.82	11.4	0.865	0.848
162 (C)	224	32.0	40	31.1	2.84	12.9	0.851	0.828
163 (C)	175	27.3	37	31.1	2.87	12.6	0.863	0.831
164 (C)	173	24.3	35	28.6	2.69	10.6	0.835	0.843
211 (L)	103	20.4	27	27.0	2.30	8.3	0.752	0.811
212 (L)	151	24.5	26	22.0	2.24	6.8	0.765	0.791
213 (L)	144	26.0	29	25.1	2.46	8.4	0.802	0.808
214 (L)	135	23.2	34	29.6	2.66	10.3	0.830	0.798
221 (LT)	108	17.6	27	26.6	2.68	9.1	0.856	0.828
222 (LT)	145	21.6	27	24.2	2.58	8.2	0.845	0.832
224 (LT)	156	24.0	37	30.0	2.59	10.8	0.802	0.828
244 (C)	139	25.4	32	27.4	2.48	9.2	0.793	0.808

Table S5. Structural and diversity characteristics of the SB guild on the 28 1-ha subplots. Subplot: identity of the 1-ha subplot, treatment: C = control, L = logged, LT = logged + thinned. N_{SB} : number of SB trees ≥ 10 cm DBH, %SB: $100 \times (\text{number of SB trees} / \text{total number of trees} \geq 10 \text{ cm DBH in 2009})$, S: species richness, r: species density (rarefaction index calculated for $N_{SB} = 310$), H' : Shannon entropy, Fisher's α : Fisher's diversity index, J' : Pielou's index, z: Arrhenius dissimilarity index, all metrics calculated for the species of the SB guild only. The metrics H' , Fisher's α , J' and z were the mean values obtained for 1000 repetitions of **310** randomly selected SB trees in each subplot (see text). Calculation details for the richness and diversity metrics are given in the footnote of Table A1.

Subplot (Treatment)	N_{SB} (ha^{-1})	%SB	S	r ($N_{SB} = 310$)	H'	Fisher's α	J'	z
111 (L)	384	64,0	73	67,1	3,43	20,4	0,849	0,919
112 (L)	405	62,7	67	62,6	3,49	19,9	0,869	0,919
113 (L)	336	60,5	65	62,9	3,45	18,4	0,869	0,925
114 (L)	388	59,6	74	67,8	3,48	21,0	0,859	0,921
131 (C)	402	64,1	84	77,2	3,76	26,6	0,893	0,941
132 (C)	381	62,0	79	73,7	3,76	24,5	0,905	0,948
133 (C)	398	69,2	71	65,9	3,61	21,2	0,888	0,938
134 (C)	423	72,3	82	73,8	3,61	24,8	0,866	0,925
141 (L)	339	58,5	69	66,6	3,46	19,7	0,863	0,925
142 (L)	377	59,5	74	68,7	3,64	21,6	0,893	0,940
143 (L)	343	61,0	66	63,8	3,46	19,1	0,867	0,924
144 (L)	367	60,6	67	62,6	3,45	18,5	0,868	0,919
151 (LT)	428	59,4	73	65,7	3,58	21,3	0,880	0,929
152 (LT)	440	61,4	68	62,1	3,47	19,8	0,864	0,916
153 (LT)	406	56,3	73	67,1	3,53	21,6	0,867	0,919
154 (LT)	404	61,4	76	69,4	3,59	22,3	0,876	0,933
161 (C)	433	62,2	78	70,8	3,68	23,9	0,888	0,937
162 (C)	428	61,1	74	66,7	3,62	21,9	0,886	0,932
163 (C)	412	64,3	70	63,8	3,44	20,0	0,854	0,921
164 (C)	484	68,1	74	63,3	3,43	20,1	0,851	0,923
211 (L)	310	61,5	69	69,0	3,59	21,2	0,884	0,938
212 (L)	393	63,7	76	70,5	3,70	23,5	0,895	0,939
213 (L)	327	59,1	68	66,6	3,56	19,9	0,884	0,933
214 (L)	375	64,5	76	71,1	3,64	23,2	0,884	0,937
221 (LT)	396	64,6	76	69,3	3,54	21,8	0,866	0,929
222 (LT)	464	69,3	89	77,3	3,81	27,2	0,902	0,949
224 (LT)	430	66,1	77	68,1	3,65	22,0	0,892	0,938
244 (C)	356	65,1	71	67,1	3,53	20,4	0,874	0,928

Cette seconde approche a confirmé le recouvrement de la diversité des grands arbres ($\text{dbh} \geq 10 \text{ cm}$) 22 ans après l'application des perturbations aux deux types de traitements sylvicoles. Nos résultats n'ont pas permis de confirmer l'hypothèse de la perturbation intermédiaire dans le cas de la forêt de Mbaïki. On peut donc conclure sur la bonne résilience de la composition spécifique de la canopée aux perturbations d'intensité modérée.

Pour autant, il nous est impossible à ce stade de conclure sur la résilience de la forêt dans son ensemble. Pour explorer cette résilience de la forêt dans son ensemble, nous avons donc entrepris une analyse de l'ensemble des compartiments de la forêt (hormis les épiphytes qui ne peuvent pas être étudiés facilement), toujours de manière synchronique, 22 ans après les perturbations anthropiques.

Chapitre-4.3 -Analyse de la composition floristique par strate

4.3.1 Introduction

Les perturbations sont largement reconnues comme étant un facteur déterminant dans les variations de richesse spécifique des communautés (Connell, 1978; Huston, 1979) et sont supposées contribuer à l'extraordinaire diversité des espèces ligneuses en forêt tropicale (Schnitzer & Carson, 2001; Sheil & Burslem, 2003). La très influente hypothèse de la perturbation intermédiaire (*Intermediate Disturbance Hypothesis*, IDH ; Connell, 1978) prédit une diversité maximale pour des perturbations d'intensité ou de fréquence intermédiaire, de même qu'à des intervalles de temps moyens après un épisode de perturbation, lorsque cohabitent espèces compétitrices et espèces pionnières (Mackey & Currie, 2001). Cependant l'IDH reste controversée : plusieurs synthèses et méta-analyses ont mis en évidence des résultats équivoques et la supposée relation unimodale en cloche décrivant la diversité spécifique en fonction de l'intensité/fréquence des perturbations n'est pas aussi répandue que l'on pense (Mackey & Currie, 2001; Sheil & Burslem, 2003). De nombreux travaux n'ont d'ailleurs pas retrouvé de relation significative entre perturbation et diversité ; d'autres ont décrit des relations monotones, positives ou négatives, voire même une relation unimodale en U (Mackey & Currie, 2001). Notre propre étude, conduite sur les ligneux de $\text{dbh} \geq 10$ cm du dispositif de Mbaïki, n'a pas permis de valider l'IDH (cf Chapitre 4.2). Selon Shea et al. (2004) seuls 18% des 250 études qu'ils ont analysées confirmaient l'IDH. De nombreux arguments ont été avancés pour tenter d'expliquer l'invalidité de l'IDH dans un certain nombre de situations : l'inadéquation du gradient de perturbation étudié, le caractère naturel vs. anthropique des perturbations, la surface d'échantillonnage trop faible (Wilson, 1994). De plus l'IDH serait moins pertinente sous les climats à faible évapotranspiration potentielle (Mackey & Currie, 2001) et dans les écosystèmes très productifs (Huston, 1994). Plusieurs de ces arguments peuvent potentiellement expliquer nos propres résultats, notamment la longueur du gradient de perturbations étudié qui est relativement courte dans cette étude ($0\text{-}15 \text{ m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ en terme de surface terrière) par rapport aux autres études et la surface échantillonnée (1 ha). Cependant, le seuil de recensement des ligneux ($\text{dbh} \geq 10$ cm) peut également expliquer une partie de ces résultats puisqu'il n'a pas permis d'apprécier l'impact des perturbations sur la diversité des espèces en phase de régénération, ni des espèces du sous-bois, bien que celles-ci contribuent à la diversité globale de l'écosystème de manière non négligeable (cf Chapitre 4.2). Ainsi la non-vérification de l'IDH et au-delà la conclusion que les perturbations anthropiques n'ont pas d'effet à long terme sur la diversité des arbres de la forêt de Mbaïki n'impliquent pas nécessairement que les perturbations liées à l'exploitation des grands arbres n'aient pas eu d'impact sur la diversité végétale globale de la communauté forestière de manière significative.

L'objectif de la présente étude est précisément de quantifier la réponse aux perturbations des différents compartiments structuraux de la forêt dense semi-décidue de Mbaïki. Etant donné que la sensibilité des végétaux est souvent inversement proportionnelle au volume de leur espace vital (Condit et al., 1989; de Foucault, 1986; Decocq, 2000), on peut prédire que l'impact des perturbations sur la diversité spécifique sera d'autant plus fort que les ensembles structuraux considérés (*sensu* Oldeman, 1990) seront occupés par des individus de faible stature. Autrement dit, l'hétérogénéité induite par l'exploitation forestière peut ne pas être perçue par les espèces de la canopée, mais l'être par les jeunes arbres, les arbustes et les espèces herbacées et lianescentes des étages inférieurs, comme démontré par plusieurs études

portant sur les écosystèmes forestiers tempérés (Cajender, 1926; Heimburger, 1934; Daubenmire & Daubenmire, 1968; Bratton 1975; Slack, 1977; Glennlewin, 1976; Decocq, 2000 & 2002). Dans cette étude nous testons l'hypothèse suivante : les ensembles structuraux de la forêt montrent une relation perturbation-diversité d'autant plus prononcée que les individus qui les constituent sont de petite taille. Plus spécifiquement, nous cherchons à répondre aux questions suivantes :

1. La richesse et la diversité spécifique des différents compartiments sont-elles affectées par les perturbations anthropiques 22 ans après la survenue de ces dernières ?
2. Les effets des perturbations sur la diversité végétale sont-ils biaisés par la densité des individus et/ou l'effort d'échantillonnage ?
3. Les effets des perturbations sur la diversité végétale peuvent-ils être expliqués par des différences d'hétérogénéité environnementale horizontale et/ou verticale ?



Figure 4.1 Sous bois clairsemé de la parcelle exploitée et éclaircie de Boukoko 2 (Carré 153)

4.3.2. Matériel et méthodes

4.3.2.1 Zone d'étude (cf Chapitre II)

4.3.2.2 Echantillonnage et relevés (cf Chapitre II)

4.3.3 Analyse des données

La richesse et la diversité de chaque compartiment ont d'abord été décrites à l'aide d'indices: la richesse spécifique (S), l'indice de diversité de Shannon (H'), l'indice d'équitabilité de Pielou (J') et l'indice de Fisher (αF). Nous avons également calculé la densité des tiges (tiges/ha), comme le nombre d'individus par unité de surface. Afin d'apprécier l'impact des perturbations sur les valeurs de ces indices, nous avons procédé à des analyses de régression (linéaire et non linéaire) des indices calculés pour chacun des 9 carrés contre l'intensité des perturbations (GI). Les variables ont subi une transformation logarithmique au préalable afin de satisfaire les conditions de normalité des données.

Afin d'apprécier la part des variations de richesse et de diversité liées aux variations de densité des individus et, donc, de mesurer la diversité indépendamment de la densité de tiges et de l'effort d'échantillonnage (une même surface pouvant héberger un nombre de tige variable), nous avons calculé:

- l'indice de raréfaction des espèces, à partir de la construction des courbes de raréfaction pour chacun des carrés et chacun des compartiments, qui représentent le nombre d'espèces en fonction du nombre de tiges échantillonné. Nous avons utilisé une échelle semi-logarithmique en raison de l'absence d'asymptote, conformément aux recommandations de Gotelli et Colwell (2001). Chaque courbe de raréfaction a été générée en échantillonnant de manière aléatoire et sans remise les individus (A, J, P) ou les surfaces élémentaires de 6,25 m² (LH) présents dans les placeaux de 1600 m². Un total de 999 itérations a été réalisé de manière à générer un intervalle de confiance à 95% autour de chaque courbe, permettant leur comparaison visuelle (deux courbes étant considérées différentes lorsque les intervalles de confiance ne se superposent pas). De plus, nous avons extrait les paramètres a et b de leur équation : $S = a \ln(x) + b$, où S est la richesse spécifique, x le nombre d'individus (d'unité de surface) échantillonné, a un premier paramètre représentant le taux d'accumulation des espèces et b un second paramètre représentant la richesse espérée pour $x = 1$. Des analyses de régression (linéaire ou non linéaire) ont ensuite permis d'examiner la relation entre ces paramètres a et b et l'intensité des perturbations.

- L'abondance relative des individus de chaque espèce, à partir de la construction des courbes de rang-abondance (McGill et al., 2007): les espèces sont classées en abscisse par abondance décroissante (rangs) et leur abondance respective (ou fréquence pour LH) est reportée en ordonnée. De manière à faciliter la comparaison visuelle des courbes, une échelle logarithmique a été utilisée pour l'axe des ordonnées. Dans un second temps, nous avons ajusté ces courbes aux modèles classiquement rencontrés dans la littérature (McGill et al., 2007): log series (« *Brokenstick* »), lognormal, Zipf, Zipf-Mandelbrot, géométrique (« *Niche préemption* »), logistique et linéaire. Pour chaque courbe le meilleur modèle a été sélectionné sur la base des valeurs de déviance, d'AIC (*Akaike Information Criterion*) et de BIC (*Bayesian Information Criterion*). Lorsque deux modèles étaient en concurrence (i.e. lorsque

l'AIC était inférieur à 10; McCarthy, 2007) nous avons retenu le plus parcimonieux (i.e. celui ayant le moins de paramètres).

Enfin, de manière à quantifier les effets d'échelles dans la réponse de la diversité végétale aux perturbations (Dumbell et al., 2008) et, donc, d'estimer les différences d'hétérogénéité environnementale entre les différents carrés et les différents compartiments, nous avons mesuré la diversité locale (diversité α), la diversité totale du carré (diversité γ) et la dissimilarité entre les niveaux locaux à l'intérieur du carré (diversité β ou *turnover* des espèces) grâce à une partition additive de la diversité à partir des courbes de raréfaction (Crist & Veech, 2006; Clarke et al., 2011). Selon cette technique, la diversité α correspond au nombre moyen d'espèces pour un nombre donné de tiges (ou de surfaces élémentaires pour LH: 2,5x2,5, 5x5, 10x10 et 20x20 m) la diversité γ correspond au dernier point de la courbe d'accumulation, correspondant à la richesse spécifique totale du carré. La diversité β correspond au différentiel entre les points α et γ (Fig. 4.2).

Dans la formulation initiale de la partition additive de la diversité, les 3 composantes α , β et γ ne sont pas indépendantes, ce qui peut biaiser les analyses statistiques portant sur ces paramètres; c'est pourquoi nous avons préféré utiliser la formulation proposée par Ricotta (2008) :

$$\beta = 1 - \alpha/\gamma$$

où α est la richesse spécifique moyenne de l'unité d'échantillonnage, γ la richesse cumulée mesurée dans le carré et β , le turnover moyen des espèces.

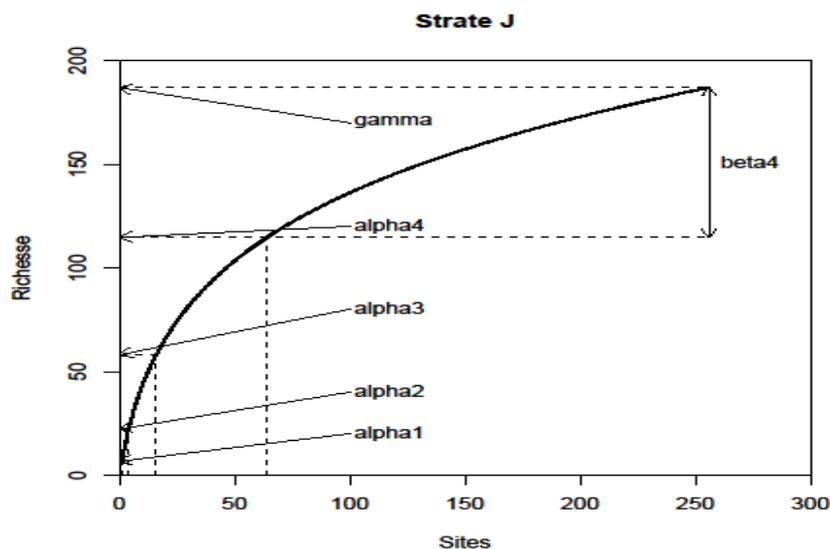


Figure 4.2 Relation entre la partition additive et la raréfaction (D'après Crist et Veech 2006)

Les valeurs de α , β et γ ont ensuite été analysées par régression contre l'intensité des perturbations. Toutes les analyses ont été réalisées par le logiciel R (R development Core Team 2009) particulièrement la librairie « vegan » (Oksanen et al., 2011).

4.3.4. Résultats

4.3.4.1 Indices de diversité

Alors que pour le compartiment A aucune des métriques de diversité testées ne présente de relation significative avec l'intensité des perturbations, plusieurs d'entre elles sont significativement impactées dans les autres compartiments (Fig. 4.3).

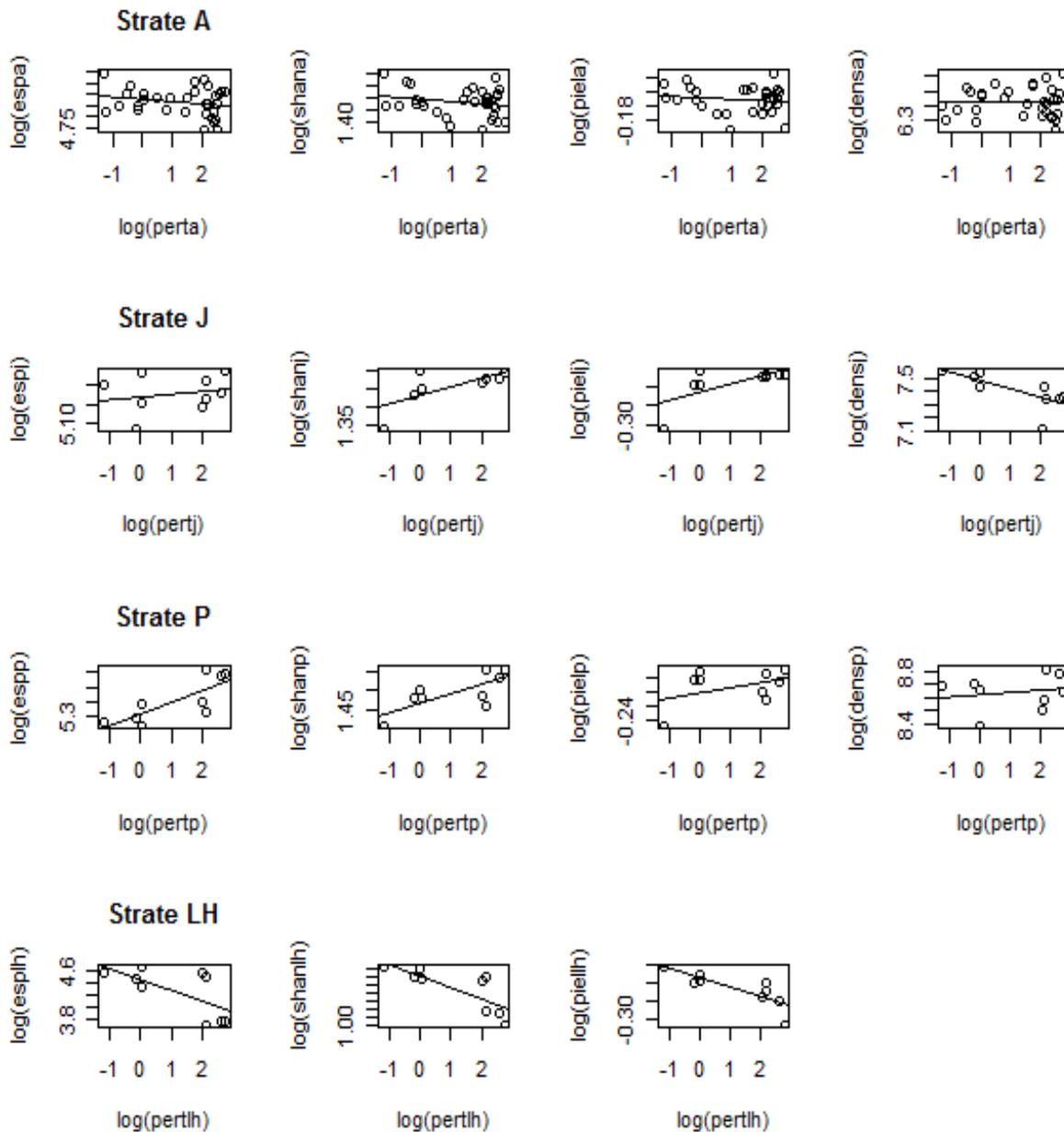


Figure 4.3 Résultats des régressions linéaires des différents indices de diversité (esp: richesse spécifique, shan: indice de Shannon, piel: indice de Pielou, dens: densité (ind/ha)) contre l'intensité des perturbations.

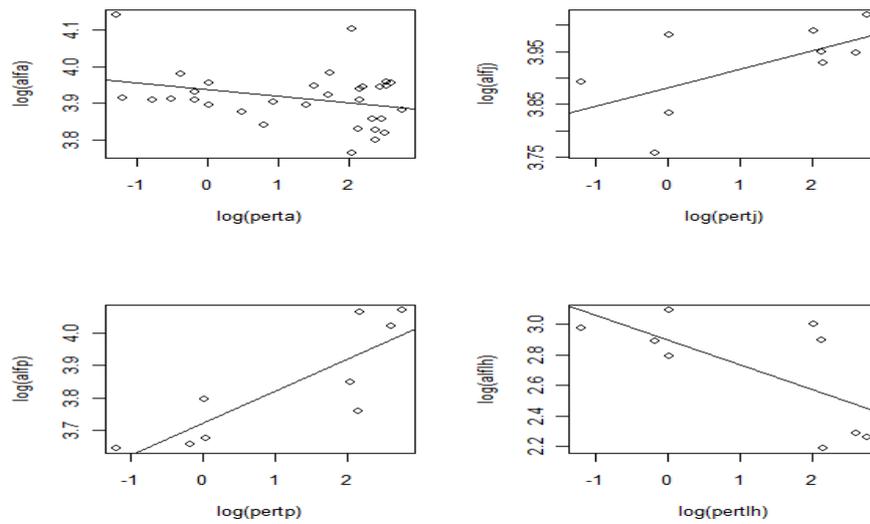


Figure 4.4 Résultats des régressions linéaires de l'indice α de Fischer (alf) contre l'intensité des perturbations.

Tableau 4.2 Résultats des régressions des indices de diversité contre l'intensité des perturbations (cf Fig 4.3; 4.4). En jaune les relations significatives.

Strate	Diversité	R-squared	F-statistic	p-value:
Strate A	RS	0,02	1,56	0,22
	H'	0,02	1,60	0,22
	J'	-0,02	0,54	0,47
	SD	-0,03	0,01	0,92
	α F	0,063	3,092	0,089
Strate J	RS	-0,09	0,33	0,59
	H'	0,44	7,29	0,03
	J'	0,41	6,45	0,04
	SD	0,43	6,92	0,03
	α F	0,306	4,529	0,071
Strate P	RS	0,57	11,53	0,01
	H'	0,45	7,58	0,03
	J'	0,07	1,58	0,25
	SD	-0,10	0,24	0,64
	α F	0,661	16,630	0,005
Strate LH	RS	0,37	5,64	0,05
	H'	0,55	10,75	0,01
	J'	0,62	13,94	0,01
	α F	0,365	5,590	0,050

Tableau 4.3 Résultats du test de normalité sur les résidus des régressions des indices de diversité et de la densité contre l'intensité des perturbations

Strate	Indices de diversité	<i>W</i>	<i>p</i> -value
A	S	0,98	0,66
	H'	0,99	0,94
	J'	0,97	0,54
	SD	0,98	0,87
	α F	0,94	0,07
J	S	0,96	0,82
	H'	0,89	0,20
	J'	0,93	0,44
	SD	0,81	0,03
	α F	0,98	0,94
P	S	0,93	0,44
	H'	0,89	0,18
	J'	0,93	0,47
	SD	0,94	0,56
	α F	0,94	0,56
LH	S	0,91	0,32
	H'	0,93	0,44
	J'	0,94	0,53
	α F	0,92	0,36

4.3.4.2 Raréfaction

Les courbes de raréfaction confirment les réponses constatées des différents compartiments aux perturbations (Fig. 4.3; 4.4).

Pour le compartiment A les courbes sont très similaires, même si deux des parcelles exploitées (Boukoko 2 – 143 et Lolé – 212) tendent à être moins densifiées et qu'un effet site tend à apparaître. La plus forte richesse est trouvée dans une parcelle exploitée-éclaircie (Boukoko 2 – 153). Au niveau du compartiment J, les courbes correspondant aux parcelles témoins se détachent assez nettement des autres par une inflexion plus précoce et une richesse plus faible à nombre d'individus constant. C'est pour le compartiment P que les trois traitements se traduisent par des courbes de raréfaction très différentes. Les parcelles témoins sont les plus pauvres en espèces, les parcelles exploitées-délianées sont les plus riches, les parcelles exploitées sont en position intermédiaire, mais plus proches des parcelles témoins. Enfin les courbes de raréfaction construites pour le compartiment LH permettent surtout de séparer les parcelles exploitées-dévitalisées qui sont beaucoup plus pauvres en espèces que les autres. La différence entre parcelles exploitées et parcelles témoins est surtout significative pour les deux sites de Boukoko, les premières étant beaucoup plus riches que les secondes.

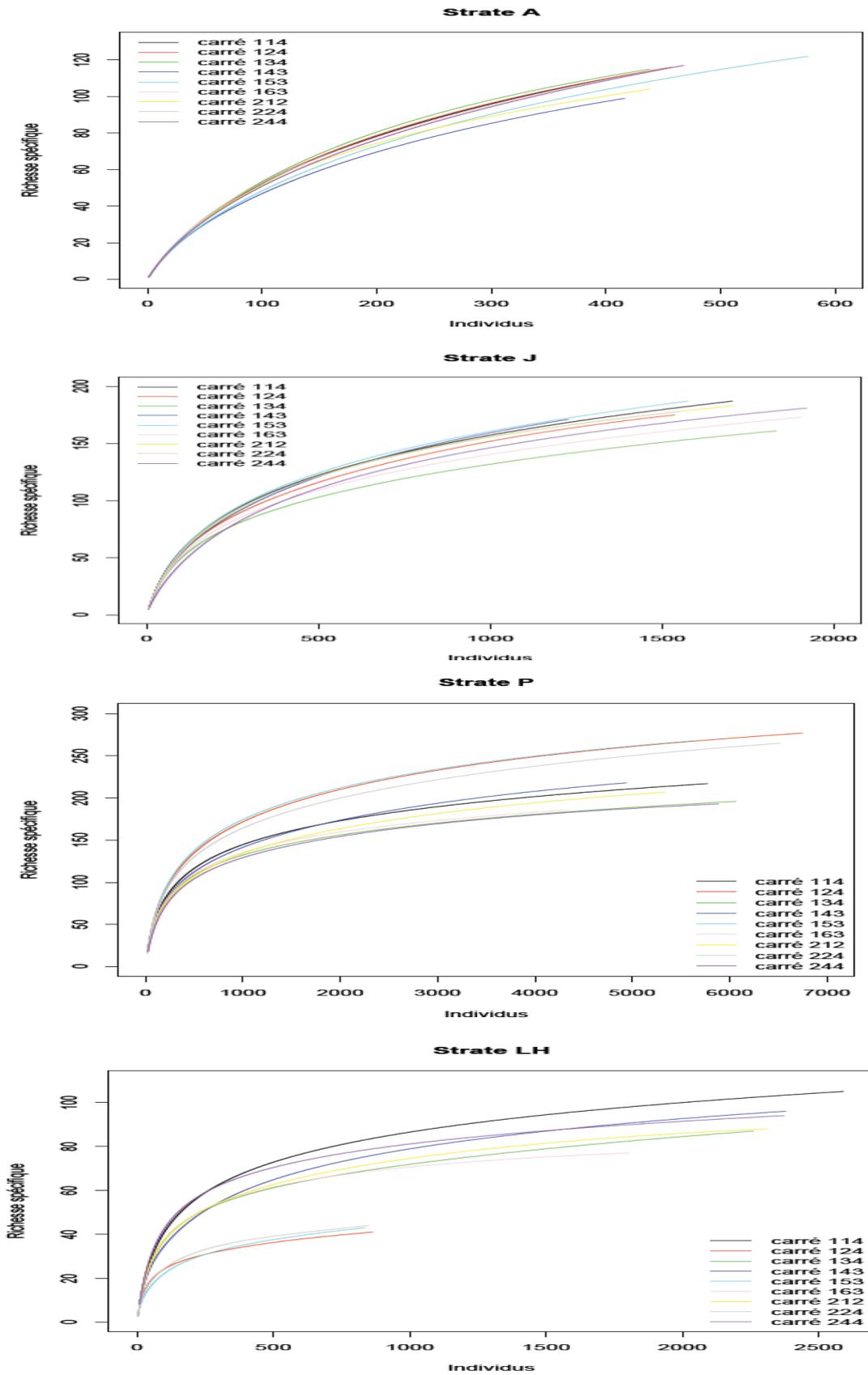


Figure 4.5 Courbes de raréfaction construites pour chaque compartiment et chaque carré. Les intervalles de confiance étant trop étroits sont confondus aux courbes.

Tableau 4.4 Partition additive à partir des courbes de raréfaction : calcul de la richesse en fonction d'un nombre d'individus, en prenant à chaque fois le nombre d'individus correspondant au carré (Tab. 4.5) qui a le plus faible nombre d'individus et en divisant en 5, 25 et 50%.

Strate	Diversité	114	124	134	143	153	163	212	224	244
A	rich1	16,97	16,99	16,83	16,17	16,00	16,83	16,89	17,30	16,72
	rich2	53,73	54,05	54,83	47,99	49,59	52,38	52,63	53,95	52,14
	rich3	79,89	80,42	82,22	71,07	74,60	78,33	75,79	79,37	78,01
	rich4	111,48	111,62	112,69	99,00	105,75	110,82	101,91	111,24	110,77
	beta1	99,03	99,01	98,17	82,83	106,00	100,17	87,11	98,70	100,28
	beta2	62,27	61,95	60,17	51,01	72,41	64,62	51,37	62,05	64,86
	beta3	36,11	35,58	32,78	27,93	47,40	38,67	28,21	36,63	38,99
	beta4	4,52	4,38	2,31	0,00	16,25	6,18	2,09	4,76	6,23
	gamma	116,00	116,00	115,00	99,00	122,00	117,00	104,00	116,00	117,00
J	rich1	40,45	39,17	37,99	39,51	40,44	37,16	38,96	39,71	31,38
	rich2	99,55	94,18	85,10	96,83	100,99	89,37	98,70	98,68	87,81
	rich3	132,05	125,88	111,14	131,74	134,68	117,84	131,54	130,99	121,23
	rich4	168,24	163,00	141,18	171,00	172,12	150,29	166,14	165,91	156,85
	beta1	146,55	135,83	123,01	131,49	146,56	135,84	144,04	138,29	149,62
	beta2	87,45	80,82	75,90	74,17	86,01	83,63	84,30	79,32	93,19
	beta3	54,95	49,12	49,86	39,26	52,32	55,16	51,46	47,01	59,77
	beta4	18,76	12,00	19,82	0,00	14,88	22,71	16,86	12,09	24,15
	gamma	187,00	175,00	161,00	171,00	187,00	173,00	183,00	178,00	181,00
P	rich1	85,03	92,90	78,50	79,63	96,02	80,05	75,36	93,74	72,37
	rich2	147,93	175,99	135,22	144,89	178,58	138,19	137,48	168,92	132,02
	rich3	176,22	214,53	159,15	177,92	216,77	162,45	167,19	204,18	157,24
	rich4	205,16	253,46	183,67	211,86	254,18	186,00	197,94	242,15	182,79
	beta1	131,97	184,10	117,50	138,37	171,98	105,95	131,64	171,26	120,63
	beta2	69,07	101,01	60,78	73,11	89,42	47,81	69,52	96,08	60,98
	beta3	40,78	62,47	36,85	40,08	51,23	23,55	39,81	60,82	35,76
	beta4	11,84	23,54	12,33	6,14	13,82	0,00	9,06	22,85	10,21
	gamma	217,00	277,00	196,00	218,00	268,00	186,00	207,00	265,00	193,00
LH	rich1	25,01	17,47	24,97	24,01	15,00	23,98	25,24	17,17	28,38
	rich2	55,66	29,59	48,77	47,37	29,16	48,87	48,49	31,44	56,28
	rich3	69,12	34,83	58,46	61,17	35,81	59,01	59,60	37,64	67,52
	rich4	83,05	40,72	69,00	75,29	43,00	68,48	71,52	43,83	78,36
	beta1	79,99	23,53	62,03	71,99	28,00	53,02	62,76	26,83	65,62
	beta2	49,34	11,41	38,23	48,63	13,84	28,13	39,51	12,56	37,72
	beta3	35,88	6,17	28,54	34,83	7,19	17,99	28,40	6,36	26,48
	beta4	21,95	0,28	18,00	20,71	0,00	8,52	16,48	0,17	15,64
	gamma	105,00	41,00	87,00	96,00	43,00	77,00	88,00	44,00	94,00

La régression des paramètres a et b de ces courbes de raréfaction contre l'intensité des perturbations (Tab. 4.6, Fig. 4.5) met surtout en évidence l'augmentation significative du

taux d'accumulation des espèces avec l'intensité croissante des perturbations pour le compartiment P; au contraire, ce taux diminue pour le compartiment LH.

Tableau 4.5 Calcul du nombre d'individus en fonction de la richesse en prenant à chaque fois le carré qui a la richesse la plus faible et en divisant par 5, 25 et 50%.

Strate	NB	114	124	134	143	153	163	212	224	244
A	ind1	5	5	5	5	6	5	5	5	5
	ind2	34	34	35	38	37	35	35	33	35
	ind3	93	92	90	111	105	97	95	91	97
	ind4	320	317	306	416	361	328	387	324	330
J	ind1	7	6	7	10	6	7	7	6	8
	ind2	60	60	72	62	61	67	60	61	83
	ind3	193	216	265	206	191	238	200	194	255
	ind4	1071	1183	1832	1030	1008	1518	1107	1111	1321
P	ind1	23	26	24	19	22	17	21	25	23
	ind2	68	53	71	77	66	68	83	76	92
	ind3	270	211	331	308	198	322	333	229	368
	ind4	2748	1291	4616	2563	1232	4337	3314	1528	4755
LH	ind1	10	3	9	9	3	7	9	3	9
	ind2	10	14	9	9	20	14	9	17	9
	ind3	30	57	35	37	78	28	27	60	28
	ind4	101	864	124	149	696	127	126	623	93

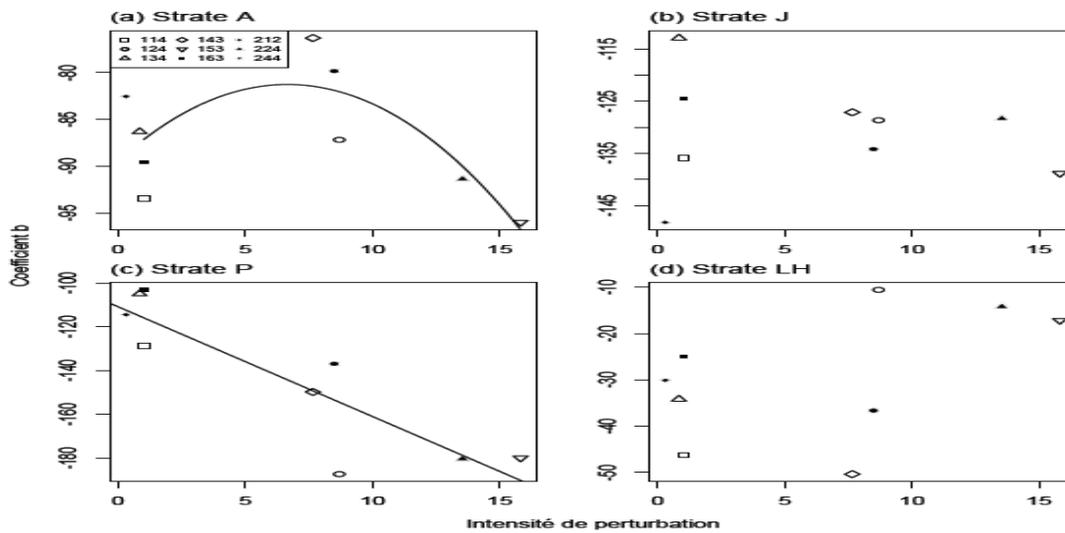
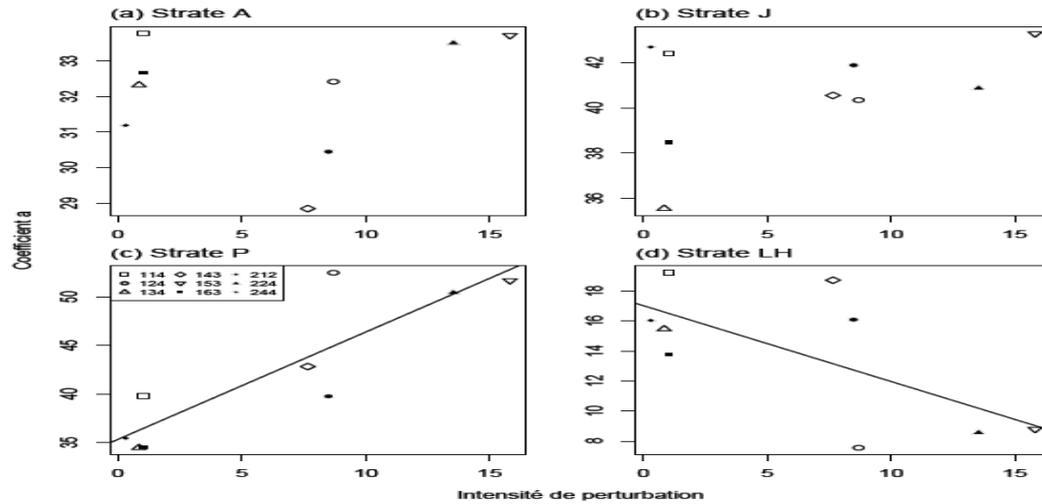


Figure 4.5 Régression des paramètres a et b des courbes d'accumulation contre l'intensité des perturbations

Tableau 4.6 Résultats de la régression des paramètres a et b d'ajustement des courbes d'accumulation et de raréfaction avec l'intensité de perturbation

Type d'ajustement	Strate	paramètres	R^2	p -value
Sur site (accumulation)	P	a	0,735	0,002
		b	0,649	0,005
	LH	a	0,368	0,049
		b	0,392	0,042
Sur effectif (raréfaction)	P	a	0,735	0,002
		b	0,755	0,001
	LH	a	0,368	0,049

4.3.4.3 Courbe de rang-abondance

Les courbes de rang-abondance construites pour les différents compartiments et les différents carrés sont présentées sur la figure 4.6.

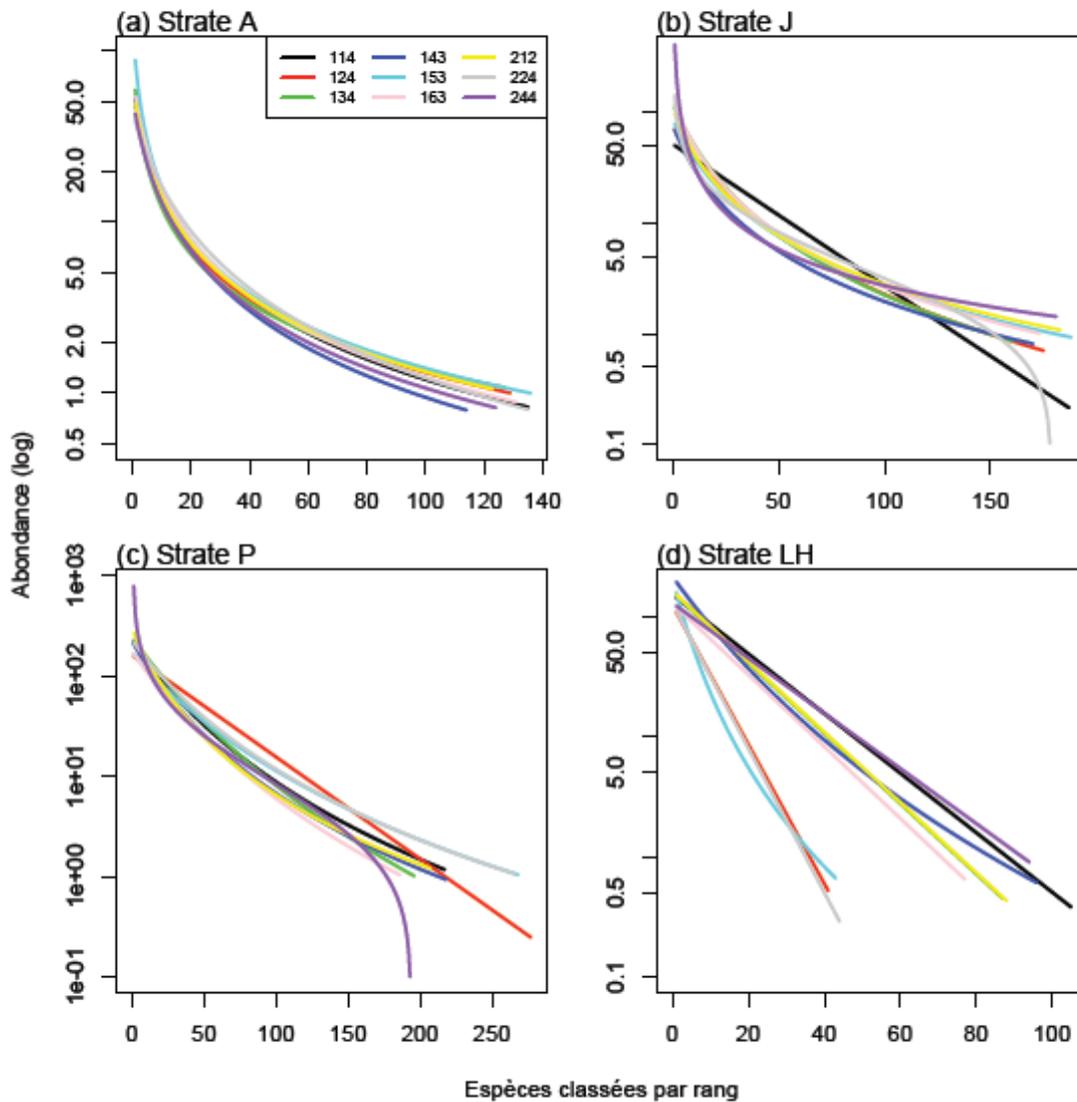


Figure 4.6 Courbe de rang-abondance ajustées selon le meilleur modèle modèle Zipf-Mandelbrot (compartiment A, J et P) sauf J-224 et P-244 : modèle lognormal) ou modèle géométrique (compartiment LH sauf carrés 143 et 153 : modèle Zipf-Mandelbrot).

L'ajustement des courbes aux différents modèles montre que le modèle de Zipf-Mandelbrot donne les meilleurs résultats dans une majorité des cas pour les compartiments A, J et P. Seuls le compartiment J du carré 224 (Lolé : exploité-déliané) et le compartiment P du carré 244 (Lolé : témoin) sont mieux représentés par un modèle lognormal ($\Delta AIC \approx 150$ et 390 respectivement). En revanche, pour le compartiment LH, c'est le modèle géométrique de la préemption de niche qui donne les meilleurs résultats, sauf pour les carrés 143 (Boukoko

2 : exploité) et 153 (Boukoko 2 : exploité-éclairci) où le modèle Zipf-Mandelbrot est plus performant ($\Delta AIC \approx 50$ et 35 respectivement).

Les courbes de rang-abondance révèlent elles aussi quelques différences entre les compartiments:

- Le compartiment A ne montre pas d'effet traitement, les courbes étant similaires ;
- Les différences sont faibles également pour le compartiment J ; on note surtout une tendance vers un nombre plus faible d'espèces peu abondantes dans les carrés de la Lolé quel que soit le traitement ;
- Le compartiment P montre d'importantes différences en fonction du traitement appliqué : l'équitabilité est plus faible dans les parcelles témoins, en particulier à la Lolé (modèle lognormal), et plus forte dans les parcelles exploitées-dévitalisées, en particulier toujours à la Lolé. Les parcelles exploitées présentent un profil intermédiaire ;
- Pour le compartiment LH, les parcelles exploitées-dévitalisées se distinguent nettement des autres par leur équitabilité beaucoup plus faible.

4.3.4.4 Partition additive de la diversité

Les valeurs de α , β et γ issus de la partition additive des courbes de raréfaction sont reportées dans le tableau 4.8. La régression linéaire des indices contre l'intensité des perturbations (Fig.4.7) montre que le compartiment LH est le plus répondant aux perturbations de ce point de vue puisque α et γ décroissent significativement le long du gradient de perturbation croissant, tandis que β augmente. Parmi les autres compartiments, seule la diversité γ augmente significativement avec l'intensité des perturbations dans le compartiment P.

Tableau 4.7 Valeurs de α , β et γ issus de la partition additive des courbes de raréfaction

Strate	Diversité	114	124	134	143	153	163	212	224	244
A	alpha1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	alpha2	4,756	4,757	3,839	3,819	5,509	4,751	3,845	4,787	4,74
	alpha3	14,94	14,955	14,814	13,681	17,193	15,516	14,875	15,212	15,415
	alpha4	42,791	42,996	42,037	36,513	45,887	42,536	41,19	43,29	42,301
	beta1	115	115	114	98	121	116	103	115	116
	beta2	111,244	111,243	111,161	95,181	116,491	112,249	100,155	111,213	112,26
	beta3	101,06	101,045	100,186	85,319	104,807	101,484	89,125	100,788	101,585
	beta4	73,209	73,004	72,963	62,487	76,113	74,464	62,81	72,71	74,699
	gamma	116	116	115	99	122	117	104	116	117
J	alpha1	6,666	5,727	6,515	4,793	5,721	6,523	6,576	5,677	6,596
	alpha2	22,193	19,75	21,843	16,021	20,479	22,603	21,427	19,432	18,73
	alpha3	57,944	52,575	53,275	45,552	55,215	56,479	56,62	54,012	50,515
	alpha4	114,622	103,892	99,598	96,835	112,622	107,216	114,029	109,495	108,877
	beta1	180,334	169,273	154,485	166,207	181,279	166,477	176,424	172,323	174,404

	beta2	164,807	155,25	139,157	154,979	166,521	150,397	161,573	158,568	162,27
	beta3	129,056	122,425	107,725	125,448	131,785	116,521	126,38	123,988	130,485
	beta4	72,378	71,108	61,402	74,165	74,378	65,784	68,971	68,505	72,123
	gamma	187	175	161	171	187	173	183	178	181
P	alpha1	19,353	22,395	19,896	16,251	19,339	14,888	17,301	21,153	17,187
	alpha2	52,461	63,328	52,495	46,169	56,735	42,952	46,322	60,237	46,265
	alpha3	103,372	126,152	98,39	93,512	119,251	87,393	92,019	120,224	93,001
	alpha4	159,659	200,641	146,566	150,918	193,018	138,191	146,16	189,313	143,14
	beta1	197,647	254,605	176,104	201,749	248,661	171,112	189,699	243,847	175,813
	beta2	164,539	213,672	143,505	171,831	211,265	143,048	160,678	204,763	146,735
	beta3	113,628	150,848	97,61	124,488	148,749	98,607	114,981	144,776	99,999
	beta4	57,341	76,359	49,434	67,082	74,982	47,809	60,84	75,687	49,86
	gamma	217	277	196	218	268	186	207	265	193
LH	alpha1	8,771	2,798	7,874	7,749	2,727	6,289	7,886	2,781	8,107
	alpha2	25,014	9,542	21,794	21,306	8,12	18,64	22,164	8,858	24,714
	alpha3	50,319	19,445	42,642	41,227	16,592	38,99	42,697	18,854	49,811
	alpha4	77,925	29,825	62,948	68,361	29,156	60,152	65,113	31,571	73,096
	beta1	96,229	38,202	79,126	88,251	40,273	70,711	80,114	41,219	85,893
	beta2	79,986	31,458	65,206	74,694	34,88	58,36	65,836	35,142	69,286
	beta3	54,681	21,555	44,358	54,773	26,408	38,01	45,303	25,146	44,189
	beta4	27,075	11,175	24,052	27,639	13,844	16,848	22,887	12,429	20,904
	gamma	105	41	87	96	43	77	88	44	94

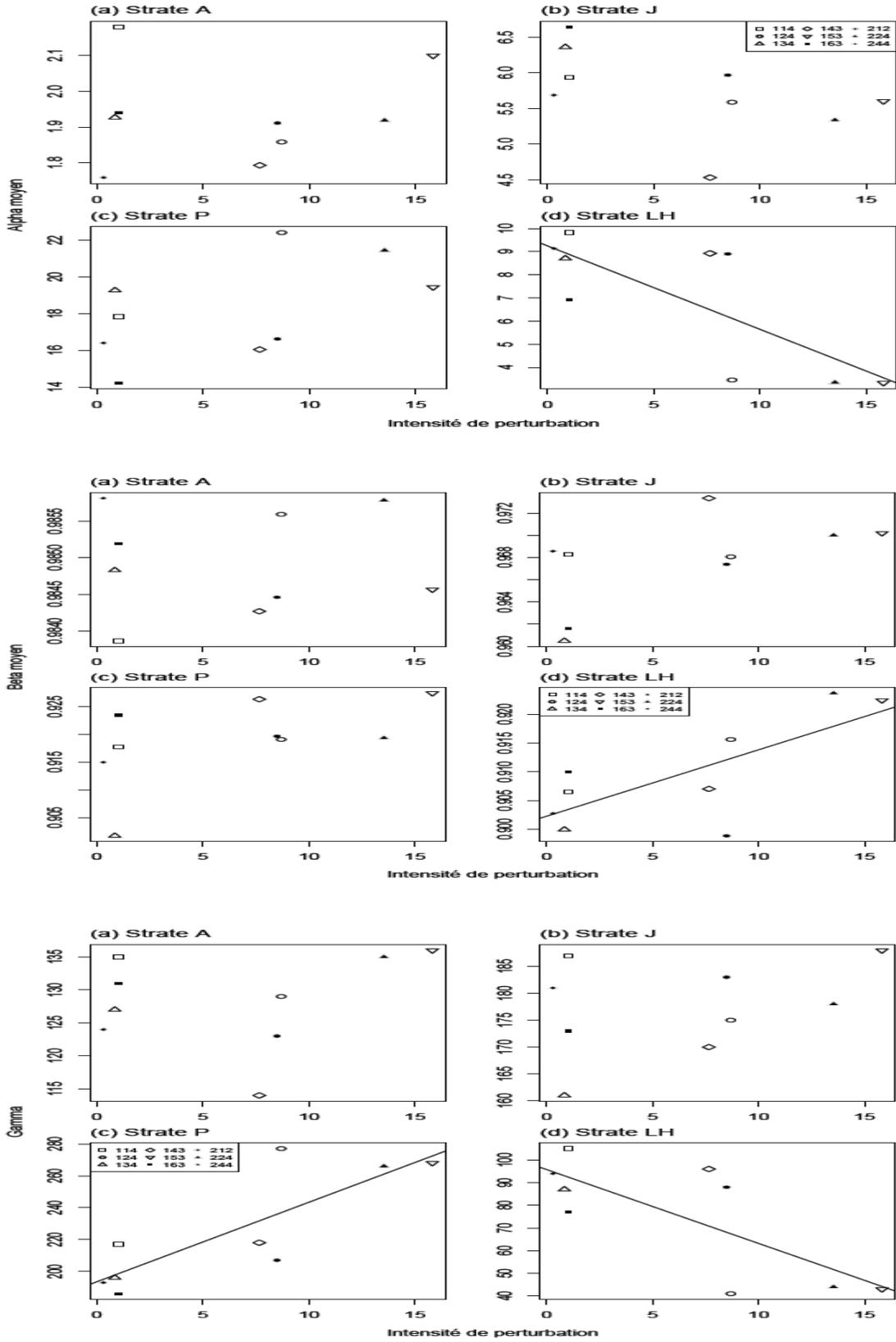


Figure 4.7 Régression des indices α , β et γ issus de la partition additive des courbes d'accumulation contre l'intensité des perturbations.

Tableau 4.8 Valeurs des paramètres des ajustements linéaires des courbes d'accumulation et de raréfaction ($y = a \log(x) + b$).

Strate	Parcelle	Courbes d'accumulation		Courbes de raréfaction	
		Ordonnée à l'origine (b)	Pente (a)	Ordonnée à l'origine (b)	Pente (a)
A	114	-66,26	33,78	-93,46	33,78
	124	-66,55	32,42	-87,18	32,42
	134	-64,56	32,32	-86,31	32,32
	143	-58,71	28,84	-76,29	28,84
	153	-69,49	33,72	-96	33,72
	163	-67,18	32,67	-89,58	32,67
	212	-59,4	30,45	-79,83	30,45
	224	-68,84	33,51	-91,36	33,51
	244	-63,87	31,19	-82,54	31,19
J	114	-55,04	42,41	-135,9	42,41
	124	-55,06	40,34	-128,65	40,34
	134	-40,9	35,55	-112,87	35,55
	143	-61,36	40,55	-127,12	40,55
	153	-59,57	43,28	-138,84	43,28
	163	-44,73	38,48	-124,45	38,48
	212	-53,39	41,88	-134,18	41,88
	224	-53,82	40,87	-128,32	40,87
	244	-60,69	42,68	-148,24	42,68
P	114	-4,88	39,79	-128,82	39,79
	124	-15,61	52,5	-187,35	52,5
	134	5,04	34,44	-105,05	34,44
	143	-23,12	42,82	-149,81	42,82
	153	-19,99	51,7	-179,98	51,7
	163	-4,42	34,52	-103,21	34,52
	212	-16,05	39,76	-136,96	39,76
	224	-16,97	50,45	-180,3	50,45
	244	-3,21	35,43	-114,53	35,43
LH	114	-1,82	19,22	-46,29	19,22
	124	-0,94	7,55	-10,55	7,55
	134	0,02	15,46	-34,16	15,46
	143	-8,61	18,72	-50,34	18,72
	153	-6,38	8,8	-17,14	8,8
	163	2,38	13,78	-24,97	13,78
	212	-1,13	16,09	-36,61	16,09
	224	-3,49	8,57	-14,17	8,57
	244	5,77	16,04	-30,07	16,04

4.3.5. Discussion

Plus de 22 ans après les perturbations artificielles appliquées aux parcelles expérimentales de Mbaiki, la structure et la diversité du compartiment supérieur (A) comprenant l'essentiel des grands arbres sont similaires dans les parcelles témoins et traités. Les faibles variations enregistrées sont davantage liées à un effet site qu'à un effet traitement d'après les courbes de raréfaction. Ce résultat suggère que la perte de diversité associée à l'exploitation forestière a été compensée par une mobilisation des juvéniles auparavant présents dans les compartiments structuraux inférieurs. Alors que l'on aurait pensé que l'arrivée de lumière dans les sous-étages aurait favorisé la même suite d'essences héliophiles, la diversité est ici conservée, ceci suggère un recrutement espèces-indépendant des individus du compartiment J vers le compartiment A.

Les autres compartiments forestiers étudiés (J, P, LH) montrent au contraire des traces de perturbations passées et ce, à des degrés divers.

Les autres compartiments forestiers étudiés (J, P, LH) portent au contraire des traces de perturbations passées et ce, à des degrés divers. Les juvéniles (J), qui forment «l'ensemble de l'avenir» (sensu Oldemann, 1990), sont plus diversifiés dans les parcelles artificiellement perturbées une fois la richesse corrigée par l'effet d'échantillonnage (raréfaction), comparativement aux parcelles témoins. Pour ces dernières seulement, un «effet site» ou différence interblocs apparaît, ce qui suggère que les perturbations anthropiques ont gommé cet effet site ailleurs. Nos résultats semblent indiquer que la probable diminution des effectifs au sein du compartiment J au moment de l'exploitation (arbres prélevés ou détruits) ou après celle-ci (arbres recrutés en A) a été compensée par une mobilisation de la banque de plantules (compartiments P et LH) rendue possible par la libération de l'espace physique (retrait des grumes) et des ressources (en particulier arrivée massive de lumière au sol). Cette mobilisation de la banque de plantules peut expliquer la conservation voire l'augmentation de la diversité du compartiment J que nous avons observée.

Les plantules P répondent très fortement aux perturbations, leur diversité est la plus faible dans les parcelles témoins, là où la quantité de lumière parvenant au sol est la plus faible. Cette diversité augmente avec l'intensité des perturbations, ce qui suggère que la richesse spécifique de la banque des plantules augmente avec le degré de l'ouverture de la canopée, grâce à l'activation de la banque de graines du sol préexistante, la production de graines par les semenciers environnants et l'arrivée probable de graines extérieures aux dépens de la perturbation (Brokaw, 1985). Tous les indicateurs de diversité utilisés (S , H' , α , F , raréfaction) vont dans le même sens. Les courbes de raréfaction révèlent un effet site pour les parcelles exploitées, quel que soit le traitement. En revanche, la partition additive de la diversité indique que le grain d'hétérogénéité est similaire entre les sites et les traitements. Les trois traitements se traduisent ainsi par des changements structuraux importants au sein de ces compartiments, les phénomènes de dominance s'atténuant quand l'intensité des perturbations augmente, un effet bien connu (Connell, 1978; Huston, 1979).

Enfin les espèces de la strate herbacée (LH) répondent également très bien aux perturbations anthropiques passées, en particulier dans les parcelles exploitées et dévitalisées où la diversité de ce compartiment est la plus faible. C'est un effet plutôt attendu puisque le

délianage a détruit directement les espèces en place, mais a aussi bloqué potentiellement leur régénération par suppression des semenciers. Les lianes constituent une part majeure du réservoir d'espèces de ce compartiment. Ce dernier est logiquement le plus affecté au niveau de sa diversité spécifique. On peut également relier cette faible diversité en LH à la forte densité en P par suite du délianage qui pourrait exercer un rétrocontrôle négatif sur le compartiment LH, alors que, dans les autres traitements, les ressources seraient mieux réparties entre ces deux compartiments. Il est en effet connu que les lianes ont un effet négatif sur la croissance et la survie des autres plantes (Inguell et al., 2010). Une étude récente a montré que le délianage augmentait la croissance, le recrutement et la richesse spécifique des autres types biologiques, et que la compétition entre les types biologiques contraignait la diversité dans les forêts tropicales (Schnitzer et Carson, 2010).

Les résultats de la partition additive des courbes de raréfaction indiquent que la richesse spécifique est diminuée aux échelles locales et de la parcelle, mais qu'en revanche la diversité β augmente, ce qui témoigne, soit d'une augmentation de l'hétérogénéité au sein du compartiment LH, soit d'un recrutement stochastique des espèces (Condit et al., 2002). Les courbes de rang-abondance (qui sont dans ce cas précis des courbes de rang-fréquence) montrent que les phénomènes de dominance sont beaucoup plus marqués dans les parcelles exploitées-éclaircies. On peut en conclure que le compartiment LH est occupé par un petit nombre d'espèces résistantes ou résilientes aux effets du délianage et capables de s'accommoder d'une faible luminosité sous des strates ligneuses relativement denses. Dans les parcelles témoins ou tout simplement exploitées (sans éclaircie), les compartiments LH ont des caractéristiques semblables. Il est remarquable que, contrairement aux autres compartiments, la courbe rang-abondance est mieux ajustée par un modèle lognormal dont l'interprétation écologique est une division aléatoire séquentielle des ressources en niches (Sujihara, 1980). Le modèle de préemption des niches peut donc être vu comme une arrivée aléatoire des espèces, chacune prenant une fraction constante des ressources disponibles pour dominer. Ce modèle est fréquemment associé à des environnements limitants (Whittaker, 1972). Au contraire dans le modèle de Zipf-Mandelbrot, qui s'applique aux autres compartiments, l'apparition d'une espèce dans la communauté dépend des conditions pré-existantes de manière spécifique (Frontier, 1985), comme, par exemple, un seuil de luminosité donné. Le paramètre β de l'équation représentant la diversification des niches, ce modèle prédit quelques rares espèces abondantes et une grande majorité d'espèces aux abondances similaires mais faibles.

Globalement nos résultats montrent que, même 22 ans après l'épisode d'exploitation, les perturbations anthropiques appliquées ont toujours un impact visible sur la diversité de plusieurs compartiments forestiers. Alors qu'une étude restreinte aux grands arbres (compartiment A, dans la présente étude) nous conduirait à la conclusion d'une résilience de la forêt dense semi-décidue de la RCA à l'exploitation forestière, la prise en compte de l'ensemble des compartiments vient nuancer ce propos. Les ensembles structuraux inférieurs, principalement la banque de plantules (compartiment P) et la strate herbacée incluant les lianes de faible stature (compartiment LH) et dans une moindre mesure les plantules d'avenir et ligneux du sous-étage (compartiment J), conservent l'empreinte des perturbations passées. Etant donné le rôle dynamique de ces ensembles dans la sylvigénèse et les cycles forestiers (Oldmann, 1990), on peut conclure que les perturbations anthropiques affectent durablement la trajectoire dynamique de la forêt semi-décidue. Si les effets sur les grands arbres ont été transitoirement compensés par un recrutement à partir des juvéniles préétablis dans le compartiment sous-jacent, à plus long terme, des effets délétères sur la diversité spécifique pourront apparaître. La forte hétérogénéité caractérisant la forêt en dynamique naturelle est

liée à la présence de trouées de taille variable dans une matrice de forêt mature à canopée fermée. A l'échelle de la parcelle on peut observer une mosaïque de stades dynamiques différents avec probablement une partition de niches entre ces stades. Dans les parcelles exploitées et *a fortiori* dans les parcelles exploitées-dévitalisées, les trouées sont créées de manière synchrone, ce qui réduit la diversité des stades dynamiques à l'échelle de la parcelle, mais augmente l'hétérogénéité à une échelle plus locale : la parcelle devient «uniformément hétérogène» tant en termes de structures du peuplement que de distribution des ressources.

En conclusion, notre hypothèse est vérifiée: les compartiments structuraux de la forêt sont d'autant plus impactés par les perturbations que les individus qui les constituent sont de faible stature. L'effet des perturbations sur la diversité des espèces végétales dépend donc du compartiment structurel considéré. Ces effets sont réels, même une fois corrigés par la densité des individus et par l'effet d'échantillonnage. L'hétérogénéité environnementale générée par les perturbations n'est certainement pas le seul mécanisme à entrer en jeu, les aléas de la mortalité, de la dispersion et du recrutement jouant probablement un rôle aussi important.

Nos différentes analyses des relations entre diversité floristique et perturbation en forêt de Mbaïki ont toutes utilisé le dispositif expérimental associant parcelles traitées et parcelles témoins. Nos conclusions s'appuient systématiquement sur les résultats de ces comparaisons entre parcelles traitées et parcelles témoins. Or, les parcelles témoins, censées refléter la composition et le fonctionnement de la forêt primaire prise comme référence, ne sont pas complètement soustraites à une influence humaine. La seule création du dispositif et la mise en place d'accès aux parcelles, l'entretien de ceux-ci comme le passage annuel des équipes d'inventaire, représentent autant de perturbations anthropiques. On en vient alors tout naturellement à s'interroger sur la réelle pertinence de nos analyses comparatives : les parcelles témoins peuvent-elles être valablement considérées comme des références ?

C'est à cette question que nous avons cherché à répondre dans le chapitre qui suit, dans lequel seules les parcelles témoins ont été étudiées.

Chapitre 5 – Fiabilité des comparaisons : les parcelles témoins reflètent-elles la forêt primaire ?

ou

Heisenberg uncertainty principle applies to long-term monitoring of tropical forest plant communities

Beina D, Semboli O, Closset-Kopp D, Gourlet-Fleury, Decocq G.

Heisenberg uncertainty principle applies to long-term monitoring of tropical forest plant communities.

Soumis à Journal of Vegetation Science

Résumé

La question du possible impact de méthodes expérimentales a priori anodines sur le comportement des objets étudiés est cruciale lorsqu'il s'agit d'implémenter des suivis à long terme de placettes permanentes. Dans cette étude nous avons recherché un éventuel biais lié aux observations lors du suivi à long terme de la dynamique d'une forêt afro-tropicale. Nous avons étudié la diversité et la composition spécifiques, la croissance, la mortalité et le recrutement des arbres dans trois zones de trois placeaux permanents de la forêt de 4 ha : 1) dans les layons permettant de parcourir les placeaux, 2) de part et d'autre de ces layons et 3) au sein du peuplement entre les layons. La richesse et la diversité spécifiques ne diffèrent pas entre les trois zones, contrairement à la composition floristique. Les layons sont caractérisés par des espèces de petits arbres héliophiles et des lianes, ainsi que par des plantes herbacées sciaphiles typiques des sols compactés. L'intérieur forestier se différencie par un plus grand nombre d'espèces tolérantes à l'ombre. Les taux globaux de mortalité et de recrutement des arbres ne sont pas différents entre les trois zones, mais leur croissance et leur probabilité de survie sont plus faibles à la lisière des layons. Notre étude démontre que, dans une forêt tropicale où les perturbations naturelles sont limitées à des chablis ponctuels, les visites répétées des chercheurs modifient la composition floristique et la dynamique forestière locales. Les scientifiques n'ont donc pas une influence négligeable sur l'objet qu'ils étudient, contrairement à l'idée généralement admise. La réponse de la végétation aux investigations dont elles font l'objet limite ainsi la portée des résultats obtenus.

1.Introduction

Heisenberg's uncertainty principle (HUP) proposes that there are fundamental limitations to the study of subatomic particles, as the act of measuring their physical properties affects their behavior (Heisenberg 1927). Some general aspects of the HUP have transcended the field of quantum physics to be questioned in many scientific disciplines, including ecology. The fundamental question is whether seemingly benign experimental methods may themselves significantly affect the performance of experimental subjects. This has been first suggested for bird behavior (e.g. Burley et al. 1982, Metz and Weatherhead 1991; but see e.g. Verboven et al. 2001) and seed predation by rodents (Wenny 2002; but see Duncan et al. 2002), and later on in plant ecology. The question was first raised by Cahill *et al.*, who introduced the 'Herbivore uncertainty principle' to account for the alteration of plant-insect relationships by experimenters during field studies, an observer effect which is susceptible to cause a shift in the competitive hierarchy of plants and thus alter community composition (Cahill et al. 2001). These early results found further support (Hik et al. 2003) but also conflicting findings (Schnitzer et al. 2002, Bradley et al. 2003), so that the ecological relevance of observer effects remains controversial.

Recently, a direct effect of researchers on vegetation has been suspected in long-term monitoring studies. As permanent plots support repeated censuses in a circumscribed area, the potential for cumulative researcher impacts is high, making such areas suitable for evidencing the HUP in ecology. However, no effect of soil trampling on the structure and composition of the seedling layer was found following 25 years of concentrated research in the permanent plot of Barro Colorado Island (BCI), Panama (Goldsmith et al. 2006) but only short-term effects on the survival of canopy tree and liana seedlings immediately after a census event (Comita et al. 2009).

As long-term ecological research sites have become essential tools in the study of tropical forest dynamics (Rees et al. 2001), it is of utmost importance to quantify the potential impacts of researcher activity on the system being studied to insure the validity of derived conclusions. The main characteristic of permanent plots in tropical forests is that a trail system must be created and maintained to allow the researchers to survey the plots (Condit 1995). The trail system can be expected to alter vegetation via different mechanisms: (1) changes in the mortality and recruitment rates of the resident species due to soil compaction and physical damage to the seedlings and saplings by walkers: the most vulnerable species may decrease in number of individuals, freeing space for other species to recruit or releasing them from competition to grow faster and/or larger; (2) introduction of new species into the stands via the diaspores carried upon the body of researchers and animals traveling in the trails; (3) increased germination of certain species and facilitation or hindrance of their establishment due to the repeated passing-induced disturbance of litter and seed banks (Sheil 1995); (4) increased importance of less shade-tolerant species thanks to the increased light reaching the understorey (Ballaré et al. 1990).

The aim of this study was to search for a visitation bias in assessing long-term vegetation dynamics in a tropical rainforest and more generally to test whether the HUP applies to plant community ecology when using long-term monitoring of permanent plots. More specifically, we tested the following research hypotheses:

- (i) Species originating from outside enter closed-canopy forests following the trails created by the researchers and subsequently incorporate the understory plant community, altering species richness and composition of the community.
- (ii) Patterns of mortality, recruitment and growth of resident tree species are altered along trails as a result of repeated passing of researchers and increased light arrival.

2. Methods

2.1 Study area

We conducted the study in the Mbaiki rainforest, located in the Lobaye basin, Central African Republic (3°50'N, 18°0'E). The climate is of the Guinean type with, annual rainfall, mean temperature, and mean evapo-transpiration of 1738 mm, 24.9°C, and 34,7 mm.yr⁻¹, respectively, and a dry season from December to February. The substrate consists in Precambrian quartzites and sandstones, and supports acidic, nutrient-poor red ferralitic soils. The vegetation is an old-growth semi-deciduous rainforest of the Guineo-Congolian type (sensu White 1979), with a canopy dominated by the Malvaceae and Meliaceae families.

In 1981-1982 ten 9-ha forest plots were randomly selected to implement a long-term monitoring, of which 3 were kept untouched (controls), and 7 were selectively cut at various intensities. Each plot consists in a 4-ha central square divided in four 1-ha smaller squares, and surrounded by a 5-ha 50 m wide buffer zone. To conduct censuses annually, a trail system was created, which consists in parallel north-south 1m-wide trails distant 10 m from each other crossing the central square. Each plot is visited once a year for monitoring purpose since 1982, by a group of 12 to 18 persons. For the purpose of this study, we focused our attention on the three control plots.

2.2 Field survey

Since 1982, a yearly survey is conducted: all stems (dbh ≥ 9.55 cm) are tagged, numbered, mapped, botanically identified (directly in the field or later at the herbarium from voucher specimen collected in the field), and their status determined (healthy, damaged, dead). In 2008, we randomly disposed a 40 × 40 m quadrat in each of the three control plots (Q3, Q4, Q6) and divided it into 256 2.5 × 2.5 m cells. All vascular plant species except epiphytes were recorded in each cell. The cells were distributed among three zones: Z0= trail (including all cells crossed by a trail; $n= 91$ cells per quadrat), Z1= trail edge (including all cells adjacent to a trail; $n= 120$), and Z2= forest interior (including all cells distant from a trail; $n= 45$).

2.3 Data analyses

First, plant species richness and diversity were described for each 2.5 × 2.5m cell using two metrics: species richness (S) and Shannon's index of diversity (H'). We also recorded stem density (SD ; dbh ≥ 9.55cm). Difference between the three zones was tested using two-way

ANOVA, with zone and quadrat as factors. To meet ANOVA assumptions, S was ln-transformed prior to analysis.

Second, tree mortality, recruitment and growth were described for all trees with a $dbh \geq 9.55\text{cm}$, irrespective of the species. Mortality was defined as death or disappearance, including standing, fallen and broken stems. Mortality rate r_m was calculated in the 1994-2008 census interval (14 years) as (Condit et al. 1995):

$$r_m = \frac{\ln(N_{1994}) - \ln(N_{1994} - N_m)}{14} \quad (1)$$

and recruitment rates as (Phillips et al. 1994):

$$r_r = \frac{\ln(N_{1994} - N_m - N_r) - \ln(N_{1994} - N_m)}{14} \quad (2)$$

where N_{1994} is the number of initial stems, N_m and N_r the number of stems that died or was recruited during the period 1994-2007, respectively.

The radial growth rate (RGR) was calculated as:

$$RGR = \frac{\ln(dbh_t) - \ln(dbh_{t_0})}{t - t_0} \quad (3)$$

where dbh_t and dbh_{t_0} are the diameters at breast height (1.30m) of individual i as measured in the year of the last census ($1994 < t \leq 2008$) and the year of recruitment ($1994 \leq t_0 < 2008$), respectively.

As assumptions of normality and homoscedasticity were violated despite data transformation, we analysed the effects of the zone and quadrat on tree mortality and tree recruitment using non-parametric Kruskal-Wallis tests. We were able to use two-way ANOVA to explore tree growth, with RGR as the response variable and zone and quadrat as factors.

As the mortality rate only gave a rough indication about population dynamics, we further examined and modelled the dynamics of death over time using Co proportional hazards regression models (Co 1972). A Co model is concerned with studying the time between entry into a study and a subsequent event; it provides an estimate of the treatment effect on survival after adjustment for other explanatory variables. The cumulative survival function $S(t)$, which defines the probability of surviving longer than time t , is expressed as a hazard function, which is the derivative of the survivor function over time or the instantaneous probability of death:

$$h(t) = \frac{dS(t)}{dt} \quad (4)$$

The proportional hazards model is:

$$h(t) = h_0(t) e^{[\beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_p x_p]} \quad (5)$$

where $h_0(t)$ is the baseline hazard function, e is the base of the natural logarithm, β_1 to β_p are regression coefficients, and x_1 to x_p are model covariates. In our models, the event considered was individual tree death; the zone (Z) and the quadrat (Q) were treated as covariables. If none of the covariate models was statistically significant at $\alpha=0.05$, then the null (baseline)

model was to be retained as the final model. If one or more models fitted significantly better than the null model, we retained the one that optimized goodness-of-fit and parsimony, based on the -2 times log likelihood value ($-2 \log L$) and χ^2 statistics (Burnham and Anderson 2002).

Third, a permutational multivariate analysis of variance (NPMANOVA; McArdle and Anderson 2001) was used to test whether the three zones exhibited distinct species assemblages, once controlled by the quadrat (strata factor). This technique provides a nested analysis of variance for a two-level hierarchical model. F -ratios are estimated from variance estimates that are provided by non-parametric multivariate analysis of variance. Species composition difference between the three zones was subsequently described using indicator species analysis for each quadrat as we previously found a significant quadrat effect (ISA; Duf rene and Legendre 1997). Monte Carlo test of significance was based on 1000 randomizations ($P < 0.05$).

All analyses were conducted using SPSS® v. 17 software (SPSS Inc. 2008), except NPMANOVA and ISA which used R v. 2.12.0 ('adonis' function in 'vegan' package; Oksanen et al. 2010) and PC-ORD® v. 5 (McCune and Mefford 1999) softwares, respectively.

3. Results

At the quadrat scale, we found no significant difference of species richness and diversity among the three zones (Table 1). The two-way ANOVA revealed a significant quadrat effect for species richness (27.0 ± 7.8 for Q3 and 26.4 ± 6.6 for Q6 *versus* 30.1 ± 7.4 for Q4), indicating that the inter-quadrat variability was higher than the trail system-associated within-quadrat heterogeneity. Regarding Shannon index, we found a significant interaction term, suggesting that the effect of the trail system on species diversity was quadrat-dependent. Stem density was significantly higher within the trail than in the other two zones (3904 , 2496 and 3136 ha^{-1} in Z0, Z1 and Z3, respectively).

Regarding demographical characteristics of trees, when all species were considered together, the mortality and recruitment rates did not significantly differ between the three zones (Kruskal-Wallis tests). In contrast, the two-way ANOVA revealed a significant effect of the zone on RGR (Table 2), with the lowest values at trail edges (Z1: $\text{RGR} = 0.015 \text{ yr}^{-1}$) and the highest values in the forest interior (Z2: $\text{RGR} = 0.022 \text{ yr}^{-1}$), with intermediate values in trails (Z0: $\text{RGR} = 0.017 \text{ yr}^{-1}$). There was also a significant quadrat effect, separating Q4 and Q6 ($\text{RGR} = 0.013$ and 0.015 yr^{-1} , respectively) from Q3 ($\text{RGR} = 0.025 \text{ yr}^{-1}$). The interaction term was also significant, indicating that the zone effect was quadrat-specific.

The Co models revealed a significant zone effect on tree mortality; the models were not improved when the quadrat was included as a covariable, as revealed by the G^2 statistics (Table 3). Trees were most likely to die at the trail edge (Z1), followed by forest interior (Z2) and trail (Z0) (Figure 1). The probability for a tree to die is reduced by a factor 0.669 in Z0 compared to Z1 (Wald statistics: $z = 16.5$, $P < 0.0001$), and by a factor 0.746 in Z2 compared to

Z1 ($z=4.9$, $P<0.05$); no significant difference of mortality probability was found between Z0 and Z2 ($P=0.44$).

The cumulated number of species per zone tended to be lower in the forest interior (Z2) than in the other two zones (Z0 and Z1), but the number of sampled plots was unbalanced (Table 4). Species composition significantly differed between the three zones (NPMANOVA: $F= 1.771$, $R^2= 0.005$, $P=0.001$). The trails exhibited an original floristic combination compared to the rest of the quadrat, as revealed by the ISA. Among indicator species associated to trails (see in Appendix 1, column Z0), several were strictly restricted to the trails (indicator value of 100), such as e.g. *Marantochloa leucantha*, *Geophila afzelii*, *Trachypogon braunianum*, *Mallotus oppositifolius*. The forest interior was also characterized by a number of indicator species (column Z2 in Appendix 1), but most of them also occurred in the other two zones (indicator value <100), with a lower abundance or frequency. The edge area (column Z1 in Appendix 1) exhibited intermediary characteristics, with indicator species only in one quadrat. Remarkably, each set of indicator species was quadrat-specific, that is almost none of the indicator species was associated to a given zone in more than one quadrat. A notable exception was Z0, for which three species were common to two quadrats (*Marantochloa leucantha*, *Geophila obvallata*, *Streptogyna crinita*).

4. Discussion

First, we found that the trail system had a very limited impact on community structure compared to the site location. Species richness was not significantly altered by the trail system (no zone effect) but significantly differed from one site to another (quadrat effect), whilst species evenness was variously impacted by the trail system, depending on the site considered (significant interaction term in the ANOVA). This suggests that habitat conditions were more crucial to plant community structure than monitoring practices, consistently with Bradley et al. (2003). However, at the quadrat scale, total species richness was higher in trail cells than in forest interior cells (see table 4), a trend conserved even after correction for differences in sampling effort (mean species richness of 45 cells taken 1000 times at random among the 91 cells of a quadrat: 267, 228 and 217 for Q3, Q4 and Q6, respectively). In the lack of significant difference of species richness among cells, this suggests that dissimilarity among trail cells was higher than among forest interior cells, probably as a consequence of stronger visitor-induced disturbances (Sheil and Burslem 2003). Hence, a significant impact of the trail system on species richness may appear when the scale of measure increases.

Second, although overall rates of tree mortality and recruitment differed neither among the three zones, nor among the three quadrats, the survival analysis revealed different proportional hazard ratios among the three zones, with a lower survival probability of established trees at trail edges. Several previously published studies already failed to detect a strong direct impact of intensive research activities on tree mortality (Phillips et al. 1998, van Mantgem and Stephenson 2004, Castilho et al. 2006). Like ours, these studies surveyed stand dynamics in relatively small areas, at two times separated by a relatively short time interval (1600m² and 14 years in our study, respectively). As only a few trees are likely to die, this limits the ability to detect significant differences among zones and can lead to the conclusion that research activities do not alter stand dynamics. Conversely, when we used a monitoring approach of tree survival, tree species clearly exhibited different patterns of mortality among

the three zones. Hence, the trail system mainly affected the kinetic of tree mortality, with a higher probability for an established tree to die when it grows at the trail edge. Similarly, tree growth was significantly lower along trail edges than in the forest interior or even in the trail itself where competition was expected to be stronger due to the higher stem density. However, the intensity of the zone effect was site-dependent, as reflected by the significant interaction term in the ANOVA. The observed differences in survival and growth patterns are presumably due to the edge effect created by the trail system, as even linear canopy openings could substantially alter forest microclimatic conditions despite the relatively small amount of habitat loss, by increasing sunlight and wind penetration (Ries et al. 2004, Pohlman et al. 2007). Especially, the more desiccating conditions along edges of anthropogenic linear canopy openings were shown to adversely affect the regeneration of shade-tolerant, species dependent on humid, interior forest conditions (Pohlman et al. 2007). Negative impacts of trails predominated at edges where biotic damages are likely to increase (Benitez-Malvido and Lemus-Albor 2005), and because in the trails themselves, they may be counterbalanced by the positive effect of increased light arrival, as suggested by the high stem density (Comita and Goldsmith 2008).

Third, although the three zones shared most species a significant divergence in species assemblage was found, irrespective of the quadrat considered. Indicator species of the forest interior were mostly late-successional, rather shade-tolerant tree species with diaspores dispersed by wind (e.g. *Carapa cf. procera*), birds (e.g. *Celtis adolfi-friderici*, *Healobus monopetalus*,) or monkeys (e.g. *Drypetes pellegrinii*); and long-living light-demanding, pioneer tree species dispersed by wind (e.g. *Ceiba pentandra*), birds (e.g. *Macaranga heudelotii*, *Aorantho cladantha*) or bats (e.g. *Morus mesozygia*). No species was common to two quadrats, due to the well-known low probability of finding two individuals of the same species at such spatial scales in tropical rainforests (Wright 2002). In contrast, indicator species of trails were gap-dependent species having their optimum in disturbed areas. Most of them were spiny scramblers (e.g. *Acacia kamerunensis*, *Dalbergia hostilis*, *Mallotus oppositifolius*) or fast-growing small trees (*Ilopiya aethiopica*) that characterize forest edges and early-successional stages of forest regrowth.

Many of these species have ants as their primary or secondary seed dispersers (e.g. *A. kamerunensis*, *I. aethiopica*, *M. oppositifolius*, *Marantochloa leucantha*). In common to at least two quadrats were shade-tolerant herb species: *Geophila* species are creeping rhizomatous forbs characterizing tracks with a thin or no litter layer (Steentoft 1988); *Streptogyne crinita* is an epizoochoreous grass which is likely to disperse along trails by attaching the clothes of visitors and/or the fur of animals. Although the number of shared species is again low, we can interpret this as a trend towards a convergence in species composition among trails. Such an effect is likely to accumulate over time, as visitors will increase soil trampling and disturbance of litter and seed banks (Sheil 1995), alter the movement of animal vectors, and import new diaspores from outside into the forest, especially sticky, barbed, or hooked seeds or fruits. Hence, the risk of biased observations during long-term monitoring increases over time.

Our results clearly show that species originating from outside enter closed-canopy forests following the trails created by the researchers and subsequently incorporate the understory plant community (H1), but without increasing species richness of the local community, indicating a species shift at small spatial scales instead of species accumulation. Trail creation and repeated passing of the inventory teams do alter the patterns of mortality and growth of resident tree species along trails (H2), but not their recruitment at the threshold

dbh of 9.55 cm, at least over the 1600 m² scale and 14 years time span covered in this study. Our results apparently conflict with the previously accepted idea that repeated visitations do not alter vegetation patterns in long-term monitoring sites (Goldsmith et al. 2006; Comita and Goldsmith 2008; Comita et al. 2009). A first explanation is that those studies were conducted on the permanent plot of BCI, Panama, a single large plot (50ha) visited every 5 years over 25 years, whilst we studied three 4ha-plots, visited every year over 26 years. Hence, human disturbances were more concentrated in our study site. Conversely, natural disturbances are likely to be less influential in our study site than in BCI, as afrotropical forests are not exposed to catastrophic events such as windthrows or earthslides compared to their neotropical counterparts (Corlett and Primack 2006). This is also true for animal disturbances, with far less forest mammal species in our study site than in the BCI site. Hence, we can hypothesize that Comita et al.'s conclusion of only a short-term impact of intense research activity on seedling dynamics without accumulation over time is due to the fact that natural disturbances rapidly mask the effects of anthropogenic disturbances.

Another explanation is that these authors compared a selected set of guilds between the entire permanent plot and plots located outside, whilst we compared the entire plant community (except epiphytes) between different zones within permanent plots. Using finer spatial and taxonomic grains, we were more prone than them to detect changes in the community. A scale-dependent effect of the trail system is likely, as species richness did not differ between zones at the cell scale (6.25 m²) but tended to do at the quadrat scale (4 ha).

We conclude that even in observational studies conducted in the wild, researchers may unintentionally but artificially influence the natural patterns and processes under investigation, an influence whose intensity depends upon habitat type and natural disturbance regimes. It is likely that monitoring-associated disturbances can be carried out within the range of naturally occurring disturbances without substantially affecting resident plant communities. We recommend that scientists carefully take into account this potential bias when designing long-term studies, especially when they use repeated measure of permanent plots in plant communities experiencing low levels of natural disturbances. Further work is needed however to evaluate the circumstances under which the anthropogenic signal is not masked by natural disturbances, as well as the spatial and temporal scales at which this signal becomes ecologically significant. More generally, we conclude that Heisenberg's uncertainty principle applies to community ecology: ecologists are not a benign influence on their study system as is generally assumed and responses to the act of measuring plants may place fundamental limits on the questions that can be addressed.

Table 1. Results of Type III tests of the fixed effects in a two-way ANOVA for species richness (S) and diversity (H'), and stem density (SD). To meet assumptions of homoscedasticity species richness was ln-transformed prior to the analyses. The zone ($n=3$) and the quadrat ($n=3$) were fixed effects. Statistically significant results are listed in bold type.

	df	F	P
ln S ($R^2_a= 0.07$)			
Zone	2	1.307	0.271
Quadrat	2	16.213	<0.0001
Zone Quadrat	4	2.038	0.087
H' ($R^2_a= 0.02$)			
Zone	2	2.270	0.104
Quadrat	2	1.094	0.336
Zone Quadrat	4	3.772	0.005
SD ($R^2_a= 0.06$)			
Zone	2	17.357	<0.0001
Quadrat	2	2.009	0.135
Zone Quadrat	4	5.639	<0.0001

Table 2. Results of Type III tests of the fixed effects in a two-way ANOVA for the relative growth rate (RGR) of trees. The zone ($n=3$) and the quadrat ($n=3$) were fixed effects. Statistically significant results are listed in bold type.

	df	F	P
RGR ($R^2_a= 0.014$)			
Zone	2	3.035	0.049
Quadrat	2	10.355	<0.0001
Zone Quadrat	4	3.998	0.0002

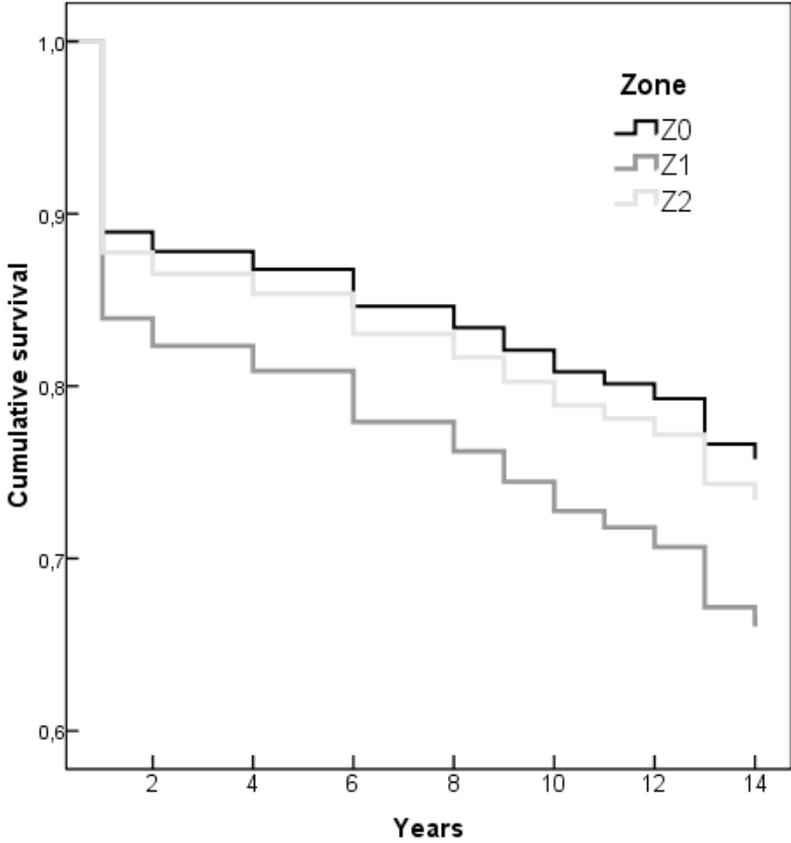
Table 3. Results of the likelihood and c^2 tests of Co proportional hazards regression models for tree mortality. m_1 and m_2 are the models incorporating the zone (Z; $n=3$ levels) and both the zone and the quadrat (Q; $n=3$ levels) as adjustment variables, respectively; they were successively tested against the null model (m_0) without adjustment variable.

Model	-2 log L	χ^2 statistics					
		Score	df	P	G^2	df	P
m_0 (null)	7211.6	-	0	-	-	-	-
m_1 (Z)	7194.3	17.6	2	<0.0001	17.6	2	<0.0001
m_2 (Z + Q)	7191.8	20.2	4	<0.0001	2.5	2	0.290

Table 4. Summary of the results of the Indicator species analysis conducted for each quadrat separately. N is the total number of species within each zone; N_{ind} is the number of significant ($P<0.05$) indicator species (in brackets the number of species strictly associated to the zone); examples of indicator species are given, with their indicator value (IV) in brackets.

	Quadrat 3	Quadrat 4	Quadrat 6
Trail (zone 0; $n=91$)			
N	319	273	263
N_{ind} (with IV=100)	28 (16)	8 (0)	10 (1)
Examples (IV)	<i>Xylopia aethiopica</i> (100), <i>Marantochloa leucantha</i> (100), <i>Geophila afzeli</i> (100), <i>Geophila repens</i> (80)	<i>Dalbergia hostilis</i> (79), <i>Acacia kamerunensis</i> (72), <i>Geophila obvallata</i> (58), <i>Streptogyna crinita</i> (58)	<i>Mallotus oppositifolius</i> (100), <i>Diplazium sammatii</i> (75), <i>Streptogyna crinita</i> (88), <i>Geophila obvallata</i> (50)
Trail edge (zone 1; $n=120$)			
N	308	292	263
N_{ind} (with IV=100)	2 (1)	0	0
Examples (IV)	<i>Campylospermum elongatum</i> (100), <i>Neuropeltis acuminata</i> (86)		
Forest interior (zone 2; $n=45$)			
N	236	218	202
N_{ind} (with IV=100)	18 (1)	9 (1)	17 (1)
Examples (IV)	<i>Hexalobus monopetalus</i> (100), <i>Salacia longipes</i> (84), <i>Ceiba pentandra</i> (73), <i>Macaranga heudelotti</i> (59)	<i>Aorantho cladantha</i> (100), <i>Morus mesozygia</i> (64), <i>Lasiodiscus manni</i> (58), <i>Celtis adolfi-friderici</i> (51)	<i>Lomariopsis guineensis</i> (100), <i>Tiliacora dinklagei</i> (89), <i>Drypetes pellegrinii</i> (48), <i>Carapa procera</i> (45)

FIG. 1. Kaplan-Meier curves representing the cumulative survival of established trees (dbh \geq 9.55 cm) among the three zones (Z0: trail, Z1: trail edge, Z2: forest interior).



Chapitre 6. - Synthèse des résultats, conclusion et perspectives

Cette thèse repose avant tout sur un travail de botanique de terrain qui a conduit à la re-détermination botanique de l'ensemble des ligneux de DBH supérieur ou égal à 9,55 cm du dispositif de Mbaïki, mais aussi, pour la première fois, à une identification des autres composantes de la flore vasculaire non épiphytique. Ce travail de longue haleine a permis de (re) préciser la composition floristique de cette forêt réputée « primaire » et de ses phases de dégradation associées aux interventions sylvicoles; ces données de terrain, « matière première » de la thèse, sont reportées en annexe. Ainsi 666 espèces réparties dans 361 genres et 99 familles composent la forêt du dispositif de Mbiki.

Notre analyse qualitative de la flore et de la végétation (Chapitre 3) a tout d'abord permis de replacer la forêt de Mbaïki dans le contexte des forêts tropicales africaines. Il s'agit d'une forêt dense humide semi-décidue dominée par quatre familles; par ordre d'importance décroissante: *Rubiaceae*, *Fabaceae*, *Euphorbiaceae* et *Apocynaceae*. Si l'on se restreint aux essences arborescentes (comme dans de nombreuses études portant sur les forêts tropicales), les familles les plus diversifiées sont *Fabaceae*, *Malvaceae*, *Rubiaceae* et *Euphorbiaceae*. Le spectre phytogéographique confirme la dominance de l'élément guinéo-congolais et le fort taux d'endémisme (70%), qui confère à cette forêt une valeur conservatoire de premier plan. L'analyse des traits de vie des espèces, lorsque les données sont disponibles, montre que les espèces sarcochores dominent et que, logiquement, la dissémination par zoochorie est la plus importante. Ceci n'est pas sans poser question sur le maintien à long terme de la diversité et la composition floristique de la forêt quand on constate la très forte raréfaction de la faune dans la forêt du fait de la très forte pression des populations humaines vivant dans les environs (chasse, piégeage).

Cette analyse qualitative a également permis de préciser les modifications de la composition floristique induites par les deux types d'intervention sylvicole testés expérimentalement sur le dispositif. A l'échelle des familles botaniques, le calcul des indices d'Importance value (IVI) a montré que l'importance relative des taxa était modifiée. Par exemple alors que 3 familles dominantes ont quasiment la même importance dans les parcelles témoins (*Meliaceae*, *Myristicaceae* et *Cannabaceae*), les *Meliaceae* sont très majoritairement affectées par l'exploitation forestière, si bien que les *Myristicaceae*, *Cannabaceae* et *Fabaceae* deviennent les familles dominantes dans les parcelles exploitées et les parcelles éclaircies.

Les analyses quantitatives multivariées ont montré que, lorsque l'on considère l'ensemble des espèces vasculaires ou uniquement les espèces des compartiments supérieurs renfermant les arbres juvéniles ($0,5 \text{ cm} \leq \text{DBH} < 9,55 \text{ cm}$) et les arbres ($\text{DBH} \geq 9,55 \text{ cm}$), la composition floristique ne variait pas significativement entre les différents traitements 22 ans après leur application. En revanche lorsque l'on se focalise sur les compartiments inférieurs, notamment la strate des plantules (hauteur $\geq 20 \text{ cm}$ et $\text{DBH} < 0,5 \text{ cm}$) et la strate comprenant les lianes et les herbacées, des divergences floristiques significatives apparaissent, suggérant que la composition floristique n'a pas été récupérée 22 ans après les perturbations dans ces compartiments, preuve que ceux-ci ont une faible résilience.

Nos différentes analyses quantitatives des caractéristiques structurelles de la diversité (Chapitre 4) ont mis en évidence la dépendance d'échelle dans la réponse de la végétation aux perturbations. Une approche taxonomique grossière, comme celle entreprise au niveau

générique (Chapitre 4.1), ou une approche limitée au compartiment dominant de la forêt, comme celle centrée sur les ligneux de dbh $\leq 9,55$ cm (Chapitre 4.2) ne permettent pas de retrouver une relation significative entre intensité des perturbations et diversité 22 ans plus tard. Au contraire, une approche analysant chaque compartiment architectural et fonctionnel individuellement (Chapitre 4.3) a mis en évidence des réponses contrastées qui montrent que les différents compartiments de la forêt dense semi-décidue centrafricaine n'ont pas la même résilience; étant donné que la strate des plantules qui demeure influencée par les impacts nuisibles de l'exploitation constitue le potentiel d'avenir de la forêt, on peut suspecter des effets à long terme de ces perturbations sur la composition floristique de la forêt.

Notre étude dans les parcelles témoins de l'impact du passage chaque année d'équipes d'inventaire sur le système de layons de suivi (Chapitre 5) suggère qu'à l'instar des parcelles exploitées une partie de leur composition est imputable à l'anthropisation. Ces résultats montrent que dans une forêt tropicale, les visites répétées des chercheurs modifient la composition floristique et la dynamique forestière locales. Les scientifiques ont donc une influence sur l'objet qu'ils étudient. La réponse de la végétation aux investigations dont elles font l'objet limite ainsi la portée des résultats obtenus.

De l'ensemble de ces résultats, nous concluons que la forêt dense de Mbaïki est une forêt du plus grand intérêt patrimonial par son fort taux d'endémisme et sa représentativité du type guinéo-congolais. D'un strict point de vue économique, la résilience de la forêt dense semble bonne puisque les strates arborescentes se régénèrent de manière satisfaisante, les parcelles exploitées ne différant des parcelles non exploitées ni en terme de composition, ni en terme de diversité 22 ans après leur exploitation. D'un point de vue écologique, «l'arbre cachant la forêt», il nous faut prendre en compte l'intégralité de la forêt, or nos résultats montrent que les ensembles structuraux inférieurs (arbres potentiels, lianes, palmiers et herbacées) conservent les traces des exploitations passées, leur diversité différant significativement entre les 3 traitements.

D'autres études seront nécessaires pour confirmer nos résultats. En particulier, une étude démographique diachronique des principales essences forestières est particulièrement justifiée pour confirmer ou infirmer l'hypothèse d'une réponse retardée des compartiments supérieurs par recrutement progressif et homogène à partir des compartiments inférieurs. De plus, seules des études démographiques ciblées permettraient de prendre en compte les phénomènes de dispersion/recrutement limité et d'agrégation/ségrégation spatiale.

Bibliographie

Alexandre D. Y. (1989). Dynamique de la régénération naturelle en forêt dense de Côte d'Ivoire. Etudes et thèses, Paris, O.R.S.T.O.M., 102 p.

Allen C. D., Macalady A. K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D. D., (Ted) Hogg E. H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J-H., Allard G., Running S.W., Semerci A. and Cobb N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660-684.

Alston A. H. G. (1959). *Ferns and ferns-allies of West Tropical Africa*. Millbank, London.

Amshoff G. J. H., Aymonin G. G. (1966). *Myrtacées, Thyméléacées*. Flore du Gabon. Muséum National d'Histoire Naturelle.

Apéma A. K. (1995). Etude phytosociologique des végétations aquatiques et semi-aquatiques du Zaïre. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles, 723 p.

Arbonnier M. (2000). *Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest*. CIRAD. Muséum National d'Histoire Naturelle.

Arets E. J. M. M., Van der Hout P., Zagt R. J. (2005). Responses of tree populations and forest composition to selective logging in Guyana. Published in H. ter Steege (ed.), *Long-term changes in tropical tree diversity. Studies from the Guiana Shield, Africa, Borneo and Melanesia*. Tropenbos Series 22. Tropenbos International, Wageningen, the Netherlands.

Arrhenius O. (1921). Species and area. *Journal of Ecology* 9: 95-99.

Aubréville A. (1938). La forêt coloniale: les forêts de l'Afrique Occidentale Française. *Annales de l'Académie des Sciences Coloniales* 9: 1-245.

Aubréville A. (1947). A propos: "Les pays tropicaux" de Pierre GOUROU - Le Parasolier – La régénération naturelle et l'enrichissement de la forêt équatoriale. *Bois et Forêts des Tropiques* 4: 20-30.

Aubréville A. (1948). Etude sur les forêts de l'Afrique Equatoriale Française et du Cameroun. *Bull. Scient.* N° 2, Nogent sur Marne, 123 p.

Aubréville A. (1950). Flore forestière soudano-guinéenne A.O.F.-Cameroun-A. E. F. Paris, 523 p.

Aubréville A. (1964). *Sapotacées*. Flore du Cameroun. Muséum National d'Histoire Naturelle.

Balinga M., Sengue M., Fombot E. (2006). A preliminary assessment of the vegetation of the Dzanga Sangha protected area complex, Central African Republic. Study report Smithsonian Institution.

Ballaré C. L., Scopel A. L., Sanchez R.A. (1990). Far red radiation reflected from adjacent leaves: an early signal of competition in plant canopies. *Science* 247: 329-332.

- Balmford A. (1996). Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 193-196.
- Bamps P., Farron C. (1967). Spermatophytes: *Ochnaceae*. Flore du Congo, du Rwanda et du Burundi. Jardin Botanique National de Belgique.
- Bamps P. et Sleumer H. (1976). Spermatophytes: *Flacourtiaceae* (Seconde partie). Flore d'Afrique Centrale (Zaire-Rwanda-Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Bamps P. (1968). Spermatophytes: *Flacourtiaceae* (Première partie). Flore du Congo, du Rwanda et du Burundi. Jardin Botanique National de Belgique.
- Bamps P. (1970). Spermatophytes: *Guttiferae*. Flore du Congo, du Rwanda et du Burundi. Jardin botanique national de Belgique.
- Bamps P. (1974). Spermatophytes: *Araliaceae*. Flore d'Afrique Centrale (Zaire-Rwanda-Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Bawa K. S., Seidler R. (1998). Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12: 46-55.
- Bazzaz F. A., Pickett S.T.A. (1980). Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 287-310.
- BCR (2006). Synthèse des résultats du recensement général de la population et de l'habitation de décembre 2003.
- Bedel F., Durrieu de Madron L., Dupuy B., Favrichon V., Maître H. F., Bar-Hen A., Narboni P. (1998). Dynamique de croissance dans les peuplements exploités et éclaircis de forêt dense africaine: dispositif de M'Baïki en République Centrafricaine (1982-1995). CIRAD-Forêt, Montpellier, France (Forafri n°1), 72 p.
- Beina D. (2001). Inventaire écologique de l'île Nabolongo située sur la Rivière Mbomou, République Centrafricaine. Rapport d'inventaire, projet CAF/95/G 31: Protection et utilisation durable de la diversité biologique de la forêt de Bangassou par une approche hautement décentralisée.
- Beina D. (2004). Etude de la flore des *Rubiaceae* de la région de Bangui (République Centrafricaine) Mémoire de D.E.A, Université de Yaoundé I. 131 p.
- Benitez-Malvido J., Lemus-Albor A. (2005). The seedling community of tropical rain forest edges and its interaction with herbivores and pathogens. *Biotropica* 37: 301-313.
- Berhaut J. (1967). *Flore du Sénégal*. Clairafrique, Dakar.
- Biswas S. R., Mallik A. U. (2010). Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities. *Ecology* 91: 28-35.
- Bongers F., Poorter L., Hawthorne W. D., Sheil D. (2009). The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. *Ecology Letters* 12: 798-805.
- Boulvert Y. (1983). Carte pédologique de la République Centrafricaine, à 1/1 000 000 (2 coupures). Notice explicative n° 100. ORSTOM, Paris, 126 p.

- Boulvert Y. (1986). Carte phytogéographique de la République Centrafricaine (Feuille Ouest-feuille Est) à 1/1 000 000. ORSTOM, Ministère de la Recherche et de la Technologie. Notice explicative n° 104. Paris, 131 p.
- Boulvert Y. (1996). Etude géomorphologique de la République Centrafricaine. Carte à 1/1 000 000 en deux feuilles ouest et est. ORSTOM Editions. Notice explicative n° 110. Paris, 249 p.
- Boutique R. (1967). Spermatophytes: *Dilleniaceae*. Flore du Congo, du Rwanda et du Burundi. Jardin Botanique National de Belgique.
- Boutique R. (1968). Spermatophytes: *Myrtaceae*. Flore du Congo, du Rwanda et du Burundi. Jardin Botanique National de Belgique.
- Bowles I. A., Rice R. A., Mittermeier G. A. B. da Fonseca. (1998). Logging and tropical forest conservation. *Science* 280:1899-1900.
- Bradley K. L., Damschen E. I., Young L. M., Kuefler D., Went S., Wray G., Haddad N. M., Knops J. M. H., Louda S. M. (2003). Spatial heterogeneity, not visitation bias, dominates variation in herbivory. *Ecology* 84: 2214-2221.
- Bratton S. P. (1975). A comparison of the beta diversity functions of the overstory and herbaceous understory of a deciduous forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 102: 55-60.
- Breteler F. J., Jonkking C. C. H., Lemmens R. H. M. J. (1992). *Connaraceae*. Flore du Cameroun. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 141p.
- Bridson D., Verdcourt B. (1988). Flora of Tropical East Africa. *Rubiaceae* part 2. pp 414-747.
- Brcic T. K., Willis K. J., Harris D. J., Washington R. (2007). Culture or climate? The relative influences of past processes on the composition of the lowland Congo rainforest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 362: 229-242.
- Brcic T. M., Willis, K. J., Harris, D. J., Telfer, M. W., Bailey, R. M. (2009). Fire and climate change impacts on lowland forest composition in northern Congo during the last 2580 years from palaeoecological analyses of a seasonally flooded swamp. *Holocene* 19: 79-89.
- Brokaw N. V. L. (1985). Treefalls, regrowth, and community structure in tropical rainforests. In Pickett S.T.A., White, P.S. (eds). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, London.
- Brook B.W., Traill L.W., Bradshaw C. J. A. (2006). Minimum viable population size and global extinction risk are unrelated. *Ecology Letters* 9: 375-382.
- Burley N., Krantzberg G., Radman P. (1982). Influence of colour-banding on the conspecific preferences of zebra finches. *Animal Behaviour* 30: 444-455.
- Burnham K. P., Anderson D. R. (2002). *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.
- Cajander A. K. (1926). The theory of forest types, *Acta Forestalia Fennica* 29: 1-108.

- Cahill J. F., Castelli J. P. (2001). The herbivory uncertainty principle: visiting plants can alter herbivory. *Ecology* 83: 307-312.
- Castilho C. V., Magnusson W. E., Araujo R. N. O., Costa Pereira E., Souza S. S. (2006). The use of French spikes to collect botanical vouchers in permanent plots: evaluation of potential impacts. *Biotropica* 38: 555-557.
- Ceccato P., Bango E., Ngouanze F., Damio T. (1992). Annexe 1: Etude pédologique des parcelles d'expérimentation des forêts de Boukoko et La Lolé (M'Baïki, République Centrafricaine), Projet de recherche forestière FAC / ARRF, 19 p.
- Chapman C. A., Chapman L. J., Wrangham R. Isabirye-Basuta G., Ben David K. (1997). Spatial and temporal variability in the structure tropical forest. *African Journal of Ecology* 35: 287-302.
- Chapman C.A., Chapman L. J. (1997). Forest regeneration in logged and unlogged forests of kibale national park Uganda. *Biotropica* 29: 396-412.
- Chave J. (2005). Mémoire pour le diplôme d'habilitation à diriger des recherches. Ecologie des communautés en forêt tropicale. 81p.
- Chazdon R. L. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 51-71.
- Chazdon R. L., Brenes A. R., Alvarado B. V. (2005). Effects of climate and stand age on annual tree dynamics in tropical second-growth rain forests. *Ecology* 86: 1808-1815.
- Cheek M., Sonké B. (2000). A new species of *Oyanthus* (*Rubiaceae-Gardenieae*) from Western Cameroon. *Kew Bulletin* 55: 889-893.
- Chesson P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review in Ecology and Systematics* 31: 343-366.
- Chesson P. (2000). General Theory of Competitive Coexistence in Spatially-Varying Environments. *Theoretical Population Biology* 58: 211-237.
- Chesson, P. (1994). Multispecies competition in variable environments. *Theoretical Population Biology* 45: 227-276.
- Chesson P., Huntly N. (1997). The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *The American Naturalist* 150: 519-553.
- Chesson P. L., Warner R. R. (1981). Environment variability promotes coexistence lottery competitive systems. *The American Naturalist* 117: 923-943.
- Chevalier A. (1913). Flore de l'Afrique centrale Française (Bassin de l'Oubangui et Chari). Tome I. Enumération des plantes récoltées. A. Challamel, Editeur, Paris. 451p.
- Chevalier A. (1951). Catalogue des arbres vivant dans la forêt dense et les galeries en Afrique centrale (Bassin de l'Oubangui, de la Haute Sangha et du Haut Chari). *Revue Internationale de Botanique Appliquée et d'Agriculture Tropicale*. 349-350: 605-623.
- Chuyong G. B., Condit R., Kenfack D., Losos E. C., Moses S. N., Songwe N. C., Thomas, D. W. (2004). Korup Forest Dynamics Plots, Cameroon. In: Losos E. C., Leigh E.G., Jr. (Eds).

Tropical Forest Diversity and Dynamism – Findings from a Large-Scale Plot Network. The University of Chicago Press, pp. 506-516.

Comita L. S., Goldsmith G. R. (2008). Impact of research trails on seedling dynamics in a tropical forest. *Biotropica* 40: 251-254.

Clark C. J., Poulsen J. R., Malonga R., Elkan P. W. (2009). Logging concessions can extend the conservation state for Central African tropical forests. *Conservation Biology* 23:1281-1293.

Clark D. B., Palmer M. W., Clark D. A. (1999). Edaphic factors and the landscape-scale distribution of tropical rain forest trees. *Ecology* 80: 2662-2675.

Clark D. A. (2007). Detecting tropical forests' responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *Biotropica* 39: 4-19.

K Clarke, M Lewis, B Ostendorf. (2011). Additive partitioning of rarefaction curves: Removing the influence of sampling on species-diversity in vegetation surveys. *Ecological Indicators* 11: 132-139.

Co D. R. (1972). Regression models and life tables. *Journal of the Royal Statistical Society Series B* 34: 184-220.

Collins M. D., Simberloff M. (2009). Rarefaction and non-random dispersal patterns. *Environmental and Ecological Statistics* 16: 89-103.

Comita L. S., Goldsmith G. R., Hubbell S. P. (2009). Intensive research activity alters short-term seedling dynamics in a tropical forest. *Ecological Research* 24: 225-230.

Condit R. (1995). Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 18-22.

Condit R., Hubbell S. P., Foster R. B. (1995). Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs* 65: 419-439.

Condit R., Pitman N., Leigh Jr. E. G., Chave J., Terborgh J., Foster R. B., Nunez V. P, Aguilar S., Valencia R., Villa G., Muller-Landau H. C., Losos E., Hubbell S. P. (2002). Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 25: 666-669.

Connell J. H. (1978). Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.

Coombe D. E., Hadfield W. (1962). An analysis of the growth of *Musanga cecropioides*. *Journal of Ecology* 50: 221-230.

Cordonnier T., Courbaud B., Franc A. (2006). The effect of colonization and competition processes on the relation between disturbance and diversity in plant communities. *Journal of Theoretical Biology* 243:1-12.

Corlett R. T., Primack R. B. (2006). Tropical rainforests and the need for cross-continental comparisons. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 104-110.

Cornacchia M., Poidevin L. (1984). Relief et géologie. Les Atlas Jeune Afrique: République Centrafricaine. Ed. Jeune Afrique, Paris pp 8-12.

- Crist. T. O., Veech J. A. (2006). Additive partitioning of rarefaction curves and species-area relationships: unifying α , β and γ diversity with sample size and habitat area. *Ecology Letters* 9: 923-932.
- Curtis J. T., McIntosh R. P. (1950). The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* 31: 434-455.
- Danserau P., Lems K. (1957). The grading of dispersal types in plant communities and their ecological significance. Contribution H. l'Institut Botanique de l'Université de Montreal, Montreal.
- Daubenmire R., Daubenmire J. B. (1968). Forest vegetation of eastern Washington and northern Idaho. *Washington Agricultural Experiment Station Technical Bulletin* 60, 160p.
- De Block P. (1998). The African species of *Iora* (*Rubiaceae-Pavetteae*). *Opera Botanica Belgica* 9: 218 p.
- De Chatelperron G., Commerçon R. (1986). Mise en exploitation du dispositif de recherche en forêt naturelle dans les forêts de Boukoko et La Lolé en République Centrafricaine. Projet FAC-ARFF, rapport technique du C.T.F.T., 58 p.
- Decocq G. (2000). La végétation forestière de la haute vallée de l'Oise (Belgique et France): approche phytosociologique intégrée. *Belgian Journal of Botany* 133: 53-83.
- Decocq G. (2002). Patterns of plant species and community diversity at different organization levels in a forested riparian landscape. *Journal of Vegetation Science* 13: 91-106.
- De Foucault B. (1986). Fractals, géomorphologie et phytosociologie fondamentale. In: Géhu J.M. (eds.) *Végétation et géomorphologie*, pp. 85-100. Cramer, Berlin, DE.
- De Wilde W. J. J. O. (1971). A monograph of the genus *Adenia* forsk (*Papilionaceae*). Mededelingen Landbouwhogeschool Wageningen pp. 71-18.
- Degen B., Blanc L., Caronc H., Maggia L., Kremer A., Gourlet-Fleury S. (2006). Impact of selective logging on genetic composition and demographic structure of four tropical tree species. *Biological Conservation* 131: 386-401.
- Denslow J. S. (1987). Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual review of Ecology and Systematics* 18: 431-451.
- Doucet J. L., Kouadio Y. L., Monticelli D., Lejeune P. (2009). Enrichment of logging gaps with moabi (*Baillonella toxisperma* Pierre) in a Central African rain forest. *Forest Ecology and Management* 258: 2407-2415.
- Dufrêne M., Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Dumbrell, A. J., Clark, E. J., Frost, G. A., Randell, T. E., Pitchford, J. W. and Hill, J. K. (2008). Changes in species diversity following habitat disturbance are dependent on spatial scale: theoretical and empirical evidence. *Journal of Applied Ecology* 45: 1531-1539.
- Duncan R. S., Wenny D. G., Spritzer M. D., Whelan C. J. (2002). Does human scent bias seed removal studies? *Ecology* 83: 2630-2636.

- Dupuy B., Bertault J. G. (1997). Impact des incendies en forêt dense humide ivoirienne. Contribution au XI^{ème} congrès forestier mondial. *Antalya*, 5 p.
- Durrieu de Madron L., Forni E., Mekok M. (1998). Les techniques d'exploitation à faible impact en forêt dense humide camerounaise. Série FORAFRI. N° 17.
- Durrieu de Madron L., Forni E. (1997). Aménagement forestier dans l'Est du Cameroun. *Bois et Forêts des Tropiques* 254 : 39-50.
- Egozcue J.J., Pawlowsky-Glahn V., Mateu-Figueras G., Barcel'o-Vidal C. (2003). Isometric logratio transformations for compositional data analysis. *Mathematical Geology* 35: 279-300.
- EFBC (2006). Etat des Forêts du Bassin du Congo. <http://carpe.umd.edu/2006-state-of-the-forests-report>.
- Elliot C. (1996). Forest management certification: ISO, FSC and CSA: What's going on. *Taiga News* 19.
- Evrard C. (1968). Recherches écologiques sur le peuplement forestier des sols hydromorphes de la cuvette congolaise. *Publ. INEAC*, série scientifique 110: 1-295.
- Ewel J., Conde L. (1976). Potential ecological impact of increased intensity of tropical forest utilization. Unpublished report to USDA Forest Service, Madison, Wisconsin.
- FAC (1976). Etude préliminaire à l'aménagement de la forêt dense. 5^{ème} partie: Inventaire de l'herbier. Projet FAC/192, Ministère du Tourisme, des Eau, Forêts, Chasses et Pêches.
- FAO (1997). State of the world's forests - 1997. FAO, 200 p.
- FAO (2004). Reduced impact logging in tropical forests: literature synthesis, analysis and prototype statistical framework. Rome, Italie, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Forest Harvesting and Engineering Working Paper n° 1, 287 p.
- FAO (2005). Global forest resources assessment 2005: Progress towards sustainable forest management. Rome, Italie, Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Forestry Paper 147, 40 p.
- FAO (2006). Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management. Forestry Paper 147: <http://www.fao.org>. United Nations Food and Agriculture Organization (FAO), Rome.
- FAO (2007). Forest monitoring and assessment for climate change reporting: partnerships, capacity building and delivery. Holmgren, P., L.-G. Marklund, M. Saket, M.L. Wilkie. FAO Forest Resources Assessment Working Paper No. 142. Rome.
- FAO (2011). ForesSTAT, FAOSTAT. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome. <http://faostat.fao.org>.
- Fargeot C., Forni E., Nasi R. (2004). Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo. *Bois et Forêts des Tropiques* 281: 19-34.
- Favrichon V. (1998). Modeling the dynamics and species composition of a tropical mixed-species uneven-aged natural forest: effects of alternative cutting regimes. *Forest Science* 44: 113-124.

- Favrichon V., Gourlet-Fleury S., Bar-Hen A., Dessard H. (1998). Parcelles permanentes de recherche en forêt dense tropicale humide. Eléments pour une méthodologie d'analyse des données. CIRAD-Forêt, Montpellier, France (Forafri n°14) 67 p.
- Ferraro P.J., Simpson R. D. (2003). Protecting forests and biodiversity: are investments in eco-friendly production activities the best way to protect endangered ecosystems and enhance rural livelihoods? Paper presented at the conference 'Rural Livelihoods, Forests and Biodiversity', Bonn, Germany, sponsored by CIFOR, in collaboration with BMZ, DSE, and GTZ, 26–30 May.
- Ferreira L. V., Prance G.T. (1999). Ecosystem recovery in terra firma forests after cutting and burning: a comparison on species richness, floristic composition and forest structure in the Jau National Park, Amazonia. *Botanical Journal of the Linnean Society* 130: 97-110.
- Finegan B. (1996). Pattern and process in Neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 119-124.
- Florence J. (1981). Chablis et sylvigénèse dans une forêt dense humide sempervirente du Gabon. Thèse de 3ème cycle de l'Université Louis Pasteur, Strasbourg, 261 p.
- Fredericksen T.S., Putz F.E. (2003). Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation* 12: 1445-1453.
- Freycon V., Krencker M., Schwartz D., Nasi R., Bonal D. (2010). The impact of climate changes during the Holocene on vegetation in northern French Guiana. *Quaternary Research* 73: 220–225.
- Frontier S. (1985). Diversity and structure in aquatic ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 23: 253-312.
- Gartlan J. S., Newbery D McC., Thomas D. W., Waterman P. G. (1986). The influence of topography and soil phosphorus on the vegetation of Korup Forest Reserve, Cameroon. *Vegetatio* 65: 131-148.
- Ghazoul J., Sheil D. (2010). *Tropical Rainforest Ecology, Diversity and Conservation*. Oxford University Press Inc. New York. pp 239-246.
- Gillet F. (2000). La phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique. Université de Neuchâtel, Institut de botanique, Neuchâtel, 68 p.
- Glennlewin D. C. (1976). The vegetation of Stinson Prairies, Kosouth County, Iowa. *Proceedings of the Iowa Academy of Science* 83: 88-93.
- Goldsmith G. R., Comita L. S., Morefield L. L., Condit R., Hubbell S. P. (2006). Long-term research impacts on seedling community structure and composition in a permanent forest plot. *Forest Ecology and Management* 234: 34-39.
- Gotelli N. J., Colwell R. K. (2001). Quantifying Biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.
- Gourlet-Fleury S., Favrichon V., Schmitt L., Petronelli P. (2004). Consequences of silvicultural treatments on stand dynamics at Paracou. In: Gourlet-Fleury S., Guehl J.-M. et Laroussinie O. (Eds). Ecology and Management of a Neotropical Rainforest. Lessons drawn

from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana. *Elsevier*, Paris. 254-280.

Graaf N.R., Poels R.L.H., Van Rompaey R.S.A.R. (1999). Effect of silvicultural treatment on Growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *Forest and Ecology Management* 124:123-135.

Gravel D., Canham C. D., Beaudet M., Messier C. (2010). Shade tolerance, canopy gaps and mechanisms of coexistence of forest trees. *Oikos* 119: 475-484.

Greenpeace (2011). Bassin du Congo, forêts en sursis. <http://www.greenpeace.fr/forets-en-sursis/bassin-du-congo-forets-en-sursis>.

Greerink D. (1973). *Spermatophytes : Amaryllidaceae*. Flore d'Afrique Centrale (Zaire–Rwanda – Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.

Greerink D. (1984). *Spermatophytes : Orchidaceae* (Première partie) Flore d'Afrique Centrale (Zaire – Rwanda – Burundi). Jardin botanique national de Belgique.

Greerink D., Vermeulen J.J., Petterson B. (1992). *Spermatophytes : Orchidaceae* (seconde partie). Flore d'Afrique Centrale (Zaire – Rwanda – Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.

Guariguata M. R., Ostertag M. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.

Guigonis G. (1969). Noms vernaculaires Issongo. SIRCA, Bangui. 32 p.

Hall J. S. (2008). Seed and seedling survival of African mahogany (*Entandrophragma spp.*) in the Central African Republic: implication for forest management. *Forest Ecology and Management* 255: 292–299.

Hall J. S., Harris, D. J., Medjibe, V., Ashton, P. M. S. (2003). The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *Forest Ecology and Management* 183: 249-264.

Hallé N. (1962). Monographie des *Hipocratéacées* d'Afrique Occidentale. *Mémoires de l'Institut Français d'Afrique Noire*. N° 64.

Hallé N. (1966). Famille des *Rubiaceae* (1ere partie). Flore du Gabon. Volume 12. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 278 p.

Hallé N. (1970). Famille des *Rubiaceae* (2ere partie). Flore du Gabon. Volume 17. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 355 p.

Hallé N. (1990). *Celastracées (Hippocratéoidées)*. Flore du Cameroun. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 247 p.

Harper K. A., Macdonald S. E., Burton P. J., Chen J., Brosofske K. D., Saunders S. C., Euskirchen E., Roberts D., Jaiteh M. S., Esseen P. A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19: 768–782.

Harris D. (1999). Lobeke: Botanical inventory. Repport for WWF Cameroon. 131p.

- Harris D. (2002). The vascular plants of the Dzanga-Sangha Reserve, Central African Republic. *Scripta Botanica Belgica* 23; 274 p.
- Hartshorn G.S. (1978). Tree falls and tropical forest dynamics. In: Tomlinson P., Zimmermann M. H. (Eds) *Tropical Trees as Living Systems*. Cambridge University Press, pp. 617-638.
- Hawthorne W. D. (1995). Ecological Profiles of Ghanaian Forest Trees. *Tropical Forestry Paper* 29, Oxford Forestry Institute, Oxford.
- Heisenberg W. (1927). Über den anschaulichen inhalt der quantenteoretischen kinematik und mechanik. *Zeitschrift für Physik* 43: 172-198.
- Heikkinen R. K. (1996). Predicting patterns of vascular plant species richness with composite variables: a mesoscale study in Finnish Lapland. *Vegetatio* 126: 151-165.
- Heimburger C. C. (1934). Forest-type studies in the Adirondack Region. Cornell Univ. Agric. Exp. Stn Mem. 165. Cornell University, Ithaca, NY.
- Hepper F. N. et Keay R. W. J. (1963). *Rubiaceae* in Flora of West Tropical Africa. Edition 2. Crown Agents for Oversea Governments and Administrations, London. pp 104-223.
- Hik D. S., Brown M., Dabros A., Weir J., Cahill J. F. (2003). Prevalence and predictability of handling effects on plants in field studies: results from field experiments and a meta-analysis. *American Journal of Botany* 90: 270-277.
- Hiura T. (1995). Gap formation and species diversity in Japanese beech forests: a test of the intermediate disturbance hypothesis on a geographic scale. *Oecologia* 104: 265 - 271.
- Howard A. F., Rice R. E., Gullison R.E. (1996). Simulated financial returns and selected environmental impacts from four alternative silvicultural prescriptions applied in the neotropics: a case study of the Chimanes forest, Bolivia. *Forest Ecology and management* 89: 43-57.
- Hubbell S. P., Foster R. B., O'Brien S. T., Harms K. E., Condit R., Wechsler B., Wright S. J., Loo de Lao S. (1999). Light-gap disturbances, recruitment limitation and tree diversity in a Neotropical Forest. *Science* 283: 554-557.
- Hulme D., Murphree M. (1999). Communities, wildlife, and the "New conservation" in Africa. *Journal of International Development* 11: 277-85.
- Hurlbert S. H. (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.
- Huston M. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113: 81-101.
- Huston M. A. (1994). *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Hutchinson J., Dalziel J. M., Hepper F. N. (1968). *Flora of West Tropical Africa* Vol.III Part 1. Millbank, London.

- Hutchinson J., Dalziel J. M., Hepper F. N. (1963). *Flora of West Tropical Africa* Vol.II Millbank, London.
- Hutchinson J., Dalziel J.M. (1928). *Flora of West Tropical Africa* Vol.I Part 2. Millbank, London.
- Hutchinson J., Dalziel J. M. (1936). *Flora of West Tropical Africa* Vol.I Part 2. Millbank, London.
- Hutchinson J., Dalziel J. M., Keay R. W. J. (1954). *Flora of West Tropical Africa* Vol. I Part 1 Millbank, London.
- Hutchinson J., Dalziel J. M., Keay R. W. J. (1958). *Flora of West Tropical Africa* Vol. I Part 2 . Millbank, London.
- ITTO (1993). ITTO Guidelines on the conservation of biological diversity in tropical production forests. A supplement to ITTO Guidelines for the Sustainable Management of Natural Tropical Forests. ITTO Policy Development Series n°5. 18 p.
- Ingwell L. L., Wright S. J., Becklund K. ,K., Hubbel S. P., Schnitzer S. A. (2010). The impact of lianas on the 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Ecology* 98: 879-887.
- Johns J.S., Barreto P., Uhl C. (1996). Logging damage during planned and unplanned logging operations in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89: 59-77.
- Kassi N'Dja J. K., Decocq G. (2008). Successional patterns of plant species and community diversity in a semi-deciduous tropical forest under shifting cultivation. *Journal of Vegetation Science* 19:809-820.
- Kent M., Coker P. (1992). *Vegetation description and analysis: a practical approach*. CRC Press. Belhaven Press, London.
- Keraudren-Aymonin M. (1975). Spermatophytes: *Cucurbitaceae*. Flore d'Afrique Centrale (Zaire – Rwanda – Burundi) Jardin Botanique National de Belgique.
- Komobaya Y. (2008). Etude préliminaire d'enquête sur les aspects sociaux du dispositif de Mbaïki . Rapport de Mission. Projet d'Appui à la Recherche Forestière (ARF).
- Kouob B. S. (2009). Organisation de la diversité végétale dans les forêts matures de terre ferme du sud-est Cameroun. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles. 192 p.
- Lanly J. P. (1966). La forêt dense Centrafricaine. *Bois et Forêts des Tropiques* 108: 43-55.
- Laporte N., Merry F., Baccini A., Goetz S., Stabach J., Bowman M. (2007). Reducing CO2 emissions from deforestation and degradation in the democratic Republic of Congo: a first look. WHRC Research Report, 26 p.
- Laurance W. F., Ferreira L. V., Rankin-De Merona J. M., Laurance S. G., Hutchings R. W., Lovejoy T. E. (1998). Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12: 460-464.
- Laurance W. F. (2002). Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13: 595-602.

- Laurance W.F. (2005). Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *In*: Malhi, Y. & Phillips, O. (eds.) *Tropical forests and global atmospheric change* pp 31-38. Oxford University Press, Oxford.
- Lawalree A., Dethier D., Gilissen E. (1986). *Spermatophytes : Compositae*. Flore d'Afrique Centrale (Zaire – Rwanda – Burundi) Jardin Botanique National de Belgique.
- Lebrun J. (1947). La végétation de la plaine alluviale au sud du lac Édouard. Inst. Parcs Nat. Congo Belge, 800 p.
- Lebrun J. (1960). Sur une méthode de délimitation des horizons et étages de végétation des montagnes du Congo Oriental. *Bulletin du Jardin Botanique de Belgique* 30: 75-94.
- Lebrun J. P., Stork A. L. (1991-1997). Enumération des plantes à fleurs d'Afrique Tropicale. Vol. I - IV. Ville de Genève. Conservatoire et Jardin Botanique, Publ. Hors-série n° 7- 7C.
- Leeuwenberg A. J. M. (1985). Series of revisions of *apocynaceae* I and *Tabernanthe* : uses, phytochemistry, and pharmacology. Agriculture University Wageningen Papers 85-3.
- Leeuwenberg A. J. M., Bamps P. (1979). Spermatophytes. *Loganiaceae*. Flore d'Afrique Centrale (Zaire – Rwanda – Burundi) Jardin Botanique National de Belgique.
- Lejoly J., Lisowski S. (1978). Catalogue des plantes vasculaires des sous régions de Kissangani et de la Tshopo. ULB. 122 p.
- Lejoly J. (1996). Synthèse régionale sur la biodiversité végétale des ligneux dans les 6 sites du projet ECOFAC en Afrique centrale. Groupement AGRECO-CTFT, projet ECOFAC, Rapport technique, Bruxelles. 81p.
- Lejoly J. (1998). Inventaire des collections d'herbier effectuées en forêt de Ngotto dans le cadre du programme ECOFAC. Rapport ECOFAC. 56 p.
- Léonard J. (1995). *Spermatophytes: Euphorbiaceae* (deuxième partie). Flore d'Afrique Centrale (Zaire –Rwanda – Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Léonard J. (1996). *Spermatophytes: Euphorbiaceae* (troisième partie). Flore d'Afrique Centrale (Zaire –Rwanda – Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Léonard J., Mosango M. (1985). *Spermatophytes: Hymenocardiaceae*. Flore d'Afrique Centrale (Zaire –Rwanda – Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Leslie A. J. (1997). Aménagement durable des forêts ombrophiles tropicales pour la production de bois. *In* : Ouvrages sur l'aménagement durable des forêts. Etude FAO Forêts n° 122. 19-36.
- Letouzey R. (1968). Etude phytogéographique du Cameroun. Ed. Paul Lechevalier, Paris. 511p.
- Letouzey R. (1963). *Rutacées, Zygophyllacées, Balanitacées*. Flore du Cameroun. Muséum National d'Histoire Naturelle Tomes 2A et 2B.
- Letouzey R. (1970 -1972). Manuel de botanique forestière Afrique-tropicale. CTFC, Nogent.

- Lewis S. L. (2006). Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical Transactions of the Royal Society London* B361:195-210.
- Liben L. (1968). *Spermatophytes: Ombretaceae*. Flore du Congo du Rwanda et du Burundi. Jardin Botanique national de Belgique.
- Liben L. (1971). *Spermatophytes: Lecythidaceae*. Flore du Congo du Rwanda et du Burundi. Jardin botanique national de Belgique.
- Liben L. (1973). *Spermatophytes: Oleaceae*. Flore d’Afrique Central (Zaire - Rwanda – Burundi) Jardin Botanique National de Belgique.
- Liben L. (1977). *Spermatophytes: Bignoniaceae*. Flore d’Afrique Central (Zaire - Rwanda – Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Liben L. (1983). *Combrétacées*. Flore du Cameroun. Muséum National d’Histoire Naturelle, Paris. 98 p.
- Liben L. (1987). *Spermatophytes: Rhizophoraceae*. Flore d’Afrique centrale (Zaire- Rwanda- Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Lisowski S. (1989). *Spermatophytes : Compositae*. Flore d’Afrique Centrale (Zaire – Rwanda – Burundi) Jardin Botanique National de Belgique.
- Mackey R. L., Currie D. J. (2001). The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology* 82: 3479-3492.
- Magurran A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford.
- Makana J. R., Hart T. B., Liengola, I., Ewango, C., Hart, J. A., Condit, R. (2004). Ituri Forest Dynamics Plots, Democratic Republic of Congo. In: E.C. Losos and E.G. Leigh, Jr. (Eds). *Tropical Forest Diversity and Dynamism – Findings from a Large-Scale Plot Network*. The University of Chicago Press, pp. 492-505.
- Makana J. R., Thomas S. C. (2005). Effect of light gap and litter removal on the seedling performance of six African timber species. *Biotropica* 37: 227-237.
- Makana J. R., Thomas S. C. (2006). Impacts of logging and agricultural clearing on forest structure, forest composition and diversity, and timber tree regeneration in the Ituri Forest, Democratic Republic of Congo. *Biodiversity and Conservation* 15: 1375–1397.
- Malcolm J. R., Ray J. C. (2000). Influence of timber extraction routes on Central African small-mammal communities, forest structure, and tree diversity. *Conservation Biology* 14: 1623-1638.
- Maley J., Brenac P. (1998). Vegetation dynamics, palaeoenvironments and climatic changes in the forests of western Cameroon during the last 28,000 years B.P. *Review of Palaeobotany and Palynology* 99: 157–187.
- Mandango M. A. (1982). Flore et végétation des îles du fleuve Zaïre dans la sous-région de la Tshopo (Haut-Zaïre). Thèse de doctorat, Université de Kisangani, Kisangani, 425 p.

- Mankin W. E. (1998). Entering the fray: international forest policy processes. An NGO perspective on their effectiveness. International Institute for Environment and Development, London; Policy that Works for Forests and People Series, Discussion paper No. 9.
- Mayaux P., Bartholome E., Fritz S., Belward A. (2004). A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography* 31: 861–877.
- Mayaux P., Defourny P., Devers D., Hansen M., Duveiller G. (2006). Cartographie et évolution du couvert forestier en Afrique centrale. Les forêts du bassin du Congo. Etats des forêts 2006.
- Mayaux P., Holmgren P., Achard F., Eva H., Stibig H.-J., Branthomme A. (2005). Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 360: 373-384.
- Mazzei de Freitas L. J. (2010). Durabilité écologique et économique de l'exploitation forestière pour la production de bois d'oeuvre et pour le stockage du carbone en Amazonie. Thèse de doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts (AgroParisTech-ENGREF), 209 p.
- Mbae Kirika J., Bohning-Gaese K., Dumbo B., Farwig N. (2010). Reduced abundance of late-successional trees but not of seedlings in heavily compared with lightly logged sites of three East African tropical forests. *Journal of Tropical Ecology* 26:533-546.
- McArdle B. H., Anderson M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82: 290-297.
- McCarthy M. A. (2007). *Bayesian methods for ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- McCulloch C. E., Searle S. R., Neuhaus J. M. (2008). *Generalized, linear, and mixed models. 2nd edition. Wiley Series in Probability and Statistics*. Hoboken, NJ: John Wiley et Amp ; Sons. xxv, 384 p.
- McCune B., Mefford M. J. (1999). PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software Desig, Glenenden Beach, Oregon.
- McGill B. J., Etienne R. S., Gray J. S., Alonso D., Anderson M. J., Bence H. K., Dornelas M., Enquist B. J., Green J. L., He, F., Hurlbet A. H., Magurran A. E., Marquet P. A., Maurer B. A., Ostling A., Soykan C. U., Ugland K. I., White E. P. (2007). Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters* 10: 995-1015.
- Metz K. J., Weatherhead P. J. (1991). Color bands function as secondary sexual traits in male Red-winged Blackbirds. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 28: 23-27.
- Millet J., Pascal J. P., Met L. C. (2010). Effects of disturbance over 60 years on a lowland forest in southern Vietnam. *Journal of tropical forest Science* 22: 237-246.
- Molino J. F., Sabatier D. (2001). Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Science* 294: 1702-1704.

- Nabuurs G. J., O. Masera K., Andrasko P., Benitez-Ponce R., Boer M., Dutschke E., Elsiddig J., Ford-Robertson P., Frumhoff T., Karjalainen O., Krankina W.A., Kurz M., Matsumoto W., Oyhantcabal N.H., Ravindranath M.J., Sanz Sanchez., Zhang (2007). Forestry. *In: Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Nasi R., Forni E. (2006). Exploitation industrielle du bois, aménagement forestier et impacts environnementaux in Nasi R, Nguingui J. C., de Blas D. E. Exploitation et gestion durable des forêts en Afrique Centrale : la quête de la durabilité. *Hamathan* pp 1-16.
- Ngueguim J. R., Chokona G. H., Ayobami S. T., Orimoogunje O. (2009). Evaluation of logging impacts on tropical rainforest in Eastern Cameroon using Remote Sensing and GIS techniques. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 3: 771-785.
- Nguembou K. C., Sonké B., Zapfack L., Lejoly J. (2003). Les espèces camerounaises du genre *Bertiera* (*Rubiaceae*). *Systematics and Geography of Plants* 73: 237-280.
- Nicholson D. I., Henry N. B., Rudder J. (1990). Disturbance regimes in North Queensland rainforests: An-evaluation of their relationship to species richness and diversity. *Australian Journal of Ecology* 15: 245-246.
- Nicholson S. E. (2000). The nature of rainfall variability over Africa on time scales of decades to millenia. *Global and Planetary Change* 26: 137-158.
- Nierstrasz E. (1975). Clairières et chablis en forêt naturelle. Rapport O.R.S.T.O.M., Adiopodoumé, Côte d'Ivoire. 43 p.
- Nielsen E., Rice R. (2004). Gestion durable des forêts et incitations directes à la conservation de la biodiversité. *Revue Tiers Monde* 177: 127-150.
- Nielsen E., Rice R. (2004). Gestion durable des forêts et incitations directes à la Nogent-sur-Marne, France. 298 p.
- Normand D. (1964). Identification des arbres et des bois des principales essences forestières en République Centrafricaine. Ministère de la Coopération de la République Française.
- Okali D. U. U., Ola-Adams B. A. (1987). Tree population changes in treated rain forest at Omo Forest Reserve, south-western Nigeria. *Journal of Tropical Ecology* 3: 291-313.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., Wagner H. (2010). Vegan: Community Ecology Package. R package version 1. 17-4, <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oksanen J, Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., Wagner H. (2011). Community Ecology Package. <http://cran.r-project.org>, <http://vegan.r-forge.r-project.org/>
- Oksanen J., Minchin P. R. (2002). Continuum theory revisited: what shape are species responses along ecological gradients? *Ecological Modelling* 157: 119-129.

- Oldeman R. A. A. (1974). L'architecture de la forêt guyanaise. Mémoires O.R.S.T.O.M. n°273, 204 p.
- Oldeman R. A. A. (1983). Tropical rain forest, architecture, silvigenesis, diversity. In S. L. Sutton, I. C. Whitmore, A. C. Chadwicks (Eds.). Tropical rain forest: ecology and management, pp. 139-150. Blackwell Scientific Publications Ltd., Oxford, England.
- Oldeman R.A.A. (1990). *Forests: elements of silvology*. Springer-Verlag, Berlin. 624 p.
- Ouédraogo D.Y., Beina, D., Picard, N., Mortier, F., Baya, F., Gourlet-Fleury, S. (in press) Thinning after selective logging facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa. *Forest Ecology and Management*.
- Pacala S. W., Rees M. (1998). Models suggesting field experiments to test two hypotheses explaining successional diversity. *The American Naturalist* 152: 729-737.
- Parmentier I. Y., Malhi B., Senterre R. J., Whittaker A.T.D.N., Alonso A., Balinga M. P. B., Bakayoko A., Bongers F., Chatelain C., Comiskey J. A., Cortay R., Djuikouo Kamdem M. N., Doucet J.-L., Gautier L., Hawthorne W. D., Issembe Y. A., Kouamé F. N., Kouka L. A., Leal M. E., Lejoly J., Lewis S. L., Nusbaumer L., Parren M. P. E., Peh K. S.-H., Phillips O. L., Sheil D., Sonké B., Sosef M. S. M., Sunderland T. C. H., Stropp J., ter Steege H., Swaine M. D., Tchouto M. G. P., van Gemerden B. S., van Valkenburg J. L. C. H., and Wöll H. (2007). The odd man out? Might climate explain the lower tree alpha-diversity of African rain forests relative to Amazonian rain forests? *Journal of Ecology* 95:1058-1071.
- PARN (1998). Inventaire des forêts du Sud-Ouest Centrafricain. Ministère des Eau, Forêts, Chasses, Pêches de l'Environnement et du Tourisme. 400 p.
- PARPAF (2001). Normes nationales d'élaboration des plans d'aménagement. Ministère des eaux, forêts, chasse et pêche. CIRAD, Groupement Forêts Ressources Management.
- Pélissier R., Dray S., Sabatier D. (2001). Within-plot relationships between tree species occurrences and hydrological soil constraints: an example in French Guiana investigated through canonical correlation analysis. *Plant Ecology* 162:143-156.
- Pellegrin F. (1948). *Les Légumineuses* du Gabon. Mémoire de l'institut d'études Centrafricaines N° 1.
- Peña-Claros M., Petersa E. M., Justiniano M. J., Bongers F., Blatea G. M., Fredericksen, T. S., Putz, F. E. (2008). Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. *Forest Ecology and Management* 255:1283-1293.
- Phillips O. L., Hall P., Gentry A. H., Sawyer S. A., Vasquez R. (1994). Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 91: 2805-2809.
- Phillips O. L., Nunez P., Timana M. E. (1998). Tree mortality and collecting botanical vouchers in tropical forests. *Biotropica* 30: 298-305.
- 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, Yaoundé. <http://hal.cirad.fr/cirad-00339816/fr/>.

- Pielou E. C. (1966). Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology* 10: 370-383.
- Pohlman C. L., Turton S. M., Goosem M. (2007). Edge effects of linear canopy openings on tropical rain forest understory microclimate. *Biotropica* 39: 62-71
- Poorter L., Bongers F., Sterck F. J., Wöll H. (2005). Beyond the regeneration phase: differentiation of height–light trajectories among tropical tree species. *Journal of Ecology* 93: 256–267.
- Primack R. B., Lee H. S. (1991). Population dynamics of pioneer (*Macaranga*) trees and understorey (*Mallotus*) trees (Euphorbiaceae) in primary and selectively logged Bornean rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 7: 439-458
- R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Raunkiaer C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford, 632 p.
- Rees M., Condit R., Crawley M., Pacala S., Tilman, D. (2001). Long-term studies of vegetation dynamics. *Science* 293: 650-655.
- Réjou-Méchain M., Péliissier R., Gourlet-Fleury S., Couteron P., Nasi R., Thompson J. D. (2008). Regional variation in tropical forest tree species composition in the Central African Republic: an assessment based on inventories by forest companies. *Journal of Tropical Ecology* 24:663-674.
- Ricotta C. (2008). Computing additive -diversity from presence and absence scores: A critique and alternative parameters. *Theoretical Population Biology* 73: 244-249.
- Ries L, Fletcher R. J., Battin J., Sisk T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 491-522.
- Ricklefs R. E., Miller G. L. (2000). *Ecology*. W.H. Freeman and Co.
- Roberts D. W. (2010). Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. <http://ecology.msu.montana.edu/labdsv/R>.
- Robyns A. (1975). *Spermatophytes: Thymelaeaceae*. Flore d’Afrique Centrale (Zaire Rwanda Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Robyns A. (1976). *Spermatophytes: Huaceae*. Flore d’Afrique Centrale (Zaire Rwanda Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Robyns A. (1995). *Spermatophytes: Passifloraceae*. Flore d’Afrique Centrale (Zaire Rwanda Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- Robyns A., Staner P., Demaret F., Germain R., Hauman L., Glibert G., Homes M., Jurion F., Lebrun J., Vanden Abeele M., Boutique R. (1951). *Spermatophytes* : Flore du Congo Belge du Rwanda- Urundi. Vol. II. (I.N.E.A.C).

- Rollet B. (1983). La régénération naturelle dans les trouées, un processus général de la dynamique des forêts tropicales humides. *Bois et Forêts des Tropiques* 201: 3-34.
- Rollet B. (1983). La régénération naturelle dans les trouées, un processus général de la dynamique des forêts tropicales humides (seconde partie). *Bois et Forêts des Tropiques* 202: 19-34.
- Roxburgh S. H., Shea K., Wilson J. B. (2004). The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85: 359-371.
- Sanders H. L. (1968). Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist* 102: 243-281.
- Saxon E. C. (1990). Disturbance regimes in North Queensland rainforests: A re-evaluation of their relationship to species richness and diversity. *Australian Journal of Ecology* 15: 241-244.
- Schmitt L. (1982). Mise en place d'un dispositif d'étude de la forêt dense Centrafricaine suivant différents types d'intervention. Projet F.A.C. / A.R.R.F. / C.T.F.T. 49 p.
- Schnell R. (1971). Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux. vol. II: Les milieux, les groupements végétaux. Gauthier-Villars éd., Paris. 951 p.
- Schnell R., Grout De Beaufort F. (1966). Mélanges Botaniques. Mémoire de l'Institut Fondamental de l'Afrique Noire.
- Schnitzer S. A., Carson W. P. (2001). Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology* 82: 913-919.
- Schnitzer S. A., Carson W. P. (2010). Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. *Ecology Letters* 13: 849-857.
- Schnitzer S. A., Reich P. B., Bergner B., Carson W. P. (2002). Herbivore and pathogen damage on grassland and woodland plants: a test of the herbivore uncertainty principle. *Ecology Letters* 5: 531-539.
- Schwarz G. (1978). Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics* 6: 461-464.
- Senterre B. (2005). Recherches méthodologiques pour la typologie de la végétation et la phytogéographie des forêts denses d'Afrique tropicale. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, 343 p.
- Shea, K., Roxburgh, S.H. Rauschert, E.S.J. (2004). Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes. *Ecology Letters* 7: 491-508.
- Sheil D (1995). A critique of permanent plot methods and analysis with samples from Budongo forest, Uganda. *Forest Ecology Management* 77: 11-34
- 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: 765-800.
- Sheil D. (2001). Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. *Plant Ecology* 155: 183-199.

- Sheil D., Burslem D. F. R.P. (2003). Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 18-26.
- Sillans R. (1958). Les savanes de l'Afrique centrale. Essai sur la physionomie, la structure et le dynamisme des formations végétales ligneuses des régions sèches de la République Centrafricaine. Encyclopédie Biologique. Lechevalier, édit., Paris. 423 p.
- Sist P., Brown N. (2004). Silvicultural intensification for tropical forest conservation: a response to Fredericksen and Putz. *Biodiversity and Conservation* 13: 2381-2385.
- Sist P., Ferreira F. N. (2007). Sustainability of reduced-impact logging in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 243:199-209.
- Sist P., Picard N., Gourlet-Fleury S. (2003). Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. *Annals of Forest Science* 60:803-814.
- Sist P. (2000). Reduced-impact logging in the tropics: objectives, principles and impacts. *International Forestry Review* 2: 3-10.
- Sist P., Garcia-Fernandez C., Fredericksen T. S. (special editors) (2008). Moving beyond reduced-impact logging towards a more holistic management of tropical forest. *Forest Ecology and Management* Special issue: 256 (7).
- Sist P., Nguyen-Thé N. (2002). Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990-1996). *Forest Ecology and Management* 165: 85-103.
- Slack N. G. (1977). Species diversity and community structure in Bryophytes. New York State Studies. Bull. 428:1-17. New York State Museum, Albany, New York.
- Slik J. W. F., Verburg R. W., Keßler, P. J. A. (2002). Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodiversity and Conservation* 11: 85-98.
- Smith R. G. B., Nichols J. D, Vanclay J. K. (2005). Dynamics of tree diversity in undisturbed and logged subtropical rainforest in Australia. *Biodiversity and Conservation* 14: 2447-2463.
- Sonké B. (1998). Etude floristique et structurale des forêts de la Réserve de Faune du Dja (Cameroun). Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles. 267 p.
- Sonké B. (1999): *Oyanthus (Rubiaceae)* en Afrique centrale. *Opera Botanica Belgica*. 8: 106 p.
- Sonké B., Robbrecht E. (1996). La variabilité intraspécifique d'*Oyanthus speciosus* (Rubiaceae-Gardenieae) en Afrique centrale. Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique 65: 117-129.
- Steentoft M. (1988). *Flowering plants in West Africa*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Struhsaker T. T. (1997). *Ecology of an African rain forest: logging in Kibale and the conflict between conservation and exploitation*. University Press of Florida Gainesville.

- Sugihara, G. (1980). Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. *The American Naturalist* 116: 770-787.
- Swaine M. D., Agyeman V. K. (2008). Enhanced tree recruitment following logging in two forest reserves in Ghana. *Biotropica* 40: 370-374.
- Tardieu-Blot M. L. (1964). Ptéridophytes. Flore du Cameroun. Muséum National d'Histoire Naturelle.
- Taton A. (1969). Spermatophytes : *Violaceae*. Flore du Congo, du Rwanda et du Burundi Jardin Botanique National de Belgique.
- Taton A. (1971). Spermatophytes: *Boraginaceae*. Flore du Congo, du Rwanda et du Burundi. Jardin Botanique National de Belgique.
- Tchouto M. G. P. (2004). Plant diversity in a Central African rain forest: Implications for biodiversity conservation in Cameroun. Thèse de Doctorat, Wageningen University.
- Tchouto M.G.P., De Boer W.F., De Wilde J.J.F.E., Van Der Maesen L.J.G. (2006). Diversity patterns in the flora of the Campo-Ma'an rain forest, Cameroon: do tree species tell it all? *Biodiversity and Conservation* 15: 1353-1374.
- Ter Steege H. (1998). The use of forest inventory data for a National Protected Area Strategy in Guyana. *Biodiversity and Conservation* 7:1457-1483.
- Ter Steege H., Jetten V. G., Polak M., Werger M. J. A. (1993). The tropical rain forest types and soils of a watershed in Guyana, South America. *Journal of Vegetation Science* 4: 705-716.
- Terborgh J., Foster R. B., Nunez V. P. (1996). Tropical tree communities: a test of the nonequilibrium hypothesis. *Ecology* 77: 561-567.
- Terborgh J. (1999). *Requiem for Nature*. Island Press, Washington, D.C.
- Teysendier B., Tandeau G. (1993). Dispositif de recherche en forêt dense de Boukoko. Ministère des eaux, forêt, chasses et pêches, tourisme et de l'environnement.
- Thibaut (1974). Fiches de reconnaissance botanique de quelques essences forestière Ivoiriennes. Centre Technique Forestier Tropical.
- Thiollay J. M. (1992). Influence of selective logging on bird species diversity in a Guiana rain forest. *Conservation Biology* 6: 47-63.
- Thyrakul S. (1989). *Manuel de dendrologie des forêts denses*. ACIDI, 683 p.
- Tisserant C. (1950). Catalogue de la flore de l'Oubangui Chari. Mémoires de l'institut d'études centrafricaines n°2, Brazzaville (AEF), 166 p.
- Townsend C., Begon. M., Harper J. L. (2003). *Essentials of ecology* (Seconde Edition). Blackwell Publishing.
- Tran-Hoang A., Favrichon V., Maître H. F. (1991). Dispositifs d'étude de l'évolution de la forêt dense centrafricaine suivant différentes modalités d'intervention sylvicole : présentation

des principaux résultats après huit années d'expérimentation. Projet ARRF, MTEFCP / CTFT, Technical report, 63 p.

Troupin G. (1962). Monographie des *Menispermaceae* africaines (I.R.S.A.C.) Bruxelles, 312 p.

Turner M. G., Romme W. H., Gardner R. H., Hargrove W. W. (1997). Effects of fire size and pattern on early succession in Yellowstone National Park. *Ecological Monographs* 67: 411-33.

Turner A. M. (1996). Freshwater snails alter habitat use in response to predators. *Animal Behaviour* 51:747-756.

UNEP (1992). Convention sur la Diversité Biologique. URL <http://www.biodiv.org>.

Unmüßig B., Cramer S. (2008). Climate Change in Africa. GIGA Focus N°2. http://www.boell.de/downloads/worldwide/giga2_hamburg_afrika.pdf.

Valencia R., Foster R.B., Villa G., Condit R.S., Hernandez C., Svenning J. C., Romolerou K., Losos E., Magard E., Balslev H. (2004). Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. *Journal of Ecology* 92: 214-229.

Van der Hout P. (1999). Reduced impact logging in the tropical rain forest of Guyana. Tropenbos – Guyana Series 6. Tropenbos-Guyana Programme, Georgetown, Guyana, 335 p.

Van Gemerden B. S., Gideon N. S., Olf H. (2003). Recovery of conservation values in Central African rain forest after logging and shifting cultivation. *Biodiversity and Conservation* 12: 1553–1570.

Van Gemerden B. S., Olf H., Parren M. P. E, Bongers F. (2003). The pristine rainforest? Remnants of historical human impacts on current tree species composition and diversity. *Journal of Biogeography* 30: 1381-1390.

Van Mantgem P. J., Stephenson N. L. (2004). Does coring contribute to tree mortality? *Canadian Journal of Forest Research* 34: 2394-2398.

Van de weghe J. P. (2004). *Forêts d'Afrique Centrale: la Nature et l'Homme*. ADIE, ECOFAC, FFEM, Commission Européenne, Editions Lannoo s.a, Tielt, 367 p.

Verboven N., Ens B. J., Dechesne S. (2001). Effect of investigator disturbance on nest attendance and egg predation in Eurasian oystercatchers. *Auk* 118: 503-508.

Verdcourt B. (1988). Flora of Tropical East Africa. *Rubiaceae* part 1. pp 1-414.

Vidal E., Viana V. M., Ferreira Batista J. L. (2002). Regrowth of a tropical rain forest in Eastern Amazonia three years after planned and unplanned logging. *Scientia Forestalis* 61:133-143.

Vincent J. R. (1992). The tropical timber trade and sustainable development. *Science* 256: 1651-1655.

Vivien J., Faure J. J. (1985). Arbres des forêts denses d'Afrique centrale. Ministère de la Coopération, ACCT, Paris. 565 p.

- Vivien J., Faure J. J. (1996). Les fruitiers sauvages d'Afrique. Espèces du Cameroun Ministère de la Coopération, CTA. Ed. Nguila-Kerou, 416 p.
- Vormisto J., Phillips O. L., Ruokolainen K., Tuomisto H., Vasquez R. (2000). A comparison of fine-scale distribution patterns of four plant groups in an Amazonian rainforest. *Ecography* 23: 349-359.
- Vossbrink J., Horn R. (2004). Modern forestry vehicles and their impact on soil physical properties. *European Journal of Forest Research* 123: 259-267.
- Wenny D. G. (2002). Effects of human handling of seeds on seed removal by rodents. *The American Midland Naturalist* 147: 404-408.
- White F. (1978). The Taxonomy, ecology and chorology of African *Ebenaceae*. The guineo-congolian species. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique* 48: 245-358.
- White F. (1979). The guineo-Congolian Region and its relationships to others phytochoria. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique/ Bulletin van de Nationale Plantentuin van België*. 49 (1/2):11-55.
- White F. (1983). *The vegetation of Africa*. UNESCO, Paris, 356 p.
- White F. (1986). La végétation de l'Afrique. Mémoire accompagnant la végétation de l'Afrique. UNESCO/AETFAT/ UNSO, ORSTOM-UNESCO, Paris. 384 p.
- White F. (1987). *Spermatophytes. Ebenaceae*. Flore d'Afrique Centrale (Zaire-Rwanda-Burundi). Jardin Botanique National de Belgique.
- White L. J. T. (1994). The effects of commercial mechanized selective logging on a transect in lowland rainforest in the Lope Reserve, Gabon. *Journal of Tropical Ecology* 10 (3): 313-322.
- White L. J. T., Oates J. F. (1999). New data on the history of the plateau forest of Okomu, southern Nigeria: an insight into how human disturbance has shaped the African rain forest. *Global Ecology and biogeography* 8: 355-361.
- Whitmore T. C. (1984). *Tropical forest of the far east*. 2nd ed. Clarendon Press, Oxford.
- Whitmore T. C. (1998). *Introduction to tropical rain forests*. 2nd Ed. Clarendon Press, Oxford.
- Whittaker R. H. (1972). Evolution of measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Wilhussen P. R., Brechin S. R., Fortwangler C. L., West P. C. (2002). Reinventing the square wheel: critique of a resurgent 'protection paradigm' in international biodiversity conservation. *Society and Natural Resources* 15 (1).
- Wilson E. O. (1994). Biodiversity: challenge, science, opportunity. *American Zoologist* 34: 5-11.
- Woodward C.L. (1996). Soil compaction and topsoil removal effects on soil properties and seedling growth in Amazonian Ecuador. *Forest Ecology and Management* 82: 197-209.

Worbes M., Staschel R., Roloff A., Junk W. J. (2003). Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon. *Forest Ecology and Management* 173: 105-123.

Wright S. J. (2002). Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1-14

Yalibanda Y., Ezzine de Blas D. (2006). L'exploitation forestière au cœur de l'Afrique (la République Centrafricaine) in Nasi R, Nguinguiri J. C., de Blas D. E. Exploitation et gestion durable des forêts en Afrique Centrale : la quête de la durabilité. *Hamathan*. pp 195-213.

Yedmel M. S. C., Kadio A. A., Hardy O. J., Kouame N. F., Barbier N. S. (2010). Impact du feu sur la structure et la composition floristique d'un peuplement forestier de Cote d'Ivoire et interaction avec les traitements sylvicoles. *Canadian Journal of Forest Research* 40: 1904-1913.

Yongo O. D. (2004). Contribution aux études floristiques, phytogéographiques et phytosociologiques de la forêt de Ngotto (République Centrafricaine). Thèse de doctorat, Université de Lille II. 347 p.

Annexe I Diversité des familles par strate

Toutes strates				Strate arborescente			
Famille	Genre	Espèce	% (espèce)	Famille	Genre	Espèce	% (espèces)
<i>Rubiaceae</i>	37	82	12,3	<i>Leguminosae</i>	21	33	10,5
<i>Leguminosae</i>	34	52	7,8	<i>Rubiaceae</i>	14	22	7,0
<i>Euphorbiaceae</i>	19	28	4,2	<i>Malvaceae</i>	13	22	7,0
<i>Apocynaceae</i>	18	29	4,4	<i>Euphorbiaceae</i>	12	17	5,4
<i>Malvaceae</i>	13	23	3,5	<i>Sapindaceae</i>	10	16	5,1
<i>Sapindaceae</i>	12	20	3,0	<i>Sapotaceae</i>	8	21	6,7
<i>Annonaceae</i>	10	18	2,7	<i>Annonaceae</i>	7	11	3,5
<i>Menispermaceae</i>	9	11	1,7	<i>Meliaceae</i>	7	17	5,4
<i>Sapotaceae</i>	9	23	3,5	<i>Moraceae</i>	6	11	3,5
<i>Celastraceae</i>	8	18	2,7	<i>Phyllanthaceae</i>	6	9	2,9
<i>Meliaceae</i>	8	18	2,7	<i>Apocynaceae</i>	5	5	1,6
<i>Acanthaceae</i>	7	10	1,5	<i>Anacardiaceae</i>	4	6	1,9
<i>Commelinaceae</i>	7	11	1,7	<i>Olacaceae</i>	4	6	1,9
<i>Moraceae</i>	7	17	2,6	<i>Salicaceae</i>	4	8	2,5
<i>Connaraceae</i>	6	22	3,3	<i>Burseraceae</i>	3	6	1,9
<i>Orchidaceae</i>	6	7	1,1	<i>Chrysobalanaceae</i>	3	4	1,3
<i>Phyllanthaceae</i>	6	11	1,7	<i>Lecythidaceae</i>	3	3	1,0
<i>Marantaceae</i>	5	5	0,8	<i>Myristicaceae</i>	3	4	1,3
<i>Ochnaceae</i>	5	7	1,1	<i>Ochnaceae</i>	3	3	1,0
<i>Olacaceae</i>	5	8	1,2	<i>Achariaceae</i>	2	3	1,0
<i>Rutaceae</i>	5	8	1,2	<i>Bignoniaceae</i>	2	2	0,6
<i>Anacardiaceae</i>	4	6	0,9	<i>Clusiaceae</i>	2	6	1,9
<i>Araceae</i>	4	7	1,1	<i>Combretaceae</i>	2	2	0,6
<i>Arecaceae</i>	4	4	0,6	<i>Irvingiaceae</i>	2	5	1,6
<i>Poaceae</i>	4	6	0,9	<i>Pandaceae</i>	2	2	0,6
<i>Salicaceae</i>	4	11	1,7	<i>Rhizophoraceae</i>	2	3	1,0
<i>Vitaceae</i>	4	8	1,2	<i>Rutaceae</i>	2	5	1,6
<i>Burseraceae</i>	3	6	0,9	<i>Urticaceae</i>	2	2	0,6
<i>Capparaceae</i>	3	3	0,5	<i>Anisophylleaceae</i>	1	1	0,3
<i>Chrysobalanaceae</i>	3	4	0,6	<i>Araliaceae</i>	1	1	0,3
<i>Combretaceae</i>	3	11	1,7	<i>Arecaceae</i>	1	1	0,3
<i>Compositae</i>	3	3	0,5	<i>Asparagaceae</i>	1	1	0,3
<i>Icacinaceae</i>	3	5	0,8	<i>Boraginaceae</i>	1	1	0,3
<i>Lecythidaceae</i>	3	3	0,5	<i>Brachytheciaceae</i>	1	2	0,6
<i>Myristicaceae</i>	3	4	0,6	<i>Calophyllaceae</i>	1	1	0,3
<i>Achariaceae</i>	2	3	0,5	<i>Cannabaceae</i>	1	7	2,2
<i>Asparagaceae</i>	2	4	0,6	<i>Capparaceae</i>	1	1	0,3
<i>Bignoniaceae</i>	2	2	0,3	<i>Connaraceae</i>	1	1	0,3
<i>Clusiaceae</i>	2	6	0,9	<i>Ebenaceae</i>	1	7	2,2
<i>Convolvulaceae</i>	2	4	0,6	<i>Gentianaceae</i>	1	1	0,3
<i>Cucurbitaceae</i>	2	2	0,3	<i>Huaceae</i>	1	1	0,3
<i>Irvingiaceae</i>	2	5	0,8	<i>Hypericaceae</i>	1	1	0,3

<i>Lamiaceae</i>	2	8	1,2	<i>Lamiaceae</i>	1	2	0,6
<i>Pandaceae</i>	2	2	0,3	<i>Lauraceae</i>	1	4	1,3
<i>Passifloraceae</i>	2	4	0,6	<i>Lepidobotryaceae</i>	1	1	0,3
<i>Rhamnaceae</i>	2	2	0,3	<i>Myrtaceae</i>	1	2	0,6
<i>Rhizophoraceae</i>	2	3	0,5	<i>Passifloraceae</i>	1	1	0,3
<i>Urticaceae</i>	2	2	0,3	<i>Picrodendraceae</i>	1	1	0,3
<i>Amaranthaceae</i>	1	1	0,2	<i>Putranjivaceae</i>	1	15	4,8
<i>Amaryllidaceae</i>	1	1	0,2	<i>Rhamnaceae</i>	1	1	0,3
<i>Anisophylleaceae</i>	1	1	0,2	<i>Simaroubaceae</i>	1	1	0,3
<i>Araliaceae</i>	1	1	0,2	<i>Thomandersiaceae</i>	1	1	0,3
<i>Aristolochiaceae</i>	1	1	0,2	<i>Ulmaceae</i>	1	1	0,3
<i>Aspleniaceae</i>	1	4	0,6	<i>Violaceae</i>	1	2	0,6
<i>Balanophoraceae</i>	1	1	0,2	<i>Zygophyllaceae</i>	1	1	0,3
<i>Boraginaceae</i>	1	1	0,2	Total	181	314	100
<i>Brachytheciaceae</i>	1	2	0,3				
<i>Calophyllaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Cannabaceae</i>	1	7	1,1				
<i>Costaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Cyperaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Davalliaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Dichapetalaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Dilleniaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Dioscoreaceae</i>	1	8	1,2				
<i>Dryopteridaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Ebenaceae</i>	1	7	1,1				
<i>Gelsemiaceae</i>	1	3	0,5				
<i>Gentianaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Gnetaceae</i>	1	2	0,3				
<i>Guttiferae</i>	1	1	0,2				
<i>Hernandiaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Huaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Hypericaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Lauraceae</i>	1	5	0,8				
<i>Lepidobotryaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Linaceae</i>	1	5	0,8				
<i>Loganiaceae</i>	1	7	1,1				
<i>Lomariopsidaceae</i>	1	2	0,3				
<i>Melastomataceae</i>	1	1	0,2				
<i>Myrtaceae</i>	1	2	0,3				
<i>Pentadiplandraceae</i>	1	1	0,2				
<i>Picrodendraceae</i>	1	1	0,2				
<i>Piperaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Pittosporaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Polypodiaceae</i>	1	1	0,2				
<i>Primulaceae</i>	1	1	0,2				

<i>Pteridaceae</i>	1	1	0,2
<i>Putranjivaceae</i>	1	16	2,4
<i>Scytopetalaceae</i>	1	1	0,2
<i>Simaroubaceae</i>	1	1	0,2
<i>Smilacaceae</i>	1	1	0,2
<i>Thomandersiaceae</i>	1	1	0,2
<i>Thymeleaceae</i>	1	1	0,2
<i>Ulmaceae</i>	1	1	0,2
<i>Violaceae</i>	1	3	0,5
<i>Woodsiaceae</i>	1	1	0,2
<i>Zingiberaceae</i>	1	1	0,2
<i>Zygophyllaceae</i>	1	1	0,2
Total	361	666	100

Annexe II Diversité des genres par strate

Toutes strates			Strate arborescente		
Genre	Espèce	Proportion (%)	Genre	Espèce	Proportion (%)

<i>Drypetes</i>	16	2,4	<i>Drypetes</i>	15	4,8
<i>Combretum</i>	9	1,4	<i>Celtis</i>	7	2,2
<i>Psychotria</i>	9	1,4	<i>Diospyros</i>	7	2,2
<i>Tricalysia</i>	9	1,4	<i>Chrysophyllum</i>	6	1,9
<i>Dioscorea</i>	8	1,2	<i>Tricalysia</i>	6	1,9
<i>Ficus</i>	8	1,2	<i>Trichilia</i>	6	1,9
<i>Celtis</i>	7	1,1	<i>Albizia</i>	5	1,6
<i>Diospyros</i>	7	1,1	<i>Ficus</i>	5	1,6
<i>Landolphia</i>	7	1,1	<i>Garcinia</i>	5	1,6
<i>Salacia</i>	7	1,1	<i>Homalium</i>	5	1,6
<i>Strychnos</i>	7	1,1	<i>Macaranga</i>	5	1,6
<i>Agelaea</i>	6	0,9	<i>Manilkara</i>	5	1,6
<i>Chrysophyllum</i>	6	0,9	<i>Beilschmiedia</i>	4	1,3
<i>Clerodendron</i>	6	0,9	<i>Cola</i>	4	1,3
<i>Homalium</i>	6	0,9	<i>Dacryodes</i>	4	1,3
<i>Macaranga</i>	6	0,9	<i>Entandrophragma</i>	4	1,3
<i>Trichilia</i>	6	0,9	<i>Irvingia</i>	4	1,3
<i>Albizia</i>	5	0,8	<i>Zanthoxylum</i>	4	1,3
<i>Beilschmiedia</i>	5	0,8	<i>Antrocaryon</i>	3	1,0
<i>Bertiera</i>	5	0,8	<i>Blighia</i>	3	1,0
<i>Cissus</i>	5	0,8	<i>Desplatsia</i>	3	1,0
<i>Cola</i>	5	0,8	<i>Dialium</i>	3	1,0
<i>Garcinia</i>	5	0,8	<i>Monodora</i>	3	1,0
<i>Hugonia</i>	5	0,8	<i>Pentaclethra</i>	3	1,0
<i>Hymenocoleus</i>	5	0,8	<i>Pterygota</i>	3	1,0
<i>Manilkara</i>	5	0,8	<i>Synsepalum</i>	3	1,0
<i>Rothmannia</i>	5	0,8	<i>Xylopia</i>	3	1,0
<i>Rourea</i>	5	0,8	<i>Antiaris</i>	2	0,6
<i>Asplenium</i>	4	0,6	<i>Antidesma</i>	2	0,6
<i>Chassalia</i>	4	0,6	<i>Aporrhiza</i>	2	0,6
<i>Cnestis</i>	4	0,6	<i>Cassipourea</i>	2	0,6
<i>Dacryodes</i>	4	0,6	<i>Chytranthus</i>	2	0,6
<i>Entandrophragma</i>	4	0,6	<i>Coelocaryon</i>	2	0,6
<i>Irvingia</i>	4	0,6	<i>Croton</i>	2	0,6
<i>Oxyanthus</i>	4	0,6	<i>Erythrophleum</i>	2	0,6
<i>Palisota</i>	4	0,6	<i>Gossweilerodendron</i>	2	0,6
<i>Synsepalum</i>	4	0,6	<i>Guarea</i>	2	0,6
<i>Xylopia</i>	4	0,6	<i>Hymenocardia</i>	2	0,6
<i>Zanthoxylum</i>	4	0,6	<i>Khaya</i>	2	0,6
<i>Adenia</i>	3	0,5	<i>Lepisanthes</i>	2	0,6
<i>Allophylus</i>	3	0,5	<i>Leptactina</i>	2	0,6
<i>Antidesma</i>	3	0,5	<i>Lychnodiscus</i>	2	0,6
<i>Antrocaryon</i>	3	0,5	<i>Maranthes</i>	2	0,6
<i>Blighia</i>	3	0,5	<i>Nesogordonia</i>	2	0,6
<i>Campylospermum</i>	3	0,5	<i>Olax</i>	2	0,6

<i>Cercestis</i>	3	0,5	<i>Omphalocarpum</i>	2	0,6
<i>Connarus</i>	3	0,5	<i>Pancovia</i>	2	0,6
<i>Desplatsia</i>	3	0,5	<i>Pausinystalia</i>	2	0,6
<i>Dialium</i>	3	0,5	<i>Pouteria</i>	2	0,6
<i>Dorstenia</i>	3	0,5	<i>Pterocarpus</i>	2	0,6
<i>Dracaena</i>	3	0,5	<i>Rinorea</i>	2	0,6
<i>Geophila</i>	3	0,5	<i>Rothmannia</i>	2	0,6
<i>Keetia</i>	3	0,5	<i>Scottellia</i>	2	0,6
<i>Leptactina</i>	3	0,5	<i>Sterculia</i>	2	0,6
<i>Loeseneriella</i>	3	0,5	<i>Strombosia</i>	2	0,6
<i>Manotes</i>	3	0,5	<i>Syzygium</i>	2	0,6
<i>Monodora</i>	3	0,5	<i>Tessmannia</i>	2	0,6
<i>Mostuea</i>	3	0,5	<i>Uapaca</i>	2	0,6
<i>Neuropeltis</i>	3	0,5	<i>Vitex</i>	2	0,6
<i>Olax</i>	3	0,5	<i>Afrostryrax</i>	1	0,3
<i>Oncoba</i>	3	0,5	<i>Afzelia</i>	1	0,3
<i>Pentaclethra</i>	3	0,5	<i>Alstonia</i>	1	0,3
<i>Pterygota</i>	3	0,5	<i>Amphimas</i>	1	0,3
<i>Rauvolfia</i>	3	0,5	<i>Angylocalyx</i>	1	0,3
<i>Rinorea</i>	3	0,5	<i>Anisophyllea</i>	1	0,3
<i>Triclisia</i>	3	0,5	<i>Anonidium</i>	1	0,3
<i>Uvaria</i>	3	0,5	<i>Anopyxis</i>	1	0,3
<i>Acacia</i>	2	0,3	<i>Anthocleista</i>	1	0,3
<i>Alafia</i>	2	0,3	<i>Aorantho</i>	1	0,3
<i>Aneilema</i>	2	0,3	<i>Aubrevillea</i>	1	0,3
<i>Antiaris</i>	2	0,3	<i>Austranella</i>	1	0,3
<i>Aporrhiza</i>	2	0,3	<i>Balanites</i>	1	0,3
<i>Asystasia</i>	2	0,3	<i>Barteria</i>	1	0,3
<i>Baissea</i>	2	0,3	<i>Belonophora</i>	1	0,3
<i>Belonophora</i>	2	0,3	<i>Berlinia</i>	1	0,3
<i>Bridelia</i>	2	0,3	<i>Bombax</i>	1	0,3
<i>Cassipourea</i>	2	0,3	<i>Brevia</i>	1	0,3
<i>Chytranthus</i>	2	0,3	<i>Bridelia</i>	1	0,3
<i>Coelocaryon</i>	2	0,3	<i>Canarium</i>	1	0,3
<i>Croton</i>	2	0,3	<i>Carapa</i>	1	0,3
<i>Culcasia</i>	2	0,3	<i>Casearia</i>	1	0,3
<i>Dalbergia</i>	2	0,3	<i>Ceiba</i>	1	0,3
<i>Desmodium</i>	2	0,3	<i>Cleistopholis</i>	1	0,3
<i>Didymosalpinx</i>	2	0,3	<i>Copaifera</i>	1	0,3
<i>Erythrococca</i>	2	0,3	<i>Cordia</i>	1	0,3
<i>Erythrophleum</i>	2	0,3	<i>Corynanthe</i>	1	0,3
<i>Euphorbia</i>	2	0,3	<i>Cuviera</i>	1	0,3
<i>Friesodielsia</i>	2	0,3	<i>Dasylepis</i>	1	0,3
<i>Gnetum</i>	2	0,3	<i>Deinbollia</i>	1	0,3
<i>Gossweilerodendron</i>	2	0,3	<i>Detarium</i>	1	0,3

<i>Guarea</i>	2	0,3	<i>Dichostemma</i>	1	0,3
<i>Hippocratea</i>	2	0,3	<i>Dictyandra</i>	1	0,3
<i>Hymenocardia</i>	2	0,3	<i>Discoclaoxylon</i>	1	0,3
<i>Hypoestes</i>	2	0,3	<i>Discoglyprena</i>	1	0,3
<i>Iodes</i>	2	0,3	<i>Dracaena</i>	1	0,3
<i>Khaya</i>	2	0,3	<i>Duboscia</i>	1	0,3
<i>Lepisanthes</i>	2	0,3	<i>Elaeis</i>	1	0,3
<i>Leptaspis</i>	2	0,3	<i>Endodesmia</i>	1	0,3
<i>Leptoderis</i>	2	0,3	<i>Eribroma</i>	1	0,3
<i>Leptoderris</i>	2	0,3	<i>Euphorbia</i>	1	0,3
<i>Lomariopsis</i>	2	0,3	<i>Fernandoa</i>	1	0,3
<i>Lychnodiscus</i>	2	0,3	<i>Funtumia</i>	1	0,3
<i>Maesobotrya</i>	2	0,3	<i>Ganophyllum</i>	1	0,3
<i>Maranthes</i>	2	0,3	<i>Glyphaea</i>	1	0,3
<i>Mucuna</i>	2	0,3	<i>Greenwayodendron</i>	1	0,3
<i>Nesogordonia</i>	2	0,3	<i>Grewia</i>	1	0,3
<i>Omphalocarpum</i>	2	0,3	<i>Hannoa</i>	1	0,3
<i>Oplismenus</i>	2	0,3	<i>Hemandradenia</i>	1	0,3
<i>Pancovia</i>	2	0,3	<i>Hexalobus</i>	1	0,3
<i>Pauridiantha</i>	2	0,3	<i>Holoptelea</i>	1	0,3
<i>Pausinystalia</i>	2	0,3	<i>Isolona</i>	1	0,3
<i>Polystachya</i>	2	0,3	<i>Klainedoxa</i>	1	0,3
<i>Pouteria</i>	2	0,3	<i>Lannea</i>	1	0,3
<i>Pterocarpus</i>	2	0,3	<i>Lecaniodiscus</i>	1	0,3
<i>Pyrenacantha</i>	2	0,3	<i>Lepidobotrys</i>	1	0,3
<i>Rhinacanthus</i>	2	0,3	<i>Leptonychia</i>	1	0,3
<i>Rutidea</i>	2	0,3	<i>Lophira</i>	1	0,3
<i>Scottellia</i>	2	0,3	<i>Lovoa</i>	1	0,3
<i>Simirestris</i>	2	0,3	<i>Maerua</i>	1	0,3
<i>Sterculia</i>	2	0,3	<i>Maesobotrya</i>	1	0,3
<i>Strombosia</i>	2	0,3	<i>Maesobotrya</i>	1	0,3
<i>Strophantus</i>	2	0,3	<i>Maesopsis</i>	1	0,3
<i>Syzygium</i>	2	0,3	<i>Magnistipula</i>	1	0,3
<i>Tessmannia</i>	2	0,3	<i>Mallotus</i>	1	0,3
<i>Uapaca</i>	2	0,3	<i>Mammea</i>	1	0,3
<i>Vitex</i>	2	0,3	<i>Margaritaria</i>	1	0,3
<i>Achyranthes</i>	1	0,2	<i>Markhamia</i>	1	0,3
<i>Adenostemma</i>	1	0,2	<i>Massularia</i>	1	0,3
<i>Adiantum</i>	1	0,2	<i>Microdesmis</i>	1	0,3
<i>Afraegle</i>	1	0,2	<i>Mildbraediodendron</i>	1	0,3
<i>Aframomum</i>	1	0,2	<i>Milicia</i>	1	0,3
<i>Afrostryrax</i>	1	0,2	<i>Morus</i>	1	0,3
<i>Afzelia</i>	1	0,2	<i>Musanga</i>	1	0,3
<i>Aidia</i>	1	0,2	<i>Myrianthus</i>	1	0,3
<i>Albertisia</i>	1	0,2	<i>Napoleona</i>	1	0,3

<i>Alchornea</i>	1	0,2	<i>Nauclea</i>	1	0,3
<i>Allamblackia</i>	1	0,2	<i>Ochna</i>	1	0,3
<i>Alsodeiopsis</i>	1	0,2	<i>Oldfieldia</i>	1	0,3
<i>Alstonia</i>	1	0,2	<i>Oncoba</i>	1	0,3
<i>Amorphophallus</i>	1	0,2	<i>Ongokea</i>	1	0,3
<i>Ampelocissus</i>	1	0,2	<i>Ophiobotrys</i>	1	0,3
<i>Amphimas</i>	1	0,2	<i>Oubanguia</i>	1	0,3
<i>Anchomanes</i>	1	0,2	<i>Oxyanthus</i>	1	0,3
<i>Ancistrophyllum</i>	1	0,2	<i>Oxystigma</i>	1	0,3
<i>Ancylobotrys</i>	1	0,2	<i>Pachyelasma</i>	1	0,3
<i>Angylocalyx</i>	1	0,2	<i>Panda</i>	1	0,3
<i>Anisophyllea</i>	1	0,2	<i>Parinari</i>	1	0,3
<i>Anisotes</i>	1	0,2	<i>Pentadesma</i>	1	0,3
<i>Anonidium</i>	1	0,2	<i>Petersianthus</i>	1	0,3
<i>Anopyxis</i>	1	0,2	<i>Piptadeniastrum</i>	1	0,3
<i>Anthericum</i>	1	0,2	<i>Placodiscus</i>	1	0,3
<i>Anthocleista</i>	1	0,2	<i>Polyscias</i>	1	0,3
<i>Aoranthe</i>	1	0,2	<i>Pseudospondias</i>	1	0,3
<i>Apodostigma</i>	1	0,2	<i>Psydrax</i>	1	0,3
<i>Ardisia</i>	1	0,2	<i>Pteleopsis</i>	1	0,3
<i>Argocoffeopsis</i>	1	0,2	<i>Pycnanthus</i>	1	0,3
<i>Artabotrys</i>	1	0,2	<i>Rauvolfia</i>	1	0,3
<i>Aubrevillea</i>	1	0,2	<i>Rhabdophyllum</i>	1	0,3
<i>Autranella</i>	1	0,2	<i>Ricnodendron</i>	1	0,3
<i>Balanites</i>	1	0,2	<i>Rytigynia</i>	1	0,3
<i>Baphia</i>	1	0,2	<i>Santiria</i>	1	0,3
<i>Baphiastrum</i>	1	0,2	<i>Sapium</i>	1	0,3
<i>Barteria</i>	1	0,2	<i>Sclerocroton</i>	1	0,3
<i>Berlinia</i>	1	0,2	<i>Staudtia</i>	1	0,3
<i>Bombax</i>	1	0,2	<i>Stemonocoleus</i>	1	0,3
<i>Bowringia</i>	1	0,2	<i>Strombosiopsis</i>	1	0,3
<i>Brazzea</i>	1	0,2	<i>Swartzia</i>	1	0,3
<i>Brevia</i>	1	0,2	<i>Tabernaemontana</i>	1	0,3
<i>Bulbophyllum</i>	1	0,2	<i>Terminalia</i>	1	0,3
<i>Calopogonium</i>	1	0,2	<i>Tetrapleura</i>	1	0,3
<i>Campylostemon</i>	1	0,2	<i>Tetrorchidium</i>	1	0,3
<i>Canarium</i>	1	0,2	<i>Thomandersia</i>	1	0,3
<i>Capparis</i>	1	0,2	<i>Treculia</i>	1	0,3
<i>Carapa</i>	1	0,2	<i>Trichoscypha</i>	1	0,3
<i>Casearia</i>	1	0,2	<i>Tridesmostemon</i>	1	0,3
<i>Ceiba</i>	1	0,2	<i>Trilepisium</i>	1	0,3
<i>Chasmanthera</i>	1	0,2	<i>Triplochiton</i>	1	0,3
<i>Chazaliella</i>	1	0,2	<i>Turraeanthus</i>	1	0,3
<i>Chromolaena</i>	1	0,2	<i>Vepris</i>	1	0,3
<i>Cissampelos</i>	1	0,2	<i>Voacanga</i>	1	0,3

<i>Citropsis</i>	1	0,2	<i>Zanha</i>	1	0,3
<i>Cleistopholis</i>	1	0,2	Total	314	100,0
<i>Clitandra</i>	1	0,2			
<i>Coffea</i>	1	0,2			
<i>Copaifera</i>	1	0,2			
<i>Corallocarpus</i>	1	0,2			
<i>Cordia</i>	1	0,2			
<i>Corynanthe</i>	1	0,2			
<i>Costus</i>	1	0,2			
<i>Cryptolepis</i>	1	0,2			
<i>Ctenitis</i>	1	0,2			
<i>Cuviera</i>	1	0,2			
<i>Dalhousiea</i>	1	0,2			
<i>Dasylepis</i>	1	0,2			
<i>Deinbollia</i>	1	0,2			
<i>Detarium</i>	1	0,2			
<i>Dewevrea</i>	1	0,2			
<i>Dichapetalum</i>	1	0,2			
<i>Dichostemma</i>	1	0,2			
<i>Dicranolepis</i>	1	0,2			
<i>Dietyandra</i>	1	0,2			
<i>Dictyophleba</i>	1	0,2			
<i>Diplazium</i>	1	0,2			
<i>Dipteropeltis</i>	1	0,2			
<i>Discoclaoxylon</i>	1	0,2			
<i>Discoglyprena</i>	1	0,2			
<i>Drynaria</i>	1	0,2			
<i>Duboscia</i>	1	0,2			
<i>Elaeis</i>	1	0,2			
<i>Elytraria</i>	1	0,2			
<i>Endodesmia</i>	1	0,2			
<i>Entada</i>	1	0,2			
<i>Eremospatha</i>	1	0,2			
<i>Eribroma</i>	1	0,2			
<i>Euclinia</i>	1	0,2			
<i>Fagara</i>	1	0,2			
<i>Fernandoa</i>	1	0,2			
<i>Floscopa</i>	1	0,2			
<i>Forrestia</i>	1	0,2			
<i>Funtumia</i>	1	0,2			
<i>Ganophyllum</i>	1	0,2			
<i>Gardenia</i>	1	0,2			
<i>Glyphaea</i>	1	0,2			
<i>Gouania</i>	1	0,2			
<i>Greenwayodendron</i>	1	0,2			

<i>Grewia</i>	1	0,2
<i>Haetaeria</i>	1	0,2
<i>Hannoa</i>	1	0,2
<i>Heisteria</i>	1	0,2
<i>Hemandradenia</i>	1	0,2
<i>Hexalobus</i>	1	0,2
<i>Holoptelea</i>	1	0,2
<i>Hypselodelphys</i>	1	0,2
<i>Illigeria</i>	1	0,2
<i>Isolona</i>	1	0,2
<i>Jateorhiza</i>	1	0,2
<i>Justicia</i>	1	0,2
<i>Klainedoxa</i>	1	0,2
<i>Lagenaria</i>	1	0,2
<i>Lannea</i>	1	0,2
<i>Lasianthus</i>	1	0,2
<i>Lecaniodiscus</i>	1	0,2
<i>Leea</i>	1	0,2
<i>Lepidobotrys</i>	1	0,2
<i>Leptonychia</i>	1	0,2
<i>Lophira</i>	1	0,2
<i>Lovoa</i>	1	0,2
<i>Macrosphyra</i>	1	0,2
<i>Maerua</i>	1	0,2
<i>Maesobotrya</i>	1	0,2
<i>Maesopsis</i>	1	0,2
<i>Magnistipula</i>	1	0,2
<i>Mallotus</i>	1	0,2
<i>Mammea</i>	1	0,2
<i>Manniella</i>	1	0,2
<i>Manniophytum</i>	1	0,2
<i>Marantochloa</i>	1	0,2
<i>Mareya</i>	1	0,2
<i>Margaritaria</i>	1	0,2
<i>Markhamia</i>	1	0,2
<i>Massularia</i>	1	0,2
<i>Megaphrynium</i>	1	0,2
<i>Microdesmis</i>	1	0,2
<i>Mildbraediodendron</i>	1	0,2
<i>Milicia</i>	1	0,2
<i>Momordica</i>	1	0,2
<i>Morus</i>	1	0,2
<i>Motandra</i>	1	0,2
<i>Musanga</i>	1	0,2
<i>Myrianthus</i>	1	0,2

<i>Napoleona</i>	1	0,2
<i>Nauclea</i>	1	0,2
<i>Nephrolepis</i>	1	0,2
<i>Nervilia</i>	1	0,2
<i>Ochna</i>	1	0,2
<i>Oldfieldia</i>	1	0,2
<i>Olyra</i>	1	0,2
<i>Omphalogonus</i>	1	0,2
<i>Onchocalamus</i>	1	0,2
<i>Oncinotis</i>	1	0,2
<i>Ongoeka</i>	1	0,2
<i>Ophiobotrys</i>	1	0,2
<i>Oubanguia</i>	1	0,2
<i>Ouratea</i>	1	0,2
<i>Oxystigma</i>	1	0,2
<i>Pachyelasma</i>	1	0,2
<i>Panda</i>	1	0,2
<i>Pararistolochia</i>	1	0,2
<i>Parinari</i>	1	0,2
<i>Paullinia</i>	1	0,2
<i>Pavetta</i>	1	0,2
<i>Penianthus</i>	1	0,2
<i>Pentadesma</i>	1	0,2
<i>Pentadiplandra</i>	1	0,2
<i>Petersianthus</i>	1	0,2
<i>Piper</i>	1	0,2
<i>Piptadeniastrum</i>	1	0,2
<i>Pittosporum</i>	1	0,2
<i>Placodiscus</i>	1	0,2
<i>Pollia</i>	1	0,2
<i>Polyscias</i>	1	0,2
<i>Polyspatha</i>	1	0,2
<i>Pristimera</i>	1	0,2
<i>Pseudospondias</i>	1	0,2
<i>Psorospermum</i>	1	0,2
<i>Psydrax</i>	1	0,2
<i>Psyllanthus</i>	1	0,2
<i>Pteleopsis</i>	1	0,2
<i>Pycnanthus</i>	1	0,2
<i>Pycnocomma</i>	1	0,2
<i>Rhabdophyllum</i>	1	0,2
<i>Rhyncosia</i>	1	0,2
<i>Ricinodendron</i>	1	0,2
<i>Ritchiea</i>	1	0,2
<i>Rytigynia</i>	1	0,2

<i>Saba</i>	1	0,2
<i>Salacighia</i>	1	0,2
<i>Santiria</i>	1	0,2
<i>Sapium</i>	1	0,2
<i>Sarcophrynium</i>	1	0,2
<i>Scadoxus</i>	1	0,2
<i>Scleria</i>	1	0,2
<i>Sclerocroton</i>	1	0,2
<i>Sericanthe</i>	1	0,2
<i>Sherbournia</i>	1	0,2
<i>Smilax</i>	1	0,2
<i>Stanfieldiella</i>	1	0,2
<i>Staudtia</i>	1	0,2
<i>Stemonocoleus</i>	1	0,2
<i>Streptogyna</i>	1	0,2
<i>Strombosiopsis</i>	1	0,2
<i>Swartzia</i>	1	0,2
<i>Synclisia</i>	1	0,2
<i>Tabernaemontana</i>	1	0,2
<i>Tabernanthe</i>	1	0,2
<i>Terminalia</i>	1	0,2
<i>Tetracarpidium</i>	1	0,2
<i>Tetracera</i>	1	0,2
<i>Tetrapleura</i>	1	0,2
<i>Tetrorchidium</i>	1	0,2
<i>Thomandersia</i>	1	0,2
<i>Thonningia</i>	1	0,2
<i>Tiliacora</i>	1	0,2
<i>Trachyphrynium</i>	1	0,2
<i>Tragia</i>	1	0,2
<i>Treculia</i>	1	0,2
<i>Trichoscypha</i>	1	0,2
<i>Tricostachys</i>	1	0,2
<i>Tridesmostemon</i>	1	0,2
<i>Trilepisium</i>	1	0,2
<i>Triplochiton</i>	1	0,2
<i>Turraea</i>	1	0,2
<i>Turraeanthus</i>	1	0,2
<i>Vangueria</i>	1	0,2
<i>Vanilla</i>	1	0,2
<i>Vepris</i>	1	0,2
<i>Vernonia</i>	1	0,2
<i>Voacanga</i>	1	0,2
<i>Warneckea</i>	1	0,2
<i>Whitfieldia</i>	1	0,2

Zanha	1	0,2
Total	666	100

Annexe III Importance Value Index (IVI) des espèces par traitement et strate

Espèce	Strate A						Espèce	Strate J					
	T	%	E	%	D	%		T	%	E	%	D	%
<i>Celtis zenkeri</i>	14,		14,		13,		<i>Thomandersia laurifolia</i>	21,		13,		12,	
<i>Staudtia kamerunensis</i> var. <i>gabonensis</i>	0	4,7	7	4,9	5	4,5		2	7,1	1	4,4	7	4,2
			10,		11,		<i>Rinorea oblongifolia</i>	16,					
	9,7	3,2	5	3,5	3	3,8		6	5,5	1,0	0,3	2,2	0,7
<i>Coelocaryon preussii</i>	8,3	2,8	6,8	2,3	7,6	2,5	<i>Rinorea malembaensis</i>	10,					
								4	3,5	0,6	0,2	0,5	0,2
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	8,2	2,7	5,6	1,9	5,6	1,9	<i>Microdesmis puberula</i>					11,	
							<i>Staudtia kamerunensis</i> var. <i>gabonensis</i>	7,3	2,4	9,9	3,3	6	3,9
<i>Celtis tessmannii</i> Rendle	7,6	2,5	9,1	3,0	8,8	2,9		5,8	1,9	4,7	1,6	6,3	2,1

<i>Entandrophragma cylindricum</i>	6,0	2,0	3,4	1,1	3,8	1,3	<i>Voacanga africana</i>	5,7	1,9	3,5	1,2	4,7	1,6
<i>Carapa procera</i>	5,4	1,8	3,8	1,3	4,1	1,4	<i>Dasylepis seretii</i>	5,5	1,8	6,6	2,2	8,5	2,8
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	5,4	1,8	3,8	1,3	2,6	0,9	<i>Whitfieldia elongata</i>	5,3	1,8	3,3	1,1	0,7	0,2
<i>Garcinia punctata</i>	5,3	1,8	5,3	1,8	8,2	2,7	<i>Agelaea paradoxa</i>	4,9	1,6	3,6	1,2	4,6	1,5
<i>Trilepisium madagascariense</i>	4,9	1,6	7,4	2,5	5,1	1,7	<i>Carapa procera</i>	4,1	1,4	4,3	1,4	4,0	1,3
<i>Pycnanthus angolensis</i>	4,8	1,6	4,1	1,4	6,4	2,1	<i>Celtis zenkeri</i>	4,0	1,3	4,7	1,6	5,6	1,9
<i>Terminalia superba</i>	4,5	1,5	3,2	1,1	3,4	1,1	<i>Greenwayodendron suaveolens</i>	3,9	1,3	3,8	1,3	3,2	1,1
<i>Dasylepis seretii</i>	4,3	1,4	4,8	1,6	4,3	1,4	<i>Angylocalyx pynaertii</i>	3,8	1,3	5,0	1,7	5,9	2,0
<i>Eribroma oblongum</i>	4,1	1,4	4,8	1,6	4,4	1,5	<i>Dialium pachyphyllum</i>	3,7	1,2	3,7	1,2	3,5	1,2
<i>Musanga cecropioides</i>	4,0	1,3	6,16,	5,5	8,9	3,0	<i>Drypetes pellegrinii</i>	3,5	1,2	5,5	1,8	3,2	1,1
<i>Trichilia prieuriana</i>	4,0	1,3	3,5	1,2	2,7	0,9	<i>Triclisia gillettii</i>	3,3	1,1	3,1	1,0	2,4	0,8
<i>Pancovia laurentii</i>	3,4	1,1	3,3	1,1	3,3	1,1	<i>Diospyros canaliculata</i>	3,3	1,1	4,4	1,5	3,6	1,2
<i>Diospyros iturensis</i>	3,4	1,1	3,3	1,1	3,1	1,0	<i>Leptonychia macrantha</i>	3,2	1,1	4,4	1,5	4,4	1,5
<i>Rinorea oblongifolia</i>	3,3	1,1	1,3	0,4	1,2	0,4	<i>Trichilia rubescens</i>	3,2	1,1	5,7	1,9	4,0	1,3
<i>Angylocalyx pynaertii</i>	3,2	1,1	6,4	2,1	5,8	1,9	<i>Manniophytum fulvum</i>	3,2	1,1	4,5	1,5	1,4	0,5
<i>Trichilia rubescens</i>	3,1	1,0	3,3	1,1	2,9	1,0	<i>Cola urceolata</i>	3,1	1,0	3,8	1,3	4,1	1,4
<i>Anonidium mannii</i>	3,1	1,0	2,9	1,0	2,5	0,8	<i>Pancovia laurentii</i>	3,1	1,0	3,2	1,1	3,3	1,1
<i>Manilkara maboakeensis</i>	2,8	0,9	3,3	1,1	2,4	0,8	<i>Garcinia smeathmannii</i>	2,8	0,9	6,0	2,0	6,6	2,2
<i>Entandrophragma angolense</i>	2,8	0,9	2,1	0,7	2,2	0,7	<i>Garcinia punctata</i>	2,7	0,9	4,6	1,5	3,7	1,2
<i>Chrysophyllum perpulchrum</i>	2,6	0,9	0,9	0,3	1,5	0,5	<i>Guarea thompsonii</i>	2,6	0,9	2,2	0,7	1,1	0,4
<i>Scottellia klaineana Pierre</i>	2,5	0,8	2,0	0,7	2,0	0,7	<i>Tabernaemontana crassa</i>	2,6	0,9	3,0	1,0	3,0	1,0
<i>Strombosia grandifolia</i>	2,4	0,8	2,2	0,7	1,2	0,4	<i>Drypetes occidentalis</i>	2,4	0,8	1,2	0,4	2,1	0,7
<i>Ricinodendron heudelotii</i>	2,4	0,8	4,2	1,4	3,7	1,2	<i>Eribroma oblongum</i>	2,4	0,8	1,9	0,6	3,7	1,2
<i>Greenwayodendron suaveolens</i>	2,4	0,8	1,5	0,5	2,0	0,7	<i>Trichilia prieuriana</i>	2,3	0,8	1,8	0,6	1,7	0,6
<i>Cola lateritia</i>	2,3	0,8	3,2	1,1	2,2	0,7	<i>Connarus griffonianus</i>	2,2	0,7	1,2	0,4	0,7	0,2
<i>Coelocaryon botryoide</i>	2,3	0,8	0,6	0,2	2,4	0,8	<i>Blighia welwitschii</i>	2,2	0,7	1,0	0,3	1,7	0,6
<i>Cola ballayi</i>	2,3	0,8	2,3	0,8	2,2	0,7	<i>Combretum cinereipetalatum</i>	2,2	0,7	0,6	0,2	0,4	0,1
<i>Drypetes gossweileri</i>	2,2	0,7	2,0	0,7	1,8	0,6	<i>Strychnos barteri</i>	2,2	0,7	1,5	0,5	1,7	0,6
<i>Santiria trimera</i>	2,2	0,7	2,4	0,8	2,4	0,8	<i>Entandrophragma cylindricum</i>	2,1	0,7	2,0	0,7	1,7	0,6
<i>Strombosia pustulata</i>	2,2	0,7	1,7	0,6	1,9	0,6	<i>Coelocaryon preussii</i>	2,0	0,7	5,4	1,8	5,5	1,8
<i>Chrysophyllum lacourtianum</i>	2,2	0,7	0,6	0,2	0,7	0,2	<i>Drypetes capillipes</i>	1,9	0,6	3,9	1,3	2,7	0,9
<i>Synsepalum stipulatum</i>	2,1	0,7	2,5	0,8	2,1	0,7	<i>Rothmannia octomera</i>	1,9	0,6	1,7	0,6	1,9	0,6
<i>Albizia zygia</i>	2,1	0,7	0,8	0,3	0,1	0,0	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i>	1,8	0,6	1,5	0,5	2,6	0,9
<i>Zanha golungensis</i>	2,1	0,7	2,3	0,8	1,6	0,5	<i>Drypetes gilgiana</i>	1,8	0,6	1,3	0,4	2,2	0,7
<i>Lecaniodiscus cupanioides</i>	2,1	0,7	2,7	0,9	2,3	0,8	<i>Drypetes urophylla</i>	1,8	0,6	0,3	0,1	0,5	0,2
<i>Morus mesozygia</i>	2,0	0,7	0,6	0,2	1,2	0,4	<i>Maranthes kerstingii</i>	1,8	0,6	0,6	0,2	3,5	1,2
<i>Pausinystalia macroceras</i>	1,9	0,6	2,0	0,7	1,6	0,5	<i>Trilepisium madagascariense</i>	1,8	0,6	1,1	0,4	1,1	0,4
<i>Celtis adolfi-friderici</i>	1,9	0,6	1,9	0,6	1,7	0,6	<i>Pterocarpus osun</i>	1,7	0,6	0,8	0,3	1,6	0,5
<i>Drypetes gilgiana</i>	1,8	0,6	1,2	0,4	1,2	0,4	<i>Pancovia harmsiana</i>	1,7	0,6	1,5	0,5	1,3	0,4
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	1,8	0,6	1,9	0,6	1,6	0,5	<i>Maesobotrya staudtii</i>	1,7	0,6	1,1	0,4	1,3	0,4
<i>Guarea thompsonii</i>	1,8	0,6	1,6	0,5	1,1	0,4	<i>Baphiastrum boonei</i>	1,7	0,6	1,4	0,5	1,7	0,6
<i>Entandrophragma candollei</i>	1,8	0,6	1,2	0,4	1,3	0,4	<i>Aidia micrantha</i>	1,6	0,5	2,2	0,7	1,3	0,4
<i>Khaya anthotheca</i>	1,8	0,6	1,2	0,4	0,7	0,2	<i>Drypetes chevalieri</i>	1,6	0,5	3,2	1,1	3,7	1,2
<i>Dialium pachyphyllum</i>	1,8	0,6	1,2	0,4	1,6	0,5	<i>Ritchiea aprevaliana</i>	1,6	0,5	0,7	0,2	1,1	0,4
<i>Funtumia elastica</i>	1,7	0,6	1,8	0,6	2,4	0,8	<i>Dalhousiea africana</i>	1,6	0,5	4,8	1,6	1,3	0,4

<i>Aubrevillea kerstingii</i>	1,7	0,6	1,2	0,4	3,4	1,1	<i>Drypetes ugandensis</i>	1,6	0,5	2,2	0,7	2,5	0,8
<i>Corynanthe pachyceras</i>	1,7	0,6	1,6	0,5	1,5	0,5	<i>Salacighia letestuana</i>	1,6	0,5	1,6	0,5	1,3	0,4
<i>Klainedoxa gabonensis</i>	1,7	0,6	1,2	0,4	1,1	0,4	<i>Celtis adolfi-friderici</i>	1,5	0,5	1,1	0,4	1,7	0,6
<i>Manilkara fouilloyana</i>	1,7	0,6	1,6	0,5	1,6	0,5	<i>Synsepalum stipulatum</i>	1,4	0,5	1,5	0,5	1,1	0,4
<i>Diospyros zenkeri</i>	1,7	0,6	1,0	0,3	1,1	0,4	<i>Drypetes klainei</i>	1,4	0,5	1,4	0,5	1,8	0,6
<i>Strombosiopsis tetrandra</i>	1,6	0,5	1,6	0,5	1,4	0,5	<i>Drypetes floribunda</i>	1,4	0,5	1,0	0,3	1,9	0,6
<i>Treculia africana</i>	1,6	0,5	2,1	0,7	2,1	0,7	<i>Rothmannia hispida</i>	1,4	0,5	2,2	0,7	2,3	0,8
<i>Drypetes occidentalis</i>	1,5	0,5	0,7	0,2	1,1	0,4	<i>Scottellia klaineana</i>	1,4	0,5	1,4	0,5	1,9	0,6
<i>Irvingia gabonensis</i>	1,5	0,5	0,9	0,3	0,9	0,3	<i>Diospyros iturensis</i>	1,4	0,5	2,3	0,8	2,7	0,9
<i>Amphimas pterocarpoides</i>	1,5	0,5	1,5	0,5	1,5	0,5	<i>Pentaclethra macrophylla</i>	1,3	0,4	0,8	0,3	1,1	0,4
<i>Irvingia grandifolia</i>	1,5	0,5	0,8	0,3	0,7	0,2	<i>Heisteria parvifolia</i>	1,3	0,4	1,6	0,5	1,6	0,5
<i>Garcinia smeathmannii</i>	1,5	0,5	1,9	0,6	1,9	0,6	<i>Albizia adianthifolia</i>	1,3	0,4	0,9	0,3	1,4	0,5
<i>Duboscia viridiflora</i>	1,4	0,5	1,5	0,5	2,7	0,9	<i>Trichilia monadelpha</i>	1,2	0,4	0,8	0,3	0,8	0,3
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	1,4	0,5	0,0	0,0	0,3	0,1	<i>Omphalocarpum elatum</i>	1,2	0,4	0,0	0,7	0,2	
<i>Cola chlamydantha</i>	1,4	0,5	0,7	0,2	1,0	0,3	<i>Hippocratea myriantha</i>	1,2	0,4	1,2	0,4	1,3	0,4
<i>Macaranga barteri</i>	1,4	0,5	2,6	0,9	2,0	0,7	<i>Agelaea pentagyna</i>	1,2	0,4	1,1	0,4	1,2	0,4
<i>Hexalobus crispiflorus</i>	1,3	0,4	1,3	0,4	0,8	0,3	<i>Loeseneriella clematoides</i>	1,2	0,4	0,8	0,3	1,5	0,5
<i>Drypetes pellegrinii</i>	1,3	0,4	1,6	0,5	1,9	0,6	<i>Cola chlamydantha</i>	1,1	0,4	3,0	1,0	0,8	0,3
<i>Albizia adianthifolia</i>	1,3	0,4	1,2	0,4	2,3	0,8	<i>Chytranthus atroviolaceus</i>	1,1	0,4	0,9	0,3	1,1	0,4
<i>Lepidobotrys staudtii</i>	1,3	0,4	1,1	0,4	1,0	0,3	<i>Vepris louisii</i>	1,1	0,4	0,5	0,2	0,5	0,2
<i>Dacryodes edulis</i>	1,3	0,4	0,9	0,3	1,3	0,4	<i>Strychnos boonei</i>	1,1	0,4	1,7	0,6	0,8	0,3
<i>Antiaris Welwitschii</i>	1,3	0,4	0,7	0,2	1,4	0,5	<i>Pycnanthus angolensis</i>	1,0	0,3	1,1	0,4	1,6	0,5
<i>Diospyros canaliculata</i>	1,3	0,4	1,3	0,4	1,6	0,5	<i>Lepidobotrys staudtii</i>	1,0	0,3	0,8	0,3	1,0	0,3
<i>Autranella congolensis</i>	1,3	0,4	1,6	0,5	1,5	0,5	<i>Motandra guineensis</i>	1,0	0,3	1,9	0,6	1,2	0,4
<i>Drypetes chevalieri</i>	1,3	0,4	0,9	0,3	1,0	0,3	<i>Manotes expansa</i>	1,0	0,3	1,2	0,4	1,1	0,4
<i>Milicia excelsa</i>	1,3	0,4	1,0	0,3	1,5	0,5	<i>Strophantus gratus</i>	1,0	0,3	1,9	0,6	1,6	0,5
<i>Thomandersia laurifolia</i>	1,2	0,4	0,8	0,3	0,8	0,3	<i>Pristimera paniculata</i>	1,0	0,3	0,4	0,1	0,7	0,2
<i>Oldfieldia africana</i>	1,2	0,4	1,4	0,5	1,0	0,3	<i>Strombosia pustulata</i>	1,0	0,3	0,8	0,3	0,8	0,3
<i>Pachyelasma tessmannii</i>	1,2	0,4	0,9	0,3	0,5	0,2	<i>Santiria trimera</i>	1,0	0,3	0,8	0,3	0,4	0,1
<i>Omphalocarpum elatum</i>	1,2	0,4	0,8	0,3	0,4	0,1	<i>Manilkara maboqueensis</i>	1,0	0,3	1,7	0,6	1,2	0,4
<i>Chrysophyllum pruniforme</i>	1,2	0,4	0,3	0,1	1,3	0,4	<i>Entandrophragma candollei</i>	0,9	0,3	1,1	0,4	1,1	0,4
<i>Piptadeniastrum africanum</i>	1,2	0,4	1,1	0,4	2,2	0,7	<i>Rourea obliquifoliolata</i>	0,9	0,3	0,9	0,3	0,8	0,3
<i>Tridesmostemon omphalocarpoides</i>	1,2	0,4	1,0	0,3	0,8	0,3	<i>Manotes griffoniana</i>	0,9	0,3	0,9	0,3	0,5	0,2
<i>Dichostemma glaucescens</i>	1,2	0,4	0,2	0,1	0,1	0,0	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	0,9	0,3	0,5	0,2	1,2	0,4
<i>Pouteria aningeri</i>	1,2	0,4	1,6	0,5	1,2	0,4	<i>Friesodielsia enghiana</i>	0,9	0,3	0,0	0,2	0,1	
<i>Maranthes kerstingii</i>	1,1	0,4	2,2	0,7	2,1	0,7	<i>Chrysophyllum africanum</i>	0,9	0,3	1,0	0,3	0,7	0,2
<i>Drypetes klainei</i>	1,1	0,4	1,1	0,4	2,2	0,7	<i>Funtumia elastica</i>	0,9	0,3	2,1	0,7	1,2	0,4
<i>Chytranthus atroviolaceus</i>	1,1	0,4	0,4	0,1	0,7	0,2	<i>Barteria nigritana subsp . fistulosa</i>	0,9	0,3	0,0	0,0	0,0	
<i>Anopyxis klaineana</i>	1,1	0,4	0,6	0,2	0,5	0,2	<i>Strychnos icaia</i>	0,9	0,3	1,0	0,3	0,5	0,2
<i>Pterygota bequaertii</i>	1,1	0,4	0,6	0,2	0,6	0,2	<i>Guarea cedrata</i>	0,9	0,3	0,6	0,2	0,4	0,1
<i>Drypetes urophylla</i>	1,1	0,4	0,4	0,1	1,2	0,4	<i>Irvingia excelsa</i>	0,9	0,3	0,6	0,2	0,8	0,3
<i>Myrianthus arboreus</i>	1,1	0,4	1,1	0,4	1,2	0,4	<i>Penianthus longifolius</i>	0,8	0,3	0,7	0,2	0,5	0,2
<i>Erythrophleum ivorense</i>	1,0	0,3	1,0	0,3	1,2	0,4	<i>Simirestris tisserantii</i>	0,8	0,3	1,2	0,4	0,8	0,3
<i>Manilkara aubrevillei</i>	1,0	0,3	1,7	0,6	1,5	0,5	<i>Dewevrea bilabiata</i>	0,8	0,3	0,8	0,3	1,2	0,4
<i>Sterculia subviolacea</i>	1,0	0,3	0,7	0,2	0,2	0,1	<i>Belonophora coffeoides subsp. hypoglauca</i>	0,8	0,3	0,0	0,4	0,1	

<i>Tabernaemontana crassa</i>	1,0	0,3	1,5	0,5	1,1	0,4	<i>Aubrevillea kerstingii</i>	0,8	0,3	1,0	0,3	1,1	0,4
<i>Desplatsia dewevrei</i>	1,0	0,3	1,0	0,3	0,9	0,3	<i>Myrianthus arboreus</i>	0,8	0,3	0,9	0,3	1,0	0,3
<i>Drypetes usambarica</i> var. <i>stylosa</i>	1,0	0,3	0,6	0,2	0,6	0,2	<i>Neuropeltis acuminata</i>	0,8	0,3	0,3	0,1	1,3	0,4
<i>Diospyros mannii</i>	1,0	0,3	0,8	0,3	0,9	0,3	<i>Pouteria aningeri</i>	0,8	0,3	1,0	0,3	0,3	0,1
<i>Antiaris africana</i>	0,9	0,3	1,8	0,6	1,1	0,4	<i>Lovoa trichilioides</i>	0,8	0,3	0,4	0,1	1,6	0,5
<i>Trichilia tessmannii</i>	0,9	0,3	0,5	0,2	0,8	0,3	<i>Loeseneriella apiculata</i>	0,8	0,3	0,3	0,1	0,4	0,1
<i>Cassipourea congoensis</i>	0,9	0,3	0,9	0,3	0,7	0,2	<i>Campylospermum elongatum</i>	0,8	0,3	0,5	0,2	0,2	0,1
<i>Barteria nigrimana</i> subsp. <i>fistulosa</i>	0,9	0,3	0,5	0,2	0,9	0,3	<i>Pouteria altissima</i>	0,8	0,3	0,5	0,2	1,2	0,4
<i>Pouteria altissima</i>	0,9	0,3	0,8	0,3	0,7	0,2	<i>Pausinystalia johimbe</i>	0,8	0,3	1,1	0,4	0,5	0,2
<i>Homalium le-testui</i>	0,9	0,3	0,4	0,1	0,8	0,3	<i>Corynanthe pachyceras</i>	0,8	0,3	0,7	0,2	0,5	0,2
<i>Irvingia excelsa</i>	0,9	0,3	0,7	0,2	0,8	0,3	<i>Zanha golungensis</i>	0,8	0,3	0,7	0,2	1,0	0,3
<i>Breviea sericea</i>	0,9	0,3	0,5	0,2	0,2	0,1	<i>Zanthoxylum tessmannii</i>	0,8	0,3	0,0	0,4	0,1	
<i>Ficus exasperata</i>	0,9	0,3	1,0	0,3	0,7	0,2	<i>Manilkara aubrevillei</i>	0,8	0,3	0,5	0,2	1,3	0,4
<i>Pterocarpus osun</i>	0,8	0,3	1,0	0,3	1,1	0,4	<i>Salacia staudiana</i> var. <i>leonensis</i>	0,7	0,2	0,6	0,2	0,7	0,2
<i>Massularia acuminata</i>	0,8	0,3	1,0	0,3	0,7	0,2	<i>Keetia multiflora</i>	0,7	0,2	0,4	0,1	0,5	0,2
<i>Pteleopsis hylodendron</i>	0,8	0,3	0,4	0,1	0,2	0,1	<i>Belonophora coriacea</i>	0,7	0,2	0,5	0,2	0,4	0,1
<i>Chrysophyllum boukokoense</i>	0,8	0,3	1,2	0,4	2,6	0,9	<i>Anonidium mannii</i>	0,7	0,2	1,3	0,4	1,6	0,5
<i>Cleistopholis patens</i>	0,8	0,3	1,0	0,3	1,0	0,3	<i>Neuropeltis pseudovelutina</i>	0,7	0,2	0,4	0,1	1,0	0,3
<i>Lovoa trichilioides</i>	0,8	0,3	0,9	0,3	1,3	0,4	<i>Strychnos aculeata</i>	0,7	0,2	0,6	0,2	0,8	0,3
<i>Trichilia monadelphina</i>	0,7	0,2	0,4	0,1	0,3	0,1	<i>Cola ballayi</i>	0,7	0,2	0,6	0,2	1,3	0,4
<i>Ophiobotrys zenkeri</i>	0,7	0,2	0,9	0,3	0,7	0,2	<i>Synsepalum subcordatum</i>	0,7	0,2	0,3	0,1	0,7	0,2
<i>Celtis toka</i>	0,7	0,2	0,6	0,2	0,1	0,0	<i>Beilschmiedia congolana</i>	0,7	0,2	0,2	0,1	0,5	0,2
<i>Panda oleosa</i>	0,7	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2	<i>Smilax anceps</i>	0,7	0,2	0,0	0,2	0,1	
<i>Diospyros crassiflora</i>	0,7	0,2	1,1	0,4	0,7	0,2	<i>Piptadeniastrum africanum</i>	0,7	0,2	0,6	0,2	0,2	0,1
<i>Albizia gummifera</i>	0,7	0,2	0,4	0,1	0,2	0,1	<i>Tiliacora dinklagei</i>	0,7	0,2	0,4	0,1	0,8	0,3
<i>Tetrapleura tetraptera</i>	0,7	0,2	0,9	0,3	1,2	0,4	<i>Mallotus oppositifolius</i>	0,6	0,2	0,3	0,1	0,0	
<i>Celtis philippensis</i>	0,7	0,2	1,3	0,4	0,3	0,1	<i>Blighia sapida</i>	0,6	0,2	1,0	0,3	0,5	0,2
<i>Grewia pubescens</i>	0,7	0,2	1,0	0,3	0,7	0,2	<i>Diospyros mannii</i>	0,6	0,2	0,2	0,1	0,7	0,2
<i>Albizia ferruginea</i>	0,6	0,2	1,3	0,4	0,0	0,0	<i>Macaranga barteri</i>	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0	
<i>Guarea cedrata</i>	0,6	0,2	0,2	0,1	0,4	0,1	<i>Massularia acuminata</i>	0,6	0,2	0,7	0,2	0,2	0,1
<i>Swartzia fistuloides</i>	0,6	0,2	1,0	0,3	1,3	0,4	<i>Tricalysia obstetrix</i>	0,6	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Vepris louisii</i>	0,6	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	<i>Antiaris welwitschii</i>	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0	
<i>Alstonia boonei</i>	0,6	0,2	1,3	0,4	0,8	0,3	<i>Iodes pierlotii</i>	0,6	0,2	0,4	0,1	0,2	0,1
<i>Gossweilerodendron joveri</i>	0,6	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Morus mesozygia</i>	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0	
<i>Zanthoxylum gillettii</i>	0,6	0,2	0,1	0,0	0,2	0,1	<i>Entandrophragma angolense</i>	0,6	0,2	0,8	0,3	0,8	0,3
<i>Fernandoa adolfi-friderici</i>	0,6	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2	<i>Strophantus sarmentosus</i>	0,6	0,2	1,2	0,4	0,2	0,1
<i>Blighia welwitschii</i>	0,6	0,2	0,3	0,1	0,5	0,2	<i>Strychnos scheffleri</i>	0,6	0,2	0,0	0,4	0,1	
<i>Dracaena mannii</i>	0,6	0,2	0,5	0,2	0,7	0,2	<i>Salacia camerunensis</i>	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0	
<i>Chrysophyllum beguei</i>	0,6	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2	<i>Cissus petiolata</i>	0,5	0,2	0,0	0,0	0,0	
<i>Sterculia tragacantha</i>	0,5	0,2	0,3	0,1	0,7	0,2	<i>Warneckeia jasminoides</i>	0,5	0,2	0,5	0,2	0,7	0,2
<i>Detarium macrocarpum</i>	0,5	0,2	0,5	0,2	0,6	0,2	<i>Agelaea pilosa</i>	0,5	0,2	0,5	0,2	0,6	0,2
<i>Voacanga africana</i>	0,5	0,2	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Iodes africana</i>	0,5	0,2	0,5	0,2	0,2	0,1
<i>Blighia sapida</i>	0,5	0,2	0,6	0,2	0,6	0,2	<i>Hugonia platysepala</i>	0,5	0,2	0,4	0,1	0,0	
<i>Beilschmiedia obscura</i>	0,5	0,2	0,0	0,0	0,5	0,2	<i>Chytranthus macrobotrys</i>	0,5	0,2	0,9	0,3	0,6	0,2
<i>Macaranga spinosa</i>	0,5	0,2	0,7	0,2	0,8	0,3	<i>Dioscorea praehensilis</i>	0,5	0,2	0,2	0,1	0,0	

<i>Drypetes principum</i>	0,5	0,2	0,4	0,1	0,6	0,2	<i>Oxyanthus subpunctatus</i>	0,5	0,2	0,6	0,2	0,0	
<i>Hannoa klaineana</i>	0,5	0,2	0,3	0,1	0,8	0,3	<i>Olax subscorpioidea</i>	0,5	0,2		0,0	0,0	
<i>Margaritaria discoidea</i>	0,5	0,2	0,8	0,3	0,9	0,3	<i>Strombosia grandifolia</i>	0,5	0,2	0,3	0,1	0,8	0,3
<i>Hemandradenia mannii</i>	0,5	0,2	0,3	0,1	0,3	0,1	<i>Drypetes paxii</i>	0,5	0,2	1,2	0,4	0,3	0,1
<i>Khaya grandifoliola</i>	0,5	0,2	0,7	0,2	0,4	0,1	<i>Monodora myristica</i>	0,5	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2
<i>Chrysophyllum africanum</i>	0,5	0,2	0,1	0,0	0,4	0,1	<i>Dacryodes edulis</i>	0,5	0,2	0,5	0,2	0,8	0,3
<i>Lophira alata</i>	0,5	0,2	0,1	0,0	0,2	0,1	<i>Mammea africana</i>	0,5	0,2	0,2	0,1		0,0
<i>Aporrhiza paniculata</i>	0,5	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	<i>Afrostryax lepidophyllus</i>	0,5	0,2	0,5	0,2	0,7	0,2
<i>Pancovia harmsiana</i>	0,5	0,2	0,5	0,2	0,9	0,3	<i>Erythrophleum suaveolens</i>	0,5	0,2		0,0		0,0
<i>Placodiscus pseudostipularis</i>	0,5	0,2	0,0	0,0	0,3	0,1	<i>Dipteropeltis poranoides</i>	0,5	0,2		0,0	0,2	0,1
<i>Manilkara obovata</i>	0,4	0,1	1,4	0,5	1,3	0,4	<i>Oxyanthus speciosus subsp. speciosus</i>	0,5	0,2	1,1	0,4	0,5	0,2
<i>Pterygota augouardii</i>	0,4	0,1	0,1	0,0	0,7	0,2	<i>Hugonia micans</i>	0,5	0,2	0,6	0,2	0,8	0,3
<i>Vitex doniana</i>	0,4	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Parinari excelsa</i>	0,5	0,2		0,0	0,2	0,1
<i>Drypetes iturensis</i>	0,4	0,1	1,0	0,3	1,3	0,4	<i>Pentadiplandra brazzeana</i>	0,5	0,2	0,4	0,1	0,3	0,1
<i>Pentaclethra sp.</i>	0,4	0,1	0,5	0,2	0,3	0,1	<i>Rothmannia urceliformis</i>	0,5	0,2		0,0	0,2	0,1
<i>Lannea welwitschii</i>	0,4	0,1	1,1	0,4	0,2	0,1	<i>Strombosiopsis tetrandra</i>	0,5	0,2		0,0		0,0
<i>Xylopia aethiopica</i>	0,4	0,1	0,1	0,0	0,3	0,1	<i>Chrysophyllum perpulchrum</i>	0,5	0,2	0,6	0,2	0,6	0,2
<i>Discoglyprena caloneura</i>	0,4	0,1	0,3	0,1	0,5	0,2	<i>Vangueria apiculata</i>	0,4	0,1		0,0		0,0
<i>Lychnodiscus dananensis</i>	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Dalbergia hostilis</i>	0,4	0,1		0,0	0,2	0,1
<i>Trichilia gilgiana</i>	0,4	0,1	0,5	0,2	0,4	0,1	<i>Oncinotis gracilis</i>	0,4	0,1	1,2	0,4	0,9	0,3
<i>Pterygota macrocarpa</i>	0,4	0,1	0,8	0,3	0,5	0,2	<i>Fernandoa adolfi-friderici</i>	0,4	0,1	0,4	0,1		0,0
<i>Rothmannia longiflora</i>	0,4	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Tetracera alnifolia</i>	0,4	0,1	0,6	0,2	0,2	0,1
<i>Turraeanthus africanus</i>	0,3	0,1	0,3	0,1	0,2	0,1	<i>Chrysophyllum beguei</i>	0,4	0,1		0,0		0,0
<i>Rauwolfia caffra</i>	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>Illigeria pentaphylla</i>	0,4	0,1	0,7	0,2	0,2	0,1
<i>Markhamia lutea</i>	0,3	0,1	0,1	0,0	0,4	0,1	<i>Adenia tricolorata</i>	0,4	0,1		0,0		0,0
<i>Azelia bipindensis</i>	0,3	0,1	0,3	0,1	0,1	0,0	<i>Ophiobotrys zenkeri</i>	0,4	0,1	0,5	0,2	0,5	0,2
<i>Croton mayumbensis</i>	0,3	0,1	0,8	0,3	0,7	0,2	<i>Oncoba glauca</i>	0,4	0,1	0,7	0,2		0,0
<i>Ficus polita</i>	0,3	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	<i>Antiaris africana</i>	0,4	0,1	1,3	0,4	0,9	0,3
<i>Drypetes paxii</i>	0,3	0,1	0,0	0,0	0,4	0,1	<i>Pyrenacantha sylvestris</i>	0,4	0,1	0,7	0,2	1,0	0,3
<i>Afrostryax lepidophyllus</i>	0,3	0,1	0,3	0,1	0,6	0,2	<i>Diospyros crassiflora</i>	0,4	0,1	0,8	0,3		0,0
<i>Nauclea diderrichii</i>	0,3	0,1	0,4	0,1	0,5	0,2	<i>Combretum aculeatum</i>	0,4	0,1	0,5	0,2		0,0
<i>Dictyandra arborescens</i>	0,3	0,1	0,6	0,2	0,1	0,0	<i>Triplochiton scleroxylon</i>	0,4	0,1	0,7	0,2	0,3	0,1
<i>Zanthoxylum tessmannii</i>	0,3	0,1	0,1	0,0	0,6	0,2	<i>Pausinystalia macroceras</i>	0,4	0,1	1,2	0,4	1,1	0,4
<i>Copaifera mildbraedii</i>	0,3	0,1	0,1	0,0	0,7	0,2	<i>Strychnos campicola</i>	0,4	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Nesogordonia kabingaensis</i>	0,3	0,1	0,5	0,2	0,8	0,3	<i>Cola altissima</i>	0,3	0,1		0,0		0,0
<i>Maesobotrya staudtii</i>	0,3	0,1	0,4	0,1	0,6	0,2	<i>Maesopsis eminii</i>	0,3	0,1	0,2	0,1		0,0
<i>Drypetes capillipes</i>	0,3	0,1	0,4	0,1	0,5	0,2	<i>Loeseneriella africana</i>	0,3	0,1		0,0		0,0
<i>Mallotus oppositifolius</i>	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Oldfieldia africana</i>	0,3	0,1	0,4	0,1	0,5	0,2
<i>Nesogordonia papaverifera</i>	0,3	0,1	0,3	0,1	0,0	0,0	<i>Tridesmostemon omphalocarpoides</i>	0,3	0,1		0,0		0,0
<i>Ficus mucoso</i>	0,3	0,1	0,4	0,1	0,4	0,1	<i>Panda oleosa</i>	0,3	0,1		0,0		0,0
<i>Pentaclethra eetveldeana</i>	0,3	0,1	1,9	0,6	1,6	0,5	<i>Justicia baronii</i>	0,3	0,1	0,7	0,2	0,9	0,3
<i>Rinorea malembaensis</i>	0,3	0,1	0,1	0,0	0,2	0,1	<i>Discoclaoxylon hexandrum</i>	0,3	0,1		0,0		0,0
<i>Rhabdophyllum arnoldianum</i>	0,3	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Chrysophyllum pruniforme</i>	0,3	0,1		0,0	0,2	0,1
<i>Antrocaryon nannanii</i>	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Khaya anthotheca</i>	0,3	0,1		0,0		0,0
<i>Monodora myristica</i>	0,3	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Bowringia mildbraedii</i>	0,3	0,1		0,0	0,2	0,1

<i>Syzygium rowlandii</i>	0,3	0,1	0,5	0,2	0,3	0,1	<i>Endodesmia calophylloides</i>	0,3	0,1	0,5	0,2	0,2	0,1
<i>Vitex grandifolia</i>	0,3	0,1	0,4	0,1	0,7	0,2	<i>Cassipourea congoensis</i>	0,3	0,1	0,6	0,2	0,3	0,1
<i>Synsepalum subcordatum</i>	0,3	0,1	0,5	0,2	0,7	0,2	<i>Drypetes gossweileri</i>	0,3	0,1	1,2	0,4	0,4	0,1
<i>Ganophyllum giganteum</i>	0,3	0,1	0,1	0,0	0,4	0,1	<i>Agelaea obliqua</i>	0,3	0,1	0,4	0,1	0,2	0,1
<i>Lychnodiscus papillosus</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Syzygium rowlandii</i>	0,3	0,1	0,3	0,1	0,2	0,1
<i>Zanthoxylum lemairei</i>	0,2	0,1	0,3	0,1	0,1	0,0	<i>Amphimas pterocarpoides</i>	0,3	0,1	0,3	0,1	0,8	0,3
<i>Antrocaryon micraster</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>Tetrorchidium didymostemon</i>	0,3	0,1	0,6	0,2	0,5	0,2
<i>Mammea africana</i>	0,2	0,1	0,1	0,0	0,4	0,1	<i>Hannoa klaineana</i>	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Manilkara pellegriniana</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	<i>Alafia lucida</i>	0,3	0,1	0,8	0,3	1,0	0,3
<i>Syzygium staudtii</i>	0,2	0,1	0,4	0,1	0,3	0,1	<i>Beilschmiedia obscura</i>	0,3	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Ongokea gore</i>	0,2	0,1	0,5	0,2	0,9	0,3	<i>Synsepalum brevipes</i>	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Entandrophragma utile</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	<i>Rothmannia longiflora</i>	0,3	0,1	1,0	0,3	0,7	0,2
<i>Olex subscorpioidea</i>	0,2	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Clitandra cymulosa</i>	0,3	0,1	0,6	0,2	0,9	0,3
<i>Stemonocoleus micranthus</i>	0,2	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Rourea minor</i>	0,3	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Homalium angustifolium</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,8	0,3	<i>Aoranthe cladantha</i>	0,3	0,1	0,3	0,1	0,2	0,1
<i>Maesopsis eminii</i>	0,2	0,1	0,8	0,3	0,2	0,1	<i>Chrysophyllum boukokoense</i>	0,3	0,1	0,9	0,3	0,2	0,1
<i>Glyphaea brevis</i>	0,2	0,1	0,1	0,0	0,2	0,1	<i>Brazzea congoensis</i>	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Macaranga paxii</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	<i>Albizia glaberrima</i>	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Beilschmiedia congolana</i>	0,2	0,1	0,5	0,2	0,4	0,1	<i>Nesogordonia kabingaensis</i>	0,3	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Balanites wilsoniana</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>Entandrophragma utile</i>	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Oxystigma buchholzii</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>Salacia erecta</i>	0,3	0,1	0,0	0,2	0,1	0,1
<i>Pausinystalia johimbe</i>	0,2	0,1	0,4	0,1	0,2	0,1	<i>Dictyandra arborescens</i>	0,2	0,1	0,7	0,2	0,7	0,2
<i>Berlinia confusa</i>	0,2	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Isolona hexaloba</i>	0,2	0,1	0,4	0,1	0,0	0,0
<i>Pseudospondias microcarpa</i>	0,1	0,0	0,6	0,2	0,1	0,0	<i>Margaritaria discoidea</i>	0,2	0,1	0,7	0,2	0,5	0,2
<i>Tetrorchidium didymostemon</i>	0,1	0,0	0,6	0,2	1,1	0,4	<i>Entada rheedei</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ficus vogeliana</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Lophira alata</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Holoptelea grandis</i>	0,1	0,0	0,3	0,1	0,2	0,1	<i>Hexalobus crispiflorus</i>	0,2	0,1	0,5	0,2	0,6	0,2
<i>Desplatsia subericarpa</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,3	0,1	<i>Oncoba dentata</i>	0,2	0,1	0,3	0,1	0,0	0,0
<i>Diospyros suaveolens</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Triclisia patens</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Ceiba pentandra</i>	0,1	0,0	0,9	0,3	1,5	0,5	<i>Didymosalpinx abbeokuta</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Zanthoxylum sp.</i>	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	<i>Maerua duchesnei</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Gossweilerodendron balsamiferum</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Tricostachys microcarpa</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Magnistipula butayei subsp. sargosii</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>Allophylus africanus</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Canarium schweinfurthii</i>	0,1	0,0	0,2	0,1	0,7	0,2	<i>Combretum paniculatum</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Ochna afzelii</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Milicia excelsa</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Casearia barteri</i>	0,1	0,0	0,5	0,2	0,6	0,2	<i>Leptoderis brachyptera</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Irvingia robur</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Tetrapleura tetraptera</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Oncoba welwitschii</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Chrysophyllum lacourtianum</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Anisophyllea myriosticta</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>Coffea robusta</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Uapaca guineensis</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1	<i>Canarium schweinfurthii</i>	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Celtis gomphophylla</i>	0,1	0,0	0,4	0,1	0,2	0,1	<i>Omphalagonus calophyllus</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,3	0,1
<i>Antrocaryon klaineianum</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1	<i>Pittosporum mannii</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
<i>Macaranga monandra</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Acacia pentagona</i>	0,2	0,1	0,3	0,1	0,2	0,1
<i>Xylopiya hypolampra</i>	0,1	0,0	0,2	0,1	0,4	0,1	<i>Afraegle paniculata</i>	0,2	0,1	0,0	0,2	0,1	0,1
<i>Aoranthe cladantha</i>	0,1	0,0	0,9	0,3	0,7	0,2	<i>Oxyanthus dubius</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,7	0,2

<i>Euphorbia grandifolia</i>	0,1	0,0	0,5	0,2	0,3	0,1	<i>Oxyanthus gracilis</i>	0,2	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1
<i>Parinari excelsa</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1	<i>Saba comorensis</i>	0,2	0,1	0,2	0,1		0,0
<i>Psydrax subcordata</i>	0,1	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1	<i>Bertiera ituriensis</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Dacryodes macrophylla</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1	<i>Pycnocomma cornuta</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Belonophora coriacea</i>	0,1	0,0	0,4	0,1	0,1	0,0	<i>Vitex grandifolia</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Cordia platythyrsa</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Bertiera aethiopica</i>	0,2	0,1		0,0	0,2	0,1
<i>Oubanguia africana</i>	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	<i>Cissus producta</i>	0,2	0,1	0,3	0,1		0,0
<i>Sapium ellipticum</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>Cnestis corniculata</i>	0,2	0,1	0,9	0,3	0,7	0,2
<i>Monodora angolensis</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,3	0,1	<i>Landolphia hirsuta</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Drypetes floribunda</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Bridelia scleroneura</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Uapaca heudelotii</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Didymosalpinx lanciloba</i>	0,2	0,1	0,7	0,2	0,5	0,2
<i>Drypetes parvifolia</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Grewia pubescens</i>	0,2	0,1	0,5	0,2	0,9	0,3
<i>Deinbollia grandifolia</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>Hemadradenia mannii</i>	0,2	0,1	0,5	0,2	0,5	0,2
<i>Antidesma laciniatum</i>	0,1	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1	<i>Garcinia afzelii</i>	0,2	0,1	0,6	0,2	0,3	0,1
<i>Endodesmia calophylloides</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Cnestis tomentosa</i>	0,2	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1
<i>Tricalysia macrophylla</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Citropsis articulata</i>	0,2	0,1		0,0	0,2	0,1
<i>Garcinia afzelii</i>	0,1	0,0	0,3	0,1	0,2	0,1	<i>Ficus recurvata</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Oxyanthus speciosus</i>	0,1	0,0	0,3	0,1	0,4	0,1	<i>Pauridiantha siderophylla</i>	0,2	0,1		0,0	0,2	0,1
<i>Cassipourea ruwensorensis</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Strychnos sp.</i>	0,2	0,1		0,0	0,2	0,1
<i>Leptactina pynaertii</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Pauridiantha viridiflora</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Maerua duchesnei</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<i>Sherbournia bignoniiflora</i> var. <i>bignoniiflora</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Microdesmis puberula.</i>	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	<i>Synclisia scabrida</i>	0,2	0,1		0,0	0,2	0,1
<i>Drypetes ugandensis</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Chassalia kolly</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Garcinia gnetoides</i>	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Cnestis ferruginea</i>	0,2	0,1	0,5	0,2	0,9	0,3
<i>Omphalocarpum procerum</i>	0,1	0,0	0,4	0,1	0,5	0,2	<i>Dracaena camerooniana</i>	0,2	0,1		0,0	0,2	0,1
<i>Tricalysia obstetrix</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Leptactina laurentiana</i>	0,2	0,1	0,5	0,2	0,7	0,2
<i>Albizia glaberrima</i>	0,0	0,0	1,8	0,6	0,7	0,2	<i>Baissea axillaris</i>	0,2	0,1		0,0	0,2	0,1
<i>Anthocleista schweinfurthii</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Cnestis corniculata</i>	0,2	0,1	0,3	0,1	0,2	0,1
<i>Antidesma vogelianum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Dioscorea smilacifolia</i> var. <i>alternifolia</i>	0,2	0,1		0,0		0,0
<i>Aphania senegalensis</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	<i>Pyrenacantha acuminata</i>	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Aporrhiza urophylla</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Acacia ataxacantha</i>		0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Beilschmiedia acuta</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Azelia bipindensis</i>		0,0	0,4	0,1		0,0
<i>Beilschmiedia tisserantii</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Agelaea flucosa</i>		0,0		0,0	0,4	0,1
<i>Blighia unijugata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Alafia landolphioides</i>		0,0	0,6	0,2	1,0	0,3
<i>Bombax buonopozense</i>	0,0	0,0	0,6	0,2	0,0	0,0	<i>Albizia gummifera</i>		0,0	0,3	0,1		0,0
<i>Bridelia micrantha</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Albizia zygia</i>		0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Celtis mildbraedii</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	0,1	0,0	<i>Allamblackia floribunda</i>		0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Chytranthus macrobotrys</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Alsodeiopsis sp.</i>		0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
<i>Cola altissima</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3	0,1	<i>Alstonia boonei</i>		0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Croton sylvaticus</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Ancistrophyllum secundiflorum</i>		0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Cuviera longiflora</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Ancylobotrys robusta</i>		0,0	0,5	0,2		0,0
<i>Dacryodes buettneri</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Anisotes zenkeri</i>		0,0		0,0	0,9	0,3
<i>Dacryodes sp.</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,0	<i>Antidesma laciniatum</i>		0,0	0,2	0,1	0,7	0,2
<i>Desplatsia mildbraedii</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1	<i>Antidesma nigricans</i>		0,0		0,0	0,3	0,1
<i>Dialium guineense</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Apodostigma pallens</i>		0,0		0,0	0,2	0,1

<i>Dialium soyauxii</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	0,3	0,1	<i>Aporrhiza paniculata</i>	0,0	0,3	0,1	0,3	0,1
<i>Diospyros sp.</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Argocoffeopsis rupestris</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Discoclaoxylon hexandrum</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Autranella congolensis</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Elaeis guineensis</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Baissea campanulata</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Ficus capensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Baphia capparidifolia</i>	0,0	0,3	0,1		0,0
<i>Garcinia kola</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Beilschmiedia lancilimba</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Homalium lastourvillense</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Bertiera racemosa var. racemosa</i>	0,0	0,3	0,1		0,0
<i>Homalium longistylum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Campylostemon laurentii</i>	0,0	0,7	0,2		0,0
<i>Homalium stipulaceum</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Casearia barteri</i>	0,0		0,0	0,4	0,1
<i>Hymenocardia heudelotii</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Cassipourea ruwensorensis</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Celtis mildbraedii</i>	0,0	0,5	0,2	0,2	0,1
<i>Isolona hexaloba</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1	<i>Celtis philippensis</i>	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Lepisanthes senegalensis</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Celtis tessmannii</i>	0,0	0,5	0,2	0,4	0,1
<i>Leptactina involucrata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Celtis toka</i>	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
<i>Leptonychia macrantha</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,0	<i>Chasmanthera dependens</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Macaranga huraefolia</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Cissus dinklagei</i>	0,0	0,3	0,1	1,2	0,4
<i>Maesobotrya barteri var. sparsiflora</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,0	<i>Clerodendron polycephalum</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Maranthes glabra</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Cnestis macrophylla</i>	0,0	0,8	0,3	0,4	0,1
<i>Mildbraediendendron excelsum</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	0,1	0,0	<i>Coelocaryon botryoides</i>	0,0	0,8	0,3		0,0
<i>Monodora tenuifolia</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Cola lateritia</i>	0,0	1,6	0,5	1,9	0,6
<i>Napoleona vogelii</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Combretum bracteatum</i>	0,0	0,9	0,3		0,0
<i>Olox mannii</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Combretum marginatum</i>	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
<i>Pentaclethra macrophylla</i>	0,0	0,0	0,5	0,2	0,5	0,2	<i>Combretum mucronatum</i>	0,0	0,6	0,2	0,6	0,2
<i>Pentadesma butyracea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Connarus longistipitatus</i>	0,0	0,3	0,1	0,2	0,1
<i>Polyscias fulva</i>	0,0	0,0	0,6	0,2	0,5	0,2	<i>Cryptolepis sanguinolenta</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Rothmannia urceliformis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Desplatsia dewevrei</i>	0,0	0,4	0,1		0,0
<i>Rytigynia senegalensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Desplatsia subericarpa</i>	0,0		0,0	0,3	0,1
<i>Sclerocroton cornutus</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	<i>Detarium macrocarpum</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Scottellia orientalis</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1	<i>Dialium guineense</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Synsepalum cerasiferum</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Dialium soyauxii</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Tessmannia africana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Dichapetalum madagascariense</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Tessmannia lescrauwaetii</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	<i>Dichostemma glaucescens</i>	0,0	0,8	0,3		0,0
<i>Tricalysia coriacea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	<i>Dioscorea alata</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Tricalysia elliotii var. centrafricana</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0	<i>Dioscorea latifolia</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Tricalysia okelensis var. okelensis</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Diospyros zenkeri</i>	0,0		0,0	0,4	0,1
<i>Tricalysia sp.</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Dorstenia scaphigera</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Trichilia welwitschii</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1	<i>Drypetes iturensis</i>	0,0	1,0	0,3	2,1	0,7
<i>Trichoscypha acuminata</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	<i>Drypetes parvifolia</i>	0,0	0,4	0,1		0,0
<i>Xylopia staudtii</i>	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	<i>Drypetes principum</i>	0,0	0,4	0,1	0,5	0,2
		10		10	30	10	<i>Duboscia viridiflora</i>	0,0	0,4	0,1	0,6	0,2
	300	0	300	0	0	0	<i>Elaeis guineensis</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
							<i>Eremospatha wendlandiana</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
							<i>Erythrococca atrovirens</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
							<i>Erythrococca sp.</i>	0,0	0,2	0,1		0,0

<i>Euclinia longiflora</i>	0,0	0,0	0,7	0,2	
<i>Fagara poggei</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	
<i>Ficus exasperata</i>	0,0	0,0	0,6	0,2	
<i>Ficus mucoso</i>	0,0	0,0	0,4	0,1	
<i>Friesodielsia montana</i>	0,0	0,0	0,7	0,2	
<i>Ganophyllum giganteum</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	
<i>Gardenia vogelii</i>	0,0	0,4	0,1	0,0	
<i>Glyphaea brevis</i>	0,0	0,6	0,2	1,2	0,4
<i>Gouania longipetala</i>	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Hippocratea vignei</i>	0,0	0,4	0,1	0,2	0,1
<i>Homalium le-testui</i>	0,0	0,2	0,1	0,0	
<i>Homalium longistylum</i>	0,0	0,3	0,1	0,2	0,1
<i>Homalium neurophyllum</i>	0,0	0,3	0,1	0,2	0,1
<i>Irvingia gabonensis</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	
<i>Irvingia grandifolia</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	
<i>Keetia gueinzi</i>	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Khaya grandifoliola</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	
<i>Klainedoxa gabonensis</i>	0,0	0,0	0,8	0,3	
<i>Landolphia congolensis</i>	0,0	0,4	0,1	0,2	0,1
<i>Landolphia forestiana</i>	0,0	0,3	0,1	0,0	
<i>Landolphia landolphioides</i>	0,0	0,7	0,2	0,0	
<i>Landolphia owariensis</i>	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
<i>Lanea welwitschii</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	
<i>Leptactina involucrata</i>	0,0	0,3	0,1	0,4	0,1
<i>Leptoderris hypagyrea</i>	0,0	0,2	0,1	0,0	
<i>Leptoderris micrantha</i>	0,0	0,4	0,1	0,0	
<i>Lychmodiscus dananensis</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	
<i>Macaranga bellei</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	
<i>Macaranga paxii</i>	0,0	0,4	0,1	0,0	
<i>Macaranga spinosa</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	
<i>Macrosphyra longistyla</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	
<i>Manilkara pellegriniana</i>	0,0	0,4	0,1	0,0	
<i>Manotes macrantha</i>	0,0	0,2	0,1	0,3	0,1
<i>Markhamia lutea</i>	0,0	0,2	0,1	0,0	
<i>Musanga cecropioides</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	
<i>Nesogordonia papaverifera</i>	0,0	0,0	0,6	0,2	
<i>Oncoba welwitschii</i>	0,0	0,2	0,1	0,0	
<i>Pachyelasma tessmannii</i>	0,0	0,6	0,2	0,7	0,2
<i>Paullinia pinnata</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	
<i>Placodiscus pseudostipularis</i>	0,0	0,2	0,1	0,0	
<i>Pseudospondias microcarpa</i>	0,0	0,0	0,3	0,1	
<i>Psychotria bevipaniculata</i>	0,0	0,2	0,1	0,0	
<i>Psychotria cyanopharynx</i>	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Psychotria minuta</i>	0,0	0,0	0,2	0,1	
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	0,0	1,0	0,3	0,3	0,1

<i>Pterygota augouardii</i>	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Pterygota bequaertii</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Pterygota macrocarpa</i>	0,0	0,4	0,1	0,6	0,2
<i>Rauvolfia caffra</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Rothmannia whitfieldii</i>	0,0	0,4	0,1		0,0
<i>Rourea calophylla</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Salacia nitida</i>	0,0	0,2	0,1	0,7	0,2
<i>Scottellia orientalis</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Simirestris dewildmaniana</i>	0,0	0,4	0,1	0,2	0,1
<i>Tetracarpidium conophorum</i>	0,0	0,6	0,2	0,3	0,1
<i>Treculia africana</i>	0,0	0,5	0,2	0,7	0,2
<i>Tricalysia anomala</i>	0,0		0,0	0,3	0,1
<i>Tricalysia obanensis subsp. kwangoensis</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Tricalysia okelensis var. okelensis</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Trichilia gilgiana</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Triclisia dictyophylla</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Turraea vogelii</i>	0,0	0,2	0,1		0,0
<i>Uvaria scabrida</i>	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Uvaria sp.</i>	0,0	0,4	0,1		0,0
<i>Xylopia aethiopica</i>	0,0		0,0	0,3	0,1
<i>Xylopia hypolampra</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
<i>Xylopia rubescens</i>	0,0	0,4	0,1		0,0
<i>Zanthoxylum lemairi</i>	0,0		0,0	0,2	0,1
	30	10	30	10	30
	0	0	0	0	0

Annexe IV Caractéristiques biologiques et écologiques des espèces de Mbaïki

ESPECE	TBI	CHO	DP	GUI	TDI	MDI
<i>Acacia ataxacantha</i>	Ph g	SZ	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Acacia pentagona</i>	Ph g	GC SZ	ELI	P	Ptér	Ané
<i>Achyranthes aspera</i>	Ch d	Pan	LDI	P	Des	Zoo
<i>Adenia cissampeloides</i>	Ph g	GC	EEN	P	Bal	Bal
<i>Adenia mannii</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Adenia tricostata</i>	Ph g	GC	EEN	P	Bal	Bal
<i>Adenostemma perrottetia</i>	Ch d	AM	EEN	P	Bal	Bal
<i>Afraegle paniculata</i>	Mc Ph	GC S	ELI	Np	Bar	Bar
<i>Aframomum baumannii</i>	Go r	Z	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Afrostryrax lepidophyllus</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo

<i>Afzelia bipindensis</i>	Mg Ph	CG	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Agelaea flucosa</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Bal	Bal
<i>Agelaea obliqua</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Bal	Bal
<i>Agelaea paradoxa</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Agelaea pentagyna</i>	Ph g	AT	PRA	SB	Bal	Bal
<i>Agelaea pilosa</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Bal	Bal
<i>Agelaea rubiginosa</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Aidia micrantha</i>	Ph g	CG	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Alafia landolphioides</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Pog	Ané
<i>Alafia lucida</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Pog	Ané
<i>Albertisia exelliana</i>	Ph g	G	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Albizia adianthifolia</i>	Mg Ph	G SZ	ELI	P	Bar	Bar
<i>Albizia ferruginea</i>	Mg Ph	GC	EEN	P	Bar	Bar
<i>Albizia glaberrima</i>	Mg Ph	GC	EEN	P	Bar	Bar
<i>Albizia gummifera</i>	Ms Ph	AM	EEN	P	Bar	Bar
<i>Albizia zygia</i>	Mg Ph	GC	EEN	P	Bar	Bar
<i>Alchornea laxiflora</i>	N Ph	AT	PRA	P	Bal	Bal
<i>Allamblackia floribunda</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Allophylus africanus</i>	N Ph	G SZ	ELI	P	Sar	Zoo
<i>Allophylus spicatus</i>	N Ph	Mo(EA)	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Alstonia boonei</i>	Mg Ph	AT	PRA	P	Pog	Ané
<i>Ampelocissus multistriata</i>	Ph g	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Amphimas pterocarpoides</i>	Mg Ph	CG	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Anchomanes difformis</i>	Go r	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Ancistrophyllum secundiflorum</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Ancylobotrys robusta</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Pog	Ané
<i>Aneilema beninense</i>	Th	AT	PRA	SB	Sclér	Ané
<i>Aneilema umbrosum</i>	Ph g	G	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Angylocalyx pynaertii</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Anisotes zenkeri</i>	Mc Ph	CG	EEN	P	Bal	Bal
<i>Anonidium mannii</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Anopyxis klaineana</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Anthericum calyptrocarpum</i>	Hc	CG	EEN	P	Bal	Bal
<i>Antiaris africana</i>	Ms Ph	G	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Antiaris welwitschii</i>	Ms Ph	G	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Antidesma laciniatum</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Antidesma nigricans</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Antrocaryon nannanii</i>	Ms Ph	BG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Antrocaryon nannanii</i>	Ms Ph	BG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Aorantho cladantha</i>	Mc Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Aphania senegalensis</i>	Mc Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Apodostigma pallens</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Aporrhiza paniculata</i>	Ms Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Aporrhiza urophylla</i>	Ms Ph	AT	PRA	SB	Bal	Bal
<i>Ardisia batangaensis</i>	N Ph	Mo	EEN	SB		

<i>Argocoffeopsis rupestris</i>	N Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Artabotrys thomsonii</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Asplenium annetii</i>	Go r	GC SZ	ELI	SB	Sclér	Ané
<i>Asplenium emarginatum</i>	Go r	GC SZ	ELI	SB	Sclér	Ané
<i>Asplenium longicaudatum</i>	Go r	GC SZ	ELI	SB	Sclér	Ané
<i>Asplenium variabile</i> var. <i>paucijugum</i>	Go r	GC SZ	ELI	SB	Sclér	Ané
<i>Asystasia leptostachya</i>	Ch d	GC	EEN	P	Bal	Bal
<i>Asystasia vogeliana</i>	N Ph	CG	EEN	P	Bal	Bal
<i>Aubrevillea kerstingii</i>	Mg Ph	GC S	ELI	Np	Bar	Bar
<i>Autranella congolensis</i>	Mg Ph	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Baissea axillaris</i>	Ph g	BGC	EEN	SB	Pog	Ané
<i>Baissea campanulata</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Pog	Ané
<i>Balanites wilsoniana</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Baphia capparidifolia</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Baphiastrum boonei</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Barteria nigritana</i> subsp. <i>fistulosa</i>	Ph g	GC	EEN	P	Bal	Bal
<i>Beilschmiedia acuta</i>	Mc Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Beilschmiedia congolana</i>	Ms Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Beilschmiedia lancilimba</i>	Mc Ph	BGC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Beilschmiedia obscura</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Belonophora coffeoides</i> subsp. <i>hypoglauca</i>	Mc Ph	GC SZ	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Belonophora coriacea</i>	Mc Ph	GC SZ	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Berlinia confusa</i>	Ms Ph	G	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Bertiera adamsii</i>	Ch d	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Bertiera aethiopica</i>	N Ph	BGC S	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Bertiera ituriensis</i>	N Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Bertiera letouzeyi</i>	N Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Bertiera racemosa</i> var. <i>racemosa</i>	N Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Blighia sapida</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Blighia unijugata</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Blighia welwitschii</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Bowringia mildbraedii</i>	Ph g	BG	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Brazzea congoensis</i>	N Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Breviea sericea</i>	Mg Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Bridelia micrantha</i>	Mc Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Bridelia scleroneura</i>	Mc Ph	Pal	LDI	P	Bal	Bal
<i>Calopogonium mucunoides</i>	Ph g	AAM	LDI	P	Bal	Bal
<i>Campylospermum densiflorum</i>	N Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Campylospermum dybowski</i>	N Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Campylospermum elongatum</i>	N Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Campylostemon laurentii</i>	Ph g			Np	Ptér	Ané
<i>Canarium schweinfurthii</i>	Mg Ph	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Capparis afzelii</i>	N Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Carapa procera</i>	Ms Ph	AM	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Casearia barteri</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo

<i>Cassipourea congoensis</i>	Mc Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Cassipourea ruwensorensis</i>	Mc Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Ceiba pentandra</i>	Mg Ph	Pan	LDI	P	Pog	Ané
<i>Celtis adolfi-friderici</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Celtis mildbraedii</i>	Mg Ph	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Celtis philippensis</i>	Mg Ph	Pal	LDI	Np	Sar	Zoo
<i>Celtis tessmannii</i>	Mg Ph	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Celtis toka</i>	Mg Ph	AA	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Celtis zenkeri</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Cercestis afzelii</i>	Ph g	PA	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Cercestis congensis</i>	Ph g	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Cercestis mirabilis</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Chasmanthera dependens</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Chassalia corallifera</i>	Ph g	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Chassalia cristata</i>	Ph g	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Chassalia kolly</i>	Ph g	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Chassalia simplex</i>	Ph g	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Chazaliella macrocarpa</i>	Ph g	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Chromolaena odorata</i>	N Ph	Pan	LDI	P	Pog	Ané
<i>Chrysophyllum africanum</i>	Ms Ph	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Chrysophyllum beguei</i>	Ms Ph	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Chrysophyllum boukokoense</i>	Ms Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Chrysophyllum lacourtianum</i>	Ms Ph	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Chrysophyllum perpulchrum</i>	Ms Ph	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Chrysophyllum pruniforme</i>	Ms Ph	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Chytranthus atrovioleaceus</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Chytranthus macrobotrys</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Cissampelos owariensis</i>	Ph g	G	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Cissus diffusiflora</i>	Ph g	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Cissus dinklagei</i>	Ph g	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Cissus palmatifida</i>	Ph g	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Cissus petiolata</i>	Ph g	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Cissus producta</i>	Ph g	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Citropsis articulata</i>	Ph g			SB	Sar	Zoo
<i>Cleistopholis patens</i>	Mg Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Clerodendron capitatum</i>	Ms Ph	CG	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Clerodendron polycephalum</i>	Ph g	PA	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Clerodendron scandens</i>	Ph g	GC SZ	ELI	P	Sar	Zoo
<i>Clerodendron</i>	Ph g	GC SZ	ELI	P	Sar	Zoo
<i>Clerodendron splendens</i>	Ph g	GC SZ	ELI	P	Sar	Zoo
<i>Clerodendron volubile</i>	Ph g	GC SZ	ELI	P	Sar	Zoo
<i>Clitandra cymulosa</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Cnestis corniculata</i>	Ph g	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Cnestis ferruginea</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Cnestis macrophylla</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo

<i>Cnestis tomentosa</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Coelocaryon botryoides</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Coelocaryon preussii</i>	Ms Ph	C	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Coffea canephora</i>	Mc Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Cola altissima</i>	Mc Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Cola ballayi Cornu</i>	Mc Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Cola chlamydantha</i>	Mc Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Cola lateritia</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Cola urceolata</i>	Mc Ph	BGC S	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Combretum aculeatum</i>	Ph g	Mo(EA)	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Combretum bracteatum</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Combretum cinereipetalatum</i>	Ph g	Mo(EA)	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Combretum marginatum</i>	Ph g	Mo(EA)	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Combretum mucronatum</i>	Ph g	GC	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Combretum paniculatum</i>	Ph g	AT	PRA	P	Ptér	Ané
<i>Combretum platypterum</i>	Ph g	At	PRA	P	Ptér	Ané
<i>Combretum racemosum</i>	Ph g	Mo(EA)	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Connarus africanus</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Connarus griffonianus</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Connarus longistipitatus</i>	Ph g	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Copaifera mildbraedii</i>	Ms Ph	BGC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Corallocarpus epigaeus</i>	Ph g	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Cordia platythyrsa</i>	Ms Ph	WG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Corynanthe pachyceras</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Costus afer Ker</i>	Ph g	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Croton mayumbensis</i>	Ms Ph	BGC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Cryptolepis sanguinolenta</i>	Ph g	GC SZ	ELI	P	Pog	Ané
<i>Ctenitis protensa</i>	Go r	AT	PRA	SB	Sclér	Ané
<i>Culcasia obliquifolia</i>	Ph g	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Culcasia panduriformis</i>	Ph g	Cam	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Dacryodes edulis</i>	Ms Ph	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Dacryodes macrophylla</i>	Ms Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Dalbergia hostilis</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Bal	Bal
<i>Dalbergia saxatilis</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Dalhousiea africana</i>	Ph g	CZ	ELI	Np	Bal	Bal
<i>Dasylepis seretii</i>	Mc Ph	BGC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Deinbollia grandifolia</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Desmodium megaphyllum</i> var. <i>megaphyllum</i>	Ph g	Pal	LDI	P	Bal	Bal
<i>Desmodium setigerum</i>	Ph g	Pal	LDI	P	Bal	Bal
<i>Desplatsia dewevrei</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Desplatsia mildbraedii</i>	Mc Ph	CS	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Desplatsia subericarpa</i>	Mc Ph	CS	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Detarium macrocarpum</i>	Mg Ph	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Dewevrea bilabiata</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Dialium guineense</i>	Ms Ph	CG S	ELI	SB	Sclér	Ané

<i>Dialium pachyphyllum</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Dialium soyauxii</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Dichapetalum madagascariense</i>	Ph g	AT	PRA	SB		
<i>Dichostemma glaucescens</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Dicranolepis bucholsii</i>	N Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Dictyandra arborescens</i>	Mc Ph	GC SZ	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Dictyophleba lucida</i>	Ph g	GC SZ	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Didymosalpinx abbeokutae</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Didymosalpinx lanciloba</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Dioscorea abyssinica</i> var. <i>leucardii</i>	Ph g	Pan	LDI	SB	Sclér	Ané
<i>Dioscorea alata</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Dioscorea burkilliana</i>	Ph g	Pan	LDI	SB	Sclér	Ané
<i>Dioscorea latifolia</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Dioscorea mangelotiana</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Dioscorea praeheensis</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Dioscorea smilacifolia</i> var. <i>alternifolia</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Diospyros canaliculata</i>	Ms Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Diospyros crassiflora</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Diospyros iturensis</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Diospyros mannii</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Diospyros suaveolens</i>	Ms Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Diospyros zenkeri</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Diplazium sammatii</i>	Go r	G	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Dipteropeltis poranoides</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Discoclaoylon hexandrum</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Discoglypemma caloneura</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Dorstenia kameruniana</i>	N Ph	GC Z	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Dorstenia scaphigera</i>	N Ph	GC Z	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Dracaena camerooniana</i>	N Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Dracaena mannii</i>	Ms Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Dracaena phrynoides</i>	N Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes aylmeri</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes capillipes</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes chevalieri</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes floribunda</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes gilgiana</i>	Mc Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes gossweileri</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes iturensis</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes klainei</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes occidentalis</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes parvifolia</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes paxii</i>	Ms Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes pellegrinii</i>	Ms Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes principum</i>	Mc Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes ugandensis</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo

<i>Drypetes urophylla</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Drypetes usambarica</i> var. <i>stylosa</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Duboscia viridiflora</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Elaeis guineensis</i>	Ms Ph	Pan	LDI	Np	Sar	Zoo
<i>Elytraria marginata</i>	Ch d	GC	EEN	P	Bal	Bal
<i>Endodesmia calophylloides</i>	Mc Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Entada rheedei</i>	Ph g	G	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Entandrophragma angolense</i>	Mg Ph	GC SZ	ELI	Np	Ptér	Ané
<i>Entandrophragma candollei</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Entandrophragma cylindricum</i>	Mg Ph	GC SZ	ELI	Np	Ptér	Ané
<i>Entandrophragma utile</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Eremospatha wendlandiana</i>	Ph g	Z	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Eribroma oblongum</i>	Mg Ph	GC Z	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Erythrophleum ivorense</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Bar	Bar
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	Mg Ph	SZ	EEN	Np	Bar	Bar
<i>Euclinia longiflora</i>	N Ph	GC Z	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Euphorbia grandifolia</i>	Ms Ph	WG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Euphorbia teke</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Fernandoa adolfi-friderici</i>	Ms Ph	CG	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Ficus asperifolia</i>	N Ph	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Ficus exasperata</i>	Mc Ph	AM	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Ficus mucoso</i>	Ms Ph	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Ficus polita</i>	Mc Ph	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Ficus recurvata</i>	Ph g	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Ficus thonningii</i>	Mc Ph	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Floscopa africana</i>	Ch p	Pan	LDI	SB	Sclér	Ané
<i>Forrestia tenuis</i>	Ch p	CG	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Friesodielsia enghiana</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Friesodielsia montana</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Funtumia elastica</i>	Ms Ph	AT	PRA	SB	Pog	Ané
<i>Ganophyllum giganteum</i>	Ms Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Garcinia afzelii</i>	Mc Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Garcinia kola</i>	Mc Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Garcinia punctata</i>	Mc Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Garcinia smeathmannii</i>	Mc Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Gardenia vogelii</i>	N Ph	GC SZ	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Geophila afzelii</i>	Ch p	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Geophila obvalata</i>	Ch p	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Geophila renaris</i>	Ch p	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Glyphaea brevis</i>	Mc Ph	AM	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Gnetum africanum</i>	Ph g	BGC Z	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Gnetum boukolzianum</i>	Ph g	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Gouania longipetala</i> H	Ph g	PA	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Greenwayodendron suaveolens</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Grewia pubescens</i>	Ms Ph	Mo(EA)	EEN	P	Sar	Zoo

<i>Guarea cedrata</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Guarea thompsonii</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Haetaeria tetroptera</i>	Hc	GC	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Hannoa klaineana</i>	Ms Ph	GC SZ	ELI	Np	Sar	Zoo
<i>Heisteria parvifolia</i>	N Ph	GC SZ	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Hemandradenia mannii</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Hexalobus crispiflorus</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Hippocratea myriantha</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Hippocratea vignei</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Holoptelea grandis</i>	Ms Ph	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Homalium angustifolium</i>	Ms Ph	CG	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Homalium le-testui</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Homalium longistylum</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Homalium neurophyllum</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Homalium stipulaceum</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Hugonia micans</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Hugonia obtusifolia</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Hugonia planchonii</i> var. <i>congolensis</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Hugonia platysepala</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Hugonia spicata</i>	Ph g	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Hymenocardia heudelotii</i>	Ms Ph	GC S	ELI	P	Ptér	Ané
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	Ms Ph	AT	PRA	P	Ptér	Ané
<i>Hymenocoleus glaber</i>	Ch p	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Hymenocoleus hirsutus</i>	Ch p	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Hymenocoleus libericus</i>	Ch p	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Hymenocoleus neurodictyon</i>	Ch p	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Hymenocoleus scaphus</i>	Ch d	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Hypoestes forskoolii</i>	Th	GC	EEN	P	Bal	Bal
<i>Hypoestes verticillaris</i>	Ch d	Pal	LDI	P	Bal	Bal
<i>Hypselodelphys scandens</i>	Ph g	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Illigeria pentaphylla</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Iodes africana</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Iodes pierlotii</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Irvingia excelsa</i>	Mg Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Irvingia gabonensis</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Irvingia grandifolia</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Isolona hexaloba</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Jateorhiza macrantha</i>	Ph g			Np	Sar	Zoo
<i>Justicia baronii</i>	Ch d	AT	PRA	P	Bal	Bal
<i>Keetia gueinzi</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Keetia mannii</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Keetia multiflora</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Khaya anthotheca</i>	Mg Ph	SZ	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Khaya grandifoliola</i>	Mg Ph	SZ	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Klainedoxa gabonensis</i>	Mg Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo

<i>Lagenaria guineensis</i>	Ph g	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Landolphia congolensis</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Landolphia forestiana</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Landolphia hirsuta</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Landolphia landolphioides</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Landolphia macrantha</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Landolphia owariensis</i>	Ph g	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Lannea welwitschii</i>	Ms Ph	GC	EEN	P	Bal	Bal
<i>Lasianthus repens</i>	Ch p	GC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Lecaniodiscus cupanioides</i>	Ms Ph	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Leea guieensis</i>	Ph g	Am	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Lepidobotrys staudtii</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Leptactina involucrata</i>	Mc Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Leptactina laurentiana</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Leptaspis zeylanica</i>	Th	AT	PRA	SB	Sclér	Ané
<i>Leptoderis aurantiaca</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Leptoderis brachyptera</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Leptoderris hypagyrea</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Leptoderris micrantha</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Leptonychia macrantha</i>	N Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Loeseneriella africana</i> var. <i>schweinfurthiana</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Loeseneriella apiculata</i>	Ph g	CG	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Loeseneriella clematoides</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Lomariopsis guineensis</i>	Ph g	GC SZ	ELI	SB	Sclér	Ané
<i>Lophira alata</i>	Mg Ph	GC	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Lovoa trichilioides</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Lychnodiscus dananensis</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Macaranga barteri</i>	Ms Ph	G	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Macaranga bellei</i>	Ph g	G	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Macaranga heudelotii</i>	Mc Ph	GS	ELI	P	Sar	Zoo
<i>Macaranga monandra</i>	Mc Ph	GS	ELI	P	Sar	Zoo
<i>Macaranga paxii</i>	Mc Ph	BG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Macaranga spinosa</i>	Mc Ph	G	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Macrosphyra longistyla</i>	Ph g	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Maerua duchesnei</i>	Mc Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Maesobotrya barteri</i> var. <i>sparsiflora</i>	Mc Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Maesobotrya oblonga</i>	Mc Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Maesobotrya staudtii</i>	Mc Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Maesopsis eminii</i>	Ms Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Magnistipula butayei</i> subsp. <i>sargosii</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Mallotus oppositifolius</i>	Mc Ph	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Mammea africana</i>	Ms Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Manilkara aubrevillei</i>	Ms Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Manilkara fouilloyana</i>	Ms Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Manilkara mabokeensis</i>	Mg Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo

<i>Manilkara obovata</i>	Mg Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Manilkara pellegriniana</i>	Mc Ph	Bg	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Manniella gustavi</i>	Ch d	GC	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Manniophytum fulvum</i>	Ph g	GC	EEN	P	Bal	Bal
<i>Manotes expansa</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Manotes griffoniana</i>	Ph g	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Manotes macrantha</i>	Ph g	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Maranthes glabra</i>	Mg Ph	PA	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Maranthes kerstingii</i>	Mg Ph	PA	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Marantochloa leucantha</i>	Go r	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Mareya micrantha</i>	N Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Margaritaria discoidea</i>	Mg Ph	Pan	LDI	Np	Sar	Zoo
<i>Markhamia lutea</i>	Ms Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Massularia acuminata</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Megaphrynium macrostachyum</i>	Go r	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Microdesmis puberula</i>	Mc Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Milicia excelsa</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Momordica charanthia</i>	Ph g	AM	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Monodora angolensis</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Monodora myristica</i>	Ms Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Morus mesozygia</i>	Ms Ph	GC S	ELI	Np	Sar	Zoo
<i>Mostuea batesii</i>	N Ph	CG	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Mostuea brunonis</i>	N Ph	AT	PRA	SB	Sclér	Ané
<i>Mostuea hirsuta</i>	N Ph	G	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Motandra guineensis</i>	Ph g	AT	PRA	SB	Pog	Ané
<i>Mucuna flagellipes</i>	Ph g	GC Z	ELI	P	Bal	Bal
<i>Mucuna pruriens</i>	Ph g	AT	PRA	P	Bal	Bal
<i>Musanga cecropioides</i>	Ms Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Myrianthus arboreus</i>	Ms Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Nauclea diderrichii</i>	Ms Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Nephrolepis bisserata</i>	Go r	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Nesogordonia kabingaensis</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Nesogordonia papaverifera</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Neuropeltis acuminata</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Neuropeltis laxiflora</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Neuropeltis pseudovelutina</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Olax gambecola</i>	N Ph	GC Z	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Olax subscorpioidea</i>	Mc Ph	GC S	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Oldfieldia africana</i>	Ms Ph	GC	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Olyra latifolia</i>	Th	CG	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Omphalocarpum elatum</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Omphalocarpum procerum</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Omphalogonus calophyllus</i>	Ph g	GC SZ	ELI	P	Pog	Ané
<i>Oncinotis gracilis</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Pog	Ané
<i>Oncoba dentata</i>	Mc Ph	AT	PRA	P	Sar	Zoo

<i>Oncoba glauca</i>	Mc Ph	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Oncoba welwitschii</i>	Mc Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Ongokea gore</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Ophiobotrys zenkeri</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Oplismenus hirtellus</i>	Ch p	Pan	LDI	SB	Sclér	Ané
<i>Oplismenus jacquini</i>	Ch p	Pan	LDI	SB	Sclér	Ané
<i>Oubanguia africana</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Ouratea affinis</i>	N Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Oxyanthus dubius</i>	Mc Ph	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Oxyanthus gracilis</i>	N Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Oxyanthus speciosus subsp. speciosus</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Oxyanthus subponctatus</i>	N Ph	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pachyelasma tessmannii</i>	Ms Ph	BGC	EEN	SB	Bar	Bar
<i>Palisota alopecurus</i>	Ch d	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Palisota ambigua</i>	Ch d	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Palisota barteri</i>	Ch d	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Palisota schweinfurthii</i>	Ch d	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pancovia harmsiana</i>	Mc Ph	C	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pancovia laurentii</i>	Mc Ph	C	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Panda oleosa</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pararistolochia mannii</i>	Ph g					
<i>Parinari excelsa</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Paullinia pinnata</i>	Ph g	AAM	LDI	SB	Sar	Zoo
<i>Pauridiantha siderophylla</i>	Mc Ph	Mo	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pauridiantha viridiflora</i>	Mc Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pausinystalia johimbe</i>	Ms Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pausinystalia macroceras</i>	Ms Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pavetta corymbosa</i>	N Ph	GC SZ	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Penianthus longifolius</i>	N Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pentaclethra eetveldeana</i>	Ms Ph	GC	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Pentaclethra macrophylla</i>	Ms Ph	GC	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Pentaclethra sp.</i>	Ms Ph	GC	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Pentadiplandra brazzeana</i>	Mc Ph	AM	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Piper guineensis</i>	Ph g	Pan	LDI	P	Bal	Bal
<i>Piptadeniastrum africanum</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Pittosporum mannii</i>	Ph g	GC SZ	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Placodiscus pseudostipularis</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Pollia condensata</i>	Ch d	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Polyscias fulva</i>	Ms Ph	Pan	LDI	P	Sar	Zoo
<i>Polyspatha paniculata</i>	Ch d	GC	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Polystachya odorata</i>	Go r	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Polystachya sp.</i>	Ch d			Ep		
<i>Pouteria altissima</i>	Mg Ph	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Pouteria aningeri</i>	Mg Ph	AT	PRA	Np	Sar	Zoo

<i>Pristimera paniculata</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Pseudospondias microcarpa</i>	Ms Ph	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Psorospermum tenuifolium</i>	Ph g					
<i>Psychotria bevipaniculata</i>	N Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Psychotria chalconeura</i>	Mc Ph	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Psychotria cyanopharynx</i>	N Ph	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Psychotria globiceps</i>	N Ph	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Psychotria iturensis</i>	N Ph	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Psychotria minuta</i>	N Ph	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Psychotria peduncularis</i> var. <i>suaveolens</i>	N Ph	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Psychotria psychotrioides</i>	N Ph	GC Z	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Psyllanthus mannii</i>	N Ph	GC Z	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Pteleopsis hylodendron</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Pterocarpus osun</i>	Mg Ph	GC	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Pterocarpus soyauxii</i>	Mg Ph	CG	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Pterygota augouardii</i>	Mg Ph	BG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Pterygota macrocarpa</i>	Mg Ph	SZ	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Pycnanthus angolensis</i>	Mg Ph	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Pycnocomma cornuta</i>	N Ph	Z	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Pyrenacantha acuminata</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Pyrenacantha sylvestris</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Rauvolfia caffra</i>	Mc Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Rauvolfia mannii</i>	N Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Rauvolfia vomitoria</i>	Mc Ph	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Rhabdophyllum arnoldianum</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Rhinacanthus communis</i>	Ch d	G	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Rhinacanthus virens</i>	Ch d	AT	PRA	SB	Bal	Bal
<i>Rhyncosia</i> sp.2	Ph g	AT	PRA	SB	Bal	Bal
<i>Ricinodendron heudelotii</i>	Mg Ph	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Rinorea malembaensis</i>	Mc Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Rinorea oblongifolia</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Ritchiea aprevaliana</i>	N Ph	G	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Rothmannia hispida</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Rothmannia longiflora</i>	Mc Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Rothmannia octomera</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Rothmannia urceliformis</i>	Ms Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Rothmannia whitfieldii</i>	Ms Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Rourea calophylla</i>	Ph g	BGC Z	ELI	P	Sar	Zoo
<i>Rourea coccinea</i> var. <i>viridis</i>	Ph g	AM	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Rourea minor</i>	Ph g	AM	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Rourea obliquifoliolata</i>	Ph g	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Rourea thomsonii</i>	Ph g	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Rutidea dupuissii</i>	Ph g	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Rutidea smithii</i> var. <i>subcordata</i>	Ph g	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Saba comorensis</i>	Ph g	Am	EEN	Np	Sar	Zoo

<i>Salacia bipindensis</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Salacia camerunensis</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Salacia elegans</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Salacia erecta</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Salacia nitida</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Salacia pyriformis</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Ptér	Ané
<i>Salacia staudtiana</i> var. <i>leonensis</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Salacighia letestuana</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Santiria trimera</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Sarcophrynium prionogonum</i>	Go r	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Scadoxus multiflorus</i>	Go r	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Scleria barteri</i>	Go r	GC	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Sclerocroton cornutus</i>	Ms Ph	GC Z	ELI	SB	Bal	Bal
<i>Scottellia klaineana</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Scottellia orientalis</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Sericanthe adamii</i>	Ph g	Mo(EA)	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Sherbournia bignoniiflora</i> var. <i>bignoniiflora</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Simirestris dewildmaniana</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Simirestris tisserantii</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Ptér	Ané
<i>Smilax anceps</i>	Ph g	AT	PRA	P	Ptér	Ané
<i>Stanfieldiella imperforata</i>	Ph g	AT	PRA	P	Bal	Bal
<i>Staudtia kamerunensis</i> var. <i>gabonensis</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Sterculia subviolacea</i>	Ms Ph	AT	PRA	P	Sar	Zoo
<i>Sterculia tragacantha</i>	Ms Ph	AM	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Streptogyna crinita</i>	Ch p	AT	PRA	SB	Des	Zoo
<i>Streptogyna crinita</i>	Go r			Ep		
<i>Strombosia grandifolia</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Strombosia pustulata</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Strombosiopsis tetrandra</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Strophantus gratus</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Strophantus sarmentosus</i>	Ph g	GC	EEN	SB	Ptér	Ané
<i>Strychnos aculeata</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Strychnos barteri</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Strychnos boonei</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Strychnos campicola</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Strychnos icaja</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Strychnos scheffleri</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Strychnos scheffleri</i>	Ph g	AT	PRA	Np	Sar	Zoo
<i>Swartzia fistuloides</i>	Ms Ph	GC	EEN	Np	Bar	Bar
<i>Synclisia scabrida</i>	Ph g	BGC Z	ELI	SB	Sar	Zoo
<i>Synsepalum brevipes</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Synsepalum stipulatum</i>	Ms Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Synsepalum subcordatum</i>	Ms Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Syzygium rowlandii</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Syzygium</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo

<i>Tabernaemontana crassa</i>	Mc Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Tabernanthe iboga</i>	N Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Terminalia superba</i>	Mg Ph	GC	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Tessmannia lescrauwaetii</i>	Ms Ph	CG	EEN	Np	Bal	Bal
<i>Tetracarpidium conophorum</i>	Ph g	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Tetracera alnifolia</i>	Ph g	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Tetrapleura tetraptera</i>	Ms Ph	GC	EEN	Np	Bar	Bar
<i>Tetrorchidium didymostemon</i>	Ms Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Thomandersia laurifolia</i>	Mc Ph	GC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Thonningia sanguinea</i>	Go r	CG	EEN	SB	Sclér	Ané
<i>Tiliacora dinklagei</i>	Ph g	CG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Trachyphrynium braunianum</i>	Go r	G	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Tragia volubilis</i>	Ph g	G	EEN	P	Bal	Bal
<i>Treculia africana</i>	Ms Ph	AM	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Tricalysia aequatoria</i>	N Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Tricalysia anomala</i>	N Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Tricalysia elliotii</i>	Mc Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Tricalysia macrophylla</i>	Mc Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Tricalysia obanensis subsp. kwangoensis</i>	Mc Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Tricalysia obstetrix</i>	Mc Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Tricalysia okelensis var. okelensis</i>	Mc Ph	Z	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Trichilia gilgiana</i>	Ms Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Trichilia monadelpha</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Trichilia prieuriana</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Trichilia rubescens</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Trichilia tessmannii</i>	Ms Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Trichilia welwitschii</i>	Ms Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Trichosecypha acuminata</i>	Mc Ph	WG	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Triclisia dictyophylla</i>	Ph g	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Triclisia gillettii</i>	Ph g	G	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Triclisia patens</i>	Ph g	G	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Tricostachys microcarpa</i>	N Ph	Z	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Tridesmostemon omphalocarpoides</i>	Mg Ph	BGC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Trilepisium madagascariense</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Triplochiton scleroxylon</i>	Mg Ph	GC	EEN	P	Ptér	Ané
<i>Turraea vogelii</i>	Ph g	GC	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Turraeanthus africanus</i>	Ms Ph	GC	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Uvaria chamae</i>	Ph g	G	EEN	Np	Sar	Zoo
<i>Uvaria scabrida</i>	Ph g	BG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Vangueria apiculata</i>	Mc Ph	SZ	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Vanilla sp.</i>	Ch d			Ep		
<i>Vepris louisii</i>	Mc Ph	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Vitex doniana</i>	Mc Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Vitex grandifolia</i>	Ms Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Voacanga africana</i>	Mc Ph	AT	PRA	P	Sar	Zoo

<i>Warneckea jasminoides</i>	N Ph	PA	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Whitfieldia elongata</i>	Ch d	GC	EEN	SB	Bal	Bal
<i>Xylopi aethiopica</i>	Ms Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Xylopi hypolampra</i>	Ms Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Xylopi rubescens</i>	Ms Ph	GC	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Zanha golungensis</i>	Mg Ph	AT	PRA	SB	Sar	Zoo
<i>Zanthoxylum gillettii</i>	Ms Ph	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Zanthoxylum lemairei</i>	Ms Ph	CG	EEN	P	Sar	Zoo
<i>Zanthoxylum poggei</i>	Ph g	CG	EEN	SB	Sar	Zoo
<i>Zanthoxylum tessmannii</i>	Ms Ph	CG	EEN	P	Sar	Zoo