

Banque de graines du sol et végétation du sous-bois des forêts du Sud-est du Cameroun

Donatien Zébazé Dongmo



COMMUNAUTÉ FRANÇAISE DE BELGIQUE
UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLoux AGRO-BIO TECH

UNIVERSITÉ DE YAOUNDÉ I - FACULTÉ DES SCIENCES

Banque de graines du sol et végétation du sous-bois des forêts du Sud-est du Cameroun

Donatien Zébazé Dongmo

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de
Docteur en Sciences Agronomiques et Ingénierie Biologique/
Docteur Ph.D en Biologie des Organismes Végétaux ;
Spécialité Botanique et Écologie

Promoteurs :

Pr Jean-Louis Doucet, Pr Bonaventure Sonké, Dr Vincent Droissart

Année civile : 2024

Copyright

Crédits photographiques :

- Jean-Louis Doucet : Première de couverture, pages 1 et 25
- Donatien Zébazé Dongmo : Pages 44 et 73

Cette œuvre est sous licence Creative Commons. Vous êtes libre de reproduire, de modifier, de distribuer et de communiquer cette création au public selon les conditions suivantes :

- Paternité (BY) : vous devez citer le nom de l'auteur original de la manière indiquée par l'auteur de l'œuvre ou le titulaire des droits qui vous confère cette autorisation (mais pas d'une manière qui suggérerait qu'ils vous soutiennent ou approuvent votre utilisation de l'œuvre);
- Pas d'utilisation commerciale (NC) : vous n'avez pas le droit d'utiliser cette création à des fins commerciales ;
- Partage des conditions initiales à l'identique (SA) : si vous modifiez, transformez ou adaptez cette création, vous n'avez le droit de distribuer la création qui en résulte que sous un contrat identique à celui-ci. À chaque réutilisation ou distribution de cette création, vous devez faire apparaître clairement au public les conditions contractuelles de sa mise à disposition. Chacune de ces conditions peut être levée si vous obtenez l'autorisation du titulaire des droits sur cette œuvre. Rien dans ce contrat ne diminue ou ne restreint le droit moral de l'auteur.

Aux petits gars :
Antoine Uriel, August Yannis,
David Luca et Orlan.,
À mon épouse,
À mon frère et à ma sœur,
À mon père et ma mère.

Résumé

Face aux pressions anthropiques croissantes auxquelles sont soumises les forêts tropicales, le Cameroun a réalisé une zonation de son territoire en différents types d'affectation de terres. Il s'agit de superficies affectées à des usages et fonctions spécifiques, tenant compte de différents critères : étendue, richesse et composition biologiques (flore et faune), impacts humains passés et actuels, objectifs de production, etc. L'objectif principal de cette zonation vise à concilier des besoins socio-économiques humains et la conservation de la biodiversité. Pour ce faire, il est important de connaître la dynamique de ces nouveaux milieux aux fonctionnements complexes, afin d'adapter les politiques de gestion. En effet, en plus des activités anthropiques, les phénomènes naturels créent au sein des forêts des perturbations de tailles variables, modifiant leurs paramètres abiotiques et biotiques. Malgré leur importance pour la résilience et la restauration de ces écosystèmes, les informations sur les mécanismes de régénération naturelle et ses principaux déterminants restent fragmentaires.

Selon un gradient d'anthropisation supposé croissant, allant des aires protégées aux forêts communautaires, cette thèse ambitionne de contribuer à la connaissance des mécanismes qui interviennent dans la régénération naturelle des forêts tropicales humides camerounaises. Elle s'appuie pour cela sur les principaux types d'affectation de terres du sud-est du Cameroun. Sur la base d'un dispositif de 33 parcelles d'un hectare chacune réparties sur une superficie d'environ 4000 km², elle décrit la banque de graines du sol et la végétation du sous-bois d'une aire protégée (Réserve de faune du Dja), d'une concession forestière présentant trois périodicités d'exploitation du bois d'œuvre, et de trois forêts communautaires.

Après une présentation des principaux concepts abordés (**Chapitre 1**), cette thèse présente la densité et la diversité de la banque de graines dans chaque type d'affectation de terre (**Chapitre 2**). Un total de 181 morpho-espèces a été identifié. Les espèces d'arbres représentent 46 % des graines recensées et les espèces pionnières dispersées par les animaux dominent la banque de graines. Il est également mis en exergue que la densité en graines varie significativement avec la profondeur d'échantillonnage, mais pas entre les types d'affectation des terres. La diversité et la composition des espèces varient aussi significativement avec la profondeur d'échantillonnage. Enfin, la banque de graines de la litière est davantage comparable à celle du sol qu'à la banque des plantules et à la strate arborée.

La végétation du sous-bois et la végétation du site pour les arbres de dbh ≥ 10 cm ont été également inventoriées et caractérisées en tenant compte de l'ouverture de la canopée et de l'indice de surface foliaire (**Chapitre 3**). Un total de 4 159 individus appartenant à 420 morpho-espèces et 232 genres a été recensé dans le sous-bois. Ce sont principalement des espèces arborées (65 %), tolérantes à l'ombrage (77 %) et dont les diaspores sont disséminées par des animaux (74 %). Nous avons observé un effet significatif de l'anthropisation sur les types biologiques et les modes de

dissémination des diaspores. La fréquence relative en individus et la diversité varient significativement d'une strate à une autre et d'un type d'affectation des terres à l'autre. Elles sont plus élevées dans les parcelles anthropisées 5 ans auparavant, et plus faibles dans celles anthropisées 30 ans auparavant. Les forêts exploitées 10 à 15 ans auparavant présentent une ouverture de la canopée plus grande que les forêts communautaires et leur indice de surface foliaire est plus faible que celui de l'aire protégée. Ces résultats s'expliquent par la colonisation post-perturbation par des espèces héliophiles à courte durée de vie qui diversifient dans un premier temps la composition et qui, à la suite de leur disparition, remettent en lumière les strates sous-jacentes.

Le lien entre la banque de graines et la végétation du sous-bois a été établi au **Chapitre 4**. On note des similarités croissantes entre les strates successives (banque de graines, végétation du sous-bois et végétation du site à dbh ≥ 10 cm). Malgré la présence en proportions importantes d'espèces arborées dans la régénération naturelle, elle reste limitée en ce qui concerne la régénération des espèces exploitées pour le bois d'œuvre. Nous y avons cependant relevé la présence d'espèces telles que le bilinga (*Nauclea diderrichii*), l'iroko (*Milicia excelsa*), le limba (*Terminalia superba*), le tali (*Erythrophleum suaveolens*), l'olon (*Zanthoxylum heitzii*) et l'onzabili (*Antrocaryon klaineianum*). Ces taxons sont tous pionniers, possèdent des graines dormantes et sont reconnus comme présentant souvent un déficit de régénération en forêt mature. On note également la présence d'espèces telles que le sapelli (*Entandrophragma cylindricum*) ou le longhi (*Chrysophyllum lacourtianum*) dont les graines sont présentes dans la litière de façon transitoire. Ces espèces ont une place importante pour les économies des États d'Afrique centrale, mais aussi pour la subsistance des populations.

La banque de graines et la végétation du sous-bois jouent un rôle non négligeable dans la résilience des forêts denses humides. Toutefois, la pérennité des peuplements ne peut pas exclusivement être garantie par la seule régénération naturelle compte tenu des pressions et besoins anthropiques actuels. Cette thèse met ainsi en évidence les caractéristiques des mécanismes à l'origine de la régénération naturelle, mais également les limites de ceux-ci dans le contexte actuel de pluri-utilisation des sols. Elle souligne la nécessité d'une gestion durable axée entre autres sur une exploitation sélective et des efforts d'enrichissement forestiers afin de maintenir la composition actuelle des forêts du bassin du Congo. Le **Chapitre 4** se termine par des perspectives en vue des travaux ultérieurs.

Abstract

Considering the increasing anthropogenic pressures on its forests, Cameroon has zoned its territory into different land-use types. These areas are designated for specific uses and functions, considering various criteria such as extent, biological richness, and composition (flora and fauna), past and present human impacts, production objectives, etc. The main objective of this zoning is to reconcile human socio-economic needs with biodiversity conservation. To achieve this, it is important to understand the dynamics of these forest allocations with their complex functionalities, to adapt management policies. Indeed, in addition to anthropogenic activities, natural phenomena create disturbances of varying sizes within forests, thereby modifying their mesological and biotic parameters. Despite their importance for the resilience and restoration of these ecosystems, information on the mechanisms of natural regeneration and its main determinants remains fragmented.

According to a presumed anthropogenic gradient ranging from protected areas to community forests, this thesis aims to contribute to the understanding of the mechanisms involved in the natural regeneration of Cameroonian tropical rainforests. It relies on the main land-use types in southeastern Cameroon as a model case. Based on a network of 33 one-hectare plots spread over an area of approximately 4 000 km², it describes the soil seed bank and the understory vegetation of a protected area (Dja Faunal Reserve), a logging concession with three different logging periods, and three community forests.

After explaining the main concepts discussed (**Chapter 1**), this thesis presents the density and diversity of the soil seed bank in each land-use type (**Chapter 2**). A total of 181 morpho-species was identified. Tree species represented 46% of the seeds recorded, and animal-dispersed pioneer species dominated the seed bank. Seed density varied significantly with sampling depth but not between land-use types. Species diversity and composition also varied significantly with sampling depth. Finally, the litter seed bank was more comparable to the soil seed bank than to the seedling bank and the tree layer.

Understorey vegetation and site vegetation with dbh ≥ 10 cm were also inventoried and characterized, considering canopy openness and leaf area index (**Chapter 3**). A total of 4,159 individuals belonging to 420 morpho-species and 232 genera was recorded in the understory. These were mainly tree species (65%), shade-tolerant species (77%), and species whose diaspores are dispersed by animals (74%). We observed a significant anthropogenic effect on the life forms and dispersal syndromes. The relative frequency of individuals and diversity varied significantly between layers and land-use types. They were higher in plots logged 5 years ago and lower in plots logged 30 years ago. Forests logged 10 to 15 years ago had greater canopy openness than community forests, and their leaf area index was lower than that of the protected area. These results are explained by post-disturbance colonization by short-lived light-

demanding species, which initially diversify the composition and, after their disappearance, expose the underlying layers to light.

The link between soil seed bank and understory vegetation was established in **Chapter 4**. Increasing similarities were found between successive stratum (seed bank, understory vegetation, and site vegetation with dbh ≥ 10 cm). Despite the significant presence of tree species in natural regeneration, seedlings of timber species were not common. However, we noted the presence of species such as bilinga (*Nauclea diderrichii*), iroko (*Milicia excelsa*), limba (*Terminalia superba*), tali (*Erythrophleum suaveolens*), olon (*Zanthoxylum heitzii*) and onzabili (*Antrocaryon klaineinum*). These taxa are all pioneers, have dormant seeds, and are known to have a regeneration deficit in mature forests. We also noted the presence of species such as sapelli (*Entandrophragma cylindricum*) and longhi (*Chrysophyllum lacourtianum*), whose seeds are transient in the litter. These species are important for the economies of central African countries region's states and for the subsistence of local populations.

Even if the seed bank and understory vegetation play a significant role in forest resilience, the sustainability of logging can no longer be guaranteed by natural regeneration alone, given current anthropogenic pressures and demand. This thesis therefore highlights the characteristics of the mechanisms underlying natural regeneration, but also its limitations in the current context of multiple land uses. It underscores the needs for sustainable management, including selective logging and forest enrichment efforts, to ensure the sustainability of the Congo Basin forests. **Chapter 4** concludes with perspectives for future research.

Remerciements

Ce travail de thèse représente l'aboutissement d'un parcours académique long, parfois parsemé de défis, mais qui a toujours été source d'enrichissements personnel et intellectuel. À l'issue de cette aventure, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à toutes celles et ceux qui, par leur aide, leurs conseils ou simplement leur soutien, ont contribué à rendre ce cheminement aussi fructueux qu'inspirant. Leur présence et leurs encouragements ont été essentiels à chaque étape de ce voyage.

Tout d'abord, je souhaite remercier mes promoteurs. Grâce à vos conseils, aux moyens mis en œuvre, à votre disponibilité et à votre travail de relecture des manuscrits, j'ai pu proposer une description de la banque de graines et de la végétation du sous-bois des forêts tropicales humides d'Afrique centrale.

Je tiens à exprimer en premier ma gratitude au Pr. Jean-Louis Doucet pour la confiance accordée durant toutes ces années de labeur. Pas grand-chose de ceci n'aurait été possible sans ta rigueur scientifique et ton humanisme. Je sors d'ici avec des connaissances et des aptitudes, mais surtout avec l'inspiration que ta passion a suscitée en moi. Merci pour ta patience tout au long du processus, ainsi que pour les recadrages parfois rudes, mais toujours bénéfiques.

Merci au Pr. Bonaventure Sonké pour avoir été le mentor qui m'a permis de découvrir le monde fascinant de l'écologie, me conduisant vers de belles années de terrain et de passion. Merci de m'avoir guidé dans cette thématique et d'avoir structuré ce cadre de travail.

Je remercie également le Dr. Vincent Droissart pour son encadrement, sa disponibilité, ses conseils et ses orientations tout au long de cette aventure.

Mes remerciements vont aussi au Pr. Louis Zapfack et au Dr. Arnaud Monty, membres de mon comité de thèse. Vos conseils précieux m'ont permis de garder le cap dans le vaste domaine de l'écologie forestière. Je remercie également Pr. Adeline Fayolle et Dr. Kasso Dainou, dont les analyses et l'organisation des idées ont été des piliers dans l'avancement de cette recherche. Que ce soit sur le terrain, au bureau ou lors des comités de thèse, vos remarques et contributions ont été déterminantes.

Je n'oublie pas Pr. Philippe Lejeune, Dr. Olivier Hardy et Dr. Pierre Couteron pour leur disponibilité. En tant que membres de ce jury, vos expertises ont considérablement enrichi la qualité de ce document.

Je souhaite adresser des remerciements particuliers aux équipes de terrain pour leur dévouement et la bonne humeur dans les campements de Mindourou et de Somalomo. Merci à Bienvenue Ango pour les heures passées à la pépinière et au bureau, à demander aux plantules leurs noms et leurs familles, à Sikiro (Alaman Gabriel) et à Théophile Ayol pour les tonnes de terre transportées et les rivières traversées.

Je remercie la société forestière Pallisco-CIFM d'avoir soutenu mes recherches et d'avoir assuré les besoins logistiques de mes missions. Un merci spécial à Monsieur

Paul Lagoute pour ses conseils et son soutien, même dans la vie quotidienne ; merci Boss !

Je tiens également à remercier le service de conservation de la réserve de biosphère du Dja pour sa collaboration, ainsi que les populations du village de Somalomo pour leur accueil chaleureux. Merci aux populations des villages de Medjoh, Mintomb et Echiambor, qui nous ont permis d'accéder à leurs forêts et nous ont accompagnées lors de nos missions.

Je souhaite exprimer ma reconnaissance aux institutions qui ont vu naître et grandir ce projet. Tout d'abord, l'Université de Yaoundé I et tout particulièrement le personnel du Département de Biologie et Physiologie Végétales. Merci aussi à l'Université de Liège, Gembloux Agro-Bio-Tech, pour les opportunités d'échange, de découvertes, et pour le cadre de travail humain et stimulant. Un grand merci à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) pour cette collaboration technique, ainsi qu'à l'Herbarium de l'ULB pour l'aide apportée à l'identification des herbiers de plantules et de grands arbres. Merci particulièrement à Olivier Lachenaud, Diosdados Ngema et Tariq Stévert.

Je remercie également Nature+ pour le soutien matériel et financier sur le terrain au Cameroun et durant mes séjours en Belgique. Merci à Cecilia Julve Larrubia, Marie-Alice Noizet, Sophie Jeanmart, Guillaume Neve, Barbara Haurez, Guillaume Baltus, Kasso Dainou, Franck Monthé, Jean-François Gillet et Nils Bourland.

Je n'oublie pas mes collègues du Laboratoire de Botanique Systématique et d'Écologie de l'École Normale Supérieure pour tous les moments partagés en laboratoire. Merci à Laura, Moses, Suzanne, LeBien, Francine, Gislain, Gyslène, Narcisse et Nelly.

Je remercie mes camarades doctorants du Département de Biologie et Physiologie Végétales de l'Université de Yaoundé I pour leur soutien, leurs encouragements et les moments passés ensemble dans les salles de cours et sur le terrain. Un merci spécial à Amandine et Ingrid.

Je tiens à remercier tous mes collègues forestiers et enseignants-chercheurs de Gembloux Agro-Bio-Tech, en particulier Jean-Yves pour sa disponibilité et sa facilité à trouver des solutions, Morgane Scalbert pour son soutien constant. Merci à Anaïs G. pour les moments d'intégration et les réflexions sur les analyses, à Simon L. pour les relectures, et à Davy pour les premières analyses. Merci Gauthier L., Sarah T., Robin D., Modestine K., Romaric N., Pedro L., Cédric V., Violette V., Quentin G., Crispin I., Chloé D., Marjane K., Justin B., Alexandre D., Stéphane M., Cédric G., Alain M., Marie F., Hugues C., Edouard C., Marie-Pierre T., Simon T., Nicolas L., Lucie M., Jérôme P., Allan B., Edwin A., Boris L., Samuel Q., Jérôme P., Justin H., Lorna Z., Alexandre E., Nicolas L., Thierry T.

Je voudrais également exprimer ma gratitude à mes amis et aînés : Alain, Audrey, Aurélien, Crescensia, Joel, Éric, les amis de la chorale St Leonard, Evelyne, Florence, François, Mme Mireille, Florian. Merci à mes chouettes collègues de Marchin, merci

Michel, Adrien, Nathalie J., Jenifer et Éloïse. Un très grand merci à toi Kasso, tu es plus qu'un grand frère. À tous, c'est aussi votre histoire. Vous m'avez permis de garder le cap et de me relever à chaque fois.

Je remercie aussi mes mamans, Elisabeth, Isabelle, Caroline, Julie et Jeannette, ainsi que les papas, Maurice et autres. Je n'oublie pas les familles Zébazé, Tazo, Fosé, Monthé, Ngulieu, Tsihilolo. Merci à mes « uniques » frère et sœur, Alex et Mariane Laure, j'ai la chance de vous avoir.

En écrivant ces derniers mots, je prends pleinement conscience que ce travail est le résultat d'efforts collectifs, de collaborations enrichissantes et de soutiens précieux. À toutes celles et ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à cette aventure intellectuelle et humaine, je réitère ma profonde gratitude. Bien qu'il ait si souvent nécessité une marche solitaire, votre présence, vos conseils et vos encouragements ont été déterminants durant de ce parcours exigeant, et je mesure la chance que j'ai eue de cheminer à vos côtés.

Enfin, je souhaite adresser un merci tout particulier à ma petite famille, et particulièrement à mon épouse ; Blandine-Flor, à qui j'ai parfois dû sacrifier du temps et de l'attention pour mener à bien ce projet. « Maman champions », chers « petits gars », vous qui avez supporté mes absences, tant physiques qu'émotionnelles, avec patience et amour, sachez que c'est aussi grâce à vous que j'ai pu mener ce travail à terme. Maintenant que cette aventure touche à sa fin, je me réjouis de pouvoir enfin vous retrouver pleinement. Ce travail, nourri par passion et persévérance, vous est dédié.

Table des matières

Banque de graines du sol et végétation du sous-bois des forêts du sud-est du cameroun

Résumé	i
Abstract	iii
Remerciements	v
Table des matières	ix
Liste des figures	xii
Liste des tableaux	xiii
Liste des annexes	xiv

Chapitre 1 : Introduction générale	1
1.1. Forêts denses humides d'Afrique Centrale	3
1.2. Principaux types d'affectation de terres en Afrique Centrale : cas du Sud-est Cameroun	5
1.2.1. Unités forestières d'aménagement.....	7
1.2.2. Aires protégées	7
1.2.3. Forêts communautaires.....	8
1.3. Impact du type d'affectation de terres sur les paramètres abiotiques	8
1.4. Principaux facteurs influençant la régénération naturelle dans les forêts tropicales humides d'Afrique Centrale	10
1.4.1. Potentiel végétatif.....	11
1.4.2. Potentiel séminal adventif	12
1.4.3. Potentiel séminal édaphique	12
1.5. Stratégies adaptatives des espèces en milieu tropical.....	13
1.5.1. Dissémination des diaspores.....	13
1.5.2. Types biologiques.....	15
1.5.3. Tempérament et succession végétale.....	15
1.6. Problématiques et bien fondé de l'étude	18
1.6.1. Régénération naturelle en milieu tropical.....	18
1.6.2. Diversité et structure de la banque de graines	19
1.6.3. Diversité et dynamique des peuplements forestiers.....	20
1.6.4. Rôle de l'exploitation forestière et importance de l'étude pour l'économie du Cameroun	20
1.7. Objectifs	22

Chapitre 2 : Banque de graines des principaux types d'affectation de terres de la région du sud-est cameroun.....	25
2.1. Introduction	28
2.2. Methods	30
2.2.1. Study area	30
2.2.2. Forest sampling.....	31
2.2.3. Monitoring seed germination.....	32
2.2.4. Data analysis.....	33
2.3. Results	35
2.3.1. Seed bank density and diversity	35
2.3.2. Composition of the seed bank community	36
2.3.3. Comparisons between the seed bank and the standing vegetation	38
2.4. Discussion	39
2.4.1. Seed bank characteristics are more strongly influenced by soil depth than by land use types.....	40
2.4.2. Tree taxa found in the seed bank	42
2.4.3. Low similarity between the seed bank and the standing vegetation.....	42

Chapitre 3 : Caractérisation de la régénération naturelle des forêts du sud-est du cameroun selon un gradient de perturbation.....	45
3.1. Introduction	49
3.2. Materials and methods.....	50
3.2.1. Study area	50
3.2.2. Vegetation inventory	51
3.2.3. Data analysis.....	53
3.3. Results	55
3.3.1. Composition of the understorey vegetation.....	55
3.3.1.1. Functional groups and land use types	55
3.3.1.2. Species composition	56
3.3.2. Richness and diversity of understorey	64
3.3.3. Comparison of understorey vegetation and adjacent vegetation	66
3.4. Discussion	68
3.4.1. Land use types and tree cover.....	68
3.4.2. Main characteristics of the understorey vegetation	69
3.4.3. Density and diversity of the understorey	70
3.4.4. Juveniles and similarities with standing vegetation.....	71

Chapitre 4 : Discussion générale, conclusion et perspectives	73
4.1. Discussion générale.....	75
4.1.1. Type d'affectation de terres ou antériorité d'exploitation comme indicateur de perturbation des forêts tropicales humides ?.....	77

4.1.2.	Description et principales caractéristiques de la régénération naturelle	79
4.1.2.1.	Densité de graines et de plantules.....	81
4.1.2.2.	Diversité de graines et de plantules	82
4.1.3.	Similarité floristique entre la régénération naturelle et le reste de la végétation	83
4.1.4.	Qu'en est-il de la régénération naturelle des principales espèces d'intérêt commercial ?	85
4.2.	Conclusion et perspectives	88
Références		94
Annexes		107

Liste des figures

Figure 1.1: Carte de répartition des forêts tropicales humides du centre d'endémisme guinéo-congolais.	3
Figure 1.2 : Principaux types d'affectation des terres en fonction de la superficie et de l'importance économique dans la région du sud-est cameroun.....	6
Figure 1.3 : Représentation schématique du parcours du rayonnement solaire au-dessus et en dessous de la canopée.....	9
Figure 1.4 : Schéma conceptualisant la régénération naturelle dans la succession végétale.	18
Figure 1.5 : Localisation des 15.698 études récentes sur la banque de graines.	19
Figure 2.1 : Location of the study area in central africa (inset) and in the dja area.	31
Figure 2.2 : Seed bank density and diversity for all the land use types taken together and separately for the land use types.....	35
Figure 2.3 : Proportions of life forms, regeneration guilds and dispersal syndromes across soil depths and land use types.	37
Figure 2.4 : Non-metric multidimensional ordination (NMDS) showing differences in the seed bank composition across soil sampling depths.	39
Figure 3.1 : Location of the 33 permanent plots of one hectare each, representing the sampling units, in the different land use types of the south east cameroon region and configuration of a 1 ha permanent plot.	52
Figure 3.2 : Proportion of individuals of tree species in the stratum of individuals with dbh < 1 cm and proportion of individuals of barochore species in the stratum of individuals with dbh between 1 and 10 cm according to land use types..	56
Figure 3.3 : Main dimensions of the nonmetric multidimensional scaling (nmds) for individuals with dbh <1 cm and those with dbh between 1 and 10 cm.	58
Figure 3.4 : NMDS showing the genus composition of the seedling strata, the sapling strata, the small tree strata and the large tree strata at the plot level.	67
Figure 4.1 : Schéma illustrant les interactions entre la banque de graines, la végétation du sous-bois et la végétation dominante du site.	84

Liste des tableaux

Table 3.1 : Indicator species of each land use type and for all land use types taken together for the stratum of individuals with dbh <1 cm and dbh between 1 and 10 cm.....	59
Table 3.2 : Mean values of the density of individuals, observed and estimated and diversity of the stratum of individuals with dbh<1 cm and those with dbh between 1 and 10 cm, according to land use types..	65
Table 3.3: Table showing the average characteristics of the plots within the strata inventoried. The species richness (S.obs), genera and families are those observed on the surveyed area.	66
Table 3.4 : Similarity (Sorensen's index) of genera composition between different strata of juveniles (seedlings and saplings) and adjacent vegetation (small and large trees).....	68
Table 4.1 : Valeurs moyennes pour chaque strate présentant la densité en individus, la diversité estimée et la richesse observée des principaux types d'affectation des terres.....	76
Table 4.2 : Densités relative et taux de prélèvements des principales essences commerciales dans notre zone d'étude ; région du Sud-est du Cameroun....	87

Liste des annexes

Annexe 2.1 Configuration of a one-hectare plot representing a sampling unit, with viable soil seeds inventoried	108
Annexe 2.2 Sample-based rarefaction curves showing the accumulation of new germination per sample for each soil depth within the different land use types.	109
Annexe 2.3 Result of the Non-metric multidimensional ordination (NMDS) showing at the species level the (dis)similarity between the seed bank in soil and litter and the different vegetation strata	110
Annex 2.3 Result of linear mixed models examining the effect of soil layer and land use type on seed bank density, richness and diversity, and on the composition of life forms, regeneration guilds and seed dispersal modes.	111
Annex 2.4 List presenting for each horizon, the species present in the seed bank with their Relative Frequencies, density in one m ³ of soil	112
Annex 2.5 Mean richness and diversity of the seed bank community.....	117
Annex 2.6 Sorensen's similarity indexes, comparing at the genus level litter seed bank and soil seed bank, regeneration less than 1 cm DBH (Seedling bank) and 1-10 cm DBH (Sapplings), adult tree community with DBH comprise between 10 and 30 cm (Small trees) and upper to 30 cm (larger trees) for all plots of each land use	118
Annex 2.7 Sorensen's similarity indexes, comparing at the species level litter seed bank and soil seed bank, regeneration less than 1 cm DBH (Seedling bank) and 1-10 cm DBH (Sapplings), adult tree community with DBH comprise between 10 and 30 cm (Small trees) and upper to 30 cm (larger trees) for all plots of each land use	118
Annex 3.1: Assessment of canopy openness and leaf area index.....	119
Annex 3.2: NMDS showing the species composition of the seedling strata, sapling strata, small tree strata and large tree strata at the plot level. ..	120
Annex 3.5: NMDS showing the genera composition of the seedling strata, sapling stratum, small tree stratum and large tree stratum at the plot level.	120
Annex 3.3: Species found in the understory vegetation strata of different land use types	121
Annex 3.4: Similarity (Sorensen's index) of species composition between different land use types within the stratum of individuals with dbh<1 cm and dbh between 1 and 10 cm	136
Annex 3.6: Relative frequency. IndVal and significance value for the seedling, sapling, small tree and large tree strata	137

Annex 3.9: Similarity (Sorensen's index) of genera composition between different strata of juveniles and small tree stratum and large tree stratum at the plot level.....	148
Annex 3.10: Similarity (Sorensen's index) of species composition between different strata of juveniles and adjacent vegetation at the species level.	149
Annexe 4.2 : Tableau présentant pour chaque type d'affectation de terre, les espèces indicatrices de la végétation de $dbh \geq 10$ cm, leur familles, tempéraments, modes de dissémination des diaspores et fréquences relatives.	151
Annexe 4.3 : Analyse croisée de la similarité entre les différentes strates de la végétation et les types d'affectation des terres à l'aide de l'indice de similarité de Sorensen (1 - dissimilarité).....	155
Annexe 4.4 : Analyse croisée de la similarité entre les différentes strates de la végétation et les types d'affectation des terres à l'aide de l'indice de similarité de Bary curtis (1 - dissimilarité).....	156

Chapitre 1

Introduction générale



1.1. Forêts denses humides d'Afrique centrale

Les forêts denses humides tropicales africaines se situent dans le centre régional d'endémisme Guinéo – Congolais (White, 1983; Linder *et al.*, 2005), lequel est subdivisé en trois sous-centres d'endémisme formant deux blocks forestiers continus:

(i) Le domaine Haut-Guinéen, situé en Afrique de l'Ouest, regroupant des îlots forestiers aujourd'hui relativement fragmentés. Ce dernier est limité à l'Est par une zone plus sèche dénommée « Dahomey Gap » ;

(ii) Le massif constitué par le domaine Bas-Guinéen et le domaine Congolais ; il s'étend du sud-est du Nigeria à la République Démocratique du Congo (White, 1986; Droissart *et al.*, 2018 ; Figure 1.1). Il s'agit du deuxième plus grand massif continu de forêt tropicale au monde après celui de l'Amazonie et représente 37 % de la forêt tropicale mondiale (White, 1983; Mayaux *et al.*, 2003).

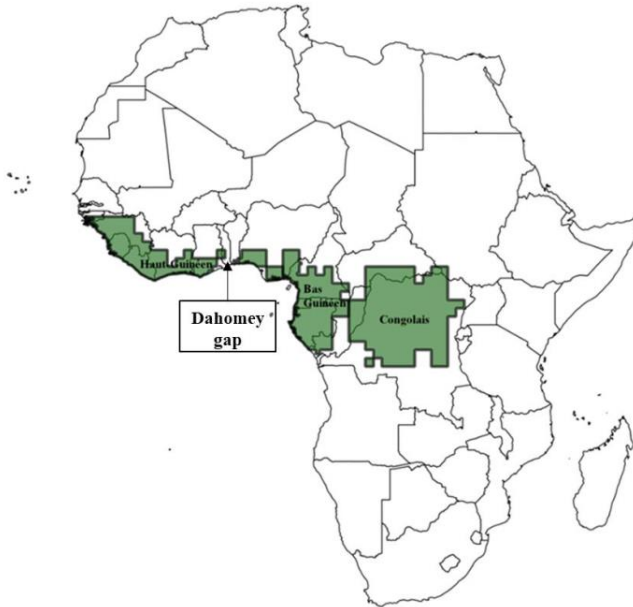


Figure 1.1: Carte de répartition des forêts tropicales humides du centre d'endémisme Guinéo-Congolais (en vert) d'après les données RAINBIO, adaptée de Droissart *et al.* (2018).

On estime la richesse spécifique des forêts tropicales humides d'Afrique à plus de 15 387 espèces végétales appartenant à différents types biologiques, dont environ trois mille seraient des espèces arborescentes (Sosef *et al.*, 2017). Cette richesse et leur diversité biologique sont liées à la variabilité des substrats géologiques et pédologiques, des conditions climatiques actuelles et passées ainsi que des pressions anthropiques (Couvreur *et al.*, 2021). Cependant, cette diversité demeure sous-estimée et la plupart des données botaniques existantes repose sur des inventaires d'arbres de

diamètre à hauteur de poitrine d'homme (*Diameter at Breast High* ; dbh) supérieur ou égal à 10 cm (voir cependant Droissart *et al.*, 2018). Par ailleurs, les progrès de la génétique permettent de décrire un nombre croissant d'espèces auparavant regroupées sous un même taxon (voir par exemple Ikabanga *et al.*, 2021).

Ces forêts fournissent des ressources fondamentales telles que les aliments, les combustibles et les produits forestiers non ligneux, ainsi que de nombreux services sociaux et culturels à plus de 60 millions de personnes vivant dans ces régions ou à proximité (Nasi *et al.*, 2011; CIFOR, 2022). De plus, elles contribuent indirectement à la survie de plus de 40 millions de personnes vivant dans les centres urbains avoisinants grâce aux emplois générés par l'exploitation du bois d'œuvre (Nasi *et al.*, 2011; de Wasseige *et al.*, 2015). Elles occupent ainsi une place prépondérante dans les plans de développement socio-économique des États de la région (FAO, 2006).

Elles jouent également un rôle crucial dans la régulation du climat, ainsi que dans la réduction des teneurs en CO₂ atmosphérique (Johns *et al.*, 2008; Sonwa *et al.*, 2011) et séquestrent plus de 20 % du carbone existant à la surface du globe (Gibbs *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2007; Pan *et al.*, 2011; Saatchi *et al.*, 2011; Baccini *et al.*, 2017). Malgré leur importance, les forêts tropicales humides d'Afrique centrale sont de plus en plus confrontées aux conséquences néfastes des activités humaines, au rang desquelles l'agriculture itinérante sur brûlis, l'exploitation des ressources naturelles et l'urbanisation (Nshimba, 2005; Devers et Vande Weghe, 2006).

Les forêts d'Afrique centrale sont l'objet d'usages variés, entraînant leur fragmentation et une réduction de leur superficie (Houghton *et al.*, 2012). Ainsi, tous types d'affectation de terres confondus, on a observé une déforestation annuelle (c'est-à-dire perte définitive de couvert forestier) de 0,17 % entre les années 2000 et 2010, puis de 0,23 % entre les années 2010 et 2020 (Vancutsem *et al.*, 2021; CIFOR, 2022). Parmi les activités responsables de cette réduction du couvert forestier, l'agriculture itinérante est la plus impactante (92 %), suivie de la foresterie et d'autres formes de déforestation (<8 %), des feux de brousse (<1 %), de l'urbanisation (<1 %) (Zapfack, 2005; Houghton *et al.*, 2012; Ciais *et al.*, 2013; Tyukavina *et al.*, 2018; CIFOR, 2022).

En plus des pertes, définitives ou temporaires, de couvert forestier résultant des activités anthropiques, les perturbations d'origine naturelle telles que les chablis, la sénescence, les longues périodes d'inondations, ou les glissements de terrain, créent au sein des formations naturelles des trouées de tailles variables (Grubb, 1977; Hartshorn, 1978; Brokaw, 1987; Kitajima et Fenner, 2000; Durrieu De Madron *et al.*, 2011). Ainsi, qu'elles soient d'origine naturelle et/ou anthropique, ces perturbations modifient de manière plus ou moins pérenne les paramètres abiotiques (distribution de la lumière, propriétés physiques et chimiques du sol) et biotiques (structure et composition de la forêt).

Dans le but d'assurer la pérennité de ces forêts, de maintenir leur fonctionnalité et leur productivité, les États de l'Afrique centrale ont entrepris au cours des dernières décennies la révision de leurs lois forestières (Bertrand *et al.*, 1999; Nasi *et al.*, 2011; FAO et CIFOR, 2016). La République Centrafricaine (RCA) en 1990 puis en 2008,

le Cameroun en 1994 puis en 2024, le Congo en 2000, le Gabon en 2001 et la République Démocratique du Congo (RDC) en 2002 ont tour à tour vu leur législation forestière revisitée. Au Cameroun, celui-ci a conduit à la zonation du territoire en différents types d'affectation de terres ; représentant des superficies affectées à des usages spécifiques. Ces usages incluent la production de bois d'œuvre, l'extraction de minerais, les zones d'influence des communautés locales, celles destinées à la conservation de la biodiversité, ainsi que les zones affectées aux activités agro-industrielles et récréatives (Nasi *et al.*, 2011).

1.2. Principaux types d'affectation de terres en Afrique centrale : cas du Sud-est Cameroun

Au Cameroun, la loi N° 94/01 du 20 janvier 1994, régissant les forêts, la faune et la pêche, a révisé le plan de zonage du territoire, amorcé depuis quelques décennies. Ce plan visait à rationaliser l'utilisation du territoire afin de limiter l'exploitation anarchique des ressources naturelles (Côté et Theriault, 1993). En 2022, cette initiative a abouti à la zonation de 18,2 millions d'hectares, représentant 39 % du territoire camerounais, en domaine forestier national. Ce domaine se divise en domaine forestier permanent et non permanent (MINFOF et WRI, 2022).

Le domaine forestier permanent couvre 15,2 millions d'hectares, soit 83 % du territoire zoné (MINFOF et WRI, 2022). Il comprend :

Les forêts de production (9,4 millions d'hectares, 62 % du domaine forestier permanent), incluant les concessions forestières (Unités Forestières d'Aménagement, UFA) et les forêts des collectivités publiques (forêts communales) ;

Les aires protégées (4,8 millions d'hectares, 32 % du domaine forestier permanent), regroupant les parcs, forêts de protection, et forêts d'enseignement et de recherche ;

Les réserves forestières et les zones d'intérêts cynégétiques (un million d'hectares, 6% du domaine forestier permanent) regroupant respectivement des zones de conservation de la biodiversité et les zones de chasse.

Le domaine forestier non permanent couvre 3 millions d'hectares, soit 17 % de ce territoire zoné (MINFOF et WRI, 2022). Il comprend :

Les forêts communautaires (2,5 millions d'hectares, 81 % du domaine forestier non permanent) ;

Les ventes de coupe (0,29 millions d'hectares, 0,1 % du domaine forestier non permanent) ;

Les parcelles agro-industrielles (0,52 millions d'hectares, 18 % du domaine forestier non permanent).

D'après Fomete et Tchanou (1998), les trois types d'affectation des terres les plus représentatifs au Cameroun sont : les Unités Forestières d'Aménagement (UFA), les

Aires Protégées du domaine permanent de l'État (AP) et les Forêts Communautaires (FC ; Figure 1.2). Dans le Sud-est du pays, le département du Haut-Nyong compte 37 UFA, 3 aires protégées, et 136 forêts communautaires. Ces zones occupent respectivement 57 %, 21 % et 10 % du territoire de ce département (Figure 1.2) et les zones non affectées correspondent au pourcentage restant. Dans la suite de ce travail, nous nous concentrerons principalement sur ces trois types d'affectation des terres.

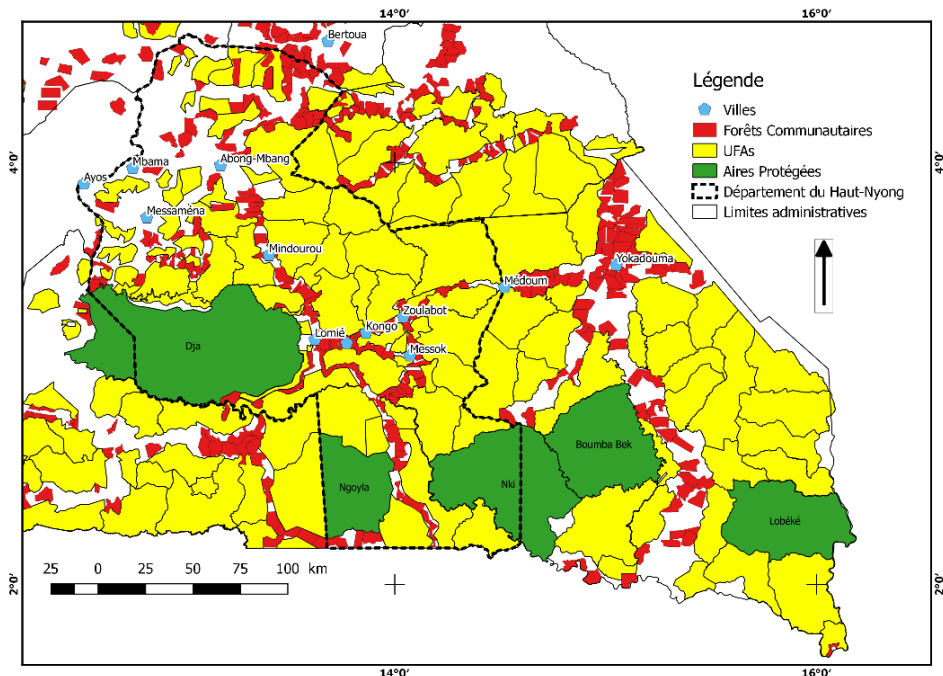


Figure 1.2 : Principaux types d'affectation des terres en fonction de la superficie et de l'importance économique dans la région du Sud-est Cameroun. En vert les aires protégées, en jaune les forêts de production et en rouge les forêts communautaires (MINFOF et WRI, 2022) Le blanc correspond à la zone agroforestière dans laquelle les forêts communautaires peuvent être attribuées.

Que ce soit pour les UFA, les aires protégées ou les forêts communautaires, en raison des différences de gestion qui les caractérisent, ces types d'affectation des terres ont des impacts distincts sur l'environnement. Outre les facteurs naturels, l'activité humaine y est perceptible à différentes échelles. Les principales conséquences de ces activités incluent la dégradation due à l'exploitation du bois d'œuvre (dégâts d'abattage, ouverture de pistes et compactage des sols) et/ou la conversion du couvert forestier en terres agricoles (cultures industrielles et vivrières). Ces activités sont à l'origine de nouvelles conditions abiotiques liées à l'ouverture, plus ou moins importante et définitive, de la canopée.

1.2.1. Unités Forestières d'Aménagement

Les Unités Forestières d'Aménagement (UFA) couvrent 7,08 millions d'hectares au Cameroun, représentant environ 15 % de la superficie du territoire national (MINFOF et WRI, 2022). Ce sont des permis forestiers dont la superficie individuelle varie entre 30 000 et 200 000 hectares (MINFOF, 2024)(Fomete et Tchanou, 1998). Leur gestion, confiée à des concessionnaires pour une durée de 30 ans, est encadrée par un plan d'aménagement validé par le Ministère des Forêts et de la Faune (MINFOF). Les activités agricoles y sont interdites. Les activités de chasse et de collecte des produits forestiers non ligneux y sont règlementées et limitées au droit d'usage. La série de production de chaque UFA est divisée en six blocs d'aménagement contenant des volumes exploitables équivalents, chacun d'entre eux étant subdivisés en cinq assiettes annuelles de coupe équisurfaces.

Le concessionnaire définit, entre autres, des diamètres minimaux d'exploitabilité afin de garantir un taux de reconstitution suffisant de la ressource ligneuse. Compte tenu des contraintes légales et liées au marché des bois tropicaux, l'exploitation est très sélective. Selon FRMi, (2018), parmi les 150 espèces d'arbres potentiellement exploitables en Afrique centrale, et capables de fournir annuellement plus de 15 millions de m³ de grumes, seule une douzaine est effectivement exploitée. Elle contribue à près de 80 % du volume total récolté annuellement. Le taux de prélèvement du bois d'œuvre y est inférieur à deux pieds par hectare (soit en moyenne 9,6 m³ de bois d'œuvre prélevé par hectare et par période de rotation ; Nasi *et al.*, 2011). En 2022, des 121 UFA existantes au Cameroun, 118 étaient attribuées à l'exploitation forestière sous forme de concessions forestières et 110 opéraient sur la base d'un plan d'aménagement approuvé par le MINFOF.

1.2.2. Aires Protégées

Les aires protégées du domaine permanent de l'État (AP) couvrent une superficie de 4,8 millions d'hectares, soit 10 % de la superficie du territoire national (MINFOF et WRI, 2022). Elles ne font l'objet d'aucune exploitation de bois d'œuvre. Les activités agricoles y sont interdites. La chasse et la collecte des produits forestiers non ligneux sont règlementées et limitées au droit d'usage. Leur gestion est assurée par le MINFOF (via le service de la conservation), en collaboration avec les populations riveraines. Elles ont pour vocation la conservation de la diversité biologique, les activités écotouristiques et scientifiques, la préservation des sites et des écosystèmes particuliers ainsi que la préservation des services écosystémiques tels que le stockage de l'eau et du carbone (Nasi *et al.*, 2011).

1.2.3. Forêts Communautaires

Les Forêts Communautaires (FC) couvrent une superficie de 2,5 millions d'hectares, soit 5 % de la superficie du territoire national camerounais (MINFOF et WRI, 2022). Ce sont des unités forestières ne pouvant excéder 5 000 hectares et dont la gestion est assurée par les communautés locales.

Le concept de forêts Communautaires a été introduit dans le but d'inciter et d'encourager la participation des communautés locales à la gestion des forêts. Il vise donc la promotion de la conservation des forêts, tout en participant au développement économique et social des populations dont le mode de vie y est directement lié. Dans les forêts communautaires, les activités de chasse et de collecte des produits forestiers non ligneux sont autorisés. De plus, leurs terres peuvent être converties en agro-forêts et/ou en parcelles agricoles pour des cultures vivrières. Ces forêts sont gérées suivant un plan simple de gestion conclu entre les communautés locales et le MINFOF. Ce plan simple de gestion fait partie d'une convention signée pour une période de 25 ans. Il est renouvelable et révisé au moins une fois tous les cinq ans.

1.3. Impact du type d'affectation de terres sur les paramètres abiotiques

Dans les Unités Forestières d'Aménagement (UFA) d'Afrique centrale, l'exploitation du bois d'œuvre est soumise à des normes et recommandations visant à garantir la reconstitution des stocks, la disponibilité de la ressource, et la limitation de l'impact des activités humaines sur le milieu naturel. Pour ce dernier point, il y est impératif de minimiser les dégâts associés à l'abattage, au débusquage, à l'extraction, ainsi qu'à l'évacuation des grumes. On estime que la dégradation du couvert forestier initiale liée directement aux activités d'exploitation du bois d'œuvre se situe entre 4 et 10 % du couvert (Hall *et al.*, 2003; Dupuis *et al.*, 2023). Ce sont les trouées d'abattage qui participent le plus à l'ouverture de la canopée.

Les aires protégées du domaine permanent de l'État (AP) sont essentielles à la conservation de la biodiversité et des écosystèmes forestiers. Elles doivent maintenir l'intégrité écologique caractéristique des forêts tropicales humides. Du fait de leur statut, les activités d'exploitation de bois d'œuvre y sont interdites. Toutefois, un certain nombre d'activités illégales, comme l'exploitation artisanale de bois ou le braconnage, peuvent s'y dérouler en cas de contrôle insuffisant. Au Cameroun, les taux de déforestation et de dégradation dans les aires protégées sont respectivement de 0,04 et 0,08 % entre 2010 et 2020 (CIFOR, 2022).

Les forêts communautaires, bien qu'exploitées selon un « plan simple de gestion », sont souvent caractérisées par un manque de rigueur dans l'application des normes d'exploitation forestière (Vermeulen *et al.*, 2006). Celle-ci doit se faire selon un plan de gestion dont la conception est trop complexe pour les populations rurales qui ne

l'applique que rarement. Par ailleurs, des pratiques agroforestières telles que les cultures sous ombrage, l'introduction d'espèces à haute valeur économique (comme le palmier à huile et le cacaoyer) et l'apiculture y sont encouragées, offrant ainsi des nouvelles opportunités de développement économique aux communautés locales.

En vue de caractériser l'ampleur de la dégradation du couvert forestier, plusieurs paramètres peuvent être utilisés, dont l'ouverture de la canopée ou encore l'indice de surface foliaire (Brokaw, 1987; Canham *et al.*, 1990). La disponibilité de la lumière est considérée comme la ressource la plus limitante pour l'établissement et la croissance des espèces en forêt tropicale (Kennedy et Swaine, 1992). En conditions naturelles, la stratification verticale de cet écosystème fait en sorte que moins de 20 % du rayonnement solaire incident parvient sous la canopée (Terborgh, 1985; Chazdon et Pearcy, 1988; Tang *et al.*, 1999; Turner, 2004; Figure 1.3).

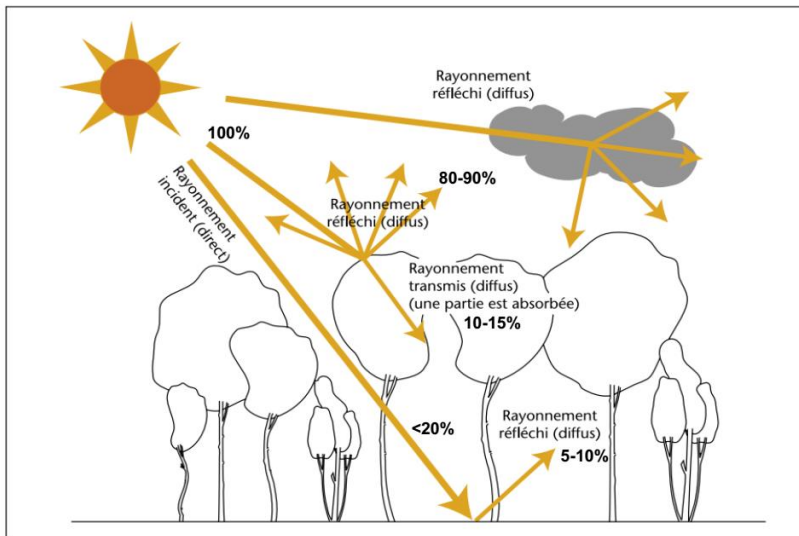


Figure 1.3 : Représentation schématique du parcours du rayonnement solaire au-dessus et en dessous de la canopée. Ici, le rayonnement global incident se décompose en rayonnement direct et diffus. La fraction diffuse n'a pas de direction préférentielle et provient de la diffusion et de la réflexion du rayon lumineux au travers de la canopée et/ou des nuages (adapté de Tang *et al.*, 1999; Turner, 2004 et Baudry *et al.*, 2010).

La dégradation du couvert forestier conduit à la création des trouées de tailles variables. Ces trouées, avant d'être refermées par l'extension latérale de la végétation du site et la croissance de nouveaux arbres (Canham *et al.*, 1990), contribuent à la formation des micros climats dans le sous-bois sur une échelle spatiale et temporelle variable (White et Pickett, 1985 ; Alvarez-Buylla et Martínez-Ramos, 1990 ; Horvitz et Schemske, 1994; Valverde et Silvertown, 1997). Le nombre et la taille des trouées

conditionnent la disponibilité en lumière dans le milieu, influençant ainsi la vitalité des individus du sous-bois. Des apports limités en lumière ont pour effet de préserver ou de réguler l'expression de la banque des graines ainsi que le développement de la végétation du sous-bois (Agyeman *et al.*, 2011; Niknam, 2018; Schwartz *et al.*, 2017). Ceci est d'autant plus marqué pour les espèces nécessitant des apports conséquents en lumière pour accomplir une ou plusieurs phases de leur cycle de vie (Kennedy et Swaine, 1992).

En fonction du tempérament (traduisant les besoins en lumière d'une espèce), la création ou la fermeture des trouées peut être préjudiciable (ou non) au développement d'un groupe d'espèces (Alvarez-Buylla et Martínez-Ramos, 1990; Horvitz et Schemske, 1994; Valverde et Silvertown, 1997). À l'échelle du peuplement, on aboutit ainsi à une mosaïque très diversifiée dans laquelle coexistent des individus de tailles et d'âges divers, appartenant à des espèces avec des exigences écologiques et des cycles de vie différents (White et Pickett, 1985; Swaine et Whitmore, 1988; Sist et Brown, 2004; Mesh *et al.*, 2018).

Les perturbations et les changements affectant la structure de la canopée sont donc en mesure de modifier la composition, la diversité et la structure de la forêt, influençant ainsi son schéma de succession naturelle (Alexandre, 1989 ; Carson et Schnitzer, 1993 ; Valverde et Silvertown, 1997 ; Foster *et al.*, 2003).

1.4. Principaux facteurs influençant la régénération naturelle dans les forêts tropicales humides d'Afrique centrale

De nombreux auteurs se sont intéressés aux mécanismes qui régissent la mise en place et le maintien des forêts en milieu tropical humide (Withmore, 1975; Alexandre, 1982, 1989; Doucet, 2003; Durrieu De Madron *et al.*, 2011). Leurs travaux ont largement exploré les aspects de production et de dissémination des graines (Dalling *et al.*, 1998; Denslow et Guzman G., 2000; Chen *et al.*, 2019), leur survie, leur dormance et leur germination (Young *et al.*, 1987; Hall, 2008; Burmeier *et al.*, 2010). Par ailleurs, d'autres auteurs se sont penchés sur la survie et le rôle des plantules dans la dynamique des forêts (Swaine et Whitmore, 1988; Engel et Parrotta, 2001; Doucet, 2003; Newbery *et al.*, 2006; Gomes *et al.*, 2019). Presque tous ont conclu que le milieu forestier résulte de renouvellements continus impliquant des phases de perturbation et de résilience (Oldeman, 1974; Hartshorn, 1978; Alexandre, 1982).

Les phases de résilience précèdent des perturbations du milieu naturel. Les perturbations sont d'origine, de tailles et d'intensités variables (Oldeman, 1974; Alexandre, 1979; Carson et Schnitzer, 2008). Les facteurs de perturbations les plus importants sont les activités anthropiques, la chute d'un ou de plusieurs arbres suite à une tempête ou un glissement de terrain, la mort sur pied d'un émergent. À la suite de ces perturbations, la réponse écologique se mettant en route est d'intensité et d'étendue proportionnelle à la perturbation qui l'a enclenchée. Elle est l'expression

partielle (ou totale) d'un ou de plusieurs facteurs de régénération naturelle (Alexandre, 1979; Garwood, 1989).

D'après Rollet (1969), la régénération naturelle est l'ensemble des processus par lesquels la forêt se reproduit naturellement. Pour cet auteur, elle exclut l'idée de toute intervention sylvicole et est assurée par l'ensemble des plantules et des petites tiges existant dans un milieu (plantules et gaulis). Elle possède ainsi une composante statique liée à l'autoécologie et une composante dynamique reprenant le point de vue synécologique. En se basant sur la considération synécologique, Alexandre (1979) place le point de départ de la régénération naturelle au moment de la perturbation du milieu, laquelle influence l'expression des potentiels végétatif, adventif et édaphique.

1.4.1. Potentiel végétatif

Le potentiel végétatif est représenté par l'ensemble des végétaux déjà présents sur le site, ne participant pas à la formation de la canopée et ayant survécu à une perturbation. Ce groupe comprend les juvéniles, les rejets et les arbres du sous-bois. Sa composition floristique est étroitement liée à celle du couvert forestier (Lescure et Boulet, 1983; Riéra, 1995). Ainsi, dans une formation végétale secondarisée, il sera principalement constitué d'individus d'espèces héliophiles rejetant facilement de souche (Alexandre, 1979). Dans une formation plus mature, elle sera majoritairement constituée de jeunes individus d'espèces tolérantes à l'ombrage. Par conséquent, la composition du potentiel végétatif à la suite d'une perturbation dépend à la fois (i) de l'histoire de la formation végétale jusqu'au moment de la perturbation et (ii) de l'intensité de la perturbation elle-même (Alexandre, 1979).

Ce potentiel végétatif comprend la « banque de plantules ». Kitajima et Fenner (2000) définissent les plantules en se basant sur des considérations structurelles (*toute petite plante issue du développement d'une seule graine*) ou physiologiques (*sortie de la racine de la graine ; jeune plante encore dépendante des réserves alimentaires stockées dans la graine*). Dans la pratique, ces définitions restent limitées car, en milieu tropical, les plantules perdent plus ou moins rapidement leurs cotylédons avant même d'être autotrophes. Elles peuvent également être issues du développement d'autres types de diaspores telles que les propagules, des rameaux. Ainsi, la plantule peut être considérée comme étant un individu végétal de moins d'un mètre de hauteur (Inman-narahari *et al.*, 2016; Kupers *et al.*, 2019; Denslow et Guzman G., 2000) et/ou possédant un diamètre à hauteur de poitrine d'homme (dbh) inférieur à 0,5 cm (Lipoma *et al.*, 2019).

Dans cette étude, nous désignons par potentiel végétatif, la végétation ligneuse du sous-bois ne participant pas à la formation de la canopée (Kitajima et Fenner, 2000; Babaasa *et al.*, 2004; Ghazoul, 2004). Nous la caractériserons par un dbh inférieur à 10 cm.

1.4.2. Potentiel séminal adventif

Le potentiel séminal adventif est constitué de diaspores produites localement ou disséminées sur des distances plus ou moins importantes par le biais de divers agents de dispersion. Il comprend donc la pluie de graines (Martínez-Ramos *et al.*, 2016). Sa composition est ainsi liée à celle du peuplement forestier environnant (Drake, 1998; Chen *et al.*, 2019; Tang *et al.*, 2006) et à l'activité des agents de dissémination (Lescure *et al.*, 1989; Muller-Landau *et al.*, 2008).

De nombreux travaux sur le potentiel séminal adventif ont été menés dans les forêts tropicales d'Asie et d'Amérique. Ces études ont analysé sa composition en lien avec les perturbations des sites, l'âge de la végétation (Hopkins et Graham, 1987; Quintana-Ascencio *et al.*, 1996; Carrière *et al.*, 2002; Du *et al.*, 2007) ainsi que sa similarité avec la végétation environnante (Young *et al.*, 1987; Drake, 1998; Nabe-nielsen *et al.*, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009). En Afrique, la pluie de graines a été nettement moins étudiée.

En Afrique centrale, sur 12 mois d'observations dans la Réserve ce Faune du Dja, Hardesty et Parker (2002) estiment sa densité à 25 graines /m²/mois. Dans la même zone Clark *et al.* (2001) observent 17 graines /m²/mois. Carrière *et al.* (2002) montrent que la pluie de graines au pieds des arbres maintenus dans les champs est de 88 graines /m²/mois. Elle est constituée de 94 % de graines disséminées par les animaux et de 73 % d'espèces allogènes (autres que l'espèce au pied de laquelle les collecteurs de graines avaient été installés). Les graines arrivant au sol peuvent soit germer soit entrer dans la formation du potentiel séminal édaphique.

1.4.3. Potentiel séminal édaphique

Le potentiel séminal édaphique désigne l'ensemble des graines viables présentes à la fois dans la litière et dans le sol. Ces graines peuvent être issues d'espèces constitutives d'un stade antérieur du cycle sylvigénétique, d'individus actuellement présents ou d'individus absents du site et acheminés par l'action de divers agents de dissémination (Drake, 1998; Hyatt et Casper, 2000; Müller et Scharm, 2001; Hopfensperger, 2007). Elles constituent la banque de graines (Garwood, 1989) et jouent un rôle clé dans le maintien de la biodiversité (Nicotra *et al.*, 1998; Hosogi et Kameyama, 2006), la régénération et la résilience des forêts (Tekle et Bekele, 2000; Lamb *et al.*, 2005; Lemauviel *et al.*, 2005; Williams *et al.*, 2008).

Se basant sur le délai de germination, la dormance et la phénologie de dispersion, Garwood (1989) distingue cinq catégories dans la banque de graines :

La banque de graines éphémères, constituée de graines de courte durée de vie, non dormantes, et dispersées pendant une courte période au cours de l'année. Ces graines ont un délai de germination très court et sont souvent des espèces tolérant l'ombrage ;

La banque de graines éphémères saisonnières, constituée de graines dormantes pendant certaines saisons avec une longévité intermédiaire et dispersées pendant une période relativement longue au cours de l'année ;

La banque de graines éphémères retardées, comprenant les graines ayant un délai de germination qui n'est pas associé à des conditions particulières du milieu. Leur dormance peut atteindre une période de deux ans ;

La banque de graines persistantes, regroupant des graines à longue durée de vie dont la période de dispersion est relativement longue (4 à 8 mois dans l'année). Elles possèdent une dormance saisonnière et peuvent rester viables plus de deux ans ;

La banque de graines pseudo-persistantes, regroupant les graines de courte durée de vie, non dormantes, et dispersées continuellement à travers l'année.

En milieu tropical, les graines produites par la majorité des espèces sont caractérisées par une forte teneur en eau et des téguments perméables. Une fois dispersées, elles germent après un délai de quelques jours. Seules quelques espèces restent dormantes plusieurs semaines voire plusieurs années (Garwood, 1989; Baraloto, 2003). Cette dormance peut être liée à des facteurs physiologiques, morphologiques, physiques ou à une combinaison de plusieurs de ces facteurs (Baskin et Baskin, 2004). Elle peut être levée à la suite de changements de la composition chimique du sol, un apport en lumière, l'alternance des cycles d'humidité et de chaleur, l'action des feux ou un séjour dans le tube digestif d'un animal.

1.5. Stratégies adaptatives des espèces en milieu tropical

1.5.1. Dissémination des diaspores

Une diaspore désigne l'unité structurelle et fonctionnelle permettant le développement d'une plante. Elle est formée puis dispersée à partir d'un « individu mère » et peut être « générative » lorsque elle est issue du développement d'un gamétophyte fécondé, ou « végétative » lorsque elle est issue du développement ou de la spécialisation d'une partie de la plante mère (Sádlo *et al.*, 2018). La diaspore peut ainsi être :

- **Une spore** chez les Ptéridophytes ;
- **Une graine** chez les Angiospermes et les Gymnospermes;
- **Le fruit tout entier**. Dans ce dernier cas, la graine est contenue dans une structure protectrice et/ou nourricière issue du développement de l'ovocyte ; on distinguera ici les fruits secs (fruits qui perdent plus de 80% de leur teneur en eau une fois à maturité), des fruits charnus.

Le fait que la graine soit libérée ou non à maturité permet de distinguer, pour chaque type de fruits, les sous-types déhiscents et non indéhiscents. Aux trois types de diaspores régénératifs cités ci-dessus, nous associons :

Des diaspores végétatives qui peuvent être : des bulbilles, des tubercules, des fragments de racines, des plantules nées par pseudo-viviparité, des plantules nées de bourgeons sur des feuilles, des plantules nées sur les extrémités libres des stolons, des boutures et des fragments de pousse non spécialisés.

Cette multitude des types de diaspores cache une diversité des stratégies de dispersion. Dans le cadre de notre travail, nous retiendrons une adaptation de la classification proposée par Dansereau et Lems (1957), Mandango (1982) et reprise par Sonké (1998) et Doucet (2003). Elle offre l'avantage d'une certaine objectivité, car elle se base principalement sur la morphologie de la diaspore ainsi que sur son mode d'expulsion par la plante mère. Nous distinguons ainsi les types de dispersion :

- **Acanthochores** : diaspores adhésives ou capables de rester accrochées grâce à des structures telles que des épines, des crochets ou une pilosité ;
- **Ballochores** : diaspores expulsées par la plante elle-même ;
- **Barochores** : diaspores non charnues, caractérisées principalement par leur grande masse et l'absence de structures de dispersion ;
- **Pogonochores** : diaspores à appendices plumeux ou soyeux ;
- **Ptérochores** : diaspores munies d'appendices ailés ;
- **Sarcochores** : diaspores totalement ou partiellement charnues ;
- **Sclérochores** : diaspores sans caractéristiques particulières et possédant une masse de moins de 1 g.

En fonction des espèces, les diaspores peuvent présenter des adaptations pour un ou plusieurs modes de dissémination. Un exemple marquant est celui des fruits colorés et charnus qui impliquent une dispersion par les animaux. Les couleurs vives attirent les animaux, tandis que la chair juteuse offre une récompense nutritionnelle, favorisant ainsi la dissémination par les mammifères et les oiseaux. Ces mêmes diaspores peuvent aussi être adaptées pour être dispersées par l'eau, car la pulpe est souvent légère et flottante, permettant une dispersion efficace le long des cours d'eau. Tel est le cas du genre *Uapaca* (Andriamanohera *et al.*, 2020; Breteler, 2013).

De manière similaire, les graines légères munies d'ailettes ou de poils favorisent la dissémination par le vent. Cependant, ces mêmes diaspores peuvent également être dispersées par l'eau si elles tombent dans des zones humides. Cette flexibilité dans les mécanismes de dissémination témoigne de l'adaptabilité des plantes à divers environnements et conditions du milieu. Tel est le cas de *Lophira alata* qui, dans la partie nord de son aire de distribution, est présent le long des cours d'eau (Biwolé *et al.*, 2015). En développant des diaspores capables de tirer parti de plusieurs modes de dissémination, les plantes augmentent leurs chances de survie et d'établissement dans des contextes écologiques variés.

En présence de conditions adéquates, la diaspore peut se développer et produire un nouvel individu, reconnaissable et identifiable par ses traits morphologiques. Ces traits sont les mêmes que ceux de la plante mère pour les mêmes stades de développement.

1.5.2. Types biologiques

Selon Lebrun (1947), le type biologique d'une espèce est l'ensemble des traits anatomiques et morphologiques qui caractérisent son appareil végétatif. Indépendamment de sa position systématique, ces traits singularisent sa physiologie, son habitat et reflètent son adaptation aux conditions environnementales. La classification généralement adoptée est une adaptation de celle de Raunkiaer (1934) aux régions tropicales, modifiée par Schnell (1971). En nous inspirant de ces travaux, nous optons dans cette thèse pour une classification simplifiée en vue de faciliter les analyses tout en reflétant la végétation de la région. Cette classification repose, pour les individus adultes, sur des critères tels que : le caractère « autoportant » ou non, le caractère « ligneux » ou non, ainsi que le diamètre maximal atteint à l'âge adulte par les individus d'une même espèce. Nous regroupons ainsi les individus au sein des types biologiques suivants :

Arbres : individus autoportants qui possèdent à l'état adulte un axe principal lignifié et dont le diamètre maximal est ≥ 10 cm. C'est le cas de : *Alstonia boonei*, *Dacryodes klaineana*, *Xylopia quintasii*;

Arbustes : individus autoportants dont les individus adultes possèdent un axe principal lignifié et dont le diamètre maximal est généralement < 10 cm. Nous pouvons citer entre autres : *Campylospermum mannii*, *Psychotria densinervia*.

Lianes : individus non-autoportants dont les adultes possèdent un axe principal dont le diamètre maximal est variable comme chez : *Cnestis ferruginea*, *Gnetum africanum*, *Tetracera alnifolia*;

Herbes : espèces dont les individus adultes possèdent un axe principal auto-portant ou non et une lignification peu ou pas marquée. C'est le cas de : *Geophila obvallata*, *Marantochloa purpurea*, *Raphia regalis*.

Cette classification permet de définir la position de l'espèce dans le milieu ainsi que son comportement vis à vis de la lumière.

1.5.3. Tempérament et succession végétale

En plus des mécanismes de régénération naturelle mis en place par chaque espèce, l'ordre d'apparition des espèces après une perturbation est fonction de la disponibilité des ressources biotiques et abiotiques mobilisables par ces dernières pour réaliser leur cycle de développement. Parmi ces ressources, la lumière tient une place importante. Elle constitue en effet l'un des principaux facteurs conditionnant la croissance des espèces végétales (Hallé *et al.*, 1978; Gond *et al.*, 2002; Balandier *et al.*, 2010).

Le terme « tempérament » est généralement utilisé pour classer les espèces en fonction de leurs besoins en lumière au cours de leurs différentes phases de développement (Hallé *et al.*, 1978). Le tempérament se veut donc une stratégie

d'adaptation permettant aux espèces de s'insérer dans la dynamique successionale. Suivant ce critère, de nombreux auteurs classent les espèces des forêts tropicales humides en deux principaux groupes :

Les espèces héliophiles (ou *light-demanding species*, ou *shade-intolerant pioneers species*), qui sont généralement des espèces pionnières ;

Les espèces sciaphiles (ou *shade-tolerant climax species*), qui sont généralement des espèces des stades climaxiques, (Hallé et al., 1978; Swaine et Whitmore, 1988; Brown, 1992; Schupp et Fuentes, 1995).

Les limites entre ces deux groupes ne sont toutefois pas tranchées, notamment parce que les espèces ne présentent pas des exigences en termes de lumière constantes au cours de leurs différentes phases de développement. En considérant l'évolution d'un individu non pas dans une seule éco-unité mais au sein d'une mosaïque d'habitats, Oldeman et Van Dijk (1991) définissent six stratégies de développement. Ces stratégies se basent sur la capacité de la graine à germer, la croissance des plantules ainsi que la capacité des juvéniles et des adultes à se développer et à persister dans des conditions variées. Cette classification intègre le cas d'espèces pouvant modifier leur tolérance à l'ombrage au cours de leur développement.

En soulignant l'existence de tempéraments intermédiaires entre les catégories proposées par Oldeman et Van Dijk (1991), Doucet (2003) introduit le concept de « plages de développement » pour représenter la diversité des tempéraments observables en milieu tropical. S'appuyant sur la structure des populations de certaines espèces de bois d'œuvre dans les forêts du bassin du Congo, il définit cinq classes de tempérament distinctes pour mieux illustrer ces dynamiques. Ce sont :

Les héliophiles strictes : Ces espèces se caractérisent par une absence de régénération en forêt mature. Elles appartiennent au groupe des « *pioneer species* » désignées comme *hard gamblers* par Oldeman et Van Dijk (1991). Elles présentent une distribution en « cloche » ou par vagues qui correspondent aux périodes de colonisation des sites. C'est par exemple le cas de *Triplochiton scleroxylon* et d'*Eythrophleum suaveolens*.

Les héliophiles modérés : Elles regroupent les espèces également caractérisées par une structure de population en « cloche ». Cette classe correspond au groupe des *struggling gamblers* d'Oldeman et Van Dijk, (1991). Ici, la jeune plantule semble préférer un couvert léger pour s'installer, mais requiert rapidement une ouverture du couvert pour poursuivre son développement. On peut citer *Pycnanthus angolensis*.

Les semi-héliophiles : Elles sont constituées d'espèces dont la structure de population suit une courbe décroissante, plus ou moins étalée et présentant des « bosses » en forêt mature. Ce groupe serait intermédiaire entre les groupes *strugglers* et *struggling gamblers* de la classification d'Oldeman et Van Dijk (1991). Les juvéniles peuvent subsister et même croître dans le sous-bois pour autant que celui-ci ne soit pas trop fermés. De nombreuses espèces Figurent dans cette catégorie, notamment les *Entandrophragma* spp.

Les **sciaphiles modérées, ou tolérantes à l'ombrage modérés** : Elles rassemblent les espèces qui émergent du peuplement lorsqu'elles atteignent la maturité. Les espèces ayant ce tempérament correspondent aux *strugglers* d'Oldeman et Van Dijk (1991). Elles possèdent une structure de population qui s'apparente à une exponentielle décroissante en forêt mature. Les jeunes plants sont souvent abondants dans le sous-bois où ils grandissent plus ou moins rapidement selon le degré d'ouverture de la canopée. On peut citer par exemple, *Staudtia gabonensis*, *Gilbertiodendron dewevree*, *Dacryodes igaganga*.

Les **sciaphiles strictes, ou tolérantes à l'ombrage** : Ce sont des espèces présentant une structure de population avec une allure de « J » inversé en forêt mature. Elles atteignent leur optimum de développement dans les sous étages. Il s'agit des *hard strugglers* selon Oldeman et Van Dijk (1991). C'est le cas de *Dichostemma glaucescens*, *Corynanthe mayumbensis*, *Calpocalyx dinklagei*, *Centroplacus glaucinus*, *Xylopia quintasii*.

Pour simplifier nos analyses, étant donné que nous nous intéressons à différentes strates de la végétation, nous avons adopté dans cette thèse une classification simplifiée basée sur leurs besoins en lumière des espèces durant leurs premières phases de développement. Hawthorne (1995) et Riera *et al.* (1998) regroupent ces espèces en trois catégories :

Les espèces pionnières, pioneer species, susceptibles de germer majoritairement dans des conditions de fort éclairage et/ou d'avoir des plantules capables de prospérer dans cet environnement. Elles possèdent un avantage décisif dans la compétition pour la lumière et l'occupation de l'espace, ce qui leur permet d'être actives dans les premiers stades de la reconstitution du couvert végétal. Elles n'assurent cependant pas par elles-mêmes la stabilité du couvert végétal à moyen et long terme car leur durée de vie est généralement assez courte (3 à 30 ans dans les meilleures conditions). C'est le cas de : *Alstonia boonei*, *Barteria fistulosa*, *Macaranga assas*, *Musanga cecropioides* ;

Les espèces cicatriciennes (espèces de chablis), non-pioneer light-demanding species : Elles germent en présence d'intensités variables de lumière et une durée de vie qui peut excéder 100 ans ; elles sont capables de « cicatriser » le couvert végétal perturbé/dégradé et sont largement répandues dans les peuplements forestiers. Leurs plantules croissent facilement dans les chablis où les conditions d'éclairage sont intermédiaires entre le plein éclairage et le sous-bois. C'est le cas de : *Afzelia bipindensis*, *Baillonella toxisperma*, *Entandrophragma cylindricum*, *Pterocarpus soyauxii* ;

Les espèces structurantes ou dryades, shade-bearer species : Ce sont des espèces sédentaires et de soutien, qui ont généralement une croissance lente et une durée de vie supérieur à 100 ans. Elles donnent à la forêt son aspect organisé dans tous les ensembles structuraux, du sol à la voûte. C'est le cas de : *Dialium pachyphyllum*, *Diospyros mannii*, *Maesobotrya klaineana*, *Strombosia pustulata*.

1.6. Problématiques et bien fondé de l'étude

1.6.1. Régénération naturelle en milieu tropical

Les forêts tropicales humides d'Afrique centrale subissent une dégradation préoccupante (Vancutsem *et al.* 2021) et leur régénération s'effectue principalement de manière naturelle (Figure 1.4). Malgré cela, les informations sur les mécanismes de régénération naturelle et ses principaux facteurs restent rares. Les données disponibles sont souvent dispersées et limitées, sans délimitation spatiale précise et peu quantifiées (Nasi *et al.*, 2006). Ce manque d'informations robustes sur la régénération naturelle ainsi que sur la succession de la végétation de ces zones constitue un obstacle majeur pour le développement des stratégies de gestion en vue d'une sylviculture efficace et raisonnée (Gourlet-Fleury *et al.*, 2013).

Dans le contexte actuel, caractérisé par une diversité des types d'utilisation des terres, il est essentiel de décrire les principaux facteurs régissant la régénération naturelle et la succession végétale qui en découle. Dans le cadre de cette thèse, notre attention se porte sur les principaux facteurs de cette régénération naturelle qui sont la banque de graines et la végétation du sous-bois.

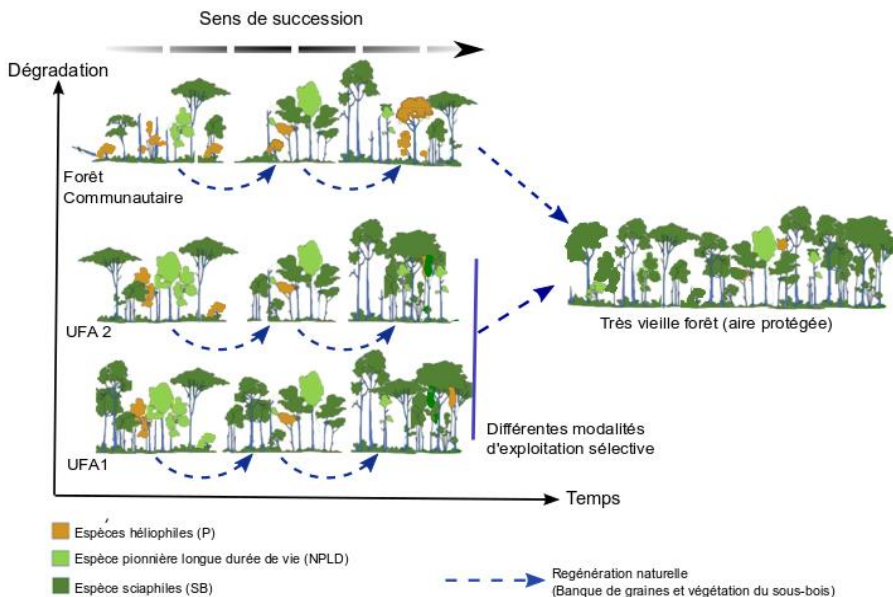


Figure 1.4 : Schéma conceptualisant la régénération naturelle dans la succession végétale. Ici sont présentés pour les trois types d'affectation de terres identifiables en forêt tropicale humide d'Afrique centrale, les variations de la composition en espèces et de leurs tempéraments au cours des différents stades de la succession végétale (Adapté d'une communication personnelle de Klein 2023).

1.6.2. Diversité et structure de la banque de graines

En dépit de son rôle crucial dans la dynamique et la régénération naturelle des peuplements forestiers en milieu tropical humide (Garwood, 1989; Nicotra *et al.*, 1998; Tekle et Bekele, 2000; Lamb *et al.*, 2005; Lemauviel *et al.*, 2005; Hosogi et Kameyama, 2006; Williams *et al.*, 2008), la banque de graines reste peu étudiée en Afrique centrale (Figure 1.5). Avant cette thèse, seuls trois travaux avaient été réalisés dans notre zone d'étude : ceux de Daïnou *et al.* (2011) puis de Zebaze (2014) à l'Est du Cameroun, et ceux de Douh *et al.* (2018) au Nord Congo. Ces travaux ont porté sur la litière et la couche de profondeur 0-20 cm. Ils ont révélé en plus d'une importante hétérogénéité entre les différents sites, une densité en graines comprise entre 4 et 116 graines /m² pour l'horizon 0-5 cm et 200 – 297 graines /m² pour les horizons allant de la litière à 20 cm de profondeur. Bien que très diversifiée, la banque de graines était dominée par des espèces herbacées, et présentait une faible similarité avec la végétation du site.

L'intérêt de ces travaux pionniers étaient d'apporter les premières données sur la densité et la diversité de la banque de graines des forêts d'Afrique centrale (Zébazé *et al.*, 2021). La généralisation des résultats est toutefois très délicate car ils reposent sur un échantillonnage relativement faible et ne prenant pas en compte les principaux types d'affectation de terres de la région. Les premiers stades de la succession végétale étant déterminés par la banque de graines (Swaine et Hall, 1988; Dalling et Denslow, 1998; Dalling et Brown, 2009) une compréhension plus complète de cette composante est essentielle pour prédire la composition de la végétation susceptible de se développer dans chaque type de milieu.

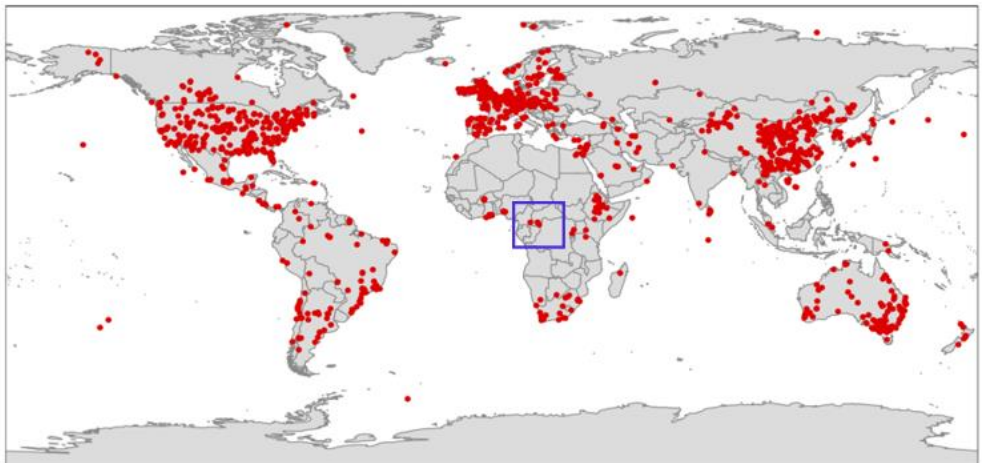


Figure 1.5 : Localisation des 15.698 études récentes sur la banque de graines. Chaque point rouge représente une étude réalisée (se focalisant en occurrence sur la densité en graines) et le carré bleu couvre les forêts denses humides d'Afrique centrale, zone dans laquelle se situe notre site d'étude (Adapté de Yang *et al.*, 2021)

1.6.3. Diversité et dynamique des peuplements forestiers

Portant pour l'essentiel sur des individus de dbh ≥ 10 cm, de nombreux travaux mettent en évidence l'existence de liens entre : (i) la diversité, la structure et la composition des peuplements forestiers d'une part ; (ii) le stade de la succession forestière (White et Edwards, 2000; Martinez-Ramos et al., 1988) et (iii) les paramètres abiotiques (distribution de la lumière, intensité et périodicité de l'anthropisation) d'autre part (Fayolle et al., 2012; Gond et al., 2013). Cependant, bien que renseignant sur la structure, la composition et la diversité des peuplements forestiers, l'interprétation de ces informations demeure insuffisante pour décrire la diversité réelle ainsi que la dynamique des forêts denses humides tropicales (Tchouto *et al.*, 2006).

Les forêts d'Afrique centrale abritent de nombreuses espèces d'arbres, d'arbustes, mais aussi de lianes et de plantes herbacées qui ne sont généralement pas prises en compte dans les estimations de la diversité végétale ou de sa distribution (Droissart *et al.*, 2018). Le manque d'intérêt pour ces dernières est dû au fait que : (i) leur dbh n'atteint pas 10 cm (pour certains arbustes), (ii) leur type biologique rend difficile d'accès leurs feuilles et fleurs, indispensable pour une identification fiable (principalement pour les lianes) ou encore au fait que (iii) elles sont souvent perçues comme une gêne et sont tout simplement évitées ou désignées par des noms génériques (c'est principalement le cas des herbacées). Tchouto *et al.* (2006) observent par exemple que dans une forêt semi-décidue du Sud Cameroun que la strate des individus de dbh < 10 cm possède cinq fois plus d'individus et 2,4 fois plus d'espèces que la strate des individus de dbh ≥ 10 cm. Dans le but d'une meilleure caractérisation de la régénération naturelle ainsi que la dynamique de cet écosystème, il est nécessaire de parfaire les connaissances actuelles en s'intéressant d'avantage aux végétaux de dbh < 10 cm.

1.6.4. Rôle de l'exploitation forestière et importance de l'étude pour l'économie du Cameroun

L'exploitation forestière en milieu tropical humide d'Afrique centrale, et plus particulièrement au Cameroun, joue un rôle central sur les plans économique et écologique. Sur le plan économique, elle contribue de manière significative au produit intérieur brut (PIB) grâce au commerce international du bois (Nasi *et al.*, 2011; François, 2011; COMIFAC, 2014; FRMi, 2018). Le bois tropical est une ressource précieuse, notamment pour la construction et les industries dérivées. Cependant, les effets de cette activité sur l'écosystème forestier sont variés et méritent une attention particulière.

L'exploitation forestière au Cameroun est souvent sélective, ciblant certaines espèces d'intérêt commercial. On estime que 300 espèces d'arbres auraient un potentiel pour la production de bois en AC mais, dans la pratique, seules une

cinquantaine d'espèces sont couramment exploitées (Nasi *et al.*, 2006, 2011; FAO et CIFOR, 2016). Cette exploitation sélective, même à impact réduit, entraîne une dégradation du milieu naturel, qui se traduit par des perturbations locales telles que l'ouverture de la canopée, des dommages à la végétation ou au sol. L'impact de l'exploitation sur le potentiel de régénération naturelle des forêts peut-être minimisé, à condition que la gestion soit bien pensée (Tchatchou *et al.*, 2015; Putz *et al.*, 2019; Lhoest *et al.*, 2020). Lorsque les pratiques ne respectent pas les normes légales, et qu'elles se répètent trop fréquemment, il peut en résulter un appauvrissement tel en essences commerciales que la forêt est susceptible d'être convertie en terres agricoles induisant alors une déforestation définitive (Sloan *et al.*, 2015; Vásquez-Grandón *et al.*, 2018; Pinagé *et al.*, 2019).

Sur le plan écologique, l'exploitation sélective modifie la structure et la composition des forêts (Saiful et Latiff, 2014; Vásquez-Grandón *et al.*, 2018). L'ouverture de la canopée pendant l'abattage d'arbres augmente la luminosité dans le sous-bois et altère des paramètres tels que la température et l'humidité. Ces changements influencent la dynamique de régénération naturelle en stimulant la germination des graines, notamment celles issues de la banque de graines du sol et la prolifération de la végétation du sous-bois. Toutefois, ces effets bénéfiques pour le développement de certaines essences peuvent être contrebalancés par des perturbations de la faune. En effet, la construction de routes forestières facilite l'accès des braconniers et accroît la pression de chasse dans les zones exploitées (Van Vliet *et al.*, 2017; Lhoest *et al.*, 2020), ce qui peut entraîner, en l'absence de contrôles, une diminution rapide de la biodiversité animale et affecter des processus essentiels comme la dispersion des graines et la pollinisation (Nasi *et al.*, 2011; Lhoest *et al.*, 2020).

L'étude de la banque de graines du sol et de la végétation du sous-bois est cruciale pour une gestion durable des forêts tropicales, car elles constituent les principaux moteurs de la régénération naturelle (Daïnou *et al.*, 2011; Douh, 2018; Zébazé *et al.*, 2023). Comprendre la composition de la banque de graines permet d'optimiser les stratégies de reboisement et de restauration des forêts dégradées. Ces informations guident la sélection d'espèces adaptées à chaque contexte écologique, un aspect essentiel pour maintenir la diversité biologique et garantir la durabilité économique de l'exploitation forestière (Daïnou *et al.*, 2011; Zébazé *et al.*, 2023).

Au Cameroun, les forêts tropicales fournissent également des produits forestiers non ligneux (PFNL) tels que les fruits, les noix et les plantes médicinales, des ressources essentielles pour les communautés locales (Moupela, 2013; Marquant *et al.*, 2015). La gestion durable de ces ressources repose sur une bonne connaissance des dynamiques de régénération, y compris la composition de la végétation du sous-bois, dont dépend la disponibilité future de ces produits.

Dans un contexte de changements climatiques et d'intensification de l'exploitation des ressources naturelles, la banque de graines et la végétation du sous-bois fournissent des indicateurs précieux sur la manière dont les forêts tropicales réagiront aux perturbations climatiques et aux pressions anthropiques croissantes (Uriarte et

Chazdon, 2016; Crouzeilles *et al.*, 2017; Wright, 2010). Ces informations offrent des pistes pour une gestion plus résiliente des écosystèmes forestiers et pour la conservation à long terme des ressources ligneuses et non ligneuses.

1.7. Objectifs

Les forêts tropicales humides d'Afrique centrale font l'objet de divers types d'affectation des terres, entraînant des niveaux variables de dégradations, pouvant dans certains cas conduire à la perte nette du couvert forestier. Cependant, elles sont essentiellement régénérées et restaurées naturellement. Notre thèse se concentre sur l'évaluation de l'impact des différents types d'affectation des terres sur la régénération naturelle des espèces ligneuses et sur l'évolution de la diversité végétale selon des gradients de perturbation supposés croissants. Pour ce faire, elle se focalise sur la banque de graines et la végétation du sous-bois. Nous avons choisi les forêts de basse altitude du Sud-est Cameroun comme site d'étude. Ce choix est motivé par le fait que ces forêts ont des traits structurels et fonctionnels caractéristiques des forêts denses humides semi-décidues (et de transition) d'Afrique centrale, en plus d'être soumises aux mêmes types d'usages. En évaluant l'impact des types d'affectation des terres sur la régénération naturelle dans ce contexte spécifique, nous ambitionnons de fournir des informations cruciales pour orienter les stratégies de gestion et de conservation des écosystèmes forestiers tropicaux.

Pour atteindre cet objectif, deux hypothèses ont été envisagées :

- i. Considérant les travaux antérieurs (voir 1.6.2.), les forêts tropicales humides d'Afrique centrale possèdent une banque de graines dense, diversifiée, en partie constituée d'espèces absentes du peuplement adulte du site et influencée par le type d'affectation des terres.
- ii. La diversité et la composition de la végétation du sous-bois des forêts tropicales humides d'Afrique centrale sont influencées par l'intensité de l'anthropisation, ainsi que par la densité et la diversité du peuplement adulte du site.

Afin de tester ces hypothèses, nous avons entrepris les démarches suivantes :

- i. Caractériser la diversité de la banque de graines des principaux types d'affectation des terres de la région du Sud-est Cameroun. Cette analyse sera réalisée le long d'un gradient de profondeur, allant de la litière jusqu'à une profondeur de 20 cm, afin de mieux comprendre la répartition verticale des graines ;
- ii. Décrire la diversité de la végétation du sous-bois selon les différents types d'affectation des terres. Nous comparerons la composition floristique du sous-bois avec celle du peuplement adulte du site. Cette comparaison nous

permettra d'évaluer l'impact des activités humaines sur la régénération naturelle et la biodiversité des forêts tropicales humides d'Afrique centrale.

Cette thèse, organisée en quatre chapitres, offre une réponse aux questions soulevées dans notre problématique. La structure proposée assure une progression logique à travers les divers aspects de la recherche.

Chapitre 1 : Introduction générale

Ce premier chapitre établit le contexte de la thèse, définissant les concepts clés qui seront explorés tout au long du document. Il pose les bases nécessaires à la compréhension des enjeux et des objectifs de la recherche.

Chapitre 2 : Analyse de la banque de graines

Publié dans la revue *Biotropica (Association for Tropical Biology and Conservation)*, ce chapitre examine en détail la densité, la diversité et la composition de la banque de graines des principaux types d'affectation de terres dans la région du Sud-est Cameroun. Il met également en lumière le rôle crucial de la banque de graines dans la résilience et la régénération naturelle des écosystèmes post anthropisation.

Chapitre 3 : Caractéristiques de la végétation du sous-bois

Publié dans la revue *Forest Ecology and Management (FEM)*, ce chapitre évalue les caractéristiques de la végétation du sous-bois et explore ses interactions avec les types d'affectation de terres et l'ouverture de la canopée. Il analyse également la similarité de cette végétation avec celle du site (ligneux de dbh>10 cm), examinant sa capacité à promouvoir l'auto-régénération des espèces d'arbres.

Chapitre 4 : Discussion générale et perspectives

Le dernier chapitre offre une synthèse des résultats majeurs obtenus tout au long de la thèse. Il explore les implications de ces découvertes en termes de conservation de la biodiversité et d'auto-régénération des espèces ligneuses. La conclusion de ce chapitre est suivie par des perspectives qui suggèrent des pistes pour des recherches futures.

Chapitre 2

Banque de graines des principaux types d'affectation de terres de la région du Sud-est Cameroun



Ce chapitre répond au premier objectif de la thèse. Sur un gradient de profondeur allant de la litière à 20 cm, il décrit la diversité et la composition de la banque de graines des principaux types d'affectation de terres de la région du Sud-est Cameroun. La comparaison intègre les types biologiques, les modes de dispersion des diaspores et les tempéraments. Il se referme sur une comparaison avec la végétation du site.

Il a été publié sous la référence : Zébazé, D., Fayolle, A., Daïnou, K., Libalah, M., Droissart, V., Sonké, B., & Doucet, J. L. (2022). Land use has little influence on the soil seed bank in a central African moist forest. *Biotropica*, 54 (1), 100-112. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/btp.13032>
<https://doi.org/10.1111/btp.13032>.

Summary

Regeneration of tropical forest occurs naturally and mainly through early secondary succession by soil seed banks. Here, we analysed seed bank variation in density and diversity along a degradation gradient. We also explored the relationship (similarity in composition) between the seed and seedling banks and the overstory vegetation. The investigated forests were located at Dja Fauna Reserve and its surroundings, south- eastern Cameroon. We sampled 33 one- ha forest plots scattered in a protected area, in a logging concession and in community forests. Within each plot, we inventoried the seed bank in the litter and in four successive soil layers of 5 cm depth interval, and the standing vegetation. Seed density significantly varied with sampling depth but not between land use types. A total of 181 morphospecies were identified. Trees species accounted for 46% of seeds with pioneer species dispersed by animals dominating the seed bank. Species diversity and composition strongly varied with the sampling depth; the litter seed bank was more similar in composition to the soil seed bank than to the seedling bank, sapling, and forest stands. We highlighted the presence of a dense and diverse seed bank in each land use type. We also showed the differentiation of each sampling depth in terms of species composition, thus revealing their complementarity in the dynamics of natural regeneration. The dominance of pioneers in the seed bank and weak relationship with the overstory are universal for tropical forests and logically follow from forest succession after disturbance.

Keywords: Biodiversity reservoirs, Land use types, Logging, Natural regeneration, Soil depth, South- eastern Cameroon.

2.1. Introduction

The seed bank is defined as the set of viable seeds present in the soil and/or litter (Martins et Engel, 2007). It is formed by the accumulation of seeds as a result of natural movements such as the percolating action of rain, concealment by animals or by the movement of contractile roots (Christoffoleti & Caetano, 1998; Long et al., 2014). The resulting burial increases seed persistence as soil depth increases, light penetration decreases and moisture conditions become more stable thus slowing down the processes of breaking dormancy and ageing (Hopkins & Graham, 1987; Long et al., 2014). In tropical forests, the seed bank is mostly made up of pioneer species, from seed rain or from an earlier stand that once existed on the site (Young et al., 1987; Quintana-Ascencio et al., 1996). Their seeds are mainly persistent or "orthodox seeds", characterised by long viability in the soil (Dalling et al., 1994). Seed bank density is generally higher in disturbed environments because the pioneer seed source is more abundant and competitive (Saulei & Swaine, 1988; Long et al., 2014). The soil seed bank plays a significant role in maintaining biodiversity (Hosogi & Kameyama, 2006; Nicotra et al., 1998), specifically for forest regeneration and resilience (Lemauiel et al., 2005).

Studies in tropical forests have revealed strong spatial and temporal heterogeneity of the seed bank communities (Young, Ewel, & Brown, 1987; Mendoza et al., 2009; Chen, et al., 2013). Biotic and abiotic factors such as forest composition, topography, soil properties and land use types play an important role in this heterogeneity (Dupuy & Chazdon, 1998; Lemauiel et al., 2005; Hosogi & Kameyama, 2006; Hopfensperger, 2007; Akinyemi et al., 2018). Land use types, for instance, have been expected to influence the litter and the soil seed banks by creating micro-conditions favourable for the development of specific vegetation types (Nicotra *et al.*, 1998).

The forest soil seed bank also varies with soil depth. Previous studies have reported a higher seed density in the first few centimetres (Hall et Swaine, 1980), which then decreases linearly with soil depth. In a 0-20 cm soil profile for instance, Dalling et al. (1997) observed that about half of the viable seeds are concentrated in the first 0-3 cm soil depth. However, the majority of studies conducted on tropical seed banks do not examine soil layers beyond 5 cm (Hall & Swaine, 1980; Garwood, 1989; Fenner & Thompson, 2005; Shen, Liu, Li, & Guan, 2014), suggesting that these seeds are less important for forest dynamics. Douh et al. (2018) in the Northern Republic of Congo reported substantial amounts of seeds down to 20 cm depth attesting to a high density and diversity of seeds beyond the soil surface. This latter study confirmed the presence and persistence of small viable seeds of many pioneer species in soils over several decades, as also noted by Dalling & Brown (2009). Therefore, the pattern of seed distribution along soil layers in tropical forests requires further studies that incorporate both litter and deeper soil layers.

Tropical forests are deforested and degraded at an alarming rate (Vancutsem *et al.*, 2021) and regeneration occurs naturally, mainly through secondary succession

(Poorter *et al.*, 2016). The regeneration strategies implemented involve different (i) life forms; the seed bank being mainly composed of herbaceous species (Hall & Swaine, 1980; Sanou *et al.*, 2019; Daïnou *et al.*, 2011), (ii) dispersal syndromes (which promote or limit seed dispersal and survival (Garwood, 1989; Hopfensperger, 2007) and (iii) species regeneration guilds which determine the order of appearance of the seedling in the succession dynamics (Bekker *et al.*, 1998; Leck & Leck, 1998). Since early successional stages are determined by the seed bank (Dalling *et al.*, 2009; Dalling *et al.*, 1994; Swaine *et al.*, 1983) a broader understanding of the ecology of viable seeds present in litter and soil is essential to ensure regeneration and restoration of these forests. In addition, the relationship between seed bank, seedling bank (juveniles plants found in the understory, *sensu* Kitajima & Fenner, 2000) and the surrounding vegetation has not been sufficiently explored in Central Africa (Hopfensperger, 2007; Lipoma *et al.*, 2019).

In tropical Africa, eleven seed bank studies have been published (Douh *et al.*, 2014, Douh *et al.*, 2018) with only three studies from Central Africa (Daïnou *et al.*, 2011; Zébazé, 2014; Douh *et al.*, 2018). Those studies highlighted: (i) a high density and diversity of seeds both in the litter and in the soil; (ii) a predominance of herbaceous and light-demanding species, (iii) a high spatial variability and (iv) a low similarity with the overstory vegetation. Nevertheless, most of the related studies considered only the first 5-cm of the topsoil or were performed with a low sampling rate (3.3 and 4.05 m² investigated) (Daïnou *et al.*, 2011; Zébazé, 2014). In addition, variation in seed bank characteristics combining different forest management systems, and successive sampling depths has never been investigated in Central Africa. Although in West Africa, Sanou *et al.*, (2019) note no interaction between these parameters. The objective of this study was to examine the variation in seed bank diversity and composition along a degradation gradient, represented by the main land use types found in Central Africa; (i) a protected area, (ii) a selectively logged forest, and (iii) disturbed community forests. We also examined the impact of sampling depth on seed bank communities and compared the seed bank to the standing vegetation, including the seedling bank, sapling and forest stands (small and large trees). The specific questions addressed are:

- (1) How does the density and diversity of the seed bank vary along the degradation gradient and with soil depth?
- (2) Which species and traits in terms of life-forms, dispersal syndromes and regeneration guilds are found in the seed bank?
- (3) To what extent does the seed bank resemble the surrounding vegetation?

2.2. Methods

2.2.1. Study area

The study was conducted in Cameroon where forests cover about 20 million hectares, 19% of them being attributed to protected areas, 32% to logging concessions and the rest either not assigned or managed by local communities (Mosnier *et al.*, 2016). The forest in these three land-use types are managed in different ways, leading to a gradient of forest degradation (Lhoest *et al.*, 2020). The investigated forests were located in south-eastern Cameroon (Figure 2.1) where the predominant vegetation is lowland semi-deciduous forest (mean elevation of 625 m) dominated by the Malvaceae and Cannabaceae (ex Ulmaceae) (Letouzey, 1985). Due to the relatively flat topography, patches of seasonally flooded forests and evergreen forests are also present (Letouzey, 1985). Annual rainfall ranges from 1,500 to 2,000 mm and is mainly distributed along two rainy seasons (> 100 mm per month) from April to May and September to December. The mean temperature is 24°C and the relative humidity is about 75% throughout the year (Fick et Hijmans, 2017). Metamorphic rocks form the parent material and soils are mainly ferrallitic (Segalen, 1967).

We sampled the seed bank following the degradation gradient highlighted by Lhoest *et al.*, (2020): (i) a protected area (PA); the Dja Biosphere Reserve (526,000 ha), characterised by an abundant fauna, particularly active in seed dispersal. This area has never been logged and its distance from the villages makes the collection of other forest products difficult and limits its anthropisation; (ii) a FSC-certified production forest granted to the Pallisco company (341,708 ha). It is subject to selective timber logging (9.6 m³ per ha over a 30-year cutting cycle). Other activities such as hunting and collection of other forest products are limited and shifting cultivation is prohibited; (iii) three community forests (CF) owned by the villages of Echiambor (5,069 ha), Medjoh (4,964 ha), and Mintomb (3,433 ha). They are managed by the local communities under the supervision of the forestry authorities of Cameroon. In those forests, there is a higher intensity of collection of both timber and non-timber forest products. Since the duration after logging may influence the composition of the seed bank and the forest structure, three subdivisions were derived from the production forest: never logged (NL), logged between 10-15 years ago (L10-15) and logged less than five years ago (L<5) (Figure 2.1).

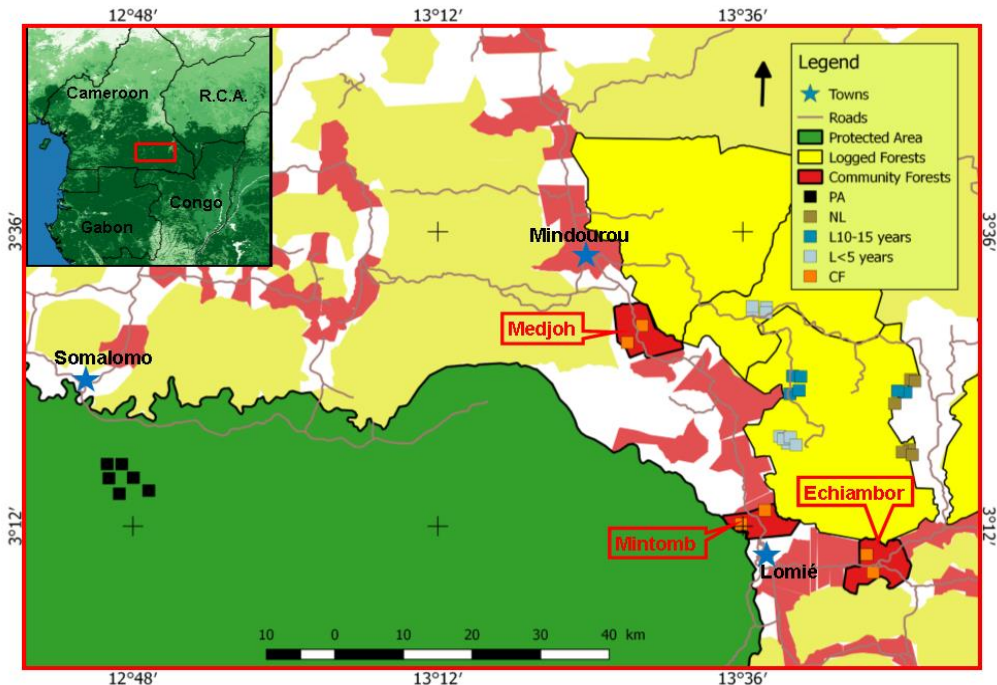


Figure 2.1 : Location of the study area in Central Africa (inset) and in the Dja area. The 33 one-hectare plots sampled in the different types of land use are indicated (filled squares). Abbreviations for the land use types correspond to PA = Protected Area (in green), logging concession (in yellow) with NL = never logged, L10-15 = logged forest 10 to 15 years ago, L<5 = logged forest less than 5 years ago, and CF = Community Forest (in red).

2.2.2. Forest sampling

We installed a total of 33 one-hectare (100 m × 100 m) plots within the different land use types separated by at least 700 m (Figure 2.1). Since the objective of the sampling was to capture the diversity and composition of the seed bank in different land use types, our one-hectare plots were set up in forest units that were as homogeneous as possible and best represented the physiognomy of each land use. Six one-ha plots were installed in the protected area, 21 in the FSC-certified production forest (i.e. six each for NL, L10-15 and nine for L<5) and six in the community forests.

Within the one-hectare plot, we collected seed bank samples at three locations; at the center and at two other points located 15 m away from the center along a diagonal. For each location, we used an equilateral triangle of one-meter side (Daïnou et al., 2011) and collected soil samples (15 cm × 15 cm each) from the three summits and for five sampling depths: the litter layer, and 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 cm deep in the soil. For each triangle, we combined the samples by depth to form five composite samples corresponding to the five layers. All samples were packed in airtight bags and

transported to the shade house for germination trials. Thus for each one-hectare plot, seed bank samples comprised 15 composite samples (i.e. 3 locations \times 5 layers), corresponding to 0.20 m² of sampled area (0.15 m \times 0.15 m \times 3 summits \times 3 sampling location) and to 0.04 m³ (40 dm³, excluding the litter) of soil volume. A total of 495 composite samples (33 plots \times 3 sampling locations \times 5 layers) were brought to the nursery. Sampling was realised between May and June 2017.

Within the same one-hectare plot, we measured, tagged and identified all trees having a diameter at breast height (DBH) equal/or greater than 10 cm. To assess vegetation with DBH less than 10 cm, a 40 \times 40 m area was defined within each plot. Here, trees, shrubs and lianas with a DBH between 1 and 10 cm were inventoried in 10 randomly selected 16 m² (4 m \times 4 m) sub-plots. Trees, shrubs, herbs, lianas and seedlings with DBH below 1 cm were inventoried in six randomly selected 1 m² (1 m \times 1 m) sub-plots (Annex 2.1a). Botanical vouchers were collected to confirm field identification at the Plant Systematics and Ecology Laboratory (LaBosystE) of University of Yaoundé I and at the Herbarium of the Université Libre de Bruxelles (BRLU). Inventories were performed between April 2015 and December 2018.

2.2.3. Monitoring seed germination

The 495 seed bank samples were placed in germination beds in two shade houses completely covered with nets of 0.50 mm mesh and equipped with 1.20 m high tables (Annex 2.1b). Each sample was spread in a germination bed measuring 40 cm \times 30 cm \times 10 cm and containing a 5 cm-layer of steamed sand previously sterilised at 90°C for 90 minutes. Beds were watered daily and were randomly rotated every 10 days. Seed germination was monitored once a week and emerging seedlings were counted and identified when possible. Unidentified emerged seedlings were carefully transplanted into germination bags (Annex 2.1c) to enable growth and further identification by experienced botanists. Germination trials lasted 16 weeks, the last germination occurred around the 14th week. Thus, by continuing the monitoring two weeks after the last germination, it was intended to ensure that all viable seeds had germinated, although neglecting dormant seeds. Annex 2.2 shows the accumulation of new germinations per sample for each soil depth within the different land use types. Unidentified emerged seedlings at the end of the experiment were collected and identified at LaBosystE and BRLU.

Taxonomic nomenclature was checked and standardized following the African Plant Database (<http://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/>) and The Plant List (<http://www.theplantlist.org/tpl/>). Using information from the literature supplemented by our field experience, we classified species into four life-forms: tree, shrub, herb and liana. Three regeneration guilds were determined following Doucet, (2003); Hawthorne, (1995); and Meunier et al., (2015): pioneer (P), non-pioneer light-demanding (NPLD), and shade-bearer (SB). Seven dispersal syndromes following Howe & Smallwood, (1982) were identified: (i) Acanthochory with spiny, hooked or

hairy diaspores; (ii) Ballochory with seeds ejected by the plant; (iii) Barrochory with diaspores characterised mainly by their large mass and the absence of other dispersal structures; (iv) Pogonochory with diaspores with feathery or silky appendages; (v) Pterochory with diaspores with winged appendages; (vi) Sarcocochory with diaspores with a soft, fleshy envelope; (vii) Sclerochory with diaspores with no particular characteristics and a mass of less than one gram.

2.2.4. Data analysis

The vegetation datasets were organised as follows: (i) soil and litter seed bank from the germination trials, (ii) seedling bank represented by <1 cm DBH trees, (iii) sapling stand represented by 1-9.9 cm DBH trees, (iv) small trees stand represented by trees 10-29.9 cm DBH trees and (v) larger trees stand represented by ≥ 30 cm DBH trees.

To evaluate changes in density and diversity of the seed bank along the degradation gradient and according to sampling depth, we computed the absolute seed density (expressed as the number of seeds per meter square) for each sample. Given the large variation in the number of seeds per sample (from 2 to 81 seeds per sample) and the fact that we defined the one-hectare plot as a sampling unit, the values were aggregated by soil depth at the plot scale (the three samples were merged) and \log_{10} -transformed to fulfil the condition of normal distribution. We used a linear mixed-effects model to test whether the layers (litter and soil sampled at 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 cm depth) and land use types (PA, NL, L10-15, L<5 and CF) were predictors of seed density and also if there was an interaction between them. We used soil layers and land use types as fixed factors and the plot location as random factors to integrate the spatial dependency of land use type. A pairwise post-hoc test followed by a Tukey test was used to determine whether there is a difference between the mean of all possible pairs.

Given the large variation in the number of species inventoried in the samples (from 1 to 39 species per sample), the seed bank data for the three samples were also aggregated by layer at the plot scale. We assessed sampling completeness with accumulation curves for each land use type and for all the land use types pooled together. To assess the diversity of the seed bank in each layer and in each land use type, the observed species richness (S.obs) was computed and the number of missing species were estimated using two non-parametric estimators of true species richness: based on abundance (S.Chao1) and based on incidence (S.ACE). The heterogeneity of the seed bank was additionally estimated using Shannon and Simpson indices of diversity, sensitive to the distribution of abundant and rarest species, respectively. A linear mixed-effects model was used to test whether the sampling depth and land use types were predictors of seed bank richness and diversity. The sampling depth and land use types was taken as fixed factors and the plot location as random factors. A

pairwise post-hoc test followed by a Tukey test was used to determine whether there was a difference between the mean of all possible pairs.

To evaluate the overall dominance of each species in the seed bank community, we computed the relative frequency, expressed as a percentage, which represents the proportion of plot containing a given species, and the relative density, which represents the number of seeds observed in one m³ of soil. To identify indicator species, we computed the indicator value index (IndVal) and its significance using a threshold of 5% (Dufrene et Legendre, 1997).

A Non-metric multidimensional scaling (NMDS) was performed to compare the floristic composition of the seed bank on data aggregated at horizon levels for each land use. To identify which life-form, regeneration guild, and dispersal syndrome dominated the seed bank community, the proportions were calculated for each life-form, regeneration guild, and dispersal syndrome group. We used a linear mixed-effects model to test whether the sampling depth and land use types could influence life-forms, regeneration guilds and dispersal syndromes in the seed bank and also if there was an interaction between them.

To compare the composition of the seed bank to the standing vegetation, we restricted our dataset to trees identified at the genus level. We first calculated the proportion of genera specific to the seed bank then, the indicator values of trees genera using the IndVal index at a 5% threshold (Dufrene & Legendre, 1997). On data aggregated at plot level, we assessed the similarity between different groups in terms of species presence using the Sorensen similarity index (1-dissimilarity) (Faith et al., 1987) and in terms of relative species abundance using a NMDS.

All analyses were performed in the R open-source environment (R CoreTeam, 2017). We used the following packages: *vegan* for diversity analyses (Oksanen et al., 2019), *lme4* for fitting and analysing mixed effect models (Bates *et al.*, 2016), *labdsv* to compute species indicator value (Roberts & Roberts, 2019), *MASS* for the NMDS (Ripley et al., 2020).

2.3. Results

2.3.1. Seed bank density and diversity

A total of 7,344 seeds germinated, corresponding to a seed density of 1,099 seeds/m² and 5,495 seeds/m³ (4,660 seeds/m³ excluding the litter) for all land uses combined. The soil seed density decreased with soil depth with the highest seed density of 404 ± 204 seeds/m² or 8,080 ± 4,080 seeds/m³ observed in the upper soil horizon (i.e. 0-5 cm, Figure 2.2a). The linear mixed-effects model revealed a significant difference in seed density among layers ($F = 104.93$; $df=4$; $p < 0.001$) and a significant interaction between layer and land use type ($F = 2.78$; $df = 16$; $p < 0.001$). However, no significant differences were recorded between the land use types ($F = 1.67$; $df = 4$; $p = 0.21$) (Figure 2.2a; Annex 2.3).

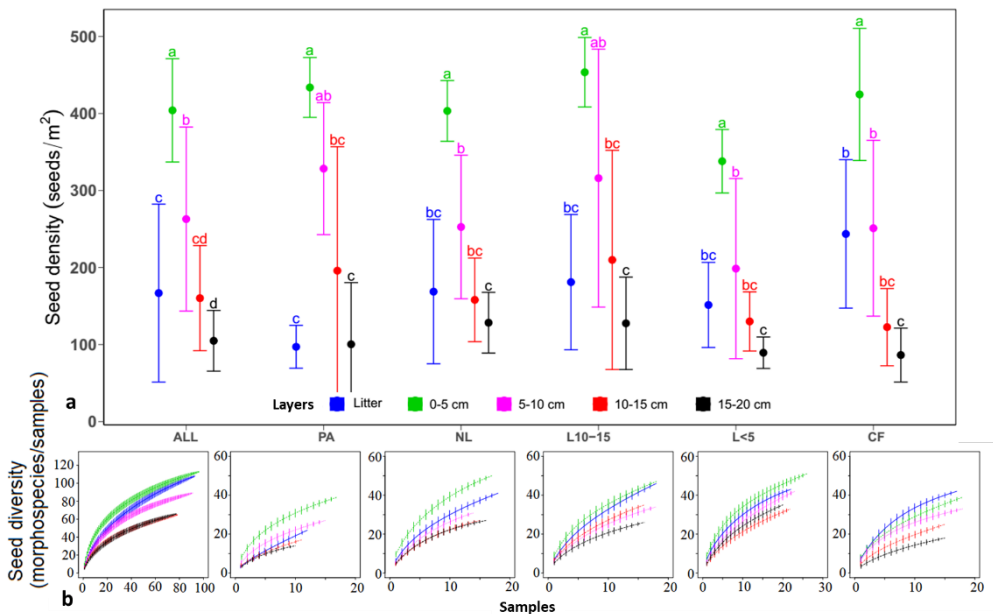


Figure 2.2 : (a) Seed bank density and (b) diversity for all the land use types taken together (All) and separately for the land use types (PA=Protected area, NL = Never Logged, L10-15 = logged between 10-15 years ago, L<5 = logged less than five years ago, CF = Community Forest). The points indicate the means, error bars the standard deviations and letters the results of the Tukey post-hoc test. (b) Sample-based rarefaction curves showing the accumulation of new taxa with new samples. The colors correspond to the litter and soil layers with blue = Litter, green = 0-5 cm, pink = 5-10 cm, red = 10-15 cm, black = 15-20 cm

Due to high mortality during germination trials, only 4,384 germinated individuals were identified, accounting for 60% identified and 40% unidentified seedlings. Identified emerged seedlings belonged to 181 morphospecies, 117 genera and 50 families (Annex 2.4). The S_{obs}/S_{Chao} ratio was between 48 and 69% (Annex 2.5). The linear mixed-effects model revealed significant differences of seed richness and diversity between sampling depths, as well as a significant interaction between sampling depth and land use type (Annex 2.3). Species rarefaction revealed that species richness decreased with sampling depth (Figure 2.2b). The Shannon index but not the Simpson index was significantly different between sampling depths ($F = 8.99$, $df = 4$, $p < 0.001$). Litter was the most diverse layer and 15-20 cm the least diverse layer.

Observed ($F = 2.74$, $df = 4$, $p < 0.05$) and estimated species richness ($F = 3.76$, $df = 4$, $p < 0.001$ and $F = 3.532$, $df = 4$, $p < 0.01$, respectively for S_{Chao} and S_{ACE}) were significantly different between land use types. This was also the case with diversity ($F = 2.673$, $df = 4$, $p = 0.05$ and $F = 2.79$, $df = 4$, $p < 0.05$, respectively for Shannon and Simpson indices). The most species rich land use type was the Never Logged part of the production forest and the most diverse land use was the forest logged between 10 and 15 years ago. The Protected Area had the lowest richness and diversity (Annex 2.3).

2.3.2. Composition of the seed bank community

The ten most representative species in the seed bank in terms of relative density and frequency were *Musanga cecropioides*.R.Br. (0.34; 0.85), *Nauclea diderrichii* De Wild. T. Durand. Merr. (0.08; 0.48), *Sabicea* sp1 (0.04; 0.45), *Axonopus compressus* Sw. P. Beauv. (0.04; 0.42), *Eleusine indica* L. Gaertn. (0.02; 0.32), *Phyllanthus amarus* Schumach. Thonn. (0.02; 0.32), *Elytraria marginata* Vahl (0.02; 0.30), *Tristemma albiflorum* G. Don. Benth. (0.02; 0.26), *Tristemma* sp1 (0.02; 0.22), *Paspalum conjugatum* P. J. Bergius (0.01; 0.22; see Annex 2.4 for the complete list of species). The majority of emerged seedlings were from woody species (46% trees), species dispersed by animals (62% sarcochore) and were species requiring high light conditions for their development (87% pioneers) (Figure 2.3).

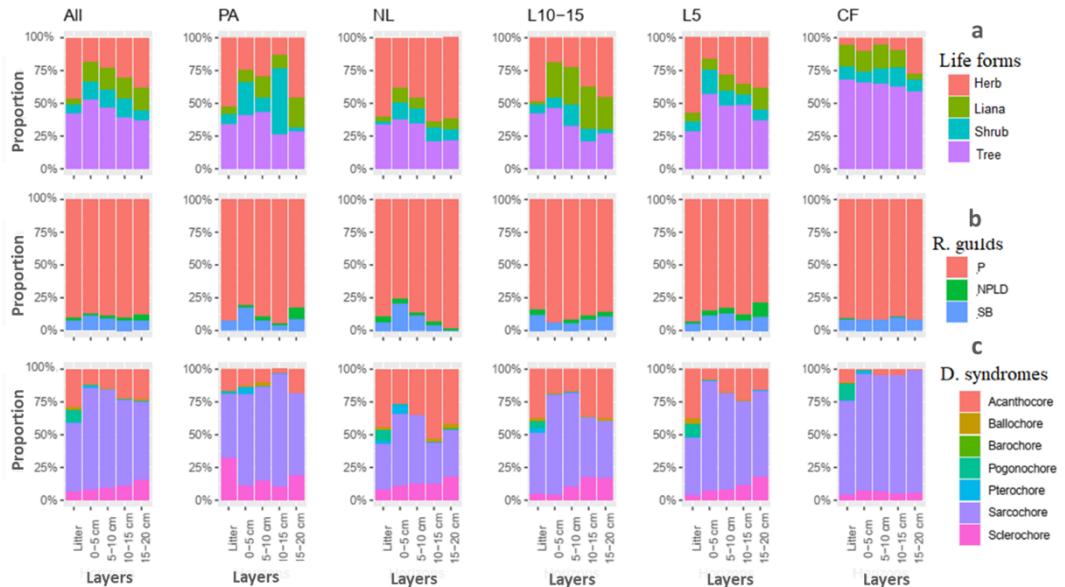


Figure 2.3 : Proportions of (a) life forms, (b) regeneration guilds and (c) dispersal syndromes across soil depths and land use types. Representation of soil depths: litter (litter layer) and other soil depths (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm and 15-20 cm). Representation of land use types: All = land use types taken together, PA = Protected area, NL = Never Logged, L10-15 = logged between 10-15 years ago, L<5 = logged less than five years ago, CF = Community Forest

The relative frequency of species in the seed bank strongly varied according to sampling depth (Annex 2.4). Over 33% of the species were found only in a single layer while 14% of species were present in all layers. The number of indicator species varied 16-fold across the five layers and decreased with sampling depth (i.e. 7, 16, 1, 1, 1 for the five consecutive depth respectively; Table 2.1). The 5-10 and 10-15 cm layers were characterised by long-lived pioneer herbaceous (*Brachiaria* sp1) and liana species (*Adenia cissampeloides*). The 15-20 cm layer was characterised by short-lived pioneer woody species (*Macaranga* sp2). Depending on the land use, the number of indicator species varied from 1 to 7 (Table 2.1). The Protected Area was characterised by herbaceous species while Never Logged forests were characterised by long-lived pioneer herbaceous and woody species. Forests logged less than 5 years ago were characterised by herbaceous species, Community Forest by typical pre-forest fallow species (*Chromolaena odorata*) and short-lived pioneer woody species characteristic of young fallow (*Trema orientalis*, *Musanga cecropioides*, *Ficus exasperata*).

The NMDS ordination showed a dissimilarity in composition between all sampled layers but with a great overlap between the deepest two (Figure 2.4a). Sampling depth significantly influenced the proportion of life-forms, regeneration guild and dispersal syndromes within the seed bank. There was a significant effect of sampling depth on

the distribution of all the life-forms, pioneer and SB regeneration guilds and then for seeds dispersal syndromes (except barochores and sclerochores, Annex 2.3). For the land use types, there was a significant effect on life-forms distribution (except for shrubs) and for pioneer regeneration guilds. Distribution of dispersal syndromes were only significant for acanthocore, pogonochore and sarcochore seeds (Annex 2.3). The interaction between sampling depths and land use type was only found for the regeneration guilds of pioneers ($F= 1.757$; $df= 16$; $p= 0.047$), and pogonochore dispersal syndrome ($F= 2.465$; $df= 16$; $p= 0.003$) (Annex 2.3).

2.3.3. Comparisons between the seed bank and the standing vegetation

By considering only the trees in the different vegetation datasets, i.e. seed bank in litter and in soils, seedling bank and sapling stand and small and large tree stands, no genera were observed to occur exclusively in either the litter or soil seed bank. Significant indicator genera were however observed for the soil seed bank: *Nauclea* (indval = 0.43; $p = 0.001$), *Musanga* (0.36; 0.001), *Macaranga* (0.13; 0.001), *Maprounea* (0.12; 0.006), and *Ficus* (0.11; 0.018). According to the NMDS, the composition of the soil seed bank was found to be more similar to the litter seed bank than to the overstory vegetation, and the dissimilarity increased with the seedling bank, the sapling stand, and up to the smaller and larger tree stands (Figure 2.4b). These results were confirmed with the pair-wise Sorensen similarity indexes (Annex 2.6). This dissimilarity in composition between the seed bank and the overstory vegetation was observed for all land-use types.

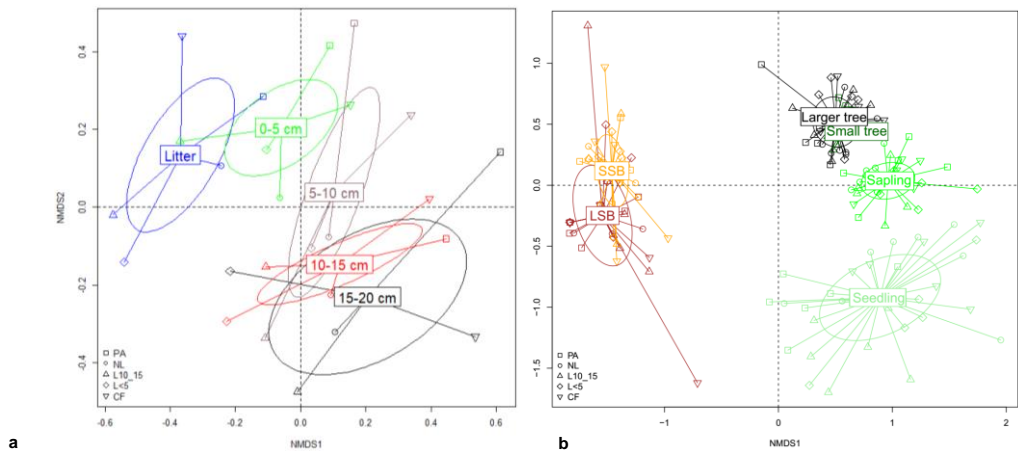


Figure 2.4 : Non-metric multidimensional ordination (NMDS) showing (a) differences in the seed bank composition (at the species level) across soil sampling depths. This is materialized by ellipses connecting the centroids of the sampling depths with a 95% confidence interval. (blue = Litter, green = 0-5 cm, pink = 5-10 cm, red = 10-15 cm, black = 15-20 cm) within different land use types (b) the (dis)similarity between the seed bank in soil (SSB) and litter (LSB) and the different vegetation strata (Seedling bank with DBH < 1 cm, Saplings with DBH between 1 and 10 cm, Small trees with DBH between 10 and 30 cm, Larger trees with DBH > 30 cm) at the scale of the plot. (PA=Protected area, NL = Never Logged, L10-15 = logged between 10 – 15 years ago, L<5 = logged less than five years ago, CF = Community Forest)

2.4. Discussion

We investigated how forest degradation and sampling depth affect the characteristics of seed banks in the moist forest of south-eastern Cameroon. For trees at the genus level, we assessed the similarity between the seed bank and the overstory vegetation, with a focus on the seedlings and saplings which are assumed to be more related to the seed bank. Considering the litter seed bank and soil seed banks separately, we found a strong stratification in seed diversity and composition with soil depth but only a weak impact of forest degradation. We also identified significant indicator species for each soil depth and degradation stage and found an influence of management and soil depth on life-forms, regeneration guilds and dispersal syndromes.

2.4.1. Seed bank characteristics are more strongly influenced by soil depth than by land use types

The observed seed density in this study was 1,099 seeds/m²; which falls within the 25-3,350 seeds/m² range predicted by Garwood (1989) for tropical regions. However, our observed seed density was noticeably higher than the 247-330 seeds/m² range reported by Douh et al. (2018) in northern Republic of Congo. Our study confirms a high spatial heterogeneity of the seed bank in line with previous studies (Daïnou et al. 2011; Hall & Swaine, 1980; Martins & Engel, 2007). No significant difference in seed density between land use types or logging history was observed, as was also reported by Daïnou et al. (2011) in the same region. This finding could be due to the high homogeneity of soils (Segalen, 1967) and forest cover of the region. In contrast, in the northern Republic of Congo, where forest types are contrasted because of the geological substrate and soils (clay and sandy soils, see Fayolle et al., 2014), the seed bank density and composition have been found to strongly differ (Douh et al., 2018). Burial and seed survival may indeed depend on soil texture (Christoffoleti & Caetano, 1998; Long et al., 2014).

Seed density consistently decreased with soil depth regardless of the land use type. Young et al. (1987) observed a similar pattern in old and young tropical forests in Costa Rica. This could be explained by (i) the continuous seed rain responsible for the accumulation of seeds at the soil surface and not at low depths and (ii) the fact that mainly spherical, small and dormant seeds can be buried and survive at great depths (Schwienbacher et al., 2010). Larger seeds are generally trapped in the litter and soil surface (Bekker et al., 1998). Thus, the number of seeds of a species in the soil, in addition to depending on the size of the seeds, is also influenced by their longevity (Hopkins & Graham, 1987; Long et al., 2014). It is the case for *Musanga cecropioides* and *Nauclea diderrichii* (with a diameter of 1 mm) which lose respectively 20% and 19% of their viability between 0 and 20 cm depth. Within the same depth, seeds of *Trema orientalis* (with a diameter of 2.5-2.8 mm) lose 100% of their viability.

The richness and diversity of the seed bank were more strongly influenced by the depth of soils than by land use types. Our results suggest that soil seed bank characteristics in the 10-15 cm and 15-20 cm layers were similar, so that three layers can be distinguished: 0-5 cm, 5-10 cm and 10-20 cm. The seed bank is established by progressive accumulation of seeds in the soil, so its vertical structure may reflect a time scale from the youngest soil layers (litter and 0-5 cm) to the oldest one (15-20 cm). The presence of species that are exclusive or with higher relative densities in the deepest layers generally indicates higher seed viability and can reflect the history of soil formation (Bekker *et al.*, 1998; Leck & Leck, 1998). The layering observed in the soil seed bank probably influences forest regeneration and recovery after disturbance. Thus, seeds found in the upper layers contribute to the regeneration of some shade-tolerant species while those contained in the deeper layers may contribute to the regeneration of pioneer and light-demanding species.

The distribution of dispersal syndromes in the seed bank was also linked to both land use type and soil depth. The litter layer was characterised by high proportions of species with no particular dispersal structure (barochores), seeds ejected by the plants themselves (ballochore) and seeds dispersed by wind (acanthocores, pogonochores). In the deepest layers (10-20 cm), low-mass and quasi-spherical diaspores (sclerochores) were more abundant, confirming the influence of shape and mass on the burial of seeds (Bekker *et al.*, 1998). Sarchochores, characterised by soft and fleshy-enveloped diaspores and dispersed by animals were more abundant in disturbed forests.

The seed bank in intact forests generally exhibits lower species richness and diversity than in degraded forests (Dupuy & Chazdon, 1998; Garwood, 1989; Martins & Engel, 2007; Medeiros-Sarmiento *et al.*, 2021). Here, species richness in the seed bank was highest in secondary forests (L10-15) compared to the more degraded community forests and the recently logged forest (L<5). In the latter, recent human impacts might have induced a reduction of a part of the soil seed bank due to the germination of seeds in canopy gaps. However, once forest degradation has reached a certain level (after repeated clearings of a regenerating forest for instance), the richness of the soil seed bank can be greatly reduced (Young *et al.*, 1987; Quintana-Ascencio *et al.*, 1996; Alvarez-Aquino *et al.*, 2005; Weerasinghe *et al.*, 2019). This probably occurred in the community forests, where land conversion to shifting cultivation is the greatest threat to diversity. The abundance of pioneer species in the seed bank also increased with forest degradation, probably because these light-demanding species were also more frequent in the stands (Calster *et al.*, 2008).

The only clear differences in terms of regeneration strategy among land use types were found in community forests with many trees and few herbs. This suggests there are many pioneer trees in their canopy. Community forests are small forest areas situated along roads and near villages and they are used by local communities for timber, non-timber forest products harvesting and agriculture. This land use, and the village's proximity increase its frequency of visitation and the intensity of degradation (Lhoest *et al.*, 2020; Weerasinghe *et al.*, 2019).

It is worth noting that the true richness of the seed banks in this study may have been under-estimated as species accumulation curves did not plateau. This could be attributed to the short duration of the germination experiment. Indeed, stopping germination experiment few weeks after the last germination observed probably did not allow for dormant seeds to germinate. Ter Heerdt *et al.* (1996) suggested to let the soil dry, crumble it and start watering again during another period to stimulate further germination.

2.4.2. Tree taxa found in the seed bank

Seed bank studies carried in tropical forests have highlighted a dominance of pioneer species and a heterogeneity of life forms, regeneration guilds and dispersion syndromes (Hall & Swaine, 1980; Sanou et al., 2019; Daïnou et al., 2011). In this study, 46% of seeds in the seed bank belonged to tree species and their proportion was significantly influenced by depth and degradation. This proportion is higher than the 30.2% previously reported by Daïnou et al. (2011) in Cameroon and the 34.9% by Douh et al. (2018) in the northern Republic of Congo. This could be explained by our sampling locations, which included community forests and recently logged forests. In these environments, short-lived pioneer tree species (*Musanga cecropioides*, *Trema orientalis*, *Macaranga* spp.) are much more abundant in the canopy. The majority of the tree species found in the seed bank produce large quantities of small and dormant seeds (Bekker et al., 1998). Such seeds may have lignified integuments that enable them to resist predation (Chen et al., 2019).

The seed density of woody species, such as *Musanga cecropioides*, was inversely related to soil depth (indirectly displayed in Figure 2.2a), suggesting a lower persistence in soils (see also Douh et al., 2018). Pioneer species were more abundant in the seed bank than the other regeneration guilds. Hopkins & Graham (1987) also observed high densities of pioneer species able to survive between two and thirty years in forest soils. The proportion of shade-bearer species (from 0 to 11% in the different soil depths) were not comparable to the 12 to 21% of shade-bearer trees observed by Liew (1973) and Swaine & Hall (1988), respectively.

As observed by Daïnou et al. (2011); Douh et al. (2018); Hall & Swaine, (1980), seeds of timber species are present in the seed bank, notably *Erythrophleum suaveolens* (Tali), *Milicia excelsa* (Iroko), *Nauclea diderrichii* (Bilinga), and *Terminalia superba* (Fraké). These tree species play an important role in the timber trade internationally, though forest inventory data have shown population structure with few trees in the smaller diameter classes indicative of a regeneration deficit (Morin-Rivat et al., 2017).

2.4.3. Low similarity between the seed bank and the standing vegetation

Despite the low similarity between the composition of the seed bank and the standing vegetation, all tree genera found in the seed bank were present in the standing vegetation. The litter seed bank is richer than all the other sampling depths as it contains newly deposited persistent and transient seeds (Drake, 1998; Lambers, 2005) awaiting burial or eventual predation. The similarity between the litter seed bank and the soil seed bank with different components of the standing vegetation (seedling and sapling bank then small and larger trees) was higher than that observed by Daïnou et al. (2011) and Hall & Swaine, (1980). This may arise because previous authors did not separate the litter from the soil samples. In addition, our comparison was at the

genus level in contrast to earlier studies at the species level (But see Annex 2.6 and Annex 2.7 for the same comparison at the species level). Comparisons at the genus level may be more appropriate when botanical identification of emerging seedlings is uncertain.

The litter seed bank is expected to be more similar to the standing vegetation than soil seed bank, especially for seedlings, as has been reported in Argentina (Lipoma et al., 2019). In fact, the seedling bank mainly comes from the germination of seeds in the litter seed bank. Regarding forest resilience, our results showed that in our study area land use has little influence on seed bank density and diversity. However, the species traits present may differ, with more woody species in the most disturbed areas. These results are quite encouraging and show that forest cover recovery is possible once the disturbance is stopped. However, these results cannot be extrapolated to other areas where human population densities would be higher than those observed in our study area (seven habitants/km²).

Despite the presence of woody species, the seed bank plays only a limited role in the regeneration of commercial species in terms of the number of taxa represented. Among the woody species observed, only a few provide valuable timber: bilinga (*Nauclea diderrichii*), iroko (*Milicia excelsa*), limba (*Terminalia superba*), tali (*Erythrophleum suaveolens*) and secondarily olon (*Zanthoxylum heitzii*) and onzabili (*Antrocaryon klaineianum*). These species are the only commercial value species in the region with dormant seeds (Dainou et al., 2021). All are pioneer species. Densities of bilinga and to a lesser extent iroko are nevertheless high, indicating that environmental disturbance (including logging) would be necessary for their regeneration. The observation of a few other species of interest such as sapelli (*Entrandrophragma cylindricum*) or longhi (*Chrysophyllum lacourtianum*) can be explained by recent seeds present in the litter.

In summary, we have reported in this study conducted in south-eastern Cameroon that timber logging intensity did not have a significant influence on the density of the soil seed bank and little influence on diversity and species traits (life form, regeneration guild and dispersal syndrome). We found viable seeds down to 20 cm depth in soils but seed density and diversity were higher in the upper 10 cm soil layers. The litter layer showed an intermediate seed bank diversity and was characterized by the abundance of pioneer species. Different life forms were present in the seed banks but were dominated by tree species, including some commercial timber species, sarchocore and light-demanding species. We also found that tree species composition in the seed bank shows little relationship with the overstory vegetation, including the seedling bank.

Chapitre 3

Caractérisation de la régénération naturelle des forêts du Sud-est du Cameroun selon un gradient de perturbation.

Le chapitre deux a notamment mis en exergue, en considérant séparément les banques de graines de la litière et du sol, une forte stratification de la diversité et de la composition en fonction de la profondeur du sol, mais seulement un faible impact du type d'affectation des terres. Il a aussi identifié des espèces indicatrices pour chaque profondeur de sol et chaque stade de dégradation du couvert forestier.

Le présent chapitre examine si ces patrons se répètent au niveau de la végétation du sous-bois. Cela nous permettra d'explorer de manière plus approfondie comment la banque de graines influence la composition et la dynamique de la végétation du sous-bois. En effet, lorsque les conditions

environnementales du sous-bois sont favorables, la germination des graines viables contenues dans la litière et dans le sol permet le développement et l'installation de jeunes plantes. En reliant ces deux aspects de la régénération naturelle, nous pourrions mieux comprendre la diversité et la structure de la végétation de chaque type d'affectation des terres, offrant ainsi un éclairage sur les processus de régénération naturelle dans les écosystèmes forestiers.



Ce chapitre propose donc une caractérisation de la végétation du sous-bois dans les principaux types d'affectation de terres de la région du Sud-est Cameroun. Il évalue sa densité puis décrit sa diversité et sa composition pour chacun d'eux. Il a été publié sous la référence : Zébazé D., Gorel A., Gillet J.-F., Hounbégnon F., Barbier N., Ligot G., Lhoest S., Kamdem G., Libalah M., Droissart V., Sonké B. & Doucet J.-L. (2023). Natural regeneration in tropical forests along a disturbance gradient in South-East Cameroon. *For. Ecol. Manage.*, 547 (August): 121402. ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121402>).

Summary

The dynamics of tropical forests are highly dependent on the forest understorey. Understanding its diversity and composition is essential to ensure sustainable management of forest ecosystems. In this study, following a gradient of human disturbance, we analysed the density, diversity, and floristic composition of the forest understorey in three land use types of south-eastern Cameroon: a protected area, a selective logging concession and community forests. Vegetation was inventoried in thirty-three permanent one-hectare plots. Woody individuals (tree, shrub, liana) were classified in four strata depending on their diameter: seedling (dbh < 1 cm), sapling (1–9.9 cm), small trees (10–29.9 cm), large tree (≥ 30 cm). A total of 4,159 individuals (dbh < 10 cm) belonging to 418 species and 232 genera were recorded. They mainly represent tree species (65%) and shade tolerant plants (77%), with diaspores disseminated by animals (74%). Life forms and modes of dissemination were significantly different between land use types. Abundance, species richness and diversity of juveniles varied significantly between strata and land use types: they were globally the highest in plots that have been logged less than five years before inventory. In terms of species composition, the different land use types were not clearly separated, indicating some resilience to disturbance. A low similarity between strata was observed. In all types, most canopy species are light demanding and cannot regenerate in the understorey. This indicates a natural evolution of the forest stands in the absence of silviculture. The presence of species that currently dominate the canopy of these forests will be gradually reduced without human intervention.

Keywords: Biodiversity, Seedling, Sapling, Rainforest, Land use

3.1. Introduction

Understorey vegetation plays a crucial role in the dynamics of tropical rainforests. Understanding its diversity and composition is essential to ensure sustainable management of forest ecosystems (Carson & Schnitzer, 2008 ; Kitajima & Fenner, 2000). For example, the absence or low density of juveniles in the forest understorey indicates a poor regeneration (e.g., Steven, 1994, in Panama; Devi Khumbongmayum *et al.*, 2006, in India).

Understorey vegetation represents more than 60% of plant diversity and is a good indicator of forest structure since its composition is directly influenced by the amount of light and precipitation penetrating the canopy and reaching the forest floor (Costa & Magnusson, 2003; Yongo, 2003; Tchouto *et al.*, 2006; Ngueguim *et al.*, 2010; Beina, 2011). Plants living in the undergrowth can have different strategies in terms of: (i) life forms, determining the structure and architecture of individuals and their position in the environment, (ii) dispersal modes, promoting or limiting the spatial distribution of species (Garwood, 1989; Hopfensperger, 2007), and (iii) light requirements, determining their successional order (Leck, 2003; Leck & Leck, 1998; Leck & Simpson, 2011). At the landscape level, the coexistence of different strategies reflects the resilient nature of the vegetation, and its ability to maintain ecological diversity and sustainability.

Composition and diversity of the understorey vegetation depends on three sources: the seed rain (Alexandre, 1989), the seed bank (Zebaze *et al.*, 2021), and the vegetative potential of the environment (Bose *et al.*, 2016; Schwartz *et al.*, 2017; Downey *et al.*, 2018). The latter, also known as the juvenile bank, can be divided into two strata: the seedling stratum and the sapling stratum. The seedling stratum comprises individuals in the first stage of development after seed germination. Conventionally, the seedling stratum is made up of woody individuals less than one metre high (Kupers *et al.*, 2019; Inman-narahari *et al.*, 2016; Denslow & Guzman G., 2000) or with a Diameter at Breast Height (dbh) less than 1 cm (Lipoma *et al.*, 2019). Its composition and diversity depend on the rhythms and timing of fruiting of forest stands. This stratum is subject to high mortality due to predation, parasitism, falling debris and changing environmental conditions (Baraloto, 2003; Kitajima & Fenner, 2000). The sapling stratum consists of woody individuals with a dbh between 1 and 10 cm (Gillet, 2013; Steven, 1994) and is composed by the biggest individuals emerging from the seedling stratum, selected by local ecological conditions, some of which may participate in replacing canopy trees.

It is expected that after human disturbance within a forest stand, the density, diversity and composition of the juvenile bank are significantly affected, due to species-specific ecological requirements. The micro-climates resulting from each land

use type can modify the expression of natural regeneration drivers and thus the trajectory taken by forest succession dynamics (Thompson *et al.*, 2002; Poorter *et al.*, 2016; Schwartz *et al.*, 2017). The influence of land use type on the juvenile bank has been little studied, particularly in Africa. As in most parts of Central Africa, Cameroon's forests are subject to several types of land use, which can directly affect the ecological conditions of the forest understorey. There are three main types of land use: logging concessions, protected areas, and community forests, which cover 29, 19 and 10% of the total forest area respectively. Each type is characterised by different intensities and frequencies of disturbance in space and time (Brown, 2004; Zhu *et al.*, 2014; Poorter *et al.*, 2016). To ensure appropriate management and ecosystem functionality, it is important to predict the response of plant communities to those different land use types.

The objective of this study is to examine the diversity and composition of the forest understorey of south-eastern Cameroon along a gradient of presumed increasing human disturbance, defined as three land use types: (i) protected areas, (ii) selectively logged forests for timber, and (iii) community forests. More specifically, by following this gradient, this study: (i) describes the understorey vegetation in terms of functional groups and species composition, (ii) assesses its spatial variation in terms of density and diversity, and (iii) estimates its similarity with adjacent forest.

3.2. Materials and methods

3.2.1. Study area

This study was conducted in South-east Cameroon (Figure 3.1) where the predominant vegetation is lowland semi-deciduous forest (average elevation 625 m) dominated by Malvaceae and Cannabaceae (*ex* Ulmaceae) (Letouzey, 1985). Due to the relatively flat topography, patches of periodically flooded forest and evergreen forest are also present (Letouzey, 1985). Rainfall varies annually from 1,500 to 2,000 mm and is mainly spread over two rainy seasons (>100 mm per month) from April to May and from September to December. The average temperature is 24°C, and the relative humidity is about 75% throughout the year (Fick & Hijmans, 2017). The soils are mostly ferralitic and are derived from the disintegration of the metamorphic parent rock (Segalen, 1967).

The understorey vegetation of this region was sampled along the human disturbance gradient highlighted by Lhoest *et al.* (2020), comprising three types of land use: (i) a protected area, (ii) a logging concession, and (iii) three community forests. The protected area is the Dja Biosphere Reserve (526,000 ha), characterised by abundant fauna, particularly active in seed dispersal. This forest area has never been exploited for timber, and its distance from villages makes it difficult to collect other forest products and thus limits its anthropisation. The logging concession is a production

forest certified by the *Forest Stewardship Council* (FSC) for its responsible management and has been granted to the PALLISCO company since 2004 (341,708 ha). It is subject to selective timber harvesting: on average 0.65 stem or 9.6 m³ of timber are harvested per hectare over a cutting cycle of 30 years following legal standards and management plan requirements. Other activities such as hunting and the collection of other forest products are controlled, and shifting cultivation is prohibited. Our sampling in this production forest has been subdivided into three groups: (i) never logged or logged more than 30 years before inventory (NL), (ii) logged 10-15 years before inventory (L10-15) and (iii) logged less than 5 years before inventory (L5; Figure 3.1a). The three community forests belong to the villages Eschiambor (5,069 ha), Medjoh (4,964 ha) and Mintoum (3,433 ha). They are managed by local communities under the supervision of Cameroon's forest authorities and were logged 7 - 10 years before inventory. In these forests, the intensity of timber and non-timber forest product collection is higher due to the relatively higher population density and proximity to roads and villages (Lhoest *et al.*, 2020). Slash-and-burn agriculture is widespread and human population density in the region is about 7 inhabitants/km².

3.2.2. Vegetation inventory

Thirty-three plots of one hectare (100 m × 100 m) were set up in the three land use types. Satellite imagery and field observations were used to select sites that best reflected the different physiological variations observed in each land use type. These plots were at least 700 m apart (Figure 3.1a). Six one-ha plots were set up in the protected area, 21 in the FSC-certified production forest (six for NL, six for L10-15, and nine for L5), and six in the community forests (Figure 3.1a).

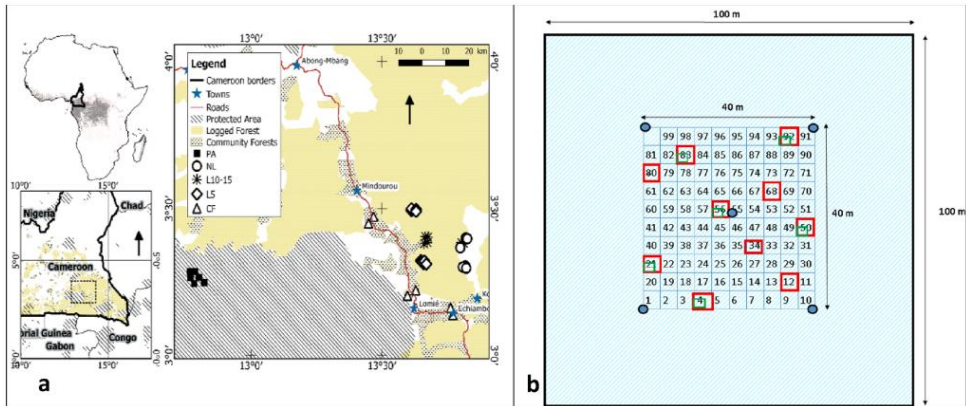


Figure 3.1: (a) Location of the 33 permanent plots of one hectare each, representing the sampling units, in the different land use types of the South East Cameroon region. PA: Protected area, NL: Never logged forest or logged more than 30 years ago, L10-15: Forest logged 10-15 years ago, L5: Forest logged less than 5 years ago, CF: Community forest. (b) Configuration of a 1 ha permanent plot where: (i) all trees with a dbh ≥ 10 cm were inventoried; in a central area of 40 m \times 40 m, (ii) trees, shrubs and lianas with a dbh between 1 and 10 cm were inventoried in 10 subplots of 4 m \times 4 m (red squares); (iii) trees, shrubs, herbs and lianas with a dbh < 1 cm were inventoried in six 1 m \times 1 m subplots (green squares); (iv) hemispheric photographs were taken (blue dots).

In each 1-ha plot, trees and shrubs with a dbh greater than or equal to 10 cm were identified to the species level and their diameter measured at 1.3 m from the ground (Picard *et al.*, 2008). To assess vegetation with a dbh of less than 10 cm, an area of 40 m \times 40 m was marked out in the centre of each one-hectare plot. In this core area, trees, shrubs and lianas with a dbh between 1 and 10 cm were surveyed in 10 randomly selected subplots of 16 m² each (4 m \times 4 m) (red squares in Figure 3.1b). Trees, shrubs, lianas with a dbh of less than 1 cm and herbaceous plants were surveyed in six randomly selected subplots of 1 m² (1 m \times 1 m) (green squares in Figure 3.1b). At the centre of each one-hectare plot, and then at four other equidistant points, located 28 m apart, canopy openness and leaf area index were measured from hemispherical photographs (Gond *et al.*, 2002; Annex 3.1).

The inventories were carried out between April 2015 and December 2018. Botanical reference specimens were collected to confirm the identifications proposed in the field. The verification was done at the Laboratory of Systematic Botany and Ecology (LaBosystE) of University of Yaoundé I and at the Herbarium of Université Libre de Bruxelles (ULB). Taxonomic nomenclature was checked and standardised using the African Plant Database (<https://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/>) and The World Flora Online (<http://www.worldfloraonline.org/taxon>). Based on data from the literature, supplemented by our collective field experience, we classified the species into three regeneration guilds as proposed by Hawthorne (1995), Doucet (2003) and Meunier *et al.* (2015): pioneer (P), non-pioneer light demanding (NPLD) and shade-

bearers (SB), and then into seven dispersal modes as proposed by Howe et Smallwood (1982): (i) Acanthochory with spiny, hooked or hairy diaspores; (ii) Ballochory with seeds ejected by the plant; (iii) Barochory with diaspores characterised mainly by their large mass and the absence of other dispersal structures; (iv) Pogonochory with diaspores with feathery or silky appendages; (v) Pterochory with diaspores with winged appendages; (vi) Sarcochory with diaspores with a soft, fleshy envelope; and (vii) Sclerochory with diaspores without special characteristics and a mass of less than 1 g.

3.2.3. Data analysis

Vegetation data were organised into four strata corresponding to: (i) woody and herbaceous individuals with dbh < 1 cm, (ii) woody individuals with dbh between 1 and 9.9 cm, (iii) woody individuals with dbh between 10 and 29.9 cm and (iv) woody individuals with dbh \geq 30 cm. The tree life-forms individuals of these strata were named respectively: (i) seedlings, (ii) saplings, (iii) small trees, and (iv) large trees. Given the large variation in the number of individuals and the number of species among subplots, the density and diversity data of different strata were aggregated at the plot scale. The same was done for data of canopy openness, leaf area index, life-forms, regeneration guilds and dispersal syndromes.

To characterise each plot, canopy openness and leaf area index values, proportions of different life-forms (*i.e.*, tree, shrub, liana and herbaceous), regeneration guilds and dispersal syndromes were determined within the different plots. Since the applicability conditions of ANOVA were not satisfied (normality verified by Shapiro's test and homogeneity of variances verified by Leuven's test), the non-parametric Kruskal-Wallis test was used to verify whether land use types had a significant effect on these parameters. The median values for each land use type were compared using the Wilcoxon-Mann-Whitney test (95% confidence interval).

Within each understory vegetation stratum and for each land use type, the relative frequency (proportion of plots where the species is present), relative abundance (proportion of individuals belonging to a species compared to all individuals) as well as the ecological indicator value (*IndVal* and its significance at a threshold of 5% (Dufrene & Legendre, 1997)), were calculated for each species.

To compare the species composition between land use types for the understory vegetation strata, a NMDS (non-metric multidimensional scaling) was performed using the Bray-Curtis distance calculated on the basis of species abundance. Relationships between plot parameters (canopy openness, leaf area index, proportions of individuals of each life form, regeneration guild and dispersal syndrome) and ordination axes were quantified by multiple regression. The significance of the relationships was tested by a permutation test. The similarities in species composition

between land use types were subsequently quantified by the Sorensen index (1-dissimilarity) (Faith *et al.*, 1987).

The density of individuals was quantified as the sum of individuals counted per stratum in the subplots of a plot and then extrapolated to the hectare. The observed species richness of a plot was calculated as the sum of the different species recorded in the subplots. Predicted species richness was estimated using two non-parametric estimators, one based on abundance (S.chao1) and the other on incidence (S.ACE). Species diversity was estimated using the Shannon diversity index (sensitive to the distribution of the most abundant species) and the Simpson diversity index (sensitive to the distribution of the rarest species). The completeness of the sampling was assessed using the ratio S.obs/S.chao1 (observed species richness/estimated species richness). We also computed the observed species richness for each land use type, followed by extrapolation for the same number of individuals. To visualise the variation in species richness for a comparable number of samples, accumulation was performed using a reduced number of individuals randomly selected from each land use type.

A Moran's test was used to confirm the absence of spatial autocorrelation between plots for each index and an ANOVA was used to determine if individual density, observed and estimated species richness, and diversity were significantly different between land use types.

To assess the similarity between the understorey vegetation (dbh < 1 cm and dbh 1-10 cm strata) and the adjacent forest stand (small trees and large trees), the dataset was restricted to individuals of tree species only. Given the difficulty in identifying some individuals in the seedling strata to species level, the composition of the juvenile bank (tree seedlings and saplings) was compared to that of the adjacent vegetation on the genus-scale reduced dataset. The indicator genera (*IndVal*) for the different strata were then determined.

Sorensen's similarity index (1-dissimilarity) (Faith *et al.*, 1987) were computed to examine the similarity between strata. This was complemented by a NMDS (Bray-Curtis distance calculated from the abundance of genera) used to visualise the compositional similarity between these strata.

All analyses were performed using R (R CoreTeam, 2017). The *vegan* package was used for the study of species composition (Oksanen *et al.*, 2019), *lme4* to calibrate and analyse the linear mixed models (Bates, 2016), *labdsv* to determine the indicator species (Roberts & Roberts, 2019), *MASS* for the NMDS representations (Ripley *et al.*, 2020) and *iNEXT* for the interpolation and the extrapolation of species richness.

3.3. Results

3.3.1. Composition of the understorey vegetation

3.3.1.1. *Functional groups and land use types*

A total of 4,159 individuals (dbh < 10 cm) belonging to 418 species, 232 genera and 69 families were recorded in the understorey of the 33 plots. Land use types significantly influenced Canopy openness ($\chi^2 = 10.51$, ddf = 4, $p = 0.036$) and leaf area index ($\chi^2 = 10.35$, ddf = 4, $p = 0.006$; Annex 3.2). Canopy openness was significantly higher in forests logged 10-15 years before inventory than in community forests, and leaf area index was significantly lower in forests logged 10-15 years before inventory than in protected areas.

Across all land use types, understorey vegetation (dbh < 10 cm) mostly comprises tree species (65% trees, 20% shrubs, 5% lianas and 9% herbs), species which are shade-bearing during their early stages of development (77% SB, 11% NPLD and 12% P), and species whose diaspores are mainly disseminated by animals (74% sarchocores, 8% sclerochores, 7% ptelochores, 6% ballochores, others 2%; Annex 3.3).

The life-forms and dispersal modes varied across land use types (respectively $\chi^2 = 9.72$, ddf = 4, $p = 0.045$ for life-forms in dbh < 1 cm and $\chi^2 = 12.78$, ddf = 4, $p = 0.012$ for dispersal syndromes in dbh between 1 and 10 cm; Figure 3.2). The maximum proportions of trees were recorded in community forests (CFs), while the minimum was recorded in forests logged 10-15 years before inventory (L10-15; Figure 3.2a). In the stratum with life forms between 1 and 10 cm dbh, the maximum proportions of barochores were recorded in CFs and the minimum in protected areas (PAs; Figure 3.2b). None of the other differences in life form, regeneration guild or dispersal mode were significant.

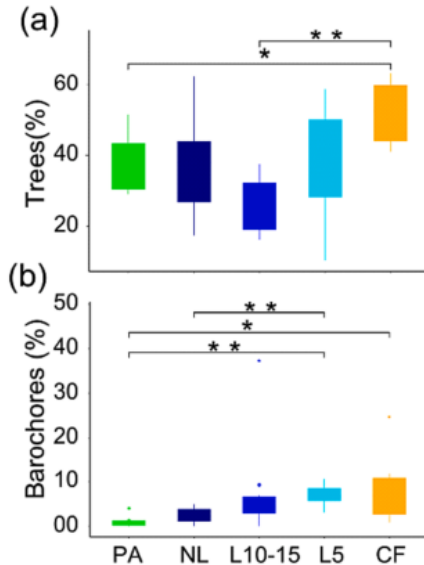


Figure 3.2: Proportion of individuals of tree species in the stratum of individuals with dbh < 1 cm (a) and proportion of individuals of barochore species in the stratum of individuals with dbh between 1 and 10 cm (b) according to land use types. PA: Protected area; NL: forest logged more than 30 years before inventory; L10_15: forest logged 10-15 years before inventory; L5: forest logged less than 5 years before inventory and CF: forest logged 7-10 years before inventory. The asterisks (* and **) correspond to crossed bars indicate pairs of land use types that are significantly different according to the Wilcoxon-Mann-Whitney test.

3.3.1.2. Species composition

The relative densities and frequencies of species vary considerably across strata and land use types (Annex 3.3). The ten most frequent species (represented here by their relative frequency and relative density) for the dbh < 1 cm and dbh 1-10 cm strata are listed in Table 3.1. Overall, 27% of the inventoried species are present in both strata. There are 14 species exclusive to the dbh < 1 cm stratum, and 55 species exclusive to the dbh 1-10 cm stratum (Annex 3.3).

The dbh < 1 stratum has as indicator species shade-bearing herbs (*Commelina* spp., *Geophila obvallata*, *Palisota ambigua*, *Palisota* sp.2), lianas (*Manniophyton fulvum*, *Cnestis* sp., *Landolphia* sp.) and some herbaceous species requiring large quantities of light for their development (*Haumania* sp., *Marantochloa* sp.). The dbh 1-10 stratum is characterised by shade-bearing tree and shrubby species (*Drypetes* sp., *Tabernaemontana crassa*, *Greenwayodendron suaveolens*, *Rinorea cuspa*, *Microdesmis* sp., *Carapa procera*; Table 3.1). Depending on land use types, the number of indicator species varies from 1 to 5 in the dbh < 1 stratum (in NL and L5 respectively) and from 0 to 9 in the dbh 1-10 cm stratum (in L10-15 and PAs respectively; Table 3.1).

Affinities are observed between plot parameters and the land use types (Figure 3.3). In the dbh <1 stratum, L5 is mainly composed of trees, shrubs, pioneer species, pogonochores and pterochores. In CF, species composition is mainly related to high leaf area, while in L10-15 it is related to the presence of shrubby and shade tolerant species. For the dbh 1-10 cm stratum, PA is mainly composed of shrubby, sarchocore and shade tolerant species. The CF is characterised with an abundance of barochorous species and a high leaf area. In contrast, L5 is related to an abundance of pterochorous species.

Except between forests logged 10-15 years before inventory and CFs in the dbh <1 stratum (Sorensen= 0.29), there are no substantial similarities of species composition between the different plot groups. The Sorensen similarity index (1-dissimilarity) ranges from 0.29 to 0.52 within the dbh <1 stratum and from 0.48 to 0.56 for the dbh 1-10 cm stratum (Annex 3.4). Furthermore, the NMDS does not show a clear segregation of specific composition between land use types (Figure 3.3). However, for all pairs of dimensions considered, plots belonging to the same land use types remain fairly clustered.

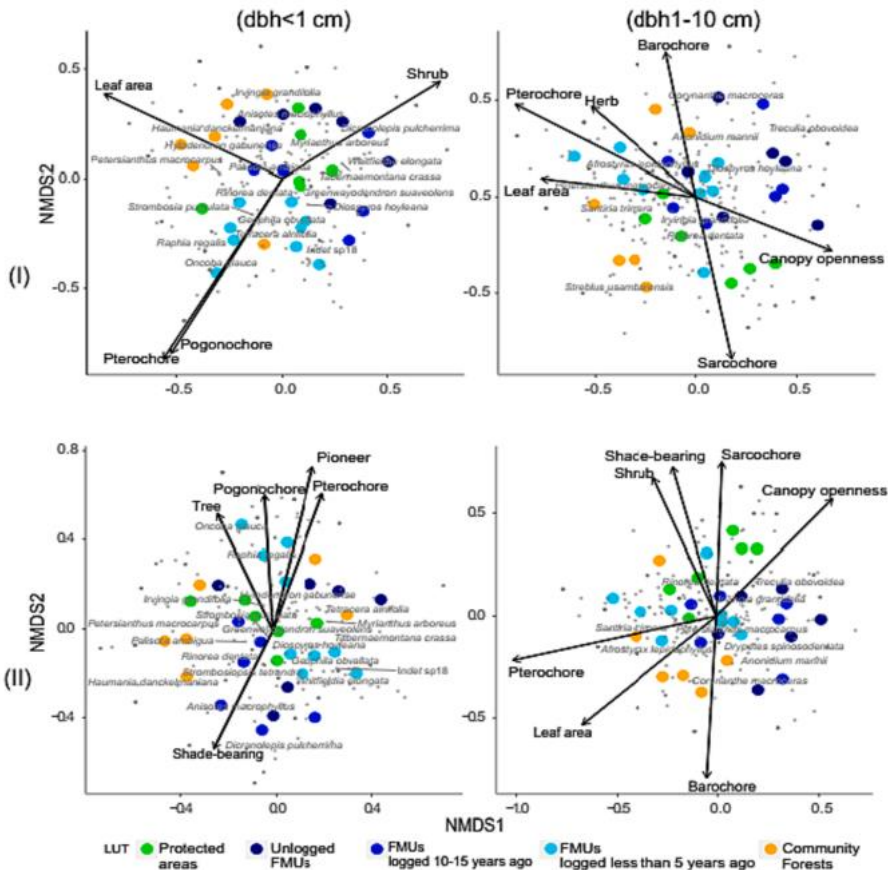


Figure 3.3: Main dimensions (represented by I and II) of the Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS) for individuals with dbh < 1 cm and those with dbh between 1 and 10 cm. Each coloured point corresponds to a parcel and the colours refer to a type of land use. The grey dots correspond to the species. Only the names of taxa identified to the species level among the 20 most abundant are displayed. Environmental parameters significantly correlated with the main dimensions of each ordination (I and II) are projected as additional variables (permutation test, 0.05).

Table 3.1 : Indicator species (regeneration guild, life forms and dispersal syndromes) and 10 most frequent species (relative frequency; relative density) of each land use type and for all land use types (LUT) taken together (ALL) for the stratum of individuals with dbh <1 cm and dbh between 1 and 10 cm. SB: shade-bearing, P: pioneer, NPLD: non-pioneer light demanding. Relative frequency: fraction of plots belonging to a group where the species is present. Relative Abundance: fraction indicating to what extent a species is only found in the considered group. Abbreviations; PA: protected area, NL: forest logged more than 30 years before inventory, L10_15: forest logged 10-15 years before inventory, L5: forest logged less than 5 years before inventory and CF: community forest logged 7-10 years before inventory.

	Stratum dbh < 1 cm		Stratum dbh between 1 and 10 cm	
LUT	Indicator species	Dominant species	Indicator species	Dominant species
PA	<i>Strombosia</i> sp. (SB; Tree; Sarcochore), <i>Geophila macropoda</i> (SB; Herb; Sarcochore)	<i>Bertiera</i> sp. (0.83; 0.40), <i>Commelina</i> sp2 (0.83; 0.40), <i>Haumania</i> sp. (0.83; 0.26), <i>Strombosia</i> sp. (0.67; 0.80), <i>Microdesmis</i> sp. (0.67; 0.28), <i>Landolphia</i> sp. (0.67; 0.29), <i>Manniophyton</i> sp. (0.67; 0.21), <i>Marantochloa</i> sp. (0.67; 0.21), <i>Microdesmis</i> sp. (0.67; 0.28), <i>Palisota ambigua</i> (0.67; 0.22)	<i>Cola</i> sp. (SB; Tree; Sarcochore), <i>Coffea</i> sp3 (SB; Shrub; Sarcochore), <i>Centropachus glaucinus</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Desplatsia dewevrei</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Dialium pachyphyllum</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Grewia coriacea</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Psychotria densinervia</i> (NPLD; Shrub; Sarcochore), <i>Dialium</i> sp. (SB; Tree; Sarcochore),	<i>Coffea</i> sp3 (1; 0.56), <i>Greenwayodendron suaveolens</i> (1; 0.23), <i>Drypetes</i> sp. (1; 0.15), <i>Centropachus glaucinus</i> (0.83; 0.61), <i>Irvingia grandifolia</i> (0.83; 0.41), <i>Strombosiopsis tetrandra</i> (0.83; 0.32), <i>Rinorea cuspa</i> (0.83; 0.17), <i>Microdesmis</i> sp. (0.83; 0.11), <i>Desplatsia dewevrei</i> (0.67; 0.66), <i>Dialium pachyphyllum</i> (0.67; 0.63)

			<i>Chytranthus</i> sp. (SB; Tree; Sarcochore)	
NL	<i>Myrianthus arboreus</i> (NPLD; Tree; Sarcochore)	<i>Marantochloa</i> sp. (0.83; 0.32), <i>Myrianthus arboreus</i> (0.83; 0.55), <i>Greenwayodendron suaveolens</i> (0.83; 0.38), <i>Tabernaemontana crassa</i> (0.50; 0.46), <i>Whitfieldia elongata</i> (0.50; 0.26), <i>Campylospermum</i> sp1 (0.50; 0.43), <i>Haumania danckelmaniana</i> (0.50; 0.38), <i>Trichilia</i> sp. (0.50; 0.45), <i>Commelina</i> sp	<i>Trichilia</i> sp. (SB; Tree; Sarcochore), <i>Dicranolepis pulcherrima</i> (SB; Shrub; Sarcochore)	<i>Drypetes</i> sp. (1; 0.15), <i>Greenwayodendron suaveolens</i> (0.83; 0.24), <i>Tabernaemontana crassa</i> (0.83; 0.16), <i>Trichilia</i> sp. (0.83; 0.63), <i>Irvingia grandifolia</i> (0.67; 0.13), <i>Strombosiopsis tetrandra</i> (0.67; 0.24), <i>Rinorea cuspa</i> (0.67; 0.09), <i>Microdesmis</i> sp. (0.67; 0.23), <i>Strombosia pustulata</i> (0.67; 0.16), <i>Carapa procera</i> (0.67; 0.18)
L10-15	<i>Cnestis</i> sp. (SB; Liana; Sarcochore)	<i>Hylodendron gabunense</i> (0.83; 0.17), <i>Cnestis</i> sp. (0.83; 0.50), <i>Marantochloa</i> sp. (0.67; 0.15), <i>Commelina</i> sp2 (0.67; 0.47), <i>Palisota ambigua</i> (0.67; 0.16), <i>Manniophyton</i> sp. (0.67; 0.24), <i>Whitfieldia elongata</i> (0.50; 0.45), <i>Landolphia</i> sp. (0.50;		<i>Drypetes</i> sp. (1; 0.26), <i>Greenwayodendron suaveolens</i> (1; 0.21), <i>Tabernaemontana crassa</i> (1; 0.21), <i>Rinorea cuspa</i> (1; 0.30), <i>Trichilia welwitschii</i> (0.83; 0.22), <i>Strombosiopsis tetrandra</i> (0.67; 0.21), <i>Strombosia pustulata</i> (0.67; 0.24), <i>Celtis mildbraedii</i> (0.67; 0.22), <i>Vepris louisii</i>

Chapitre 3 : Caractérisation de la régénération naturelle

		0.33), <i>Trichilia prieuriana</i> (0.50; 0.75), <i>Geophila obvallata</i> (0.5; 0.38)		(0.67; 0.41), <i>Hylodendron gabunense</i> (0.67; 0.24)
L5	<i>Microdesmis</i> sp. (SB; Tree; Sarcochore), <i>Cercestis mirabilis</i> (SB; Herb; Sarcochore), <i>Coffea</i> sp1 (SB; Shrub; Sarcochore), <i>Cylicodiscus gabunensis</i> (P Tree; Pterochore), <i>Halopegia azurea</i> (P; Herb; Ballochore), <i>Hymenocoleus nervopilosus</i> (SB; Herb; Sclerochore)	<i>Microdesmis</i> sp. (0.89; 0.49), <i>Marantochloa</i> sp. (0.78; 0.24), <i>Manniophyton</i> sp. (0.78; 0.22), <i>Haumania</i> sp. (0.78; 0.21), <i>Greenwayodendron suaveolens</i> (0.78; 0.36), <i>Drypetes</i> sp. (0.78; 0.43), <i>Palisota ambigua</i> (0.67; 0.19), <i>Pterodo</i> sp. (0.67; 0.71), <i>Palisota</i> sp2 (0.56; 0.28), <i>Strombosia pustulata</i> (0.56; 0.31)	<i>Microdesmis</i> sp. (SB; Tree; Sarcochore), <i>Irvingia gabonensis</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Octolobus</i> sp. (SB; Shrub), <i>Coffea</i> sp1 (SB; Shrub; Sarcochore), <i>Azelia</i> sp (NPLD; Tree; Sarcochore)	<i>Microdesmis</i> sp. (1; 0.49), <i>Drypetes</i> sp. (0.89; 0.24), <i>Greenwayodendron suaveolens</i> (0.89; 0.21), <i>Tabernaemontana crassa</i> (0.89; 0.22), <i>Pausinystalia macroceras</i> (0.89; 0.41), <i>Rinorea cuspa</i> (0.78; 0.16), <i>Afrostryax lepidophyllus</i> (0.78; 0.28), <i>Manniophyton fulvum</i> (0.78; 0.17), <i>Petersianthus macrocarpus</i> (0.78; 0.33), <i>Irvingia gabonensis</i> (0.67; 0.60)
FC	<i>Afrostryax lepidophyllus</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Streblus usambarensis</i> (SB; Tree; Sarcochore),	<i>Palisota ambigua</i> (0.83; 0.28), <i>Hylodendron gabunense</i> (0.83; 0.39), <i>Manniophyton</i> sp. (0.67; 0.24), <i>Haumania</i> sp. (0.67; 0.20), <i>Strombosia</i>	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (NPLD; Tree; Pterochore), <i>Streblus usambarensis</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Voacanga africana</i> (P;	<i>Microdesmis</i> sp. (1; 0.165), <i>Tabernaemontana crassa</i> (1; 0.23), <i>Drypetes</i> sp. (0.83; 0.20), <i>Greenwayodendron suaveolens</i> (0.83; 0.12),

	Pseuderanthemum sp.	<i>pustulata</i> (0.50; 0.31), <i>Petersianthus macrocarpus</i> (0.50; 0.47), <i>Streblus usambarensis</i> (0.50; 0.82), <i>Monstera</i> sp. (0.50; 0.64), <i>Afrostryrax lepidophyllus</i> (0.50; 0.82), <i>Haumania danckelmaniana</i> (0.50; 0.50), <i>Pseuderanthemum</i> sp	Shrub; Sarcochore), <i>Trichilia dregeana</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Psychotria</i> sp. (NPLD; Shrub; Sarcochore), <i>Turraeanthus africanus</i> (SB; Tree; Sarcochore)	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (0.83; 0.45), <i>Anonidium mannii</i> (0.67; 0.34), <i>Santiria trimera</i> (0.67; 0.53), <i>Massularia acuminata</i> (0.67; 0.31), <i>Streblus usambarensis</i> (0.67; 0.92), <i>Voacanga africana</i> (0.67; 0.80)
	Stratum dbh < 1 cm		Stratum dbh between 1 and 10 cm	
	Indicator species	Dominant species	Indicator species	Dominant species
ALL	<i>Haumania</i> sp. (P; Herb), <i>Marantochloa</i> sp. (P; Herb; Sarcochore), <i>Palisota ambigua</i> (SB; Herb; Sarcochore), <i>Cnestis</i> sp. (SB; Liana; Sarcochore), <i>Palisota</i> sp2 (SB; Herb; Sarcochore), <i>Commelina</i> sp2 (NPLD; Herb;	<i>Haumania</i> sp. (0.67; 1), <i>Marantochloa</i> sp. (0.64; 1), <i>Palisota ambigua</i> (0.64; 1), <i>Hylodendron gabunense</i> (0.52; 0.67), <i>Cnestis</i> sp. (0.39; 1), <i>Palisota</i> sp2 (0.39; 1), <i>Landolphia</i> sp. (0.36; 0.89), <i>Bertiera</i> sp. (0.36; 0.55), <i>Commelina</i> sp2 (0.33; 1), <i>Psychotria</i> sp. (0.30; 0.64)	<i>Drypetes</i> .sp. (SB; Shrub; Sarcochore), <i>Tabernaemontana crassa</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Greenwayodendron suaveolens</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Rinorea dentata</i> (SB; Tree; Sclerochore), <i>Microdesmis</i> sp. (SB; Tree; Sarcochore), <i>Carapa procera</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Anonidium mannii</i> (SB;	<i>Drypetes</i> sp. (0.94; 0.90), <i>Greenwayodendron suaveolens</i> (0.91; 0.81), <i>Tabernaemontana crassa</i> (0.88; 0.93), <i>Rinorea dentata</i> (0.76; 0.90), <i>Microdesmis</i> sp. (0.73; 0.88), <i>Strombosia pustulata</i> (0.64; 0.73), <i>Strombosiopsis tetrandra</i> (0.64; 0.82), <i>Carapa procera</i> (0.61; 1), <i>Anonidium mannii</i> (0.56; 1), <i>Anthonotha macrophylla</i> (0.42; 1)

	<p>Sclerochore), <i>Landolphia</i> sp. (SB; Liana; Sarcochore), <i>Calamus</i> sp1 (NPLD; Herb; Sarcochore), <i>Geophila obvallata</i> (SB; Herb; Sarcochore), <i>Haumania</i> <i>danckelmaniana</i> (P; Herb; Ballochore)</p>		<p>Tree; Barcochore), <i>Strombosiopsis tetrandra</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Strombosia pustulata</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Irvingia grandifolia</i> (SB; Tree; Sarcochore), Maesophagus (SB; Tree; Sarcochore), Maesophagus sp; Sarcochore), <i>Maesobotrya klaineana</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Anthonotha macrophylla</i> (SB; Tree; Ballochore), <i>Trichilia welwitschii</i> (SB; Tree; Sarcochore), <i>Coffea</i> sp2 (SB; Tree; Sarcochore), <i>Campylospermum mannii</i> (SB; Tree; Sarcochore)</p>	
--	---	--	--	--

3.3.2. Richness and diversity of understorey

A total of 1,126 individuals with dbh < 1 cm and 3,033 individuals with dbh between 1 and 10 cm were recorded. This corresponds to mean densities of $5,687 \pm 1,422$ and $5,744 \pm 1,554$ individuals per hectare respectively. The density of individuals with dbh < 1 cm, their observed species richness and diversity (Shannon and Simpson indices) were significantly different between land use types (Table 3.2). They were usually significantly higher in L5 and lower in NL. Within the forest concession there is a significant gradient between unlogged and recently logged forest (Table 3.2). Considering the estimated species richness there is no significant differences but it should be emphasised that the sampling at land use types level is not exhaustive; the S.obs/S.chao1 ratio is between 39% and 48% for the dbh < 1 stratum and between 45% and 53% for the dbh 1-10 stratum (Table 3.2).

In addition, the rarefaction curves do not show asymptotes (Annex 3.5). However, they show the same pattern both when all sampled individuals are rarefied (Annex 3.5a, c and e) or when the same reduced number of randomly selected individuals are rarefied (Annex 3.5b, d and f).

Table 3.2 : Mean values (\pm standard deviation) of the density of individuals (N.dens), observed (S.obs) and estimated (S.Chao1, S.ACE) and diversity (Shannon and Simpson) of the stratum of individuals with dbh<1 cm (dbh<1) and those with dbh between 1 and 10 cm (dbh_1-10), according to land use types. The *p-values* show the significance of the ANOVA testing the effect of the land use types for each index and within each stratum. The S.obs/S.Chao1 ratio illustrates the sampling effort. Abbreviations; PA: protected area, NL: forest logged more than 30 years before inventory, L10_15: forest logged 10-15 years before inventory, L5: forest logged less than 5 years before inventory and CF: community forest logged 7-10 years before inventory.

	dbh<1					p	dbh_1-10					p
	PA	NL	L10-15	L5	CF		PA	NL	L10-15	L5	CF	
N.den	5472 \pm 499 (b)	4639 \pm 933 (b)	4722 \pm 12 98 (b)	7074 \pm 14 14 (a)	5833 \pm 98 3 (b)	0.0013	5698 \pm 141 3	4521 \pm 157 6	5125 \pm 12 33	6680 \pm 151 6	5645 \pm 145 6	0.386
S.obs	24 \pm 3 (ab)	19 \pm 5 (c)	20 \pm 4 (bc)	28 \pm 6 (a)	22 \pm 3 (bc)	0.0011	43 \pm 6 (ab)	32 \pm 9 (c)	36 \pm 8 (bc)	47 \pm 7 (a)	37 \pm 9 (bc)	0.012 5
S.Chao1	56 \pm 34	42 \pm 23	50 \pm 31	68 \pm 39	45 \pm 13	0.510	96 \pm 56	62 \pm 28	72 \pm 25	92 \pm 32	70 \pm 20	0.694
S.ACE	62 \pm 32	52 \pm 34	56 \pm 21	70 \pm 32	52 \pm 17	0.568	93 \pm 34	69 \pm 27	84 \pm 35	109 \pm 22	83 \pm 27	0.185
S.obs/ S.Chao1	0.43	0.44	0.39	0.42	0.48		0.45	0.52	0.50	0.51	0.53	
Shannon	3.06 \pm 0.14 (ab)	2.77 \pm 0.27 (c)	2.83 \pm 0.1 6 (c)	3.19 \pm 0.2 2 (a)	2.92 \pm 0.1 2 (bc)	<0.000 1	3.46 \pm 0.08 (a)	2.99 \pm 0.38 (b)	3.12 \pm 0.2 3 (ab)	3.42 \pm 0.18 (a)	3.12 \pm 0.39 (ab)	0.004 1
Simpson	19.21 \pm 2.9 1 (ab)	14.33 \pm 4.5 0 (c)	14.56 \pm 1. 54 (c)	21.37 \pm 4. 11 (a)	15.71 \pm 1. 88 (bc)	<0.002 1	22.42 \pm 2.7 8 (a)	14.17 \pm 6.8 2 (b)	14.67 \pm 4. 07 (ab)	20.55 \pm 4.8 9 (a)	15.71 \pm 5.5 8 (ab)	0.035

3.3.3. Comparison of understorey vegetation and adjacent vegetation

Considering only the 218 tree genera identified in the understorey and adjacent vegetation (Table 3.3, Annex 3.6). sapling indicator genera were *Massularia* (relative frequency = 0.39), *Microdesmis* (0.73), *Rinorea* (0.76), *Strychnos* (0.23). The small tree stratum had 122 indicator genera including *Anonidium* (0.96), *Corynanthe* (1.00), *Greenwayodendron* (1.00), *Irvingia* (1.00), *Santiria* (1.00), *Strombosia* (1.00), *Sorindeia* (0.96), *Strombosiopsis* (0.96), *Tabernaemontana* (0.96), and *Trichilia* (0.96). For large trees, the indicator genera were *Alstonia* (0.67), *Petersianthus* (0.94), *Distemonanthus* (0.15), and *Terminalia* (0.39).

The seedling stratum is less similar to the standing vegetation (Sorensen: 0.45 to 0.48) than the sapling stratum (Sorensen: 0.74; Table 3.4). These observations are confirmed by a NMDS. There is a clear segregation between the juvenile strata and the adjacent vegetation. Logically, the seedling bank seems to be closer to the sapling bank than to the small and large tree strata (Figure 3.4).

Table 3.3: Table showing the average characteristics of the plots within the strata inventoried. The species richness (S.obs), genera and families are those observed on the surveyed area.

Strata	DBH classes	Basal area (m ² /ha)	Density (individuals/ha)	Density of wood/ha	Quadratic mean diameter (cm)	S.obs /ha	Genera /ha	Families /ha
Seedlings	[0;1[/	3884±1359	0.63±0.03	/	16±5	15±5	13±3
Saplings	[1;10[5.18±1.30	5712±1564	0.64±0.02	0.43±0.05	40±9	35±8	22±5
Small trees	[10;30[8.60±1.59	383±70	0.62±0.04	16.93±0.064	91±14	76±11	34±4
Large trees	[30;+[19.92±4.00	87±16	0.61±0.06	54.30±5.52	41±7	38±6	20±3

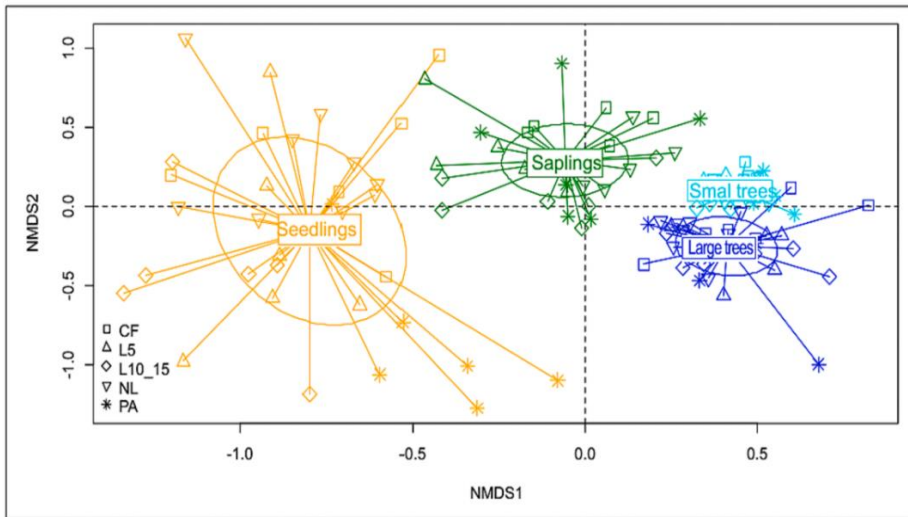


Figure 3.4 : NMDS showing the genus composition of the seedling strata, the sapling strata, the small tree strata and the large tree strata at the plot level. PA: Protected area; NL: forest logged more than 30 years before inventory; L10_15: forest logged 10-15 years before inventory; L5: forest logged less than 5 years before inventory and CF: forest logged 7-10 years before inventory.

Table 3.4 : Similarity (Sorensen's index) of genera composition between different strata of juveniles (seedlings and saplings) and adjacent vegetation (small and large trees).

	Seedlings	Saplings	Small trees
Saplings	0.60		
Small trees	0.45	0.74	
Large trees	0.48	0.74	0.86

3.4. Discussion

Natural regeneration of tropical rainforests is a complex process involving various biotic and abiotic factors. By describing the diversity and composition of the understorey vegetation, this study assessed the forest dynamics of the main land use types in the South-east Cameroon region. The effect of an anthropisation gradient on seedling and sapling communities was investigated. Indicators that were supposed to reflect the anthropisation gradient were found to be not representative: canopy openness was highest in forests logged 10-15 years before inventory and leaf area index was highest in community forests logged 7-10 years before inventory. We found that the proportion of young trees in the understorey was highest in community forests (67% trees, 14% shrubs, 8% lianas and 11% herbs), which are the most disturbed forests. Specific compositions varied slightly among land use types without being clearly separated. The density and diversity of understorey species were highest in recently logged forests (Table 3.2). In the studied forest concession, both density and species diversity were negatively correlated with the time since last logging. Finally, the similarity between seedlings and other strata was lower (0.45-0.60) than the similarity between saplings and other strata (0.60-0.74).

3.4.1. Land use types and tree cover

Land use in our study area affected canopy openness and leaf area index. These results contrast with those of Nicotra *et al.* (1998) in different forests in Costa Rica. Despite observing differences in canopy gap sizes between anthropized sites (see also Pinagé *et al.*, 2019) with time steps of 5 years, they found no significant difference in the rate of canopy openness between these sites. Moreover, they reported maximum canopy openness in undisturbed forests. The fact that canopy openness is greater in forests that were selectively logged for timber 10-15 years before inventory could be explained by the death of fast-growing species (Figure 3.2).

Indeed, generally after forest degradation, the mono-dominant light demanding species (*Musanga cecropioides*, *Macaranga* spp. and *Trema orientalis*) grow very

rapidly, reaching more than four metres in two years (Kouadio & Doucet, 2009). They form a canopy under which shade-bearing species develop (Swaine & Whitmore, 1988; Baraloto, 2003; Peyrot, 2008). These short-lived pioneer light demanding species generally survive less than 20 years (Swaine & Hall, 1983) and give way to non-pioneer, shade-bearing species (Alexandre, 1989; Canham *et al.*, 1990; Peyrot, 2008). This could also explain the greater light heterogeneity (observable by the large standard deviations in our sites) in selectively logged forests compared to forests which have never been logged (Annex 3.7). This observation can be explained by the high selectivity of logging creating a spatial succession of disturbed and undisturbed areas.

The higher leaf area index observed in the community forests (Annex 3.7) seems to reflect a rapid complexification of the vegetation structure after major environmental disturbances. In forests subjected to different types of logging, Asner *et al.* (2004) observed through spatial images that more than two thirds of the area of gaps in Brazilian rainforests is recolonized in the first three years after the disturbance. This recolonization is greater in community forests and recently logged forests, as these forests have a more closed canopy than others.

Under natural conditions, the vertical stratification of forests makes that less than 2% of incident solar radiation above the canopy reaches the understory (Chazdon & Pearcy, 1988; Sist & Brown, 2004). Changes affecting the canopy are therefore able to alter the composition and diversity of the understory vegetation (Alexandre, 1989; Valverde & Silvertown, 1997; Foster *et al.*, 2003; Carson & Schnitzer, 2008; Yang *et al.*, 2014). Tree death and fall, particularly as a result of site anthropisation, can affect light distribution in the understory (Asner *et al.*, 2004). Gaps contribute to create favourable microclimates for development of fast-growing plants (Canham *et al.*, 1990; White et Pickett, 1985).

3.4.2. Main characteristics of the understory vegetation

In this study, we observed high proportions of shade-bearing species and animal-dispersed tree species in understory vegetation. These observations are common in tropical regions (Alexandre, 1989; Baraloto, 2003; Comita *et al.*, 2007; Dent *et al.*, 2013) and characterise forests with low-disturbance understory (Wright *et al.*, 2003). Shade-bearing species are generally less subject to predation (Baraloto, 2003) and are characterised by large seed production (Foster 1982) germinating into seedlings that develop and persist for several years in the understory (Westoby *et al.*, 1996).

In the $dbh < 1$ stratum, the significantly high proportions of tree individuals in community forests could be explained by a strong regeneration of light demanding species after major environmental disturbances (Bekker *et al.*, 1998; Zebaze *et al.*, 2021), in addition to the initially present shade species. However, this dynamic cannot be generalised as it is closely related to the periodicity and intensity of the disturbance,

which is generally related to the population density of the area and related human activities (Lhoest *et al.*, 2020).

The composition of the dbh 1-10 cm stratum did not vary between land use types, probably because this stratum is less sensitive to variations in environmental conditions and phenological phases. This stratum is formed by the recruitment and accumulation of individuals better adapted to the understorey (Alexandre, 1989; Baraloto, 2003). These latter elements make the dbh 1-10 cm stratum the most species-rich and diverse, but also the one with the most characteristic and indicator species (Kanagaraj *et al.*, 2011). However, the abundance of indicator species observed within the different land use types could be overestimated due to easier identification of individuals in this stratum.

Logging in our study area has increased, or at least not decreased, the floristic diversity of the plots. This observation has also been made by several authors (Battles *et al.*, 2001; Carson & Schnitzer, 2008; Peyrot, 2008; Draper *et al.*, 2021) and could be explained by new environmental conditions resulting from the disturbance of the milieu over relatively variable periods of time. These new conditions would favour the development of some groups of species, particularly according to their light requirements. In addition to the species present before the disturbance, the disturbance favours the development of newly dispersed pioneer species (Alexandre, 1989; Baraloto, 2003) and those present in the seed bank (Zebaze *et al.*, 2021). This result shows the importance of the understorey in maintaining biodiversity, but also highlights a regeneration deficit of light-demanding canopy species, including timber species (for example *Distemonanthus benthamianus* or *Terminalia superba*).

3.4.3. Density and diversity of the understorey

Although higher than in the surrounding vegetation (Table 3.3, Annex 3.6), the densities of understorey individuals observed in this study are five to twelve times lower than those observed by Comita *et al.*, (2007) in Panama and by Harms *et al.*, (2004) in a study conducted in Costa Rica, Panama, Peru and Brazil. In addition to the high density of individuals characteristic of South American rainforests (Turner, 2004; Bastin *et al.*, 2018; de Miranda *et al.*, 2022), these differences can be explained by a combination of factors affecting the distribution, recruitment, survival or removal of individuals in the understorey strata. For example, by contrast to our results, Doucet (2003) observed in the continental rainforest of Gabon, seventeen times more woody individuals per hectare in the understorey of a site that had been logged four years earlier.

The dbh < 1 cm stratum is very sensitive to variations in environmental conditions. Its individual density depends, among other, on (i) the specific composition of the site vegetation and the seasonality of seed production, (ii) the variation of light conditions, as well as (iii) the history of anthropisation (Augsburger, 1984; Steven, 1994; Peyrot, 2008). In the tropics, seed production and seedling survival are highly asynchronous

and vary among species, sites and seasons (Steven, 1994; De Steven & Wright, 2002; Comita *et al.*, 2007). The survival and growth of individuals in this strata contribute to the formation of those in the dbh 1-10 cm stratum.

The dbh 1-10 cm stratum is more stable and has a higher density of individuals than the preceding one. These observations are consistent with those of Kanagaraj *et al.* (2011) and Turner (2004), and would be due to the fact that this stratum is formed by the accumulation of individuals from the dbh < 1 cm stratum and the survival of the individuals best adapted to this environment (Kanagaraj *et al.*, 2011).

Moreover, anthropisation does not lead to a reduction in richness or diversity, with both variables reaching maximum values in forests logged five years earlier. In fact, opening up the environment seems to allow the emergence of seedlings from the soil seed bank as well as the development of plants that remained in the understorey. The low logging intensity results in little canopy opening in our study area. Dupuis *et al.* (in press) showed that, on average, logging gaps cover only 3.88% of the logged area. This low openness allows species from different regeneration guilds to coexist. Subsequently, light conditions in the understorey decrease, making germination of pioneer species less likely.

3.4.4. Juveniles and similarities with standing vegetation

In the understorey vegetation, 65% of individuals are arborescent species. These juveniles play a crucial role in gaps recovery (Uhl *et al.*, 1988; Thompson *et al.*, 2002; Dent *et al.*, 2013). The 12% of species that are exclusively juvenile would confer on them a role of memory for the biological diversity of arborescent species; they would allow the regeneration of species that are now extinct in the surrounding vegetation, species that are long-distance dispersers and/or species that are poorly adapted to canopy conditions.

However, the low similarity observed between the seedling stratum and the small or large tree strata indicate a regeneration deficit for many species. In fact, the proportion of species exclusive to the standing vegetation (21% of species exclusive to the small tree stratum and 2% to the large tree stratum) would be due to adaptive specificities that allow (or not) the development of some species in contrasting environments. These specificities would include: (i) the regeneration guild of species; significant differences in light requirements are observed for exclusive species according to the strata. Indeed, 43% of the exclusive species in the seedling stratum are shade tolerant, whereas 74% in the sapling stratum, 51% in small trees and 28% in large trees are shade tolerant (Annex 3.6). (ii) Number and type of diaspores; the diaspores produced by these species are mainly sarcochorous, not very dormant and germinate quickly in the understorey (Kitajima & Fenner, 2000; Chazdon & Guariguata, 2016) before being limited in their seedling density by natural selection (only 1% of individuals survive the environmental conditions and move to the next stratum; Carson & Schnitzer, 2008; Baraloto, 2003). The combination of these factors explains why some

species that dominate the canopy once regenerated in fields abandoned by farmers decades ago when shifting cultivation was widespread in the region (Vleminckx *et al.*, 2017; Sullivan *et al.*, 2022). Agriculture is today prohibited in logging concessions and protected areas, as a result the composition of the understory vegetation changed.

The clear distinction in genus composition observed between plant communities for seedlings, saplings and adjacent vegetation highlights the specificity of each stratum in the process of forest dynamics. Theoretical studies show that limited recruitment can maintain local diversity by allowing competitively disadvantaged species to persist in some strata where favoured species are absent (Chave, 2000; Carson & Schnitzer, 2008). This supports the idea of strong stratification in tropical environments and the fact that secondarised forest only returns to its original state after several decades (Alexandre, 1989; Baraloto, 2003; Peyrot, 2008).

Although the variation is very small (less than 10% on Sorensen's index), these results remain unchanged when compared at the species level (see also Annex 3.8; Annex 3.9). However, these observations may be limited by the difficulty of accurately identifying all seedlings and some saplings. In addition, many species complete their life cycle in the understory; their DBH rarely exceeds 10 cm. This is particularly the case for all indicative genera found in the sapling stratum (Annex 3.6).

Conclusion

In this study, we showed that only 16% of species were present in all strata, reflecting the low similarity between juveniles and adjacent vegetation. The understoreys of the forests that had been logged five years earlier were the densest and most diverse. However light-demanding timber species were rare or absent. To maintain this species on the long-term, enrichment plantings are necessary. Further studies are needed to identify the tipping point of forest dynamics in a landscape with different land uses since our study site was characterized by a low logging intensity and a low human density.

Chapitre 4

Discussion générale, conclusion et perspectives



Ce chapitre fait le lien entre les deux chapitres précédents en offrant une vision synthétique des caractéristiques des différentes strates de la végétation ; allant de la banque de graines du sol au peuplement forestier adulte. Il examine ainsi les implications qui en découlent en termes d'exploitation forestière. Enfin, il propose des perspectives pour la poursuite des recherches dans ce domaine.

4.1. Discussion générale

Dans un contexte de pression anthropique croissante, cette thèse avait pour ambition de décrire les deux principales composantes de la régénération naturelle des forêts tropicales humides d'Afrique centrale. En prenant pour modèle les forêts sur terre ferme de la région du Sud-est Cameroun, notre attention a été portée sur la banque de graines du sol et la végétation du sous-bois. Nous sommes partis du postulat selon lequel les forêts d'Afrique centrale possèdent une banque de graines dense, diversifiée et en partie constituée d'espèces absentes du peuplement adulte du site. De plus, nous avons émis l'hypothèse que la diversité et la composition de la végétation du sous-bois étaient influencées par le mode et l'intensité de l'anthropisation.

Nous avons observé que le type d'affectation des terres avait un effet significatif sur la structure et la composition du peuplement forestier environnant, composé par la strate arborescente de dbh supérieur ou égale à 10 cm. Fort de ceci, nous avons évalué les effets du type d'affectation des terres sur la banque de graines du sol et la végétation du sous-bois des principaux peuplements forestiers de la région ciblée. Le tableau 4.1 résume (pour les densités en individus, les diversités estimées et les richesses spécifique observées), les valeurs moyennes par strate et pour chaque type d'affectation de terres.

Il ressort de cette analyse, de façon à priori paradoxale, une certaine similarité entre l'aire protégée et la forêt exploitée 5 ans auparavant. On pourrait l'expliquer par l'ouverture du couvert permettant l'expression de la banque de graines, suivie par une diversification des sous-étages. La germination des graines présentes dans le sol expliquerait une densité plus faible de la banque de graines dans cet environnement.

Les espèces héliophiles provenant de la banque de graines enrichiraient et diversifieraient le peuplement ligneux pendant les premières années. Leur courte durée de vie expliquerait ensuite le retour à des valeurs plus faibles dans les peuplements plus âgés. Les paragraphes suivants détaillent ces aspects.

Table 4.1 : Valeurs moyennes (\pm écart type) pour chaque strate présentant la densité en individus, la diversité estimée et la richesse observée des principaux types d'affectation des terres. UFA = Unité forestière d'aménagement, AP = Aire protégée, NL = vieille forêt, probablement jamais exploitée, L10-15 = Forêt exploitée il y a 10 à 15 ans, L5 = Forêt exploitée il y a moins de 5 ans et CF = Forêt communautaire. Les valeurs les plus élevées pour les différentes variables étudiées sont mises en gras.

	Strates	AP (>50 ans)	UFA			CF (5-10 ans)
			NL (>30 ans)	L10-15 (10-15 ans)	L5 (<5 ans)	
Densité (individus/ha)	Dbh>10 ($p<0,001$)	402±69 (c)	455±77 (b)	413±29 (c)	496±56 (a)	471±27 (ab)
	dbh_1-10	5698±1413	4521±1576	5125±1233	6680±1516	5645±1456
	dbh<1 ($p<0,01$)	5472±499 (b)	4639±933 (b)	4722±1298 (b)	7074±1414 (a)	5833±983 (b)
	BGS ($\times 10^4$)	226 ±190	231±192	258±186	182±139	222 ±158
Diversité (Shannon)	Dbh>10 ($p<0,001$)	4,07±0,21 (a)	3,90±0,07 (b)	3,69±0,30 (c)	4,07±0,10 (a)	4,09±0,01 (a)
	dbh_1-10 ($p=0,01$)	3,46±0,08 (a)	2,99±0,38 (b)	3,12±0,23 (ab)	3,42±0,18 (a)	3,12±0,39 (ab)
	dbh<1 ($p<0,01$)	3,06±0,14 (ab)	2,77±0,27 (c)	2,83±0,16 (c)	3,19±0,22 (a)	2,92±0,12 (bc)
	BGS ($p<0,05$)	2,25±0,5 (b)	2,97±0,26 (abc)	2,39±0,81 (a)	2,50±0,38 (c)	1,95±0,38 (b)
Richesse (Estimée)	Dbh>10 ($p<0,001$)	99±12 (b)	96±7 (b)	82±14 (c)	106±6 (a)	107±5 (a)
	dbh_1-10 ($p=0,01$)	43±6 (ab)	32±9 (c)	36±8 (bc)	47±7 (a)	37±9 (bc)
	dbh<1 ($p<0,01$)	24±3 (ab)	19±5 (c)	20±4 (bc)	28±6 (a)	22±3 (bc)
	BGS	20±9	33±6	32±10	28±9	30±6

4.1.1. Type d'affectation de terres ou antériorité d'exploitation comme indicateur de perturbation des forêts tropicales humides ?

Nous avons considéré le type d'affectation de terres comme un indicateur de perturbation des forêts tropicales humides d'Afrique centrale (voir aussi Lhoest *et al.*, 2020). Pour cela nous avons défini une échelle de perturbation croissante allant de l'aire protégée (étendue forestière ne faisant l'objet d'aucune exploitation de bois d'œuvre) aux forêts communautaires (blocs forestiers exploités par les communautés villageoises selon des normes peu strictes) en passant par les Unités Forestières d'Aménagement (UFA ; caractérisées par une exploitation sélective du bois d'œuvre certifiée par sa gestion durable).

L'exploitation forestière certifiée « gestion durable » en Afrique centrale se veut être la moins impactante possible, avec un taux d'extraction de moins de deux arbres par hectare, tous les 25 à 30 ans, pour assurer la pérennité de la ressource et le bon fonctionnement de l'écosystème. Toutefois, dans la pratique, cette exploitation présente une importante hétérogénéité spatiale en raison des exigences de la certification (présences de zones préservées et non exploitées), des conditions topographiques particulières et de la proximité des villages et des voies de communication (Putz *et al.*, 2016; Lhoest *et al.*, 2020).

L'activité d'exploitation du bois d'œuvre est principalement extensive et peut varier en intensité et en durée dans chaque site. Ainsi, il est nécessaire d'intégrer, au type d'affectation de terres, la durée post-exploitation pour prédire le devenir d'une forêt à la suite d'une perturbation anthropique. L'Annexe 4.1 permet de visualiser, pour des paramètres de structure de diversité, les différences observables en fonction des types d'affectation de terres et l'antériorité de l'exploitation. Ainsi, parmi les forêts de productions exploitées suivant les recommandations du *Forest Stewardship Council* (FSC), le groupe de parcelles exploitées il y a moins de 5 ans présente les densités en tiges et les surfaces terrières les plus élevées et les parcelles exploitées 10 à 15 ans auparavant présentent les densités les plus faibles. Les parcelles exploitées plus de 30 ans auparavant ont les proportions les plus faibles en espèces pionnières. A l'inverse, c'est dans les forêts communautaires (forêts gérées par les populations villageoises) que sont observées les proportions les plus faibles en espèces tolérantes à l'ombrage.

Nous pouvons en déduire un effet significatif, tant du type d'affectation des terres que de l'antériorité de l'anthropisation, sur la structure, la diversité et la composition des peuplements forestiers. Thompson *et al.* (2002) montrent à ce sujet un effet significatif de l'antériorité de l'anthropisation sur les forêts du Panama et Asner *et al.* (2010) révèlent que les effets combinés de changements climatiques et du type d'affectation de terres conditionneraient à 81% le devenir de la végétation en Amazonie, 35-75% en Afrique 60-77% en Asie et en Océanie.

Toutefois, les différences en termes de structure au sein des forêts exploitées sont peu perceptibles par imagerie aérienne car pour Tyukavina *et al.*, (2018), il n'est pas

possible de différencier une vieille forêt secondaire d'une forêt exploitée il y a plus de 2,5 ans. Au niveau du sol, Hall *et al.*, (2003) montrent que la diversité entre des sites non exploités et ceux exploités il y a 6 mois et 18 ans reste similaire. Cela peut s'expliquer par un *turn over* entre espèces. En effet, si l'exploitation du bois d'œuvre modifie la structure de la canopée et la densité en individus végétaux, elle influence aussi la quantité de lumière parvenant dans le sous-bois. Étant donné que la disponibilité de la lumière constitue la principale ressource limitante dans cet écosystème (Kennedy et Swaine, 1992; Gond *et al.*, 2002; Balandier *et al.*, 2010), les nouvelles conditions environnementales ainsi créées stimulent la germination des graines et le développement des plantules héliophiles.

Dans le chapitre 3, nous avons montré l'effet significatif du type d'affectation des terres sur l'ouverture de la canopée et l'indice de surface foliaire (LAI). Les faibles valeurs de LAI observées pour les parcelles ayant été exploitées 10 à 15 ans auparavant sont vraisemblablement dues à une abondance des individus adultes en phase de sénescence appartenant à des espèces pionnières à croissance rapide et feuillage clairsemé telles que *Musanga cecropioides*, *Macaranga* spp. et de nombreuses espèces de lianes et de Marantaceae. Ces espèces sont caractéristiques des premiers stades de la succession secondaire, et leur croissance en hauteur peut atteindre quatre mètres en deux ans (Swaine et Whitmore, 1988; Baraloto, 2003; Peyrot, 2008; voir chapitre 3).

Ces valeurs de LAI, bien qu'augmentant avec l'intensité de l'anthropisation, semblent diminuer avec l'antériorité de l'exploitation. Pour les parcelles nouvellement anthropisées, elles traduisent une rapide complexification de la structure de la végétation (Asner *et al.*, 2004; voir chapitre 3). La recolonisation est plus importante dans les groupes de parcelles des forêts communautaires (souvent anthropisées 5 à 10 ans auparavant) et celles anthropisées il y a moins de 5 ans (L5), où l'on a également observé une canopée plus fermée. Ces groupes de parcelles se caractérisent également par des valeurs de diamètre quadratique moyen les plus faibles, des richesses spécifiques et des proportions en espèces pionnières les plus élevées (voir annexe 4.1).

En ce qui concerne la structure des peuplements et la diversité des traits biologiques (tempéraments, types biologiques, modes de dissémination des diaspores), au cours de la succession secondaire, la diversité des espèces présentes sur le site converge vers les valeurs des forêts plus anciennes, ici représentées par l'aire protégée (Stork *et al.*, 2009; Rozendaal et Chazdon, 2015; Chazdon et Guariguata, 2016; voir annexe 4.1). La végétation qui en résulte est donc reconnaissable par ses espèces indicatrices (voir annexe 4.2). La production des diaspores et leur dissémination conditionneront la composition de la banque de graines et/ou la végétation du sous-bois (Dalling et Denslow, 1998; Kebede *et al.*, 2012; de Carvalho *et al.*, 2017; Leckie *et al.*, 2000).

Il ressort de ces observations que, pour une étude du couvert végétal en forêt tropicale humide, il est important de tenir compte à la fois du type d'affectation des terres et de l'antériorité de l'anthropisation. Bien que n'ayant pas toujours le même impact sur les

différents paramètres du milieu, leurs effets s'additionnent pour définir chaque stade de la succession végétale. Des études antérieures suggèrent également des différences plus marquées lorsque l'on s'intéresse à la végétation du sous-bois (souvent assimilée à la régénération naturelle), plus encore aux arbres de diamètre inférieur à 1 cm, cette classe de diamètre étant plus sensible aux effets de la perturbation (Hall et al., 2003).

4.1.2. Description et principales caractéristiques de la régénération naturelle

La régénération naturelle traduit la capacité des forêts tropicales humides à se renouveler et à se restaurer après des perturbations. Elle est un processus crucial pour la stabilité et la durabilité de ces écosystèmes (Martínez-Ramos et al., 2016; Khaine et al., 2018; Chazdon et Guariguata, 2016b). Contrairement aux pratiques sylvicoles dirigées par l'Homme, la régénération naturelle se produit spontanément grâce aux processus écologiques internes de l'écosystème. Elle est rendue efficace par un potentiel à la fois numérique et fonctionnel de ces processus écologiques.

En effet, malgré le fait que jusqu'à 80 % des espèces dans ces forêts fructifient chaque année, et que la majorité de ces graines/diaspores soit disséminées par des animaux (Houngbégnon *et al.*, 2023; Scalbert, 2024), le taux de prédation des graines peut atteindre 90 % (Gtinster, 1994; Dalling et al., 1998; Turner, 2004; Makemba, 2023). Cela signifie qu'une très faible fraction des graines échappe à la prédation, et moins de 1 %, parviendra à produire des plantules qui survivront jusqu'au stade juvénile ; pour autant qu'elles bénéficient des conditions de développement optimales (Baraloto, 2003).

Sur le plan fonctionnel, la régénération naturelle implique une série de processus écologiques permettant aux plantules de s'établir et de se développer, remplaçant ainsi les individus adultes perdus lors de perturbations naturelles ou anthropiques, ou ceux arrivés au terme de leur cycle de vie (Baraloto, 2003; Turner, 2004). Ces processus incluent notamment la germination des graines stockées dans le sol, la croissance des plantules, et la compétition pour les ressources essentielles telles que la lumière, l'eau et les nutriments.

La lumière en particulier est un facteur clé dans ce processus. Moins de 3 % de la lumière disponible au-dessus de la canopée atteint le sous-bois (Denslow et Guzman G., 2000; Baraloto, 2003). Or, la plupart des espèces du sous-bois maximisent leur activité photosynthétique avec des taux d'environ 15 à 25 % de la lumière incidente (Brokaw, 1985; Poorter et al., 1996; Kitajima et Fenner, 2000). Certaines espèces arborées telles que *Terminalia superba*, et *Albizia adianthifolia* influencent grandement la dynamique lumineuse dans le sous-bois. Ces espèces, par leur phénologie déciduale, permettent temporairement un afflux de lumière dans le sous-bois, stimulant ainsi la germination des graines et le développement des jeunes plants (Swaine et Whitmore, 1988; Montgomery et Chazdon, 2001; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017). Ceci est particulièrement bénéfique pour les espèces pionnières telles que

Nauclea diderrichii et *Macaranga barteri*, qui nécessitent une forte intensité lumineuse pour se développer (Mbelli, 2002; Sepulchre *et al.*, 2008; Houngbégnon *et al.*, 2023).

En plus de cet apport temporaire de lumière, la litière formée par ces espèces décidues a d'autres effets bénéfiques pour la régénération naturelle. Elle protège les graines et les plantules contre la dessiccation et réduit la pression exercée par les prédateurs (Garwood, 1989; Daling- *et al.*, 1997; Lambers *et al.*, 2005). C'est le cas de *Entandrophragma utile* et *Khaya* spp., des espèces d'intérêt commercial dont la litière contribue à la rétention d'humidité et à la protection contre les herbivores (Hall, 2008). De plus, la décomposition de cette litière enrichit le sol en nutriments, créant des conditions propices à la régénération des espèces tolérantes à l'ombre comme *Lecaniodiscus cupanioides* et certaines espèces de Marantaceae (Molofsky et Augspurger, 1992; Smith *et al.*, 2015; Pouteau *et al.*, 2024).

Les Marantaceae, une famille de plantes herbacées dominantes dans le sous-bois de certaines forêts tropicales d'Afrique centrale, influencent également les processus de régénération naturelle (Pouteau *et al.*, 2024). Bien que leur couverture dense contribue à la rétention d'humidité, elle peut également constituer une barrière physique à la régénération en inhibant l'accès à la lumière pour les jeunes plants d'espèces arborescentes (Agyeman *et al.*, 1999; Hawthorne *et al.*, 2011; Pouteau *et al.*, 2024). Par exemple, *Marantochloa leucantha* et *Sarcophrynium schweinfurthianum* peuvent monopoliser les ressources du sous-bois, limitant ainsi l'établissement de certaines espèces ligneuses d'intérêt commercial telles que *Entandrophragma cylindricum* et *Milicia excelsa* (Schnitzer *et al.*, 2004).

Cette prolifération des Marantaceae est souvent exacerbée par des perturbations anthropiques comme l'exploitation forestière ou l'agriculture sur brûlis, qui augmentent la disponibilité de la lumière au sol (van Gemerden *et al.*, 2003; Pouteau *et al.*, 2024). La densité élevée de ces plantes ralentit souvent la succession végétale, mais dans certains cas, elles jouent un rôle de "plantes nourricières" en créant des micro-habitats favorables pour des espèces forestières tardives telles que *Lovoa trichilioides* ou *Erythrophleum suaveolens* (Poorter *et al.*, 1996). Dans cette thèse, nous avons observé des Marantacées dans les différents horizons de de la banque de graines (Annexe 2.4) ainsi que dans la végétation du sous-bois des différents types d'affectations terres (Annexe 3.3)

Les Marantaceae jouent un rôle dans la dynamique faune-flore. Leurs tapis denses fournissent des habitats et des ressources pour les animaux, créant des zones de nidification pour les oiseaux et des abris pour les mammifères. Cela stimule indirectement la régénération en facilitant la dispersion des graines par ces animaux. Toutefois, en cas de forte densité, ces mêmes tapis peuvent empêcher l'établissement des plantules en limitant l'accès à la lumière et aux ressources pour les espèces ligneuses (Poorter *et al.*, 1996; van Gemerden *et al.*, 2003; Pouteau *et al.*, 2024).

Bien que cette étude ne traite pas spécifiquement du rôle des Marantaceae dans la banque de graines, nous avons observé que la banque de graines était prolifère en

Marantaceae (*Halopegia azurea*, *Marantochloa* spp., Annexe 2.4). Pour cette famille, la banque de plantules a présenté une plus importante diversité avec les espèces des genres, *Haumania*, *Marantochloa*, et *Thalia geniculata* (Annexe 3.3).

Enfin, la faune joue un rôle crucial dans les processus de régénération naturelle, mais son impact est ambivalent. D'une part, de nombreux animaux dispersent les graines d'arbres, contribuant à leur germination et à leur établissement (Mbelli, 2002; Houngbégnon *et al.*, 2023; Scalbert, 2024). D'autre part, certaines espèces animales peuvent aussi avoir un effet prédateur sur les graines et les plantules, freinant ainsi la régénération. Par exemple, des mammifères comme les éléphants et les primates disséminent des graines sur de grandes distances, assurant une meilleure répartition des espèces végétales dans la forêt (Scalbert, 2024). Cependant, d'autres mammifères, comme les rongeurs et les céphalophes, peuvent prédater les graines ou consommer les jeunes plants, réduisant ainsi le taux de survie des plantules (Trolliet *et al.*, 2019). Cette dualité montre l'importance de maintenir un équilibre entre la présence de faune dispersante et prédatrice pour assurer une régénération optimale.

4.1.2.1. Densité de graines et de plantules

La densité des graines dans le sol et de plantules dans le sous-bois sont des indicateurs cruciaux pour évaluer le potentiel de renouvellement de la végétation dans les écosystèmes forestiers.

Pour l'ensemble de nos sites, nous avons recensé 1 099 graines viables par mètre carré dans la banque de graines du sol, ce qui équivaut à environ $1,1 \cdot 10^8$ ($\pm 0,8 \cdot 10^8$) graines viables par ha. Ces valeurs de densité correspondent aux estimations de Garwood (1989), qui relevait 25 à 3350 graines viables par mètre carré pour les régions tropicales. Cependant, elles dépassent celles observées dans des études antérieures menées dans la même zone par Daïnou *et al.* (2011) ainsi que dans le Nord de la République du Congo par Douh *et al.* (2018). Cela confirme l'existence d'une forte hétérogénéité spatiale, telle que soulignée par plusieurs auteurs (Hall et Swaine, 1980; Martins et Engel, 2007; Daïnou *et al.*, 2011).

Notre étude n'a pas révélé de différences de densité en graines ni entre les différents types d'affectation des terres, ni en fonction de l'antériorité de l'exploitation du bois d'œuvre. Cependant, les variations de densités observées en fonction des strates de profondeur suggèrent un rôle crucial de la texture du sol dans le succès de l'enfouissement et la survie des graines (voir aussi Hopkins et Graham, 1987; Christoffoleti et Caetano, 1998; Long *et al.*, 2014). En effet, la densité en graines viables dans le sol dépend non seulement de leur taille, mais également de leur longévité. Par exemple, les graines de *Musanga cecropioides* et de *Nauclea diderrichii*, avec un diamètre de 1 mm, perdent respectivement 20 % et 19 % de leurs effectifs, et donc à priori de leur viabilité entre 0 et 20 cm de profondeur. En revanche, les graines de *Trema orientalis*, ayant un diamètre compris entre 2,5 et 2,8 mm, perdent 100 % de leur viabilité à la même profondeur. Un diamètre plus important

semble ainsi entraver l'enfouissement efficace des graines et réduire leur capacité de survie à long terme (Chapitre 2).

La diminution progressive de la densité de graines avec la profondeur du sol, indépendamment du type d'affectation des terres, a également été observée par Young *et al.* (1987) dans les forêts tropicales jeunes et matures du Costa Rica. Cette tendance peut s'expliquer par (i) la pluie continue de graines, responsable de l'accumulation des graines en surface et non en profondeur, et (ii) le fait que seules les petites graines, sphériques et dormantes, peuvent être enfouies et survivre à de grandes profondeurs (Schwienbacher *et al.*, 2010). Les graines plus grandes sont souvent piégées dans la litière ou restent en surface (Bekker *et al.*, 1998).

Concernant à la végétation du sous-bois, avec environ 4 798 individus (dbh inférieur à 10 cm) par ha, elle présente des densités en individus cinq à douze fois inférieures à celles observées dans les forêts tropicales d'Amérique du Sud (voir Harms *et al.*, 2004 ; Comita *et al.*, 2007). Ces écarts de densité peuvent s'expliquer par divers facteurs, tels que les spécificités floristiques et structurales des forêts, ainsi que leur passé et l'histoire de leur végétation (Turner, 2004; Morin-Rivat *et al.*, 2014; Bastin *et al.*, 2018; Couvreur *et al.*, 2021; de Miranda *et al.*, 2022).

De plus, la strate dbh < 1 cm est très sensible aux variations des conditions environnementales. Sa densité en individus dépend de plusieurs facteurs parmi lesquelles (i) la composition spécifique de la végétation du site et la phénologie de fructification, (ii) la variation des conditions de lumière, et (iii) l'historique de l'anthropisation (Augsburger, 1984; Steven, 1994; Peyrot, 2008). Dans les régions tropicales, la production des graines et la survie des plantules sont hautement asynchrones et varient selon les espèces, les sites et les saisons (Steven, 1994; De Steven *et Wright*, 2002; Comita *et al.*, 2007). La survie et la croissance des individus dans cette strate contribuent à la formation de ceux de la strate dbh 1-10 cm. Celle-ci est plus stable et présente une densité en individus plus élevée que la précédente. Quelque soit l'indice utilisé, ces strates restent très similaires, même lorsque on réalise des comparaisons croisées entre types d'affectation de terre (Annexe 4.4 et 4.5) Ces observations sont cohérentes avec celles de Turner (2004) puis celles de Kanagaraj *et al.* (2011), et s'expliqueraient par le fait que cette strate se forme par l'accumulation des individus de la strate dbh < 1 cm et la survie des individus les mieux adaptés à cet environnement (Kanagaraj *et al.*, 2011).

4.1.2.2. Diversité de graines et de plantules

En considérant les différents types d'affectation de terres et l'antériorité de l'anthropisation, nous avons exploré l'influence du milieu sur la richesse et la diversité spécifique de la régénération naturelle. Nos résultats mettent en évidence une corrélation inverse entre la diversité (richesse spécifique observée et diversité estimée de la régénération naturelle) et l'antériorité de l'anthropisation. En effet, les UFA exploitées il y a moins de 5 ans présentent des valeurs maximales d'indices de diversité. Cette tendance peut s'expliquer par les ouvertures dans la canopée induites

par l'anthropisation, favorisant la germination des graines d'espèces pionnières abondantes dans le sol (Young *et al.*, 1987; Quintana-Ascencio *et al.*, 1996; Alvarez-Aquino *et al.*, 2005; Weerasinghe *et al.*, 2019).

Nous observons également une stratification de la banque de graines, matérialisant une échelle de temps allant des couches de sol les plus jeunes aux plus anciennes. Cette stratification révèle des rôles spécifiques pour chaque horizon de sol dans le processus de régénération naturelle. Les graines contenues dans les horizons supérieurs, principalement disséminées par les animaux, contribuent davantage à la régénération des espèces tolérantes à l'ombrage, tandis que celles des horizons plus profonds favorisent la régénération des espèces pionnières et exigeantes en lumière.

La présence d'espèces exclusives ou d'espèces présentant des densités relatives plus élevées dans les horizons les plus profonds indiquerait une longévité plus élevée des graines de ces espèces et/ou serait le reflet de l'histoire de la formation de ces horizons (Bekker *et al.*, 1998; Leck et Leck, 1998).

En ce qui concerne la végétation du sous-bois, notre étude confirme sa composition majoritairement constituée d'espèces tolérantes à l'ombrage et disséminées par les animaux. Ces observations, courantes en milieu tropical (Alexandre, 1989; Baraloto, 2003; Comita *et al.*, 2007; Dent *et al.*, 2013), mettent en évidence l'importance des effets passés sur la composition floristique du sous-bois, davantage influencée par l'histoire de la végétation que par le type d'affectation de terre (Wright *et al.*, 2003).

La compréhension des stratégies de diversification de la régénération naturelle est essentielle pour guider la gestion durable des écosystèmes forestiers, en prenant en compte à la fois les effets passés et les pressions actuelles exercées par l'activité humaine.

4.1.3. Similarité floristique entre la régénération naturelle et le reste de la végétation

L'étude de la similarité floristique entre la régénération naturelle et la végétation dominante est essentielle pour évaluer la capacité des écosystèmes forestiers à se restaurer et à maintenir leur diversité biologique dans un contexte de pressions anthropiques croissantes et d'utilisation multiple des terres.

Les études antérieures menées dans la zone ont révélé des niveaux de ressemblance entre la banque de graines et la végétation de dbh > 10 cm variant de 3,5 à 7,6 % en forêt exploitée pour le bois d'œuvre au Cameroun (Daïnou *et al.*, 2011), de 8,8 à 11 % dans des forêts non exploitées du Nord Congo (Douh *et al.*, 2018), et de 0 à 9 % au Ghana (Hall and Swaine, 1980). Au sud-est du Brésil, des taux de ressemblance de 5 à 11 % ont été observés (Grombone- Guaratini *et al.*, 2004). Cependant, dans cette thèse, nous avons constaté des niveaux de ressemblance plus élevés, atteignant 12 à 18 %, ce qui pourrait s'expliquer par des différences méthodologiques. En effet, pour une comparaison objective, nous avons choisi de nous appuyer sur éléments partagés par les différentes strates. Nous avons ainsi pris pour modèle dans chaque strate

uniquement les individus d'espèces arborescentes (individus de type biologique « arbre » et dont le dbh à maturité de l'espèce peut dépasser 10 cm).

Lorsque nous comparons la banque de graines et la végétation du site au niveau du genre, nous observons des taux de ressemblance encore plus élevés, allant de 21 à 27 %. Pour la végétation du sous-bois, la ressemblance avec la végétation de dbh > 10 cm varie entre 50 à 77% à l'échelle du genre. En analysant de façon croisée la similarité entre les différentes strates et les types d'affectation des terres, les tendances observées demeurent cohérentes. Toutefois, les indices de similarité sont plus élevés lorsque l'indice de Sørensen est utilisé (1 - dissimilarité de Sørensen ; plus sensible aux espèces rares) en comparaison avec l'indice de Bray-Curtis (1 - dissimilarité de Bray-Curtis ; prenant mieux en compte les espèces les plus abondantes). Cette différence s'explique par la moindre sensibilité de l'indice de Sorensen aux espèces rares (Annexe 4.4). Ce dernier met davantage en valeur la présence ou l'absence d'espèces plutôt que leur abondance, ce qui tend à surévaluer la similarité entre les échantillons en présence de nombreuses espèces rares.

Il est donc important de noter que la banque de graines et la végétation du sous-bois présentent d'importantes proportions d'espèces arborescentes, avec 46% d'arbres dans la banque de graines et 65% dans la végétation du sous-bois (Figure 4.1). L'anthropisation a tendance à favoriser le développement d'arbres d'espèces pionnières à courte durée de vie, ce qui influe sur la composition de la banque de graines.

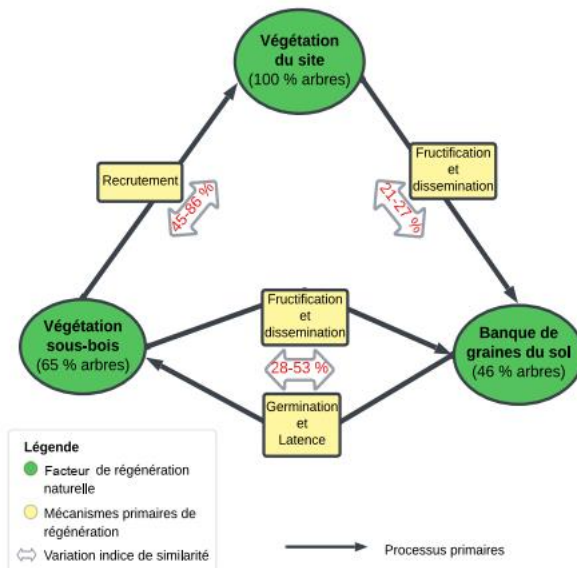


Figure 4.1 : Schéma illustrant les interactions entre la banque de graines, la végétation du sous-bois (dbh compris entre 1 et 10 cm) et la végétation dominante du site (dbh > 10 cm). En plus des interactions via des processus primaires, les proportions d'espèces arborescentes associées aux différents facteurs de régénération naturelle sont mises en évidence. L'indice de

similarité Sorensen (dans les doubles flèches, les valeurs ont été multipliées par 100) est utilisé pour montrer les valeurs minimales et maximales de similarité entre les différents compartiments en fonctions des types d'affectations de terre.

Tous les genres d'espèces arborescentes présents dans la banque de graines sont également présents dans la végétation du site (voir au chapitre 2, partie 2.4.3.). Au niveau de la stratification du sol forestier, la banque de graines de la litière s'est avérée être plus riche en espèces. Elle est formée de graines persistantes et de graines transitoires, nouvellement déposées (Drake, 1998 ; Lambers *et al.*, 2005). Contre toutes attentes, la banque de graines de la litière s'est avérée être très différente de la végétation de dbh<1 cm (Chapitre 2). Ceci serait dû au caractère éphémère de la végétation de dbh<1 cm et/ou des graines récemment dispersées.

En ce qui concerne les types d'affectation des terres, les forêts communautaires, étant souvent les plus anthropisées en raison de leur proximité avec les villages, sont les plus susceptibles de régénérer les espèces arborescentes. Cependant, l'absence d'effet des types d'affectation des terres sur la densité en individus arborés dans la strate dbh compris entre 1 et 10 cm semble indiquer que cette strate est moins sensible aux variations du milieu, étant formée par le recrutement et l'accumulation des individus les mieux adaptés au sous-bois (Alexandre, 1989 ; Baraloto, 2003). Ces derniers éléments font d'elle la strate du sous-bois la plus riche en espèces, la plus diversifiée et aussi celle possédant le plus d'espèces caractéristiques et indicatrices (Kanagaraj *et al.*, 2011; Chapitre 3). Ceci pourrait toutefois être biaisé par une identification plus aisée des individus de cette strate.

4.1.3. Qu'en est-il de la régénération naturelle des principales espèces d'intérêt commercial ?

La table 4.2 reprend les espèces les plus prisées par les exploitants forestiers dans la zone étudiée. Ces espèces sont : *Baillonella toxisperma*, *Cylicodiscus gabunensis*, *Entandrophragma angolense*, *Entandrophragma candollei*, *Entandrophragma cylindricum*, *Erythrophleum suaveolens*, *Lovoa trichilioides*, *Milicia excelsa*, *Nauclea diderrichii* et *Pterocarpus soyauxii* (Nature+ et PALLISCO, 2015). On observe d'importantes variations de densité relative (nombre d'individus par hectare) entre la banque de graines, la végétation du sous-bois et la végétation du site constituée d'arbres ayant un dbh supérieur à 10 cm (Table 4.2).

Parmi ces espèces, celles observées dans la banque de graines sont : *Entandrophragma cylindricum*, *Erythrophleum suaveolens*, *Milicia excelsa*, *Nauclea diderrichii*. Toutefois, la première n'y est présente que de façon éphémère, ses graines ne se conservant que peu de temps dans la litière (Hall, 2008).

Nauclea diderrichii et *Erythrophleum suaveolens* montrent un bon potentiel de régénération naturelle. La forte présence de leurs graines dans la banque de graines ainsi que leur présence dans les petites classes de diamètre (dbh< 50 cm) suggèrent

une régénération continue et active si les conditions environnementales sont favorables. Ces espèces bénéficient d'un bon apport en graines et d'une dynamique de croissance soutenue, ce qui est prometteur pour leur renouvellement. En revanche, *Milicia excelsa* bien que présent dans la banque de graines, n'a pas été observé dans la banque de plantules. Les conditions environnementales (lumière et parasitisme) semblent être des contraintes majeures pour son développement.

Certaines espèces, telles que *Lovoa trichilioides*, *Baillonella toxisperma*, *Cylicodiscus gabunensis*, *Entandrophragma angolense*, *Entandrophragma candollei* et *Pterocarpus soyauxii*, sont totalement absentes dans la banque de graines. Cela pourrait s'expliquer par des facteurs tels qu'une dissémination conditionnée (ou éloignée du reproducteur), le caractère éphémère des graines ou encore une faible capacité à former des banques de graines stables (Daïnou *et al.*, 2011; Douh *et al.*, 2018).

La faible densité de graines de certaines espèces dans la banque de plantules, associée à leur faible représentation dans les petites classes de diamètre, pourrait être due à des facteurs biologiques (faible production de graines, dispersion éloignée, prédation des graines et des plantules, concurrence accrue dans les premières étapes de croissance) ainsi qu'à des contraintes abiotiques telles que l'humidité du sol et l'ouverture de la canopée (Hall *et al.*, 2003).

La faible abondance de la plupart de ces essences dans la banque de graines et dans la végétation du sous-bois, combinée à des taux de prélèvement élevés dans la strate des grands arbres (en fonction des espèces, entre 39 et 84% des individus sont exploités ; Table 4.2), pourrait représenter une menace pour le maintien de leurs densités actuelles. Pour assurer la durabilité de l'exploitation de ces espèces d'intérêt commercial, il est essentiel de mettre en place des stratégies de gestion forestière durables tenant compte des contraintes écologiques et favorisant la régénération naturelle. Ces stratégies pourraient inclure la régulation de l'ouverture de la canopée, la protection des semenciers, la réduction de la concurrence avec les espèces pionnières dans les zones ouvertes, ou encore la plantation dans de nouvelles zones (cf. perspectives).

Table 4.2 : Densités relative et taux de prélèvements (en %) des principales essences commerciales dans notre zone d'étude ; région du Sud-est du Cameroun. Les taux de prélèvement est calculé en comparant le nombre de pieds en inventaire d'exploitation et le nombre de pieds réellement abattu lors du passage de l'exploitation pour l'année 2011 (Nature+ et PALLISCO, 2012). Pour la banque de graines (BG), la végétation des individus ligneux du sous-bois (classe de diamètres]0-10[) et la végétation ligneuse du site (clases de diamètres [10-20[et plus), les densités absolues observées dans nos 33 parcelles ont été extrapolées à l'échelle de l'hectare.

Espèces	BG	Classes de diamètres (cm)													Taux de prélèvement	
]0-10[[10-20[[20-30[[30-40[[40-50[[50-60[[60-70[[70-80[[80-90[[90-100[[100-110[[110-120[[120-130[[130->
<i>Baillonella toxisperma</i> Pierre		18,94	0,24	0,12	0,03						0,03				0,06	0,66
<i>Cylicodiscus gabunensis</i> Harms		189,39	0,42	0,21	0,12	0,06			0,06		0,03		0,03		0,06	0,69
<i>Entandrophragma angolense</i> (Welw.) C. DC.		75,76	0,67	0,12	0,03	0,03										0,77
<i>Entandrophragma candollei</i> Harms		113,64	0,39	0,09						0,03		0,03			0,06	0,79
<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	909 0,91	151,52	0,36	0,09	0,06		0,03	0,06	0,06	0,03	0,03	0,06	0,03		0,03	0,80
<i>Erythrophleum suaveolens</i> (Guill. & Perr.) Brenan	151 5,15	56,82	0,79	0,06	0,03	0,06	0,03	0,15	0,27	0,09	0,06	0,06	0,03			0,58
<i>Lovoa trichilioides</i> Harms		75,76	0,55	0,03	0,03			0,03					0,03			0,84
<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) C. C. Berg	757 5,76		0,09			0,06								0,03		0,69
<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild. & T. Durand) Merr.	386 363,64	18,94	0,15	0,33	0,15	0,12	0,03			0,06	0,03					0,69
<i>Pterocarpus soyauxii</i> Taub.		378,79	1,73	0,45	0,24	0,15	0,18	0,18	0,06							0,39

4.2. Conclusion et perspectives

Cette thèse a apporté une contribution significative à la compréhension du potentiel de régénération naturelle des forêts tropicales humides d'Afrique centrale en proie à différents types d'affectation et d'utilisation des terres par l'Homme. À travers des analyses spatiales et temporelles ciblées, elle décrit la diversité et la composition des principaux facteurs de la régénération naturelle, contribuant ainsi à la connaissance des mécanismes qui régissent leur pérennité. Toutefois, il est indéniable que, malgré leur rôle crucial dans le maintien de la biodiversité et de la fonctionnalité de ces écosystèmes, les processus de régénération naturelle demeurent insuffisants pour garantir la disponibilité à long terme des ressources en bois d'œuvre. Dans un contexte d'exploitation forestière sélective et de diversité des usages des terres, une gestion durable de ces écosystèmes nécessite une approche sylvicole raisonnée. En plus de promouvoir une exploitation avec des impacts limités, il est impératif de soutenir les efforts de plantation et de reboisement dans les zones dégradées ou déboisées. Ce faisant, nous pourrions mieux concilier les impératifs de conservation de la biodiversité et de fourniture continue de services écosystémiques, essentiels pour les communautés locales et la société dans son ensemble.

Bien qu'apportant des réponses à certains questionnements au sujet de la banque de graines et de la végétation du sous-bois, cette thèse laisse la voie libre à de nombreuses pistes et perspectives de recherche telles que :

Décrire la pluie des graines selon le gradient d'anthropisation et l'antériorité d'exploitation. La pluie des graines, qui désigne l'ensemble des graines dispersées chaque année dans une zone donnée, joue un rôle crucial dans le processus de régénération naturelle. Peu d'études ont toutefois quantifié cette pluie en relation avec l'intensité de l'anthropisation ou l'histoire d'exploitation dans les forêts tropicales humides d'Afrique centrale. Étudier ce phénomène permettrait de mieux comprendre la manière dont les activités humaines affectent la dynamique des communautés végétales. Cela offrirait également une vue plus claire sur le lien entre la végétation adulte et la banque de graines en tant que source de régénération, notamment pour les espèces d'intérêt commercial. Par ailleurs, cette approche permettrait d'explorer la variabilité interannuelle de la production de graines, influencée par des facteurs tels que la phénologie, le climat, et la pression anthropique (Levey & Benkman, 1999; Forget et al., 1999).

Explorer le rôle de la faune dans la dispersion et la prédation des graines et mettre en parallèle l'impact de la défaunation sur la régénération naturelle. La faune, en particulier les grands mammifères et les oiseaux frugivores, joue un rôle clé dans la dispersion des graines à travers les écosystèmes forestiers (Beaune et al., 2013; Lhoest et al., 2020). En dispersant les graines sur de longues distances, ces animaux facilitent le renouvellement des populations végétales et augmentent le brassage de la diversité génétique. Toutefois, la faune a également un rôle prédateur, car certaines

espèces consomment les graines et les jeunes plantules, ce qui peut freiner la régénération. L'impact de la défaunation (réduction des populations animales) est particulièrement préoccupant dans les forêts tropicales. Une diminution des espèces dispersantes comme les éléphants ou les primates peut entraîner une modification des communautés végétales, favorisant les espèces à dispersion abiotique ou à prédation réduite (Wright *et al.*, 2007; Makana & Thomas, 2004). Une meilleure compréhension de ces interactions permettrait d'élaborer des stratégies de gestion forestière intégrant le rôle écologique des animaux dans le maintien des forêts.

Définir une chronoséquence complète en forêt tropicale humide d'Afrique centrale. Bien que notre étude ait permis d'analyser les effets de l'exploitation sélective sur la régénération forestière, elle reste limitée dans sa portée. En effet, nous nous sommes focalisés sur une société certifiée pour sa gestion durable, laquelle met en œuvre une exploitation à impacts réduits. Il serait intéressant de s'intéresser à différents types forestiers et de comparer les dynamiques de régénération entre plusieurs types d'exploitation : non certifiées, certifiées « légales », certifiées « durables ». Il serait aussi pertinent d'élargir le champ d'investigation aux premiers stades post-cultureux résultant de l'agriculture itinérante sur brûlis. Cette approche nous permettrait de mieux appréhender la capacité des écosystèmes forestiers à se restaurer face à différents niveaux de perturbation, et d'identifier des stratégies de gestion plus efficaces pour favoriser la restauration des forêts dégradées dans la région (Réjou-Méchain *et al.*, 2021; Pouteau *et al.*, 2024). En considérant une telle diversité de sites et d'utilisation de terres, l'occasion serait offerte, en plus de la caractérisation de chaque type de graines, de mettre en place des protocoles de dénombrement de graines (potentiellement plus précis et plus exhaustif que la méthode de germination utilisée dans ce travail). Ces méthodes devront se baser sur des marqueurs biochimiques contenues dans l'exine des graines ;

Étudier spécifiquement le potentiel de régénération naturelle des espèces d'intérêt commercial. Étudier spécifiquement le potentiel de régénération naturelle des espèces d'intérêt commercial est essentiel pour une gestion durable des ressources dans les permis forestiers. Notre étude a mis en évidence qu'un faible nombre d'espèces exploitées pour le bois d'œuvre était présent dans la banque de graines du sol. Des études qui se focaliseraient sur la façon optimale de favoriser le développement de ces espèces, à la suite du passage de l'exploitation mériteraient d'être menées. Parmi les sujets d'investigation figureraient : la restauration des parcs de chargement des grumes avec les couches superficielles du sol ou la litière, les dégagements dans les trouées d'abattage, la valorisation de la régénération des bords de routes.

Anticiper l'action des changements climatiques. Les changements climatiques exercent une influence significative sur les processus de régénération naturelle des forêts, ce qui soulève des défis importants mais également des opportunités pour la gestion forestière durable (Asner *et al.*, 2004; Wright, 2010). Les variations dans les précipitations, les températures et les régimes de perturbation peuvent altérer la

dynamique des populations végétales en influençant la phénologie des arbres, les schémas de germination des graines et de croissance de plantules, ou encore en modifiant les interactions biotiques au sein des écosystèmes forestiers. Par exemple, des sécheresses prolongées peuvent réduire la disponibilité en eau pour les jeunes plantules, compromettant ainsi leur survie et leur croissance. De plus, des événements météorologiques extrêmes tels que les tempêtes et les inondations peuvent perturber les processus de régénération en détruisant les graines, en endommageant les plantules émergentes ou en altérant la composition floristique des forêts. Cependant, les changements climatiques peuvent également créer des conditions favorables à l'établissement de certaines espèces adaptées à de nouveaux régimes climatiques, conduisant potentiellement à des changements dans la composition et la structure des communautés végétales. Pour faire face à ces défis, une gestion adaptative des forêts régénérées naturellement est nécessaire, impliquant une surveillance continue des écosystèmes, une gestion flexible des ressources et une intégration des pratiques de régénération résilientes au climat. En outre, des efforts de conservation et de restauration ciblés peuvent être nécessaires pour renforcer la résilience des écosystèmes forestiers face aux changements climatiques, en favorisant la diversité génétique, en protégeant les habitats critiques et en promouvant la régénération naturelle assistée par des espèces adaptées au climat.

Conservation *ex-situ* des graines d'espèces tropicales. Dans un contexte de changements globaux, il est impératif de mettre en place des structures de conservation *ex-situ* pour préserver la diversité floristique et le potentiel génétique des espèces tropicales, en particulier celles des forêts de la région. Actuellement, les réservoirs à graines ou banques artificielles de graines constituent l'approche la plus courante pour garantir la disponibilité de la ressource génétique, à la fois pour des objectifs de sylviculture et de conservation. De nombreux pays et organisations non gouvernementales, tels que le jardin botanique de Meise en Belgique (<https://www.plantentuinmeise.be/fr/pQNpnTd/collection-de-graines>) ou le Millennium Seed Bank en Angleterre (<https://www.kew.org/wakehurst/whats-at-wakehurst/millennium-seed-bank>), ont déjà mis en œuvre de telles initiatives avec succès. Ces banques de graines sont généralement situées dans des lieux protégés ou maintenues en conditions *ex-situ*, en conservant les graines viables par congélation. Au Cameroun, l'Herbier National a lancé une banque de graines en 2018 en collaboration avec le jardin botanique de Kew, bien que celle-ci se concentre principalement sur les espèces rares et menacées, avec une extension sur celles présentant un potentiel économique dans l'industrie alimentaire et/ou cosmétique. Pour une conservation plus holistique, il est crucial d'élargir ces initiatives aux espèces forestières. Cela nécessiterait préalablement (i) une description plus rigoureuse des graines des différentes espèces qui permettrait une meilleure catégorisation, (ii) des études approfondies sur les mécanismes de dormance propres à ces espèces, (iii) une identification des conditions optimales de conservation pour assurer une longévité et une viabilité maximales des graines. En outre, une collaboration étroite entre les

institutions de recherche, les organisations de conservation et les acteurs locaux est essentielle pour assurer le succès de ces programmes et leur intégration dans les stratégies de gestion durable des ressources forestières.

Intégrer les connaissances locales dans la gestion forestière. L'intégration des connaissances locales dans la gestion des forêts régénérées naturellement revêt une importance cruciale pour assurer leur durabilité et leur pertinence socio-écologique. Les connaissances traditionnelles détenues par les communautés locales, souvent transmises de génération en génération, offrent des perspectives uniques sur les interactions entre les êtres humains et leur environnement forestier. En intégrant ces connaissances dans les programmes de gestion forestière, il est possible de tirer parti de pratiques et de savoir-faire ancestraux pour promouvoir une utilisation plus durable des ressources naturelles. Les connaissances locales peuvent informer sur des aspects tels que la sélection des espèces d'arbres à des fins de régénération, les techniques de collecte de semences, les périodes optimales de plantation et les pratiques de gestion forestière respectueuses de l'équilibre écologique. De plus, l'intégration des perspectives locales favorise l'engagement et l'appropriation des communautés concernées, renforçant ainsi la légitimité et l'efficacité des initiatives de conservation et de gestion des ressources forestières. En reconnaissant et en valorisant les connaissances locales, les décideurs peuvent établir des partenariats plus inclusifs et équitables, favorisant ainsi une gestion plus durable et participative des forêts régénérées naturellement.

Références

- Agyeman V., Swaine M., Thompson J., Kyereh B., Duah-Gyamfi A., Foli E. & Adu-Bredu S., 2011. A comparison of tree seedling growth in artificial gaps of different sizes in two contrasting forest types. *Ghana J. For.*, 26 (1) : 14-40.
- Agyeman V.K., Swaine M.D. & Thompson J., 1999. Responses of tropical forest tree seedlings to irradiance and the derivation of a light response index. *J. Ecol.*, 87 (5) : 815-827.
- Akinyemi D.S., Oseni S.R. & Oke S.O., 2018. Effect of heat on soil seedbank of three contrasting physiognomies in Shasha forest reserve, Southwestern Nigeria. *Acta Oecologica*, (20) : 0-1.
- Alexandre D.Y., 1979. De la regeneration naturelle à la sylviculture en forêt tropicale. *ORSTOM*, 33.
- Alexandre D.Y., 1982. Aspects de la régénération naturelle en forêt dense de Côte-d'Ivoire. *Candollea*, 37 (35) : 579-588.
- Alexandre D.Y., 1989. *Dynamique de la regeneration naturelle en forêt dense de Cote d'Ivoire: Stratégies écologiques des arbres de la voûte et potentiels floristiques*. ORSTROM. Paris : 102 pp.
- Alvarez-Aquino C., Williams-Linera G. & Newton A., 2005. Disturbance Effects on the Seed Bank of Mexican Cloud Forest Fragments. *Biotropica*, 37 (3) : 337-342.
- Alvarez-Buylla E.R. & Martínez-Ramos M., 1990. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia*, 84 (3) : 314-325.
- Andriamanohera M.A., Rakotoarisoa S.E. & Lehmann C.E.R., 2020. 953. Uapaca Bojeri. *Curtis's Bot. Mag.*, 37 (3) : 313-323.
- Armesto J.J. & Rozzi R., 1989. Seed dispersal syndromes in the rain forest of Chiloe : evidence for the importance of biotic dispersal in a temperate rain forest. *J. Biogeogr.*, 16 (3) : 219-226.
- Arroyo-Rodríguez V., Melo F.P.L., Martínez-Ramos M., Bongers F., Chazdon R.L., Meave J.A., Norden N., Santos B.A., Leal I.R. & Tabarelli M., 2017. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biol. Rev.*, 92 (1) : 326-340.
- Asner G.P., Keller M. & Silva J.N.M., 2004. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. *Glob. Chang. Biol.*, 10 (5) : 765-783.
- Asner G.P., Loarie S.R. & Heyder U., 2010. Combined effects of climate and land-use change on the future of humid tropical. *Conserv. Lett.*, 395-403.
- Augspurger C.K., 1984. Seedling Survival of Tropical Tree Species : Interactions of Dispersal Distance , Light- Gaps , and Pathogens. *Ecol. Soc. Am.*, 65 (6) : 1705-1712.
- Babaasa D., Eilu G., Kasangaki A., Bitariho R. & McNeilage A., 2004. Gap characteristics and regeneration in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Afr. J. Ecol.*, 42 (3) : 217-224.
- Baccini A., Walker W., Carvalho L., Farina M. & Houghton R.A., 2017. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss, 234 (October) : 230-234.
- Balandier P., Marquier A., Perret S., Collet C. & Courbaud B., 2010. Comment estimer la lumière dans le sous-bois forestier à partir des caractéristiques dendrométriques des peuplements ? *Rendez-vous Tech. ONF*, 52.
- Baraloto C., 2003. Regeneration forestiere naturelle : De la graine a la jeune tige. *Rev. For. Fr.*, 14 (1) : 179-187.
- Baskin J.M. & Baskin C.C., 2004. A classification system for seed dormancy. *Seed Sci. Res.*, 14 (01).
- Bastin J.F., Rutishauser E., Kellner J.R., Saatchi S., Péliissier R., Hérault B., Slik F., Bogaert J., De Cannière C., Marshall A.R., Poulsen J., Alvarez-Loyayza P., Andrade A., Angbonga-Basia A., Araujo-Murakami A., Arroyo L., Ayyappan N., de Azevedo C.P., Banki O., et al., 2018. Pan-tropical prediction of forest structure from the largest trees. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 27 (11) : 1366-1383.
- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S., Christensen R.H.B., Singmann H., Dai B., Grothendieck G. & Green P., 2016. Linear Mixed-Effects Models using « Eigen » and S4, (November).
- Baudry O.I.B., Charmetant C. & Ponette Q., 2010. Le climat lumineux en forêt et quelques outils d'estimation. *Forêt Wallonne*, 42-54.
- Bekker R.M., Bakker J.P., Grandin U., Kalamees R., Milberg P., Poschlod P. & Willems J.H., 1998. Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. *Funct. Ecol.*, 12 (5) : 834-842.
- Bertrand A., Babin D. & Nasi R., 1999. Evolution et diversité du concept d'aménagement forestier. *Bois Forêts des Trop.*, 260 (2) : 8.

- Biwolé A.B., Dainou K., Fayolle A., Hardy O.J., Brostaux Y., Coste S., Delion S., Betti J.L. & Doucet J.L., 2015. Light Response of Seedlings of a Central African Timber Tree Species, *Lophira alata* (Ochnaceae), and the Definition of Light Requirements. *Biotropica*, 47 (6) : 681-688.
- Borges K. & Engel V., 1993. Influência de fragmentos de vegetação nativa na composição do banco de sementes de povoamentos implantados de eucaliptos. In : *Proceedings of the Brazilian Forest Congress. SBS/SBEF*. São Paulo : 434–437.
- Bossuyt B. & Honnay O., 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *J. Veg. Sci.*, 19 (6) : 875-884.
- Breteler F.J., 2013. *Uapaca* (Phyllanthaceae) in the Guineo-Congolian forest region: A synoptic revision. *Plant Ecol. Evol.*, 146 (1) : 75-94.
- Brokaw N.V.L., 1987. Gap-Phase Regeneration of Three Pioneer Tree Species in a Tropical Forest. *J. Ecol.*, 75 (1) : 9-19.
- Brown D., 1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Can. J. Bot.*, 70 : 1603-1612.
- Burmeier S., Donath T.W., Otte A. & Eckstein R.L., 2010. Rapid burial has differential effects on germination and emergence of small- and large-seeded herbaceous plant species. *Seed Sci. Res.*, 20 (3) : 189-200.
- Butler B.J. & Chazdon R.L., 1998. Species richness, spatial variation, and abundance of the soil seed bank of a secondary tropical rain forest. *Biotropica*, 30 (2) : 214-222.
- Calster H. Van, Chevalier R., Wyngene B. Van, Archaux F., Hermy M., Calster V. & Wyngene V., 2008. Long-term seed bank dynamics in a temperate forest under conversion from coppice-with-standards to high forest management. *Appl. Veg. Sci.*, 11 (2) : 251-260.
- Canham C.D., Denslow J.S., Platt W.R., Runkle J.R., Spies T.A. & White P.S., 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Can. J. For. Res.*, 20 : 620-631.
- Carrière S.M., André M., Letourmy P., Olivier I. & McKey D., 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. *J. Trop. Ecol.*, 18 : 353-374.
- Carson W.P. & Schnitzer S.A., 2008. *Tropical Forest Community Ecology*. 4. Carson W.P. & Schnitzer S.A. (éd.) 241-246 pp.
- de Carvalho A.L., d'Oliveira M.V.N., Putz F.E. & de Oliveira L.C., 2017. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. *For. Ecol. Manage.*, 392 : 36-44.
- Chazdon R.L. & Guariguata M.R., 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, 48 (6) : 15.
- Chen H., Cao M. & Tang Y., 2013. Soil seed banks in plantations and tropical seasonal rainforests of Xishuangbanna, Southwest China. *J. Trop. For. Sci.*, 25 (3) : 375-386.
- Chen S.C., Tamme R., Thomson F.J. & Moles A.T., 2019. Seeds tend to disperse further in the tropics. *Ecol. Lett.*, 22 (6) : 954-961.
- Christoffoleti P.J. & Caetano R.S.X., 1998. Soil seed banks. *Sci. Agric.*, 55 (spe) : 74-78.
- Ciais P., Sabine C., Bala G., Bopp L., Brovkin V., Canadell J., Chhabra A., DeFries R., Galloway J., Heimann M., Jones C., Le Quéré C., Myneni R.B., Piao S. & Thornton P., 2013. Carbon and Other Biogeochemical cycles Supplementary Material. In : *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* 465-570.
- CIFOR., 2022. *Les forêts du bassin du Congo: État des Forêts 2021*. Richard Eba'a Atyi, François Hiol Hiol, Guillaume Lescuyer, Philippe Mayaux, Pierre Defourny, Nicolas Bayol, Filippo Saracco, Dany Pokem R.S.K. et R.N. (éd.). Bogor, Indonésie : 474 pp.
- Clark C.J., Poulsen J.R. & Parker V.T., 2001. The role of arboreal Seed dispersal groups on the Seed rain of a lowland tropical forest. *Biotropica*, 33 (4) : 606-620.
- COMIFAC., 2014. *Les forêts du bassin du Congo - Etat des Forêts 2013*. Commission des Forêts d'Afrique Centrale : 328 pp.
- Comita L.S., Aguilar S., Pérez R., Lao S. & Hubbell S.P., 2007. Patterns of woody plant species abundance and diversity in the seedling layer of a tropical forest. *J. Veg. Sci.*, 18 (2) : 163.
- Côté S. & Theriault P., 1993. Plan de zonage du Cameroun forestier méridional: objectifs, méthodologie, plan de zonage préliminaire. *Rapp. MINEF/ACDI. Poulin Thériault INC Québec-Canada.* .

- Couvreur T.L.P., Dauby G., Blach-Overgaard A., Deblauwe V., Dessein S., Droissart V., Hardy O.J., Harris D.J., Janssens S.B., Ley A.C., Mackinder B.A., Sonké B., Sosef M.S.M., Stévant T., Svenning J.C., Wieringa J.J., Faye A., Missoup A.D., Tolley K.A., et al., 2021. Tectonics, climate and the diversification of the tropical African terrestrial flora and fauna. *Biol. Rev.*, 96 (1) : 16-51.
- Crouzeilles R., Ferreira M.S., Chazdon R.L., Lindenmayer D.B., Sansevero J.B.B., Monteiro L., Iribarrem A., Latawiec A.E. & Strassburg B.B.N., 2017. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Sci. Adv.*, 3 (11) : 1-8.
- Daïnou K., Bauduin A., Bourland N., Gillet J.-F., Fétéké F. & Doucet J.-L., 2011. Soil seed bank characteristics in Cameroonian rainforests and implications for post-logging forest recovery. *Ecol. Eng.*, 37 (10) : 1499-1506.
- Dalling J.W., Swaine M.D. & Garwood N.C., 1997. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. *Cambridge Univ. Press*, Vol. 13 (5) : 659-680.
- Dalling A.J.W., Swaine M.D. & Garwood N.C., 1998. Dispersal Patterns and Seed Bank Dynamics of Pioneer Trees in Moist Tropical Forest. *Ecology*, 79 (2) : 564-578.
- Dalling J.W. & Brown T. a., 2009. Long-term persistence of pioneer species in tropical rain forest soil seed banks. *Am. Nat.*, 173 (4) : 5.
- Dalling J.W. & Denslow J.S., 1998. Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. *J. Veg. Sci.*, 9 (5) : 669-678.
- Dalling J.W., Swaine M.D. & Garwood N.C., 1994. Effect of Soil Depth on Seedling Emergence in Tropical Soil Seed-Bank Investigations. *Funct. Ecol.*, 9 (1) : 119.
- Dalling J.W., Swaine M.D. & Garwood N.C., 1997. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. *J. Trop. Ecol.*, 13 (1997) : 659-680.
- Dansereau P. & Lems K., 1957. The grading of dispersal types in plant communities and their ecological significance. *Inst. Bot. l'université Montréal*, 31 : 52.
- Denslow J.S. & Guzman G. S., 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *J. Veg. Sci.*, 11 (2) : 201-212.
- Dent D.H., Dewalt S.J. & Denslow J.S., 2013. Secondary forests of central Panama increase in similarity to old-growth forest over time in shade tolerance but not species composition. *J. Veg. Sci.*, 24 (3) : 530-542.
- Devers D. & Vande Weghe J.P., 2006. Les forêts du Bassin du Congo - Etat des forêts 2006. 257 p.
- Doucet J.-L., 2003. L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon. Communauté Française de Belgique, 390 p.
- Douh C., 2018. Rôle de la banque de graines du sol dans la régénération des forêts denses humides d'Afrique centrale. Université de Liège, 159 p.
- Douh C., Daïnou K., Joël Loumeto J., Moutsambote J.M., Fayolle A., Tosso F., Forni E., Gourlet-Fleury S. & Doucet J.L., 2018. Soil seed bank characteristics in two central African forest types and implications for forest restoration. *For. Ecol. Manage.*, 409 (September 2017) : 766-776.
- Douh C., Daïnou K., Loumeto J.J. & Fayolle A., 2014. Explorer la banque de graines du sol pour mieux comprendre la dynamique de régénération des forêts tropicales africaines (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 18 (4) : 8.
- Drake D.R., 1998. Relationships among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *J. Veg. Sci.*, 9 (1) : 103-112.
- Droissart V., Dauby G., Hardy O.J., Deblauwe V., Harris D.J., Janssens S., Mackinder B.A., Blach-Overgaard A., Sonké B., Sosef M.S.M., Stévant T., Svenning J.C., Wieringa J.J. & Couvreur T.L.P., 2018. Beyond trees: Biogeographical regionalization of tropical Africa. *J. Biogeogr.*, 45 (5) : 1153-1167.
- Du X., Guo Q., Gao X. & Ma K., 2007. Seed rain , soil seed bank , seed loss and regeneration of *Castanopsis fargesii* (Fagaceae) in a subtropical evergreen broad-leaved forest, 238 : 212-219.
- Du Y., Mi X., Liu X., Chen L. & Ma K., 2009. Seed dispersal phenology and dispersal syndromes in a subtropical broad-leaved forest of China. *For. Ecol. Manage.*, 6.
- Dufrene M. & Legendre P., 1997. Species Assemblages and Indicator Species : The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecol. Soc. Am.*, 67 (3) : 345-366.
- Dupuis C., Fayolle A., Bastin J.F., Latte N. & Lejeune P., 2023. Monitoring selective logging intensities in central Africa with sentinel-1: A canopy disturbance experiment. *Remote Sens. Environ.*, 298

- (November 2022) : 10.
- Dupuy J.M. & Chazdon R.L., 1998. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forests in NE Costa Rica. *Biotropica*, 30 (2) : 223-237.
- Durrieu De Madron L., Bauwens S., Giraud A., Hubert D. & Billand A., 2011. Estimation de l'impact de différents modes d'exploitation forestière sur les stocks de carbone en Afrique centrale. *Bois Forêts des Trop.*, 308 (2) : 75-86.
- Engel V.L. & Parrotta J.A., 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *For. Ecol. Manage.*, 152 (1-3) : 169-181.
- Faith D.P., Minchin P.R. & Belbin L., 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69 : 57-68.
- FAO., 2006. Global Forest Resources Assessment 2005 Progress towards sustainable forest management, 4 (1) : 350.
- FAO & CIFOR., 2016. *La gestion inclusive des forêts d'Afrique centrale: Passer de la participation au partage des pouvoirs*. Buttoud G. & Nguinguiri J. (éd.). Libreville : FAO-CIFOR : 18 pp.
- Fayolle A., Engelbrecht B., Freycon V., Mortier F., Swaine M., Réjou-Méchain M., Doucet J.L., Fauvet N., Cornu G. & Gourlet-Fleury S., 2012. Geological substrates shape tree species and trait distributions in African moist forests. *PLoS One*, 7 (8) : 12-14.
- Fayolle A., Picard N., Doucet J.L., Swaine M., Bayol N., Bénédet F. & Gourlet-Fleury S., 2014. A new insight in the structure, composition and functioning of central African moist forests. *For. Ecol. Manage.*, 329 : 195-205.
- Fenner M.K. & Thompson K., 2005. The Ecology of Seeds. *Cambridge Univ. Press*, 250.
- Fick S.E. & Hijmans R.J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.*, 37 (12) : 4302-4315.
- Fomete N.T. & Tchanou Z., 1998. *La gestion des écosystèmes forestiers du Cameroun à l'aube de l'an 2000*. 1. Yaoundé : IUCN : 280 pp.
- Foster D., Swanson F., Aber J., Burke I., Brokaw N., Tilman D. & Knapp A., 2003. The Importance of Land-Use Legacies to Ecology and Conservation. *Bioscience*, 53 (1) : 77.
- François H.H., 2011. Etat des forêts du bassin du Congo. In : Séminaire international : « Gestion des forêts comme outil de coopération et développement rural en Afrique centrale ». .
- FRMi., 2018. Vision Stratégique et Industrialisation de la Filière Bois dans les 6 Pays du Bassin du Congo–Horizon 2030–Rapport Stratégique Régional. .
- Garwood N.C., 1989. Tropical soil seed banks: a review. *Ecol. soil seed banks*, 149 : 210.
- van Gemerden B.S., Olff H., Parren M.P.E. & Bongers F., 2003. The pristine rain forest ? Remnants of historical human impacts on current tree species composition and diversity. *J. Biogeogr.*, 30 (9) : 1381-1390.
- Ghazoul L., 2004. Reproductive ecology of forest trees. In : *Encyclopedia of forest sciences*. Burley J., Evans J. & Youngquist (éd.). Elsevier Ltd : .
- Gomes F.M., Oliveira C.C. De, Rocha Miranda R. Da, Costa R.C. Da & Loiola M.I.B., 2019. Relationships between soil seed bank composition and standing vegetation along chronosequences in a tropical dry forest in north-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.*, 35 (4) : 173-184.
- Gond V., Baret F., Ruelle B. & Weber S., 2002. photographies hémisphériques sous le couvert forestier guyanais. *Bois Forêts Des Trop.*, 274 (4) : 71-72.
- Gond V., Fayolle A., Pennec A., Cornu G., Mayaux P., Camberlin P., Doumenge C., Fauvet N. & Gourlet-Fleury S., 2013. Vegetation structure and greenness in Central Africa from Modis multi-temporal data. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, 368 (1625).
- Gourlet-Fleury S., Mortier F., Fayolle A., Baya F., Ouédraogo D., Bénédet F. & Picard N., 2013. Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 368(1625) : 20120302.
- Grubb P.J., 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.*, 52 : 107-145.
- Gtinster A., 1994. Seed bank dynamics m longevity , viability and predation of seeds of serotinous plants in the central Namib Desert, 0 : 195-205.
- Hall J.B. & Swaine M.D., 1980. Seed Stocks in Ghanaian Forest Soils. *Biotropica*, 12 (4) : 256-263.
- Hall J.S., 2008. Seed and seedling survival of African mahogany (*Entandrophragma* spp.) in the Central

- African Republic: Implications for forest management. *For. Ecol. Manage.*, 255 (2) : 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. *For. Ecol. Manage.*, 183 (1-3) : 249-264.
- Hallé F., Olderman R.A.A. & Tomlinson P.B., 1978. *Tropical Trees and Forests: An architectural analysis*. Springer-V. Heidelberg : 441 pp.
- Hardesty D.B. & Parker V.T., 2002. Community Seed Rain Patterns and a Comparison to Adult Community Structure in a West African Tropical Forest. *Plant Ecol.*, 164 (1) : 49-64.
- Harms K.E., Powers J.S. & Montgomery R.A., 2004. Variation in small sapling density, understory cover, and resource availability in four neotropical forests. *Biotropica*, 36 (1) : 40-51.
- Hartshorn G.S., 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. *Trop. trees as living Syst.*, (January 1978) : 617-638.
- Hawthorne W.D., 1995. Ecological profiles of Ghanaian forest trees. *Trop. For. Pap.*, 29 : 345.
- Hawthorne W.D., Marshall C.A.M., Juam M.A. & Agyeman V.K., 2011. The Impact of Logging Damage on Tropical Rainforests , their Recovery and Regeneration an Annotated Bibliography. *Forestry*, 1-140.
- Ter Heerd G.N.J., Verweij G.L., Bekker R.M. & Bakker J.P., 1996. An Improved Method for Seed-Bank Analysis: Seedling Emergence After Removing the Soil by Sieving. *Funct. Ecol.*, 10 (1) : 144.
- Hopfensperger K.N., 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*, 116 (9) : 1438-1448.
- Hopkins M.S. & Graham A.W., 1987. The viability of seeds of rainforest species after experimental soil burials under tropical wet lowland forest in northeastern Australia. *Aust. J. Ecol.*, 12 : 97-108.
- Horvitz C.C. & Schemske D.W., 1994. Effects of Dispersers , Gaps , and Predators on Dormancy and Seedling Emergence in a Tropical Herb Author (s): Carol C. Horvitz and Douglas W. Schemske Reviewed work (s): Published by: Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org>. *Ecology*, 75 (7) : 1949-1958.
- Hosogi D. & Kameyama A., 2006. Timing for the planting method using deciduous forest topsoil in suburban Tokyo. *Jpn. Ecol. Eng.*, 26 : 123-131.
- Houghton R.A., House J.I., Pongratz J., Van Der Werf G.R., Defries R.S., Hansen M.C., Le Quéré C. & Ramankutty N., 2012. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences*, 9 (12) : 5125-5142.
- Houngbégnon F., Gillet J.-F., Michaux J., Brostaux Y., Zébazé D., Lhoest S., Vermeulen C., Sonké B. & Doucet J.-L., 2023. Seed dispersal by duikers in selectively logged rainforests : Overlooked dispersal of an important animal community. *For. Ecol. Manage.*, 529 (August 2022).
- Howe H.F. & Smallwood J., 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 13 (1982) : 201-228.
- Hyatt L.A. & Casper B.B., 2000. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. *J. Ecol.*, 88 (3) : 516-527.
- Inman-narahari F., Ostertag R., Hubbell S.P., Giardina C.P., Cordell S. & Sack L., 2016. Density-dependent seedling mortality varies with light availability and species abundance in wet and dry Hawaiian forests. *Br. Ecol. Soc.*, 104 : 773-780.
- Johns T., Merry F., Stickler C., Nepstad D., Laporte N. & Goetz S., 2008. A three-fund approach to incorporating government, public and private forest stewards into a REDD funding mechanism. *Int. For. Rev.*, 10 (3) : 458-464.
- Kanagaraj R., Wiegand T., Comita L.S. & Huth A., 2011. Tropical tree species assemblages in topographical habitats change in time and with life stage. *J. Ecol.*, 99 (6) : 1441-1452.
- Karlík P. & Poschod P., 2014. Soil seed-bank composition reveals the land-use history of calcareous grasslands. *Acta Oecologica*, 58 : 22-34.
- Kebede M., Kanninen M., Yirdaw E. & Lemenih M., 2012. Soil seed bank and seedlings bank composition and diversity of Wondo Genet Moist Afromontane Forest South Central Ethiopia. *Int. J. Bot.*, 8 (4) : 170-180.
- Kennedy D.N. & Swaine M.D., 1992. Germination and Growth of Colonizing Species in Artificial Gaps of Different Sizes in Dipterocarp Rain Forest. *Philos. Trans. R. Soc. London Biol. Sci.*, 335 : 12.

- Khaine I., Woo S.Y., Kwak M., Lee S.H., Je S.M., You H., Lee T., Jang J., Lee H.K., Cheng H.C., Park J.H., Lee E., Li Y., Kim H., Lee J.K. & Kim J., 2018. Factors affecting natural regeneration of tropical forests across a precipitation gradient in Myanmar. *Forests*, 9 (3).
- Kitajima K. & Fenner M., 2000. Ecology of Seedling Regeneration. In : *Seed: The ecology of regeneration in plant communities*. Fenner M. (éd.). Florida-USA : CAB International : 331-360.
- Kupers S.J., Wirth C., Engelbrecht B.M.J., Hernández A., Condit R., Wright S.J. & Rüger N., 2019. Performance of tropical forest seedlings under shade and drought: an interspecific trade-off in demographic responses. *Sci. Rep.*, 9 (1) : 1-11.
- Lamb D., Erskine D. P. & Parrotta A. J., 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science (80-.)*, 310 (5754) : 1628-1632.
- Lambers J.H.R., Clark J.S. & Lavine M., 2005. Implications of seed banking fore recruitment of southern Apalachian woody species. *Ecology*, 86 (1) : 85-95.
- Lebrun J., 1947. *La végétation de la plaine alluviale au sud du lac Edouard*. Institut des parcs nationaux du Congo belge : .
- Leck M.A. & Leck C.F., 1998. A ten-year seed bank study of old field succession in central New Jersey. *J. Torrey Bot. Soc.*, 125 (1) : 11-32.
- Leckie S., Vellend M., Bell G., Waterway M.J. & Lechowicz M.J., 2000. The seed bank in an old-growth, temperate deciduous forest. *Can. J. Bot.*, 78 (2) : 181-192.
- Lemauviel S., Roze F. & Clement B., 2005. A study of the dynamics of the seed banks in a complex dune system, with aim to restoration. *J. Coast. Res.*, 21 : 991-999.
- Lescure J.-P. & Boulet R., 1983. Relationships between soil and vegetation in a tropical rain forest in French Guiana. *Biotropica*, 17 (2) : 155-164.
- Lescure J.-P., de Foresta H. & Riera B., 1989. Concept communs pour l'analyse des processus de dynamique et de succession. *Bois Forêts des Trop.*, 219 : 4.
- Letouzey R., 1985. Domaine de la forêt dense humide semi-caducifoliée. In : *Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1:500 000*. Toulouse-France : Institut de la Carte Internationale de la Végétation, Toulouse, France : 63-94.
- Lhoest S., Fonteyn D., Daïnou K., Delbeke L., Doucet J.L., Dufrêne M., Josso J.F., Ligot G., Oszwald J., Rivault E., Verheggen F., Vermeulen C., Biwolé A. & Fayolle A., 2020. Conservation value of tropical forests: Distance to human settlements matters more than management in Central Africa. *Biol. Conserv.*, 241 (November 2019).
- Liew T., 1973. Occurrence of seeds in virgin forest top soil with particular reference to secondary species in Sabah. *Malaya For.*, 36 : 185-193.
- Linder H.P., Lovett J., Mutke J.M., Barthlott W., Jürgens N., Rebelo T., Küper Linder W., Mutke J. & Küper W., 2005. A numerical re-evaluation of the sub-Saharan phytochoria of mainland Africa. *Biol. Skr.*, 55 (January) : 229-252.
- Lipoma M.L., Fortunato V., Enrico L. & Díaz S., 2019. Where does the forest come back from? Soil and litter seed banks and the juvenile bank as sources of vegetation resilience in a semiarid Neotropical forest. *J. Veg. Sci.*, 0-1.
- Long R.L., Gorecki M.J., Renton M., Scott J.K., Colville L., Goggin D.E., Commander L.E., Westcott D.A., Cherry H. & Finch-savage W.E., 2014. The ecophysiology of seed persistence: a mechanistic view of the journey to germination or demise. *Biol. Rev.*, 29.
- Makemba R.N., 2023. Autécologie de *Cylicodiscus gabunensis* Harms au Gabon. Liège, 183 p.
- Mandango M.A., 1982. Flore et végétation des îles du fleuve Zaïre dans la sous-région de la Tshopo (Haut-Zaïre). Université de Kisangani, 425 p.
- Marquant B., Mosnier A., Bodin B., Dessard H., Feintrenie L., Molto Q., Gond V. & Bayol N., 2015. Importance des forêts d'Afrique centrale 17-35.
- Martinez-Ramos M., Alvarez-Buylla E., Sarukhan J. & Pinero D., 1988. Treefall Age Determination and Gap Dynamics in a Tropical Forest. *J. Ecol.*, 76 (3) : 700-716.
- Martínez-Ramos M., Pingarroni A., Rodríguez-Velázquez J., Toledo-Chelala L., Zermeño-Hernández I. & Bongers F., 2016. Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 48 (6) : 745-757.
- Martins A.M. & Engel V.L., 2007. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecol. Eng.*, 31 (3) : 165-174.

- Mayaux P., Gond V., Massart M., Pain-Orcet M. & Achards F., 2003. Évolution du couvert forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. *Bois forêts des Trop.*, 277 (277) : 45-52.
- Mbelli H., 2002. *Plant-animal relations: effects disturbance on the regeneration of commercial tree species*. Tropenbos-. Kribi, Cameroun : tropenbos International : 80 pp.
- Mendoza I., Gómez-Aparicio L., Zamora R. & Matías L., 2009. Recruitment limitation of forest communities in a degraded Mediterranean landscape. *J. Veg. Sci.*, 20 (2) : 367-376.
- Mesh S., Cayetano D., Requena E., Alvarez E., Kay E., Finkral A., Roopsind A. & Putz F., 2018. Logging impacts on liana regeneration and diversity in Belize. *J. Trop. For. Sci.*, 29 (3) : 343-348.
- Meunier Q., Mombogou C. & Doucet J.-L., 2015. *Les Arbres Utiles du Gabon*. Gembloux : Les Presses Agronomiques de Gembloux : 172 pp.
- MINFOF., 1994. LOI N°94/01 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche, .
- MINFOF., 2024. *Loi n°2024/008 du 24 juillet 2024 portant régime des forêts et de la faune*. 1. Cameroun : .
- MINFOF & WRI., 2022. *Domaine forestier du Cameroun*. .
- de Miranda P.L.S., Dexter K.G., Swaine M.D., de Oliveira-Filho A.T., Hardy O.J. & Fayolle A., 2022. Dissecting the difference in tree species richness between Africa and South America. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 119 (14) : 1-10.
- Molofsky J. & Augspurger C.K., 1992. The Effect of Leaf Litter on Early Seedling Establishment in a Tropical Forest Author (s): Jane Molofsky and Carol K . Augspurger Published by : Wiley Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1938721> REFERENCES Linked references are available on JSTOR f. *Ecology*, 73 (1) : 68-77.
- Montgomery R.A. & Chazdon R.L., 2001. Forest Structure , Canopy Architecture , and Light Transmittance in Tropical Wet Forests. *America (NY)*., 82 (10) : 2707-2718.
- Morin-Rivat J., Fayolle A., Favier C., Bremond L., Gourlet-Fleury S., Bayol N., Lejeune P., Beeckman H. & Doucet J.L., 2017. Present-day central African forest is a legacy of the 19th century human history. *Elife*, 6 : 1-18.
- Mosnier A., Mant R., Pirker J., Bodin B., Bokelo D., Tonga P., Havlik P., Bocqueho G., Maukonen P., Obersteiner M., Kapos V. & Tadoum M., 2016. *Futures émissions issues de la déforestation et de la dégradation forestière et impacts sur la biodiversité : un modèle économique spatial pour la République Démocratique du Congo*. 106 p.
- Moupela C., 2013. *Ecologie, dynamique des populations et intérêts économiques du noisetier d'Afrique (Coula edulis Baill.) au Gabon*. 142 p.
- Muller-Landau H.C., Wright S.J., Calderón O., Condit R. & Hubbell S.P., 2008. Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. *J. Ecol.*, 96 (4) : 653-667.
- Müller N. & Scharm S., 2001. The importance of seed rain and seed bank for the recolonisation of gravel bars in alpine rivers. *Stud. Veg. Alluv. plants*, 127-140.
- Nabe-nielsen J., Severiche W., Fredericksen T. & Nabe-nielsen L.I., 2007. Timber tree regeneration along abandoned logging roads in a tropical Bolivian forest, 31-40.
- Nasi R., Billand A. & van Vliet N., 2011. Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. *For. Ecol. Manage.*, 268 : 103-111.
- Nasi R., Cassagne B. & Billand A., 2006. Forest management in Central Africa: where are we? *Int. For. Rev.*, 8 (1) : 14-20.
- Nature+ & PALLISCO., 2012. *Evaluation de l'état des populations des essences exploitées par la société Pallisco et des décisions prises en matière d'aménagement*. 114 p.
- Nature+ & PALLISCO., 2015. *Plan d'Aménagement unité forestière d'aménagement N ° 10-047b Région de l' Est*. 145 p.
- Newbery D.M., Chuyong G.B., Zimmermann L. & Praz C., 2006. Seedling survival and growth of three ectomycorrhizal caesalpinaceae tree species in a Central African rain forest. *J. Trop. Ecol.*, 22 (5) : 499-511.
- Nicotra A.B., Chazdon R.L. & Iriarte S.V.B., 1998. Spatial heterogeneity of light and wood seedling regeneration in tropical wet forests. *Ecology*, 80 (6) : 1908-1926.
- Niknam P., 2018. Spatial variation of soil seed bank under cushion plants in a subalpine degraded grassland, 14 (October 2017) : 4-14.
- Oksanen A.J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., Mcglinn D., Minchin P.R., Hara

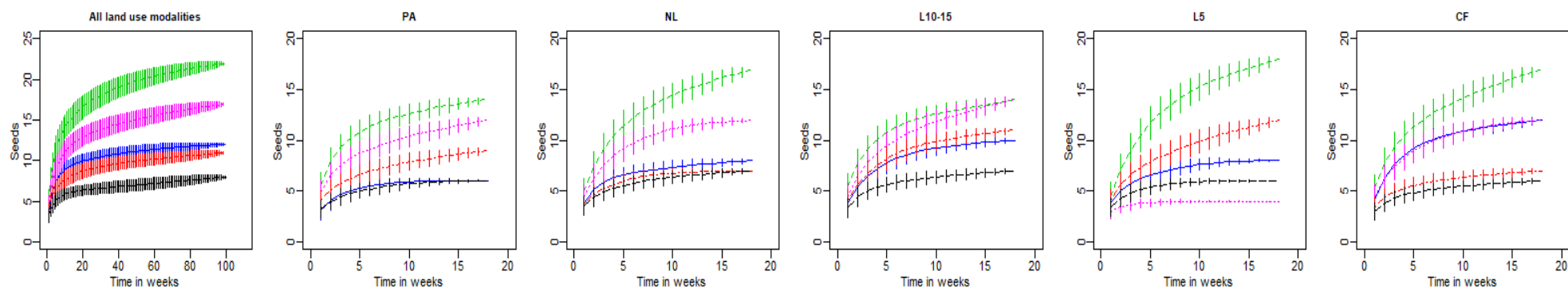
- R.B.O., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H. & Szoecs E., 2019. Package ‘vegan’, .
- Oldeman R.A.A., 1974. L’architecture de la forêt guyanaise, .
- Oldeman R.A.A. & Van Dijk J., 1991. Diagnosis of the temperament of tropical rain forest trees. *In* : *Rain forest regeneration and management* 21-65.
- Pan Y., Birdsey R.A., Fang J., Houghton R., Kauppi P.E., Kurz W.A., Phillips O.L., Shvidenko A., Lewis S.L., Canadell J.G., Ciais P., Jackson R.B., Pacala S.W., McGuire A.D., Piao S., Rautiainen A., Sitch S. & Hayes D., 2011. Research articles, 333 (August) : 988-994.
- Perera G. a. D., 2005. Spatial heterogeneity of the soil seed bank in the tropical semi- deciduous forest at Wasgomuwa National Park , Sri Lanka. *Trop. Ecol.*, 46 (1) : 79-89.
- Peyrot B., 2008. *Incidences écologiques, anthropiques et paléoécologiques sur l’évolution des forêts du Gabon : Essai de synthèse*. 6137 pp.
- Pinagé E.R., Keller M., Duffy P., Longo M., Dos-Santos M.N. & Morton D.C., 2019. Long-term impacts of selective logging on amazon forest dynamics from multi-temporal airborne lidar. *Remote Sens.*, 11 (6) : 1-21.
- Poorter L., Bongers F., Aide T.M., Almeyda Zambrano A.M., Balvanera P., Becknell J.M., Boukili V., Brancalion P.H.S., Broadbent E.N., Chazdon R.L., Craven D., De Almeida-Cortez J.S., Cabral G.A.L., De Jong B.H.J., Denslow J.S., Dent D.H., DeWalt S.J., Dupuy J.M., Durán S.M., et al., 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530 (7589) : 211-214.
- Poorter L., Bongers F. & Rompaey R.S.A.R. Van., 1996. Regeneration of canopy tree species at five sites in West African moist forest, 84 : 61-69.
- Pouteau R., Picard J., Doumenge C., Brncic T., Joël J., Raphaël L. & Méchain M.R., 2024. The puzzling ecology of African Marantaceae forests. *J. Bot.*, (February) : 1-12.
- Putz F.E., Blate G.M., Redford K.H., Fimbel R. & Biology C., 2016. Tropical Forest Management and Conservation of Biodiversity : An Overview. *Source Conserv. Biol.*, 15 (1) : 7-20.
- Putz F.E., Dykstra D.P., Heinrich R., Putz F.E., Dykstra D.P. & Heinrich R., 2019. Why Poor Logging Practices Persist in the Tropics. *Conserv. Biol.*, 14 (4) : 951-956.
- Quintana-Ascencio P.F., Gonzalez-Espinosa M., Ramirez-Marcial N., Dominguez-Vazquez G. & Martinez-Ico M., 1996. Soil Seed Banks and Regeneration of Tropical Rain Forest from Milpa Fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 28 (2) : 19.
- R CoreTeam., 2017. A language and environment for statistical computing, .
- Raunkiaer C., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer. *life forms plants Stat. plant Geogr. being Collect. Pap. C. Raunkiaer.*, .
- Réjou-Méchain M., Mortier F., Bastin J.F., Cornu G., Barbier N., Bayol N., Bénédet F., Bry X., Dauby G., Deblauwe V., Doucet J.L., Doumenge C., Fayolle A., Garcia C., Kibambe Lubamba J.P., Loumeto J.J., Ngomanda A., Ploton P., Sonké B., et al., 2021. Unveiling African rainforest composition and vulnerability to global change. *Nature*, 593 (7857) : 90-94.
- Riéra B., 1995. Rôle des perturbations actuelles et passées dans la dynamique et la mosaïque forestière. *Rev. Ecol.*, 50 (1) : 14.
- Riera B., Pelissier R. & Houllier F., 1998. Caractérisation d’une Mosaïque Forestière et de sa Dynamique en Forêt Tropicale Humide Sempervirente. *Biotropica*, 30 (2) : 251-260.
- Riera B., Puig H. & Lescure J.-P., 1990. La dynamique de la forêt naturelle. *Bois Forêts des Trop. des Trop.*, 219 : 69-78.
- Ripley B., Venables B., Bates D.M., Hornik K., Gebhardt A. & Firth D., 2020. Functions and datasets to support Venables and Ripley, ‘‘Modern Applied Statistics with S’’ (4th edition, 2002), .
- Roberts A.D.W. & Roberts M.D.W., 2019. Package ‘labdsv’, .
- Rodrigues R.R., Lima R.A.F., Gandolfi S. & Nave A.G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol. Conserv.*, 142 (6) : 1242-1251.
- Rollet B., 1969. Le régénération naturelle en forêt dense humide sempervirente de plaine de la Guyane Vénézuélienne. *Bois Forêts des Trop.*, 124 (124) : 19-38.
- Rozendaal D.M.A. & Chazdon R.L., 2015. Demographic drivers of tree biomass change during secondary succession in northeastern Costa Rica. *Ecol. Appl.*, 25 (2) : 506-516.
- Saatchi S.S., Harris N.L., Brown S., Lefsky M., Mitchard E.T.A. & Salas W., 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents, 108 (24).

- Sádlo J., Chytrý M., Pergl J. & Pyšek P., 2018. Plant dispersal strategies: A new classification based on the multiple dispersal modes of individual species. *Preslia*, 90 (1) : 1-22.
- Saiful I. & Latiff A., 2014. Effects of selective logging on tree species composition, richness and diversity in a hilldipterocarp forest in Malaysia. *J. Trop. For. Sci.*, 26 (2) : 188-202.
- Sanou L., Savadogo P., Zida D. & Thiombiano A., 2019. Contrasting land use systems influence soil seed bank composition and density in a rural landscape mosaic in West Africa. *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants*, 250 (August 2018) : 79-90.
- Saulei S.M. & Swaine M.D., 1988. Rain Forest Seed Dynamics During Succession at Gogol, Papua New Guinea. *J. Ecol.*, 76 (4) : 1133.
- Scalbert M., 2024. The challenging coexistence of forest elephants and selective logging in central Africa. Université de Liège, 149 p.
- Schnell R., 1971. Les milieux, les groupements végétaux. *In* : *Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux*. Paris : 951.
- Schnitzer S.A., Parren M.P.E. & Bongers F., 2004. Recruitment of lianas into logging gaps and the effects of pre-harvest climber cutting in a lowland forest in Cameroon. *For. Ecol. Manage.*, 190 (1) : 87-98.
- Schupp E.W. & Fuentes M., 1995. Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant-population ecology. *Ecoscience*, 2 : 267-275.
- Schwartz G., Falkowski V. & Peña-Claros M., 2017. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. *For. Ecol. Manage.*, 385 : 97-103.
- Schwiebächer E., Marcante S. & Erschbamer B., 2010. Alpine species seed longevity in the soil in relation to seed size and shape - A 5-year burial experiment in the Central Alps. *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants*, 205 (1) : 19-25.
- Segalen P., 1967. Les sols et la géomorphologie du Cameroun. *Cah. ORSTOM.Série Pédologie*, 5 (2) : 137-187.
- Sepulchre F., Dainou K. & Doucet J., 2008. Étude de la vulnérabilité de 18 essences ligneuses commerciales d'Afrique centrale reprises sur la liste rouge IUCN. *Nature+, ATIBT, Gembloux Agro-BioTech*, 2008 (1) : 1-51.
- Shen Y. xin, Liu W. li, Li Y. hui & Guan H. lin., 2014. Large sample area and size are needed for forest soil seed bank studies to ensure low discrepancy with standing vegetation. *PLoS One*, 9 (8) : e105235.
- Sist P. & Brown N., 2004. Silvicultural intensification for tropical forest conservation: a response to Fredericksen and Putz. *Biodivers. Conserv.*, 13 (Brokaw 1985) : 2381-2385.
- Sloan S., Goosem M. & Laurance S.G., 2015. Tropical forest regeneration following land abandonment is driven by primary rainforest distribution in an old pastoral region. *Landscape Ecol.*, .
- Smith A.P., Marin-Spiotta E. & Balser T., 2015. Successional and seasonal variations in soil and litter microbial community structure and function during tropical postagricultural forest regeneration: A multiyear study. *Glob. Chang. Biol.*, 21 (9) : 3532-3547.
- Sonké B., 1998. Etude floristique et structurale des forêts de la réserve de faune du Dja (Cameroun). Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles.
- Sonwa D.J., Walker S., Nasi R. & Kanninen M., 2011. Potential synergies of the main current forestry efforts and climate change mitigation in Central Africa. *Sustain. Sci.*, 6 (1) : 59-67.
- Sosef M.S.M., Dauby G., Blach-Overgaard A., van der Burgt X., Catarino L., Damen T., Deblauwe V., Dessein S., Dransfield J., Droissart V., Duarte M.C., Engledow H., Fadeur G., Figueira R., Gereau R.E., Hardy O.J., Harris D.J., de Heij J., Janssens S., et al., 2017. Exploring the floristic diversity of tropical Africa. *BMC Biol.*, 15 (1) : 1-23.
- Steven D. De., 1994. Tropical tree seedling dynamics: Recruitment patterns and their population consequences for three canopy species in Panama. *J. Trop. Ecol.*, 10 (3) : 369-383.
- De Steven D. & Wright S.J., 2002. Consequences of variable reproduction for seedling recruitment in three neotropical tree species. *Ecology*, 83 (8) : 2315-2327.
- Stork N.E., Coddington J.A., Colwell R.K., Chazdon R.L., Dick C.W., Peres C.A., Sloan S. & Willis K., 2009. Vulnerability and resilience of tropical forest species to land-use change. *Conserv. Biol.*, 23 (6) : 1438-1447.
- Sullivan M.J.P., Lewis S.L., Affum-Baffoe K., Castilho C., Costa F., Sanchez A.C., Ewango C.E.N.,

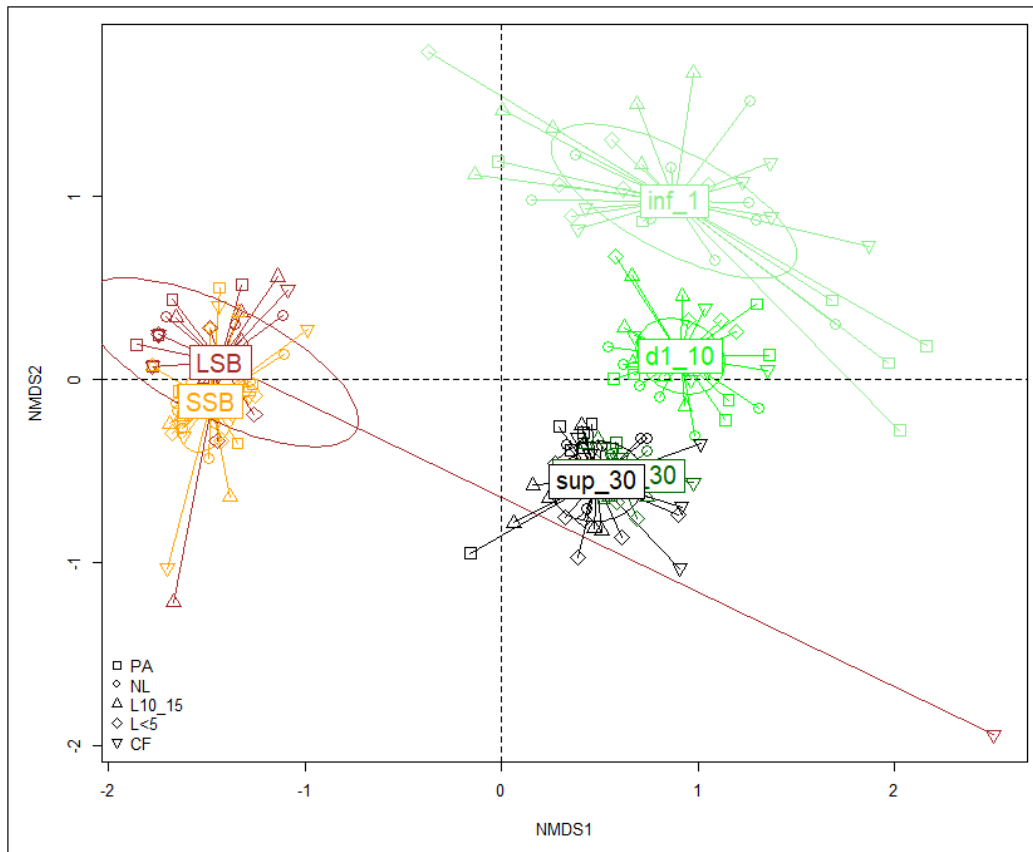
- Hubau W., Marimon B., Monteagudo-Mendoza A., Qie L., Sonké B., Martinez R.V., Baker T.R., Brienen R.J.W., Feldpausch T.R., Galbraith D., Gloor M., Malhi Y., et al., 2020. Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests. *Science* (80-), in press (800) : 869-874.
- Swaine M.D. & Hall J.B., 1988. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. *J. Trop. Ecol.*, 4 (3) : 253-269.
- Swaine M.D. & Whitmore T.C., 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, 75 : 81-86.
- Tang Y., Cao M. & Fu X., 2006. Soil seedbank in a dipterocarp rain forest in Xishuangbanna, Southwest China. *Biotropica*, 38 (3) : 328-333.
- Tang Y., Kachi N., Furukawa A. & Awang M.B., 1999. Heterogeneity of light availability and its effects on simulated carbon gain of tree leaves in a small gap and the understory in a tropical rain forest. *Biotropica*, 31 (2) : 268-278.
- Tchatchou B., Sonwa D.J., Ifo S. & Tiani A.M., 2015. *Déforestation et dégradation des forêts dans le Bassin du Congo: État des lieux, causes actuelles et perspectives* 47p. pp.
- 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? *Biodivers. Conserv.*, 15 (4) : 1353-1374.
- Tekle K. & Bekele T., 2000. The role of soil seed banks in the rehabilitation of degraded hillslopes in Southern Wello, Ethiopia. *Biotropica*, 32 (1) : 23-32.
- Terborgh J., 1985. The vertical component of plant species diversity in temperate and tropical forests. *Am. Nat.*, 126 (6).
- Thompson J., Brokaw N., Zimmerman J.K., Waide R.B., Everham E.M., Lodge D.J., Taylor C.M., García-Montiel D. & Fluet M., 2002. Land use history, environment, and tree composition in a tropical forest. *Ecol. Appl.*, 12 (5) : 1344-1363.
- Thompson K., Bakker J.P. & Bekker R.M., 1997. The soil seed banks of north west Europe: methodology, density and longevity. *soil seed banks north west Eur. Methodol. density longevity.*
- Trolliet F., Bauman D., Forget P.M., Doucet J.L., Gillet J.F. & Hambuckers A., 2019. How complementary are large frugivores for tree seedling recruitment? A case study in the Congo Basin. *J. Trop. Ecol.*, 35 (5) : 223-236.
- Turner I.M., 2004. *The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest*. The Edinburgh Building, Cambridge CB2 2RU, UK : cambridge university press : 314 pp.
- Tyukavina A., Hansen M.C., Potapov P., Parker D., Okpa C., Stehman S. V, Kommareddy I. & Turubanova S., 2018. Congo Basin forest loss dominated by increasing smallholder clearing. *Sci. Adv.*, 4 (November) : 1-12.
- Uasuf A., Tigabu M., Odén P.C., Sur L.E.P. & Uasuf A., 2009. Soil Seed Banks and Regeneration of Neotropical Dry Deciduous and Gallery Forests in Nicaragua. *Bois Forêts des Trop.*, 299 (1) : 49-62.
- Uriarte M. & Chazdon R.L., 2016. Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. *Biotropica*, 48 (6) : 915-924.
- Valverde T. & Silvertown J., 1997. Canopy Closure Rate and Forest Structure. *Ecol. Soc. Am.*, 78 (5) : 1555-1562.
- Vancutsem C., Achard F., Pekel J.F., Vieilledent G., Carboni S., Simonetti D., Gallego J., Aragão L.E.O.C. & Nasi R., 2021. Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Sci. Adv.*, 7 (10) : 1-22.
- Vásquez-Grandón A., Donoso P.J. & Gerding V., 2018. Forest degradation: When is a forest degraded? *Forests*, 9 (11) : 1-13.
- Vermeulen C., Vandenhaute M., Dethier M., Ekodeck H., Nguenang G. & Delvingt W., 2006. De Kompia à Djolempoum : sur les sentiers tortueux de l'aménagement et de l'exploitation des forêts communautaires au Cameroun. *VertigO*, 7 (1) : 1-8.
- Van Vliet N., Nguingui J.-C., Cornelis D. & Sébastien L.B., 2017. *Communautés locales et utilisation durable de la faune en Afrique centrale*. van Vliet N., Nguingui J.-C., Cornelis D. & Le Bel S. (éd.). Libreville – Bogor – Montpellier : FAO/CIFOR/CIRAD. : 22 pp.
- de Wasseige C., Tadoum M., Eba'a Atyi R. & Doumenge C., 2015. Les forêts du Bassin du Congo-Forêts

- et changements climatiques. 128 p.
- Weerasinghe M., Ashton M.S., Hooper E.R. & Singhakumara B.M.P., 2019. Floristics of soil seed banks on agricultural and disturbed land cleared of tropical forests. *Restor. Ecol.*, 27 (1) : 138-147.
- White., 1983. *Vegetation Map of Africa. The Vegetation of Africa: A Descriptive Memoir to Accompany the Unesco/AETFAT/UNSO Vegetation map of Africa.* 75. Paris : 356 pp.
- White F., 1979. The Guineo-Congolian Region and Its Relationships to Other Phytocoria. *Bull. Nat. Plantentuin Belg*, 49 (1) : 11-55.
- White L. & Edwards A., 2000. *Conservation research in the African rain forests: a technical handbook.* New York : Wildlife Conservation Society : 444 pp.
- White P.S. & Pickett S.T.A., 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction, 3-13.
- Williams L., Reich P., Capon S. j. & Raulings E., 2008. Soil seed banks of degraded riparian zones in southeastern Australia and their potential contribution to the understory vegetation. *River Res. Appl.*, 24 : 1002-1017.
- Withmore T.C., 1975. Tropical rain forest of the far east. *Claredon Prees Oxford Univ. Prees, London.* ,
- Wright S.J., 2010. The future of tropical forests. *Ann. N. Y. Acad. Sci.*, 1195 : 1-27.
- Wright S.J., Muller-Landau H.C., Condit R. & Hubbell S.P., 2003. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. *Ecol. Soc. Am.*, 84 (12) : 12.
- Yang X., Baskin C.C., Baskin J.M., Pakeman R.J., Huang Z., Gao R. & Cornelissen J.H.C., 2021. Global patterns of potential future plant diversity hidden in soil seed banks. *Nat. Commun.*, 12 (1) : 1-8.
- Young K.R., Ewel J.J. & Brown B.J., 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio*, 71 (3) : 157-173.
- Zapfack L., 2005. Impact de l'agriculture itinérante sur brulis sur la diversité végétale et la séquestration du carbone. Université de Yaoundé I, 248 p.
- Zébazé D., 2014. Etude de la banque de graines de quelques parcelles permanentes de la localité de Mindourou. Université de Yaoundé I, 60 p.
- Zébazé D., Fayolle A., Daïnou K., Libalah M., Droissart V., Sonké B. & Doucet J., 2021. Land use has little influence on the soil seed bank in a central African moist forest. *Biotropica*, (September) : 1-13.
- Zébazé D., Gorel A., Gillet J.-F., Houngbégnon F., Barbier N., Ligot G., Lhoest S., Kamdem G., Libalah M., Droissart V., Sonké B. & Doucet J.-L., 2023. Natural regeneration in tropical forests along a disturbance gradient in South-East Cameroon. *For. Ecol. Manage.*, 547 (August) : 121402.

Annexes



Annexe 2.2 Sample-based rarefaction curves showing the accumulation of new germination per sample for each soil depth within the different land use types (PA=Protected area, NL = Never Logged, L10-15 = logged between 10 – 15 years ago, L5 = logged less than five years ago, CF = Community Forest). The colors corresponds to the litter and soil layers with blue = Litter, green = 0-5 cm, pink = 5-10 cm, red = 10-15 cm, black = 15-20 cm.



Annexe 2.3 Result of the Non-metric multidimensional ordination (NMDS) showing at the species level the (dis)similarity between the seed bank in soil (SSB) and litter (LSB) and the different vegetation strata (inf_1= Seedling bank with DBH lower at 1 cm, d1_10= Sapplings with DBH between 1 and 10 cm, d10_30= Small trees with DBH between 10 and 30 cm, sup_30= larger trees with DBH greater than 30 cm) at the scale of the plot. (PA=Protected area, NL = Never Logged, L10-15 = logged between 10 – 15 years ago, L<5 = logged less than five years ago, CF = Community Forest).

Annex 2.3 Result of linear mixed models examining the effect of soil layer and land use type on seed bank density, richness and diversity, and on the composition of life forms, regeneration guilds and seed dispersal modes. We used soil layers and land use types as fixed factors and the plot location as random factors. *df* = degree of freedom, *F*= F-value, *p*= p-value.

	Parameters	Factors	<i>Df</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Density	Seed density	Land Use	4	1.67	0.21
		Layer	4	104.93	< 0.001
		Land Use*Layer	16	2.78	< 0.001
Richness	Observed	Land Use	4	2.74	0.050
		Layer	4	20.51	< 0.001
		Land Use*Layer	16	1.8	0.04
	S.Chao	Land Use	4	3.76	0.016
		Layer	4	11.67	< 0.001
		Land Use*Layer	16	1.107	0.359
S.ACE	Land Use	4	3.532	0.021	
	Layer	4	8.506	< 0.001	
	Land Use*Layer	16	0.61	0.869	
Diversity	Shannon	Land Use	4	2.673	0.054
		Layer	4	8.99	< 0.001
		Land Use*Layer	16	2.181	0.009
	Simpson	Land Use	4	2.79	0.038
		Layer	4	3.536	0.009
		Land Use*Layer	16	1.789	0.042
life form	Trees	Land Use	4	7.697	< 0.001
		Layer	4	16.254	< 0.001
		Land Use*Layer	16	108.497	0.5447
	Shrubs	Land Use	4	0.439	0.779
		Layer	4	9.425	<0.001
		Land Use*Layer	16	1.262	0.235
	Lianas	Land Use	4	3.571	0.018
		Layer	4	8.976	< 0.001
		Land Use*Layer	16	1.545	0.097
	Herbs	Land Use	4	3.241	0.027
		Layer	4	10.908	< 0.001
		Land Use*Layer	16	0.918	0.551
Regeneration guild	Pioneer	Land Use	4	6.571	< 0.001
		Layer	4	26.765	< 0.001
		Land Use*Layer	16	1.757	0.047
	NPLD	Land Use	4	1.382	0.265
		Layer	4	0.134	0.97
		Land Use*Layer	16	0.566	0.903
	SB	Land Use	4	0.543	0.705
		Layer	4	12.085	< 0.001
		Land Use*Layer	16	0.618	0.863
Seed dispersal	Acanthochore	Land Use	4	4.667	0.005
		Layer	4	7.367	< 0.001
		Land Use*Layer	16	0.886	0.587
	Ballochore	Land Use	4	1.893	0.139
		Layer	4	2.669	0.066
		Land Use*Layer	16	1.423	0.144
	Barochore	Land Use	4	1.096	0.361
		Layer	4	1.11	0.354
		Land Use*Layer	16	1.097	0.364
	Pogonochore	Land Use	4	3.205	0.027
		Layer	4	36.531	< 0.001
		Land Use*Layer	16	2.465	0.003
	Pterochore	Land Use	4	0.969	0.44
		Layer	4	6.815	< 0.001
		Land Use*Layer	16	1.166	0.307
	Sarcochore	Land Use	4	6.429	0.001
		Layer	4	26.046	< 0.001
		Land Use*Layer	16	0.921	0.547
Sclerochore	Land Use	4	0.467	0.759	
	Layer	4	1.486	0.212	
	Land Use*Layer	16	0.692	0.796	

Annex 2.4 List presenting for each horizon, the species (and Botanical family) present in the seed bank with their Relative Frequencies (RF), density in one m³ of soil (RD), Indicator value (IndVal) and p.val. They are ordered by: Life form, Regeneration Guild (RG; NPLD=non-pioneer light-demand, P=pioneer, SB=shade-bearer) and Dissemination Syndromes (DS).

Species name	Family	Life forms	DS	RG	RF					RD					IndVal					p.Val
					Litter	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm	Litter	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm	Litter	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm	
<i>Erigeron floribundus</i> Kunth Sch. Bip.	Compositae	Herb	Pogonochore	NPLD	0,063	0,03	0	0	0	198	99	0	0	0	0,042	0,01	0	0	0	0,267
<i>Physalis</i> sp.	Solanaceae	Herb	Sarcochore	NPLD	0,063	0,03	0	0	0,032	296	99	0	0	395	0,023	0,004	0	0	0,016	0,596
<i>Commelina</i> sp4	Commelinaceae	Herb	Sclerochore	NPLD	0,031	0,03	0,03	0,032	0,032	99	99	99	99	99	0,006	0,006	0,006	0,007	0,007	1
<i>Commelina</i> sp2	Commelinaceae	Herb	Sclerochore	NPLD	0	0,03	0,121	0,161	0,194	0	988	593	593	1185	0	0,009	0,021	0,029	0,07	0,303
<i>Commelina</i> sp3	Commelinaceae	Herb	Sclerochore	NPLD	0	0,061	0,061	0,065	0,032	0	296	296	296	99	0	0,018	0,018	0,02	0,003	0,812
<i>Commelina</i> sp1	Commelinaceae	Herb	Sclerochore	NPLD	0	0,03	0,061	0,065	0,032	0	198	198	198	99	0	0,008	0,017	0,019	0,005	0,842
<i>Commelina</i> sp5	Commelinaceae	Herb	Sclerochore	NPLD	0	0,03	0,03	0	0,032	0	99	395	0	99	0	0,005	0,02	0	0,006	0,9
<i>Axonopus compressus</i> Sw. P. Beauv.	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0,531	0,333	0,394	0,452	0,387	4444	1877	3062	3951	2074	0,153	0,039	0,076	0,119	0,054	0,209
<i>Mitracarpus hirtus</i> L. DC.	Rubiaceae	Herb	Acanthocore	P	0,281	0,121	0	0,194	0,129	2370	395	0	593	494	0,172	0,012	0	0,031	0,017	0,001
<i>Eleusine indica</i> L. Gaertn.	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0,438	0,273	0,242	0,29	0,355	2272	1877	1383	1383	3259	0,097	0,049	0,032	0,041	0,117	0,433
<i>Paspalum conjugatum</i> P. J. Bergius	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0,344	0,182	0,121	0,194	0,258	1778	1185	494	1185	889	0,11	0,038	0,01	0,043	0,043	0,184
<i>Cyperus mundtii</i> Nees. Kunth	Cyperaceae	Herb	Acanthocore	P	0,438	0,091	0,061	0,065	0,065	1778	296	494	198	395	0,246	0,008	0,009	0,004	0,008	0,001
<i>Asystasia</i> sp.	Acanthaceae	Herb	Acanthocore	P	0,188	0,121	0	0	0	1284	1679	0	0	0	0,083	0,068	0	0	0	0,087
<i>Diodella sarmentosa</i> Sw. Bacigalupo. amp. E. L. Cabral	Rubiaceae	Herb	Acanthocore	P	0,188	0,03	0,03	0	0,032	988	198	99	0	99	0,134	0,004	0,002	0	0,002	0,006
<i>Synedrella nodiflora</i> L. Gaertn.	Compositae	Herb	Acanthocore	P	0,188	0,182	0,091	0,065	0,032	889	1185	296	198	99	0,063	0,079	0,01	0,005	0,001	0,187
<i>Eragrostis</i> sp1	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0,156	0,061	0	0,032	0	889	691	0	198	0	0,079	0,023	0	0,004	0	0,088
<i>Sida alba</i> L.	Malvaceae	Herb	Acanthocore	P	0,125	0,061	0,03	0,129	0,032	494	198	99	494	99	0,044	0,008	0,002	0,047	0,002	0,445
<i>Eragrostis</i> sp2	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0,063	0,03	0	0	0	296	198	0	0	0	0,038	0,012	0	0	0	0,334
<i>Drymaria cordata</i> L. Willd. Ex Roem. amp. Schult.	Caryophyllaceae	Herb	Acanthocore	P	0,063	0	0,061	0,097	0,065	296	0	198	296	198	0,019	0	0,012	0,03	0,013	0,783
<i>Dissotis</i> sp1	Melastomataceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0,091	0,091	0,065	0,065	198	1086	494	198	198	0,003	0,045	0,02	0,006	0,006	0,527
<i>Torenia thoursii</i> Cham. amp. Schldl. Kuntze	Linderniaceae	Herb	Acanthocore	P	0,063	0,091	0	0,032	0,032	198	296	0	99	99	0,018	0,038	0	0,005	0,005	0,654
<i>Cyperus cyperoides</i> L. Kuntze	Cyperaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0,03	0,03	0	0,129	198	198	99	0	395	0,007	0,007	0,003	0	0,059	0,143
<i>Echinochloa stagnina</i> Retz. P. Beauv.	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0,03	0,032	0	198	0	99	99	0	0,016	0	0,007	0,008	0	0,806
<i>Cyperus haspan</i> L.	Cyperaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,6
<i>Cyperus tenuis</i> Sw.	Cyperaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,59
<i>Melastomastrum capitatum</i> Vahl. A. Fern. amp. R. Fern. var. nbsp. Capitatum	Melastomataceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0,061	0	0	0,032	99	296	0	0	296	0,004	0,025	0	0	0,014	0,712
<i>Alternanthera sessilis</i> L. R. Br. Ex DC.	Amaranthaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0,03	0,061	0	0,032	99	99	198	0	99	0,006	0,006	0,024	0	0,007	0,886
<i>Cyperus rotundus</i> facontractus.KUk.	Cyperaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0,061	0	0	99	0	296	0	0	0,008	0	0,045	0	0	0,27
<i>Paspalum</i> sp1	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0,03	0,032	0,032	99	0	99	494	99	0,004	0	0,004	0,02	0,004	0,71
<i>Echinochloa colona</i> L. Link	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0,03	0	0	99	0	99	0	0	0,016	0	0,015	0	0	0,902

Références

<i>Cyathula prostrata</i> L. Blume	Amaranthaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,58
<i>Cyperus kyllingia</i> Endl.	Cyperaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,596
<i>Kyllinga erecta</i> Schumach.	Cyperaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,597
<i>Paspalum</i> sp2	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,579
<i>Spermacoce exilis</i> L. O. Williams C. D. Adams ex W. C. Burger. amp. C. M. Taylor	Rubiaceae	Herb	Acanthocore	P	0	0,03	0,03	0	0	0	198	494	0	0	0	0,009	0,022	0	0	0,764
<i>Amaranthus</i> sp.	Amaranthaceae	Herb	Acanthocore	P	0	0,03	0,061	0	0	0	198	395	0	0	0	0,01	0,04	0	0	0,376
<i>Amaranthus dubius</i> Mart. Ex Thell.	Amaranthaceae	Herb	Acanthocore	P	0	0	0,03	0	0	0	0	296	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Torenia silvicola</i> A. Raynal	Linderniaceae	Herb	Acanthocore	P	0	0	0,03	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Emilia praetermissa</i> Milne Redth	Compositae	Herb	Acanthocore	P	0	0	0,03	0,032	0	0	0	99	99	0	0	0	0,015	0,017	0	0,531
<i>Panicum</i> sp.	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Cyperus</i> sp.	Cyperaceae	Herb	Acanthocore	P	0	0	0	0,032	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,032	0	0,384
<i>Eragrostis ciliaris</i> L. R. Br.	Poaceae	Herb	Acanthocore	P	0	0	0	0	0,032	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,032	0,393
<i>Oxalis barrelieri</i> L.	Oxalidaceae	Herb	Ballochore	P	0,313	0,061	0,03	0,097	0,129	1284	198	99	296	395	0,176	0,005	0,001	0,013	0,023	0,004
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Compositae	Herb	Pogonochore	P	0,625	0,061	0	0	0,032	6025	198	0	0	99	0,596	0,002	0	0	0,001	0,001
<i>Adenostemma viscosum</i> auct.	Compositae	Herb	Pogonochore	P	0,031	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,583
<i>Musa</i> sp.	Musaceae	Herb	Sarcochore	P	0	0	0	0,032	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,032	0	0,4
<i>Marantochloa</i> sp.	Marantaceae	Herb	Sarcochore	P	0	0	0	0	0,032	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,032	0,393
<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. Thonn.	Phyllanthaceae	Herb	Sclerochore	P	0,469	0,333	0,273	0,29	0,226	3160	2667	1383	1679	1185	0,148	0,086	0,036	0,05	0,028	0,12
<i>Polyspatha paniculata</i> .Benth.	Commelinaceae	Herb	Sclerochore	P	0,188	0,121	0,212	0,129	0,161	790	593	691	889	593	0,042	0,02	0,04	0,033	0,028	0,99
<i>Brachiaria deflexa</i> Schumach C. E. Hubb. Ex Robyns	Poaceae	Herb	Sclerochore	P	0,094	0,182	0	0,032	0,129	296	889	0	99	790	0,013	0,075	0	0,002	0,051	0,14
<i>Brachiaria</i> sp2	Poaceae	Herb	Sclerochore	P	0,063	0,03	0,03	0,065	0,065	198	99	99	395	198	0,012	0,003	0,003	0,026	0,013	0,893
<i>Anellema umbrosum</i> Vahl. Kunth	Commelinaceae	Herb	Sclerochore	P	0,031	0,212	0	0	0	99	1185	0	0	0	0,002	0,195	0	0	0	0,001
<i>Brachiaria</i> sp1	Poaceae	Herb	Sclerochore	P	0,031	0,061	0,152	0	0	99	198	593	0	0	0,004	0,013	0,101	0	0	0,018
<i>Croton hirtus</i> L.H.r.	Euphorbiaceae	Herb	Sclerochore	P	0,031	0	0	0,065	0	99	0	0	198	0	0,01	0	0	0,043	0	0,178
<i>Talinum fruticosum</i> L. Juss.	Talinaceae	Herb	Sclerochore	P	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,613
<i>Selaginella</i> sp.	Selaginellaceae	Herb	Sclerochore	P	0	0,061	0,061	0,032	0,032	0	395	198	198	296	0	0,021	0,011	0,006	0,009	0,923
<i>Halopogon azurea</i> K. Schum K. Schum	Marantaceae	Herb	Sclerochore	P	0	0,03	0	0,032	0,065	0	99	0	99	198	0	0,007	0	0,008	0,033	0,336
<i>Phyllanthus</i> sp.	Phyllanthaceae	Herb	Sclerochore	P	0	0	0	0,032	0,032	0	0	0	99	494	0	0	0	0,005	0,027	0,508
<i>Congolanthus</i> sp.	Gentianaceae	Herb		P	0,094	0,152	0,091	0,065	0,065	296	593	1185	198	198	0,011	0,036	0,043	0,005	0,005	0,742
<i>Pouzolzia</i> sp.	Urticaceae	Herb		P	0,063	0	0	0	0,032	198	0	0	0	99	0,041	0	0	0	0,011	0,326
<i>Aframomum</i> sp1	Zingiberaceae	Herb		P	0,031	0,03	0,061	0	0	99	99	198	0	0	0,008	0,008	0,03	0	0	0,6
<i>Sarcophyllum</i> sp.	Leguminosae	Herb		P	0	0,061	0,03	0	0	0	198	99	0	0	0	0,04	0,01	0	0	0,381
<i>Parapentas setigera</i> Hiern. Verdc.	Rubiaceae	Herb		P	0	0	0,03	0,032	0	0	0	99	99	0	0	0	0,015	0,017	0	0,533
<i>Aframomum</i> sp2	Zingiberaceae	Herb		P	0	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Mimosa pudica</i> L.	Leguminosae	Herb		P	0	0	0	0,032	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,032	0	0,422
<i>Elytraria marginata</i> Vahl	Acanthaceae	Herb	Acanthocore	SB	0,406	0,424	0,333	0,258	0,065	2765	4642	1580	1086	198	0,111	0,189	0,05	0,029	0,001	0,03
<i>Paspalum notatum</i> Alain ex FlÜgg.	Poaceae	Herb	Acanthocore	SB	0,063	0	0,121	0,194	0,065	198	0	395	790	296	0,007	0	0,027	0,093	0,012	0,061
<i>Paspalum scrobiculatum</i> L.	Poaceae	Herb	Acanthocore	SB	0,031	0,03	0	0	0	99	99	0	0	0	0,016	0,015	0	0	0	0,917
<i>Clusia globosa</i> Maguire.	Clusiaceae	Herb	Acanthocore	SB	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1

<i>Geophila</i> sp.	Rubiaceae	Herb	Sarcochore	SB	0,063	0,03	0,061	0,032	0	395	99	395	99	0	0,025	0,003	0,024	0,003	0	0,776
<i>Piper umbellatum</i> L.	Piperaceae	Herb	Sarcochore	SB	0,094	0	0	0	0	296	0	0	0	0	0,094	0	0	0	0	0,023
<i>Costus afer</i> Ker. Gawl	Costaceae	Herb	Sarcochore	SB	0,031	0,121	0,061	0	0	198	691	198	0	0	0,006	0,077	0,011	0	0	0,063
<i>Palisota ambigua</i> P. Beauv. C. B. Clarke	Commelinaceae	Herb	Sarcochore	SB	0,031	0,182	0,091	0	0,097	99	1383	296	0	395	0,001	0,114	0,012	0	0,018	0,04
<i>Palisota</i> sp2	Commelinaceae	Herb	Sarcochore	SB	0	0	0	0,032	0,032	0	0	0	99	99	0	0	0	0,016	0,016	0,74
<i>Costus</i> sp1	Costaceae	Herb	Sclerochore	SB	0,031	0,061	0	0	0	99	198	0	0	0	0,011	0,04	0	0	0	0,435
<i>Mapania</i> sp.	Cyperaceae	Herb	Sclerochore	SB	0	0,121	0,061	0,097	0,097	0	691	494	395	494	0	0,039	0,014	0,019	0,024	0,645
<i>Begonia</i> sp.	Begoniaceae	Herb	Sclerochore	SB	0	0,03	0	0,032	0	0	99	0	99	0	0	0,015	0	0,017	0	0,537
<i>Costus dubius</i> Afzel. K. Schum.	Costaceae	Herb	Sclerochore	SB	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Costus gabonensis</i> Koechlin	Costaceae	Herb	Sclerochore	SB	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Costus</i> sp2	Costaceae	Herb	Sclerochore	SB	0	0	0,061	0	0	0	0	494	0	0	0	0	0,061	0	0	0,216
<i>Cissus</i> sp.	Vitaceae	Liana	Sarcochore	NPLD	0,063	0,152	0	0	0,032	198	494	0	0	99	0,016	0,093	0	0	0,004	0,048
<i>Adenia cissampeloides</i> Planch. Ex Hook. Harms	Passifloraceae	Liana	Sarcochore	NPLD	0	0	0,03	0,097	0	0	0	99	296	0	0	0	0,007	0,074	0	0,029
<i>Adenopodia sclerata</i> A. Chev. Brennan	Leguminosae	Liana	Ballochore	P	0,063	0,03	0,03	0	0	198	99	296	0	0	0,021	0,005	0,015	0	0	0,625
<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	Leguminosae	Liana	Ballochore	P	0	0,03	0,03	0,032	0,032	0	99	99	99	99	0	0,007	0,007	0,008	0,008	1
<i>Sabicea</i> sp1	Rubiaceae	Liana	Sarcochore	P	0,438	0,636	0,394	0,323	0,452	2074	7704	3556	1975	3556	0,049	0,254	0,073	0,035	0,089	0,003
<i>Sabicea</i> sp2	Rubiaceae	Liana	Sarcochore	P	0,094	0,182	0,121	0,032	0,032	395	889	494	99	99	0,019	0,081	0,03	0,002	0,002	0,124
<i>Sabicea</i> sp4	Rubiaceae	Liana	Sarcochore	P	0	0,061	0,121	0	0	0	593	395	0	0	0	0,036	0,048	0	0	0,267
<i>Sabicea</i> sp3	Rubiaceae	Liana	Sarcochore	P	0	0,03	0,121	0,032	0,032	0	198	593	99	99	0	0,006	0,072	0,003	0,003	0,076
<i>Sabicea</i> sp5	Rubiaceae	Liana	Sarcochore	P	0	0,03	0,03	0,032	0	0	99	99	99	0	0	0,01	0,01	0,011	0	0,631
<i>Indet Guania</i>		Liana		P	0,125	0,545	0,485	0,355	0,29	395	14914	8000	6815	3753	0,001	0,235	0,112	0,074	0,034	0,016
<i>Priva</i> sp.	Lamiaceae	Liana		P	0,063	0,03	0	0	0	198	99	0	0	0	0,042	0,01	0	0	0	0,287
<i>Paullinia pinnata</i> L.	Sapindaceae	Liana		P	0	0	0	0	0,032	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,032	0,385
<i>Neuropeltis incompta</i> R. D. Good	Convolvulaceae	Liana	Pterochore	SB	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,587
<i>Ipomoea</i> sp.	Convolvulaceae	Liana	Sarcochore	SB	0	0,03	0,061	0	0	0	198	198	0	0	0	0,015	0,03	0	0	0,429
<i>Dioscorea</i> sp1	Dioscoreaceae	Liana	Sarcochore	SB	0	0	0	0,032	0,065	0	0	0	99	198	0	0	0	0,011	0,043	0,221
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> Rich. Vahl	Verbenaceae	Shrub	Acanthocore	P	0,031	0,061	0	0	0	198	593	0	0	0	0,008	0,045	0	0	0	0,313
<i>Eleutheranthera</i> sp.	Compositae	Shrub	Acanthocore	P	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,589
<i>Triumfetta</i> sp.	Malvaceae	Shrub	Acanthocore	P	0	0	0	0,032	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,032	0	0,395
<i>Chromolaena odorata</i> L. R. M. King. amp. H. Rob.	Compositae	Shrub	Pogonochore	P	0,156	0,061	0	0	0	790	296	0	0	0	0,115	0,016	0	0	0	0,009
<i>Uncaria</i> sp.	Malvaceae	Shrub	Sarcochore	P	0,281	0,333	0,242	0	0	1679	2272	1086	0	0	0,096	0,149	0,052	0	0	0,029
<i>Tristemma</i> sp1	Melastomataceae	Shrub	Sarcochore	P	0,156	0,394	0,333	0,097	0,129	494	2568	4543	691	593	0,009	0,113	0,169	0,008	0,009	0,051
<i>Tristemma albiflorum</i> G. Don. Benth.	Melastomataceae	Shrub	Sarcochore	P	0,094	0,424	0,242	0,323	0,194	296	3852	1086	1778	889	0,004	0,202	0,033	0,076	0,023	0,017
<i>Tristemma leiocalyx</i> Cogn.	Melastomataceae	Shrub	Sarcochore	P	0,031	0,091	0	0,065	0,032	99	1778	0	3951	99	0,001	0,026	0	0,044	0,001	0,404
<i>Solanum torvum</i> Sw.	Solanaceae	Shrub	Sarcochore	P	0,031	0	0,061	0	0	99	0	593	0	0	0,005	0	0,052	0	0	0,172
<i>Psychotria racemosa</i> Rich.	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore	P	0	0,061	0	0	0	0	889	0	0	0	0	0,061	0	0	0	0,199
<i>Tristemma</i> sp2	Melastomataceae	Shrub	Sarcochore	P	0	0,061	0,03	0	0	0	593	494	0	0	0	0,033	0,014	0	0	0,414
<i>Trichostachys</i> sp.	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore	P	0	0,03	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1

Références

<i>Psychotria pteropus</i> O. Lachenaud. amp. D. J. Harris	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore	P	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0,03	0	0	0	1	
<i>Solanum</i> sp1	Solanaceae	Shrub	Sarcochore	P	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0,03	0	0	0	1	
<i>Solanum</i> sp2	Solanaceae	Shrub	Sarcochore	P	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0,03	0	0	0	1	
<i>Tristemma oreophilum</i> Gilg	Melastomataceae	Shrub	Sarcochore	P	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0,03	0	0	0	1	
<i>Solanum</i> sp3	Solanaceae	Shrub	Sarcochore	P	0	0	0	0,032	0	0	0	0	99	0	0	0	0,032	0	0,351	
<i>Cassia</i> sp2	Leguminosae	Shrub		P	0,031	0,091	0,03	0,097	0,032	99	296	99	296	99	0,003	0,029	0,003	0,033	0,004	0,486
<i>Bertiera</i> sp1	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore	SB	0,094	0,333	0,212	0,194	0,065	395	3556	1481	1086	296	0,006	0,171	0,045	0,032	0,003	0,011
<i>Bertiera laxa</i> Benth.	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore	SB	0,031	0,121	0,061	0,065	0,097	296	889	494	296	593	0,004	0,041	0,011	0,008	0,023	0,639
<i>Memecylon</i> sp.	Melastomataceae	Shrub	Sarcochore	SB	0,031	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,583
<i>Bertiera</i> sp2	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore	SB	0,031	0	0	0	0,065	99	0	0	0	395	0,006	0	0	0	0,052	0,136
<i>Psychotria densinervia</i> K. Krause. Verde.	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore	SB	0	0,03	0	0	0	0	494	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Vepris</i> sp.	Rutaceae	Shrub	Sarcochore	SB	0	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Bertiera</i> sp3	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore	SB	0	0	0	0,032	0,032	0	0	0	198	99	0	0	0	0,022	0,011	0,494
<i>Bertiera bicarpellata</i> K. Schum. N. Hall.	Rubiaceae	Shrub	Sclerochore	SB	0	0,091	0,061	0	0,032	0	1284	593	0	198	0	0,056	0,017	0	0,003	0,26
<i>Psychotria</i> sp2	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore		0,125	0,212	0,121	0	0	593	1580	691	0	0	0,026	0,116	0,029	0	0	0,03
<i>Psychotria</i> sp1	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore		0,031	0,212	0,03	0	0	99	1284	99	0	0	0,002	0,183	0,002	0	0	0,001
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	Shrub	Sarcochore		0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,605
<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	Leguminosae	Tree	Ballochore	NPLD	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,601
<i>Entandrophragma cylindricum</i> Sprague Sprague	Meliaceae	Tree	Pterochore	NPLD	0,031	0	0	0	0	593	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,587
<i>Chrysophyllum lacourtianum</i> De Wild.	Sapotaceae	Tree	Sarcochore	NPLD	0,031	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,584
<i>Duboscia macrocarpa</i> Bocq.	Malvaceae	Tree	Sarcochore	NPLD	0,031	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,585
<i>Duguetia staudtii</i> Engl. amp. Diels. Chatrou	Annonaceae	Tree	Sarcochore	NPLD	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,585
<i>Plagiostyles africana</i> Müll. Arg. Prain	Euphorbiaceae	Tree	Sarcochore	NPLD	0	0,03	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Erythrophileum suaveolens</i> Guill. amp. Perr. Brenan	Leguminosae	Tree	Ballochore	P	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Terminalia superba</i> Engl. amp. Diels	Combretaceae	Tree	Pterochore	P	0,031	0,03	0	0	0	99	99	0	0	0	0,016	0,015	0	0	0	0,913
<i>Pteleopsis hylocladron</i> Mildbr.	Combretaceae	Tree	Pterochore	P	0	0,091	0	0	0	0	494	0	0	0	0	0,091	0	0	0	0,049
<i>Hylocladron gabunense</i> Taub.	Leguminosae	Tree	Pterochore	P	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Markhamia</i> sp.	Bignoniaceae	Tree	Pterochore	P	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Musanga cecropioides</i> .R..Br.	Urticaceae	Tree	Sarcochore	P	0,938	0,909	0,879	0,742	0,774	26568	62716	28938	17284	12741	0,17	0,378	0,168	0,09	0,07	0,001
<i>Nauclea diderrichii</i> De Wild. amp. T. Durand. Merr.	Rubiaceae	Tree	Sarcochore	P	0,219	0,697	0,697	0,452	0,323	1975	11951	5235	3753	2272	0,017	0,325	0,142	0,07	0,03	0,001
<i>Macaranga</i> sp1	Euphorbiaceae	Tree	Sarcochore	P	0,188	0,212	0,121	0,194	0,065	790	1383	395	593	198	0,044	0,085	0,014	0,036	0,004	0,303
<i>Trema orientalis</i> L. Blume	Cannabaceae	Tree	Sarcochore	P	0,125	0,091	0,121	0,032	0	395	2370	1975	99	0	0,01	0,044	0,049	0,001	0	0,566
<i>Ficus exasperata</i> Vahl	Moraceae	Tree	Sarcochore	P	0,063	0,061	0	0	0	395	198	0	0	0	0,042	0,02	0	0	0	0,276
<i>Xylopia aethiopica</i> Dunal. A. Rich.	Annonaceae	Tree	Sarcochore	P	0,094	0,152	0,091	0	0	296	494	296	0	0	0,026	0,068	0,025	0	0	0,141
<i>Macaranga</i> sp2	Euphorbiaceae	Tree	Sarcochore	P	0,063	0	0,03	0	0,129	198	0	99	0	395	0,018	0	0,004	0	0,075	0,066
<i>Xylopia hypolampra</i> Mildbr.	Annonaceae	Tree	Sarcochore	P	0,063	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,063	0	0	0	0	0,113
<i>Zanthoxylum heitzii</i> Aubr.v.amp. Pellegr. P. G. Waterman	Rutaceae	Tree	Sarcochore	P	0,031	0,121	0	0	0	99	395	0	0	0	0,006	0,096	0	0	0	0,029
<i>Macaranga monandra</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Tree	Sarcochore	P	0,031	0,061	0,03	0	0,129	99	198	99	0	395	0,004	0,015	0,004	0	0,066	0,056

<i>Antrocaryon klaineana</i> Pierre	Anacardiaceae	Tree	Sarcochore	P	0,031	0,03	0	0	0	99	198	0	0	0	0,011	0,02	0	0	0	0,848
<i>Vismia rubescens</i> Oliv.	Hypericaceae	Tree	Sarcochore	P	0,031	0,03	0	0	0	99	99	0	0	0	0,016	0,015	0	0	0	0,911
<i>Aorantho cladantha</i> K. Schum. Somers	Rubiaceae	Tree	Sarcochore	P	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,589
<i>Ficus mucosa</i> Welw. Ex Ficalho	Moraceae	Tree	Sarcochore	P	0	0,091	0	0,065	0	0	691	0	395	0	0	0,057	0	0,024	0	0,199
<i>Macaranga spinosa</i> MÜLL. Arg.	Euphorbiaceae	Tree	Sarcochore	P	0	0,061	0,03	0	0	0	198	99	0	0	0	0,04	0,01	0	0	0,359
<i>Zanthoxylum gillettii</i> De Wild. P. G. Waterman	Rutaceae	Tree	Sarcochore	P	0	0,03	0,03	0	0	0	198	99	0	0	0	0,02	0,01	0	0	0,737
<i>Milicia excelsa</i> Welw. C. C. Berg	Moraceae	Tree	Sarcochore	P	0	0,03	0,03	0	0,032	0	99	296	0	99	0	0,006	0,018	0	0,007	0,896
<i>Macaranga</i> sp5	Euphorbiaceae	Tree	Sarcochore	P	0	0,03	0,03	0	0	0	99	99	0	0	0	0,015	0,015	0	0	1
<i>Vitex</i> sp.	Lamiaceae	Tree	Sarcochore	P	0	0	0,03	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Macaranga</i> sp3	Euphorbiaceae	Tree	Sarcochore	P	0	0	0	0,065	0,032	0	0	0	198	99	0	0	0	0,043	0,011	0,235
<i>Macaranga</i> sp4	Euphorbiaceae	Tree	Sarcochore	P	0	0	0	0,032	0,032	0	0	0	99	99	0	0	0	0,016	0,016	0,761
<i>Maprounea membranacea</i> Pax. K.Hoffm.	Euphorbiaceae	Tree	Sclerochore	P	0,031	0,152	0,03	0,065	0,032	99	593	296	296	99	0,002	0,064	0,006	0,014	0,002	0,145
<i>Margaritaria discoidea</i> Baill. G. L. Webster	Phyllanthaceae	Tree	Sclerochore	P	0,031	0,03	0,061	0	0	99	99	296	0	0	0,006	0,006	0,036	0	0	0,378
<i>Monodora</i> sp.	Annonaceae	Tree	Barochore	SB	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,564
<i>Pausinystalia macroceras</i> K. Schum. Pierre	Rubiaceae	Tree	Pterochore	SB	0,063	0,152	0,03	0	0,032	198	2667	99	0	99	0,004	0,131	0,001	0	0,001	0,011
<i>Strombosia pustulata</i> Oliv.	Olcaceae	Tree	Sarcochore	SB	0,031	0,061	0	0	0	99	198	0	0	0	0,011	0,04	0	0	0	0,456
<i>Strombosia</i> sp.	Olcaceae	Tree	Sarcochore	SB	0,031	0	0,03	0	0	99	0	99	0	0	0,016	0	0,015	0	0	0,908
<i>Annickia affinis</i> Exell. Versteegh. amp. Sosef	Annonaceae	Tree	Sarcochore	SB	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,588
<i>Greenwayodendron suaveolens</i> Engl. amp. Diels. Verdc.	Annonaceae	Tree	Sarcochore	SB	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,614
<i>Microdesmis</i> sp.	Pandaceae	Tree	Sarcochore	SB	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,629
<i>Strombosia scheffleri</i> Engl.	Olcaceae	Tree	Sarcochore	SB	0,031	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,031	0	0	0	0	0,568
<i>Allophylus</i> sp.	Sapindaceae	Tree	Sarcochore	SB	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Garcinia</i> sp.	Clusiaceae	Tree	Sarcochore	SB	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Keayodendron bridelioides</i> Leandri	Phyllanthaceae	Tree	Sarcochore	SB	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Massularia acuminata</i> G. Don. Bullock ex Hoyle	Rubiaceae	Tree	Sarcochore	SB	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Scottellia klaineana</i> Pierre	Achariaceae	Tree	Sarcochore	SB	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1
<i>Maesobotrya klaineana</i> Pierre. J. Léonard	Phyllanthaceae	Tree	Sarcochore	SB	0	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Homalium</i> sp.	Salicaceae	Tree	Sclerochore	SB	0	0,03	0,061	0	0	0	99	198	0	0	0	0,01	0,04	0	0	0,351
<i>Christiana africana</i> DC.	Malvaceae	Tree		SB	0	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Dracaena</i> sp.	Asparagaceae		Sarcochore	NPLD	0	0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Euphorbia</i> sp1	Putranjivaceae		Sarcochore		0,094	0	0,03	0,032	0	296	0	99	99	0	0,056	0	0,006	0,007	0	0,177
<i>Ficus</i> sp1	Moraceae		Sarcochore		0,031	0,03	0	0	0	99	198	0	0	0	0,011	0,02	0	0	0	0,852
<i>Euphorbia</i> sp2	Putranjivaceae		Sarcochore		0,031	0	0,03	0	0	99	0	99	0	0	0,016	0	0,015	0	0	0,907
<i>Zanthoxylum</i> sp.	Rutaceae		Sarcochore		0	0	0,03	0	0	0	0	198	0	0	0	0	0,03	0	0	1
<i>Ficus</i> sp5	Moraceae		Sarcochore		0	0	0	0,032	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,032	0	0,395
<i>Euphorbia</i> sp3	Putranjivaceae				0	0,03	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0,03	0	0	0	1

Annex 2.5 Mean (\pm SD) richness and diversity of the seed bank community. Richness and diversity index were averaged according to the layers and land uses, S.obs = observed specific richness, S.chao1 = Chao richness index1, S.ACE = ACE richness index, S.obs/S.Chao1= ratio S.obs on S.Chao1 illustrating the sampling effort, Shannon = Shannon diversity index, Simpson = Simpson diversity index.

	Layers					<i>p.val</i>	Land use					
	Litter	0-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm		PA	NL	L10-15	L<5	CF	<i>p.val</i>
S.obs	11 \pm 4	13 \pm 5	9 \pm 4	7 \pm 4	7 \pm 3	<0.001	20 \pm 9	33 \pm 6	32 \pm 10	28 \pm 9	30 \pm 6	ns
S.Chao1	23 \pm 8	21 \pm 6	16 \pm 6	11 \pm 2	11 \pm 3	<0.001	33 \pm 7	48 \pm 9	57 \pm 9	49 \pm 11	52 \pm 11	ns
S.ACE	29 \pm 1	26 \pm 1	22 \pm 1	15 \pm 1	15 \pm 1	<0.001	37 \pm 1	61 \pm 2	56 \pm 1	58 \pm 1	53 \pm 1	ns
S.obs/ S.Chao1	0.48	0.62	0.56	0.67	0.64		0.61	0.69	0.56	0.57	0.58	
Shannon	1.96 \pm 0.4 7	1.85 \pm 0.5 8	1.73 \pm 0.49	1.53 \pm 0.54	1.54 \pm 0.50	<0.01	2.25 \pm 0.5	2.97 \pm 0.26	2.39 \pm 0.81	2.50 \pm 0.38	1.95 \pm 0.38	<0.05
Simpson	0.78 \pm 13	0.73 \pm 17	0.75 \pm 1	0.70 \pm 16	0.70 \pm 0.17	ns	0.82 \pm 0.09	0.92 \pm 0.03	0.78 \pm 0.18	0.84 \pm 0.06	0.68 \pm 0.13	<0.01

Annex 2.6 Sorensen's similarity indexes, comparing at the genus level litter seed bank and soil seed bank, regeneration less than 1 cm DBH (Seedling bank) and 1-10 cm DBH (Sapplings), adult tree community with DBH comprise between 10 and 30 cm (Small trees) and upper to 30 cm (larger trees) for all plots of each land use

	Litter Seed Bank (LSB)	Soil Seed Bank (SSB)	Seedling bank (inf_1)	Sapplings (d1_10)	Small trees (d10_30)
Soil Seed Bank (SSB)	0.53				
Seedling bank (inf_1)	0.30	0.28			
Sapplings (d1_10)	0.20	0.23	0.63		
Small trees (d10_30)	0.21	0.24	0.46	0.73	
Larger trees (sup_30)	0.22	0.27	0.49	0.75	0.84

Annex 2.7 Sorensen's similarity indexes, comparing at the species level litter seed bank and soil seed bank, regeneration less than 1 cm DBH (Seedling bank) and 1-10 cm DBH (Sapplings), adult tree community with DBH comprise between 10 and 30 cm (Small trees) and upper to 30 cm (larger trees) for all plots of each land use

	Litter Seed Bank (LSB)	Soil Seed Bank (SSB)	Seedling bank (inf_1)	Sapplings (d1_10)	Small trees (d10_30)
Soil Seed Bank (SSB)	0.51				
Seedling bank (inf_1)	0.19	0.19			
Sapplings (d1_10)	0.16	0.16	0.51		
Small trees (d10_30)	0.12	0.14	0.35	0.59	
Larger trees (sup_30)	0.15	0.18	0.40	0.61	0.76

Annex 3.1: Assessment of canopy openness and leaf area index

A camera with a fisheye lens was used to assess canopy openness and leaf area index in the different plots (Gond *et al.*, 2002). Five hemispherical photographs were taken at five stations spaced at least 20 m apart and distributed in the central part of each 1 ha permanent plot (Figure 1b). In total, 165 hemispherical photographs were taken. Gap Light Analyzer software (version 2.0) was used to scan and analyse each image (Figure A3.1). Thresholds were used to determine the best contrast between the vegetation and sky parts of the image (Figure A1b, c, e and f). To limit errors due to experimenter subjectivity in this operation, two different thresholds were applied to each image: (i) the first time with the minimum "acceptable" threshold, and (ii) the second time with the maximum 'acceptable' threshold (Figures A1b and c). The processing consisted of classifying the images, i.e. separating the pixels into two classes: those representing vegetation ("sky-free" parts) and those representing parts without vegetation ("sky-filled" parts).

Since the one-hectare plot was used as the sampling unit, the value for each parameter of interest is an average of the 10 measurements made on the 10 different images (i.e. in each plot, two levels of assessment \times five camera stations).

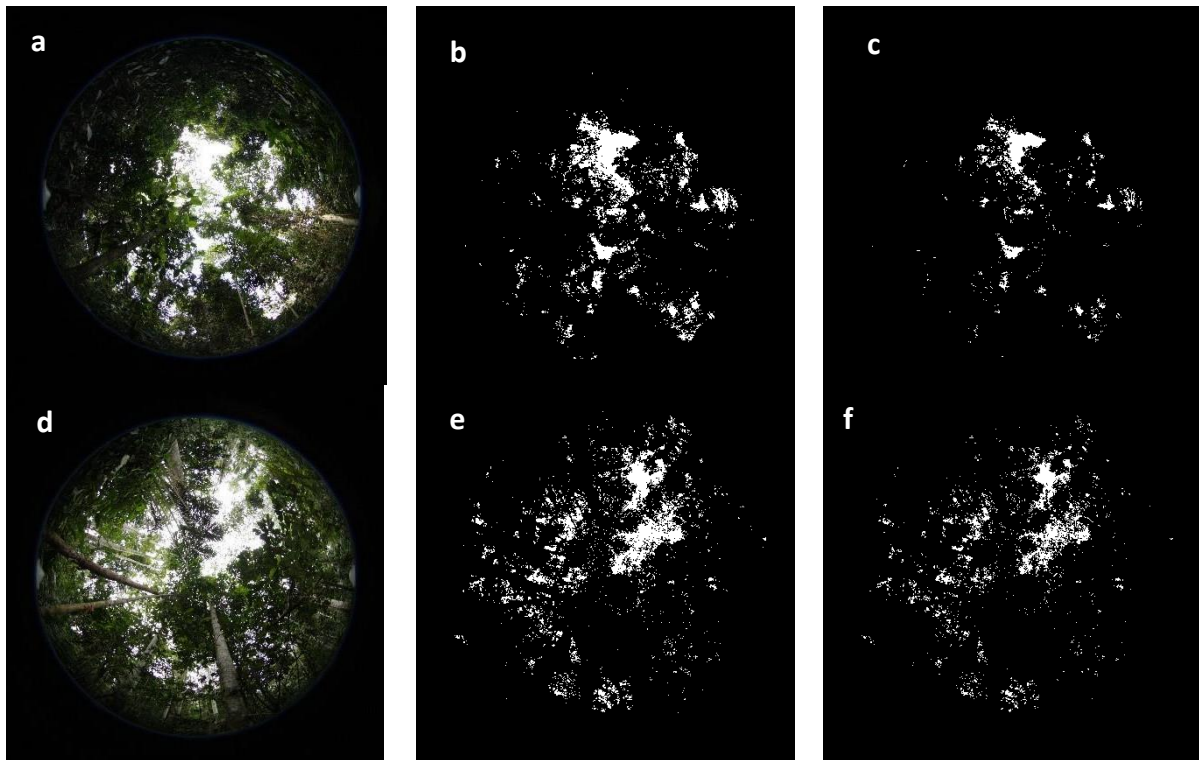
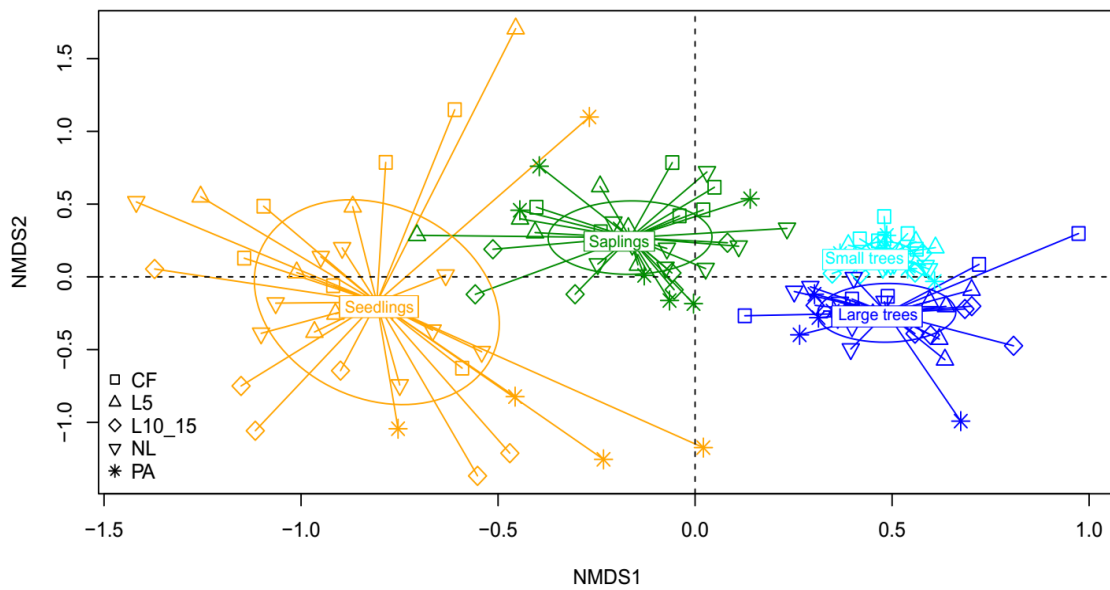
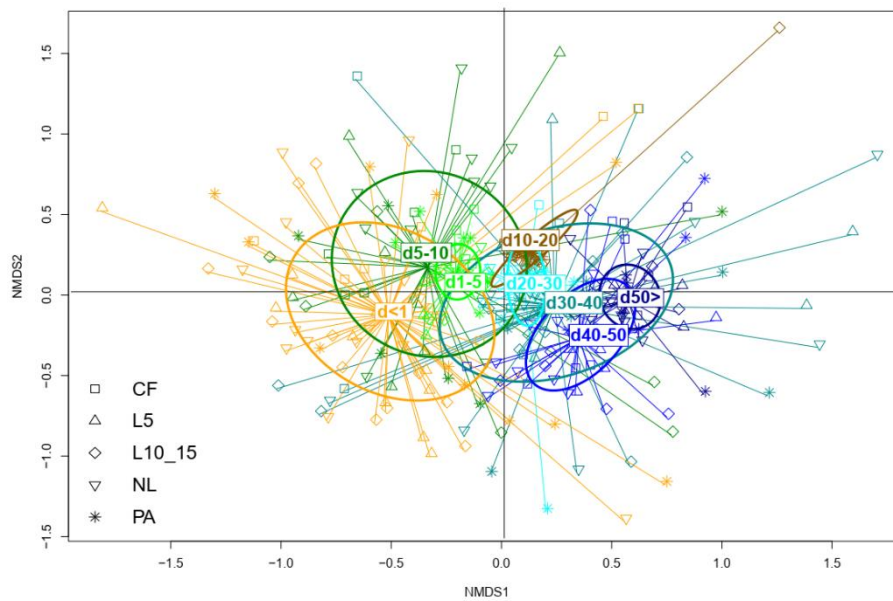


Figure A3.1: Hemispheric photographs taken at two separate stations ("a" and "d") with the threshold set at different contrast levels (235 and 250 for images "b" and "e" and 240 and 255 for images "c" and "f").



Annex 3.2: NMDS showing the species composition of the seedling strata, sapling strata, small tree strata and large tree strata at the plot level.



Annex 3.5: NMDS showing the genera composition of the seedling strata (d<1), sapling stratum (d1-5 and d5-10), small tree stratum (d10-20, d20-30) and large tree stratum (d30-40, d40-50, d50>) at the plot level. d<1: woody individuals with dbh < 1 cm, d1-5: woody individuals with dbh between 1 and 4.9 cm, d5-10 woody individuals with dbh between 5 and 9.9 cm, d10-20: woody individuals with dbh between 10 and 19.9 cm. d20-30: woody individuals with dbh between 20 and 29.9 cm. d30-40: woody individuals with dbh between 30 and 39.9 cm. d40-50: woody individuals with dbh between 40 and 49.9 cm. d50>: woody individuals with dbh > 50 cm.

Annex 3.3: Species found in the understory vegetation strata of different land use types

ID	Species	Families	Life forms	Regeneration guilds	Dispersal syndromes	dbh <1 cm											dbh 1-10 cm											
						Relative frequency					IndVal						Relative frequency					IndVal						
						PA	NL	L10-15	L5	CF	PA	NL	L10-15	L5	CF	p	PA	NL	L10-15	L5	CF	PA	NL	L10-15	L5	CF	p	
1	<i>Acanthus montanus</i> (Nees) T. Anderson	Acanthaceae	Herb	SB	Acanthocore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
2	<i>Adenopodia scelerata</i> (A. Chev.) Brenan	Fabaceae	Liana	P	Ballochore	0.167	0.167	0	0.111	0	0.063	0.063	0	0.028	0	0.841	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	0	1
3	<i>Aframomum daniellii</i> (Hook. f.) K. Schum.	Zingiberaceae	Herb	P	Sarcochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.747	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
4	<i>Aframomum</i> sp.	Zingiberaceae	Herb	P	Sarcochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.701	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
5	<i>Afrostryax lepidophyllus</i> Mildbr.	Huaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0.5	0	0	0	0.02	0.409	0.024	0	0.333	0.5	0.778	0.167	0	0.094	0.189	0.208	0.012	0.489	
6	<i>Afzelia</i> sp.	Fabaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	0.167	0	0	0.111	0	0.1	0	0	0.044	0	0.58	0	0	0	0.444	0	0	0	0	0.444	0	0.007	
7	<i>Agelaea pentagyna</i> (Lam.) Baill.	Connaraceae	Liana	SB	Sarcochore	0	0.167	0	0.111	0	0	0.1	0	0.044	0	0.591	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.697	
8	<i>Aidia micrantha</i> (K. Schum.) F. White	Rubiaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.728	0.167	0.333	0.5	0.111	0.5	0.011	0.045	0.136	0.005	0.239	0.241	
9	<i>Aidia ochroleuca</i> (K. Schum.) E.M.A. Petit	Rubiaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.745	
10	<i>Aidia</i> sp.	Rubiaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	
11	<i>Airyantha schweinfurthii</i> (Taub.) Brummitt	Fabaceae	Shrub	P	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
12	<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. Wight	Fabaceae	Tree	P	Pterochore	0.167	0	0	0.111	0.167	0.031	0	0	0.028	0.094	0.609	0	0	0	0.111	0.333	0	0	0	0.028	0.25	0.134	
13	<i>Albizia glaberrima</i> (Schumach. & Thonn.) Benth.	Fabaceae	Tree	P	Pterochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.736	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
14	<i>Albizia laurentii</i> De Wild.	Fabaceae	Tree	P	Pterochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.71	
15	<i>Albizia</i> sp.	Fabaceae	Tree	P	Pterochore	0	0	0	0.111	0.167	0	0	0	0.044	0.1	0.58	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
16	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Fabaceae	Tree	P	Pterochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.735	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	
17	<i>Allanblackia kisonghi</i> Vermeesen	Clusiaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0.111	0.333	0.025	0	0	0.044	0.15	0.396	
18	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	Apocynaceae	Tree	P	Pogonochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.333	0	0	0	0	0.333	0	0	0.12	
19	<i>Amphimas ferrugineus</i> Pierre ex Pellegr.	Fabaceae	Tree	NPLD	Pterochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.73	
20	<i>Angylocalyx pynaertii</i> De Wild.	Fabaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0.167	0	0	0	0.063	0.071	1	0.167	0	0.333	0	0	0.111	0	0.111	0	0	0.883	
21	<i>Angylocalyx</i> sp.	Fabaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.222	0.333	0	0	0	0.105	0.177	0.389	
22	<i>Anisotes macrophyllus</i> (Lindau) Heine	Acanthaceae	Herb	SB	Acanthocore	0.167	0.333	0.333	0	0.167	0.014	0.167	0.111	0	0.014	0.494	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.742	
23	<i>Annickia affinis</i> (Exell) Versteegh & Sosef	Annonaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0.167	0	0	0	0.044	0.1	0.593	0.5	0.333	0.5	0.444	0.167	0.12	0.04	0.15	0.124	0.01	0.759	

24	Anonidium mannii (Oliv.) Engl. & Diels	Annonaceae	Tree	SB	Barochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.667	0.5	0.333	0.667	0.667	0.09	0.101	0.034	0.15	0.225	0.564
25	Anthonotha macrophylla P. Beauv.	Fabaceae	Tree	SB	Ballochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.5	0.167	0.667	0.444	0.333	0.107	0.009	0.143	0.111	0.089	0.869
26	Antidesma sp.	Phyllanthaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.741	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
27	Antidesma venosum E. Mey. ex Tul.	Phyllanthaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.725
28	Antrocaryon klaineianum Pierre	Anacardiaceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.743
29	Aptandra zenkeri Engl.	Olcaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.691	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
30	Artabotrys sp.	Annonaceae	Liana	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.729
31	Asplenium sp.	Aspleniaceae	Herb	SB	Sclerchore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.742	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
32	Asystasia gangetica (L.) T. Anderson	Acanthaceae	Herb	SB	Acanthochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.729	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
33	Aulacocalyx jasmiflora Hook. f.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
34	Baillonella toxisperma Pierre	Sapotaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.706
35	Baissea sp.	Apocynaceae	Liana	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
36	Barteria fistulosa Mast.	Passifloraceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0.167	0	0	0	0.044	0.1	0.571
37	Begonia sp.	Begoniaceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.737	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
38	Beilschmiedia obscura (Stapf) Engl. ex A. Chev.	Lauraceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0.111	0	0.136	0	0	0.02	0	0.404
39	Beilschmiedia sp.	Lauraceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.333	0.167	0	0.167	0	0.2	0.033	0	0.033	0.369
40	Beilschmiedia sp2	Lauraceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.74
41	Belonophora coriacea Hoyle	Rubiaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.737	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
42	Bertiera bicarpellata (K. Schum.) N. Hall?	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0.167	0.167	0.222	0	0	0.05	0.05	0.089	0	0.783	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
43	Bertiera iturensis K. Krause	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
44	Bertiera racemosa (G. Don) K. Schum.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
45	Bertiera sp.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0.833	0.333	0.333	0.333	0	0.333	0.111	0.044	0.044	0	0.064	0	0.5	0.5	0.111	0.167	0	0.158	0.197	0.006	0.039	0.416
46	Bertiera sp1	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.333	0.167	0	0.222	0	0.133	0.033	0	0.089	0	0.577
47	Bertiera sp2	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.333	0	0	0	0	0.333	0	0	0	0.113
48	Blighia sapida K. D. Koenig	Sapindaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
49	Blighia welwitschii (Hiern) Radlk.	Sapindaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.181
50	Bombax buonopozense P. Beauv.	Malvaceae	Tree	P	Pogonochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.737
51	Calamus sp.	Arecaceae	Herb	NPLD	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
52	Calamus sp1	Arecaceae	Herb	NPLD	Sarcochore	0.333	0	0.167	0.333	0.167	0.1	0	0.025	0.133	0.025	0.667	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
53	Calamus sp2	Arecaceae	Herb	NPLD	Sarcochore	0.333	0.167	0	0.111	0	0.154	0.038	0	0.034	0	0.462	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
54	Calpocalyx dinklagei Harms	Fabaceae	Tree	SB	Ballochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0	0.167	0.5	0.444	0.167	0	0.019	0.087	0.291	0.01	0.206
55	Calpocalyx sp.	Fabaceae	Tree	SB	Ballochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0	0	0.718	0.333	0.167	0.167	0	0	0.286	0.012	0	0	0.166

88	Coelocaryon preussii Warb.	Myristicaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.721
89	Coffea sp1	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.197	0	0	0	0.556	0	0	0	0	0.556	0	0.005
90	Coffea sp2	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0.111	0	0	0.1	0	0.044	0	0.583
91	Coffea sp3	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0.167	0.167	0.333	0.222	0.333	0.036	0.018	0.071	0.032	0.107	0.889	1	0.5	0.167	0.444	0.333	0.557	0.032	0.004	0.102	0.043	0.005
92	Coffea sp4	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
93	Coffea stenophylla G. Don	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.721	0	0.333	0.167	0.111	0	0	0.143	0.071	0.016	0	0.487
94	Cola acuminata (P. Beauv.) Schott & Endl.	Malvaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.731
95	Cola digitata Mast.	Malvaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.706	0.167	0.333	0.167	0.111	0	0.058	0.118	0.03	0.013	0	0.764
96	Cola lateritia K. Schum.	Malvaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0.167	0.167	0	0	0	0.083	0.083	0	0	1	0.333	0.167	0.5	0.222	0.167	0.057	0.014	0.214	0.051	0.014	0.287
97	Cola sp.	Malvaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.729	0.667	0	0	0.111	0	0.615	0	0	0.009	0	0.005
98	Cola verticillata (Thonn.) Stapf ex A. Chev.	Malvaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.723
99	Commelina benghalensis L.	Commelinaceae	Herb	NPLD	Sclerochore	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.735	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
100	Commelina sp.	Commelinaceae	Herb	NPLD	Sclerochore	0	0.5	0	0.111	0.5	0	0.261	0	0.01	0.196	0.168	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
101	Commelina sp1	Commelinaceae	Herb	NPLD	Sclerochore	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.171	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
102	Commelina sp2	Commelinaceae	Herb	NPLD	Sclerochore	0.833	0.333	0.667	0	0	0.333	0.044	0.311	0	0	0.059	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
103	Commelina sp3	Commelinaceae	Herb	NPLD	Sclerochore	0.167	0	0.333	0.111	0	0.045	0	0.182	0.02	0	0.39	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
104	Commelina sp4	Commelinaceae	Herb	NPLD	Sclerochore	0	0.167	0.167	0	0	0	0.083	0.083	0	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
105	Commelina sp5	Commelinaceae	Herb	NPLD	Sclerochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.724	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
106	Copaifera mildbraedii Harms	Fabaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
107	Corynanthe pachyceras K. Schum.	Rubiaceae	Tree	SB	Pterochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0.167	0	0.083	0	0	0.083	1
108	Costus afer Ker Gawl.	Costaceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
109	Costus sp.	Costaceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
110	Coula edulis Baill.	Olacaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.731
111	Crudia zenkeri Harms ex De Wild.	Fabaceae	Tree	SB	Ballochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
112	Cylicodiscus gabunensis Harms	Fabaceae	Tree	P	Pterochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0.167	0.167	0.167	0.222	0	0.029	0.029	0.029	0.105	0	0.813
113	Cytisus sp.					0	0.167	0	0.111	0.167	0	0.045	0	0.02	0.091	0.72	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
114	Dacryodes edulis (G. Don) H. J. Lam	Burseraceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.726
115	Dacryodes igaganga Aubr'v. & Pellegr.	Burseraceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0.111	0	0	0.1	0	0.044	0	0.629
116	Desbordesia glaucescens (Engl.) Tiegh.	Irvingiaceae	Tree	NPLD	Pterochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
117	Desplatsia dewevrei (De Wild. & T. Durand) Burret	Malvaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.667	0	0.167	0.444	0	0.438	0	0.016	0.111	0	0.015
118	Dewevrea bilabiata Micheli	Fabaceae	Liana	SB		/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.717

Références

119	<i>Dialium angolense</i> Welw. ex Oliv.	Fabaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.725
120	<i>Dialium bipindense</i> Harms	Fabaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.167	0	0	0.222	0	0.056	0	0	0.148	0	0.439	0	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.708
121	<i>Dialium pachyphyllum</i> Harms	Fabaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.71	0.667	0	0	0.222	0.167	0.419	0	0	0	0.052	0.023	0.017	
122	<i>Dialium pobeguini</i> Pellegr.	Fabaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.712
123	<i>Dialium</i> sp.	Fabaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.667	0.167	0	0.222	0.167	0.378	0.014	0	0.06	0.014	0	0.044	
124	<i>Dialium zenkeri</i> Harms	Fabaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0.167	0.333	0.111	0	0.029	0.059	0.118	0.013	0	0	0.782	
125	<i>Dicranolepis persei</i> H. A. Cummins	Thymelaeaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.736	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	0	0.111	0	1
126	<i>Dicranolepis pulcherrima</i> Gilg	Thymelaeaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0.333	0.333	0.111	0	0	0.103	0.207	0.008	0	0.381	0	0.5	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0	0.014
127	<i>Dictyandra</i> sp.	Rubiaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	0	0.111	0	1
128	<i>Dioscorea</i> sp.	Dioscoreaceae	Liana	SB	Sarcochore	0	0	0.167	0	0.167	0	0	0.083	0	0.083	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
129	<i>Diospyros hoyleana</i> F. White	Ebenaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.5	0.167	0.333	0.444	0	0.207	0.017	0.069	0.123	0	0.273	0.333	0.5	0.444	0.333	0.066	0.066	0.172	0.073	0.033	0	0	0.654	
130	<i>Diospyros mannii</i> Hiern	Ebenaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0.222	0.167	0	0	0	0.105	0.088	0.478	0.167	0	0	0.111	0	0.125	0	0	0.028	0	0	0.396	
131	<i>Diospyros mcphersonii</i> G. E. Schatz & Lowry	Ebenaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0.333	0.111	0	0	0	0.25	0.028	0	0.127	0.167	0	0.333	0.111	0	0.045	0	0.182	0.02	0	0	0.371	
132	<i>Diospyros</i> sp.	Ebenaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0.5	0.333	0.111	0.5	0.013	0.118	0.105	0.006	0.158	0	0.695	
133	<i>Diospyros</i> sp3	Ebenaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
134	<i>Diospyros</i> sp4	Ebenaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0	0.712
135	<i>Diospyros</i> sp5	Ebenaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0	0	0.74	
136	<i>Diplazium welwitschii</i> (Hook.) Diels	Athyriaceae	Herb	SB	Sclerochore	0.333	0	0	0	0	0.333	0	0	0	0	0.118	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
137	<i>Dipteropeltis</i> sp.	Convolvulaceae	Liana	P	Sarcochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.724	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
138	<i>Dracaena arborea</i> (Willd.) Link	Asparagaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.728	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
139	<i>Dracaena camerooniana</i> Baker	Asparagaceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0.167	0.167	0	0	0	0.083	0.083	0	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
140	<i>Dracaena</i> sp1	Asparagaceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0.167	0.167	0.111	0	0	0.05	0.05	0.044	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
141	<i>Drypetes afzelii</i> (Pax) Hutch.	Putranjivaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.73	
142	<i>Drypetes gosseweileri</i> S. Moore	Putranjivaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.734	0	0	0.167	0.444	0	0	0	0	0.05	0.311	0	0.082	
143	<i>Drypetes ituriensis</i> Pax & K. Hoffm.	Putranjivaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0.167	0	0	0	0	0.011	0.15	0.38	
144	<i>Drypetes laciniata</i> (Pax) Hutch.	Putranjivaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	0.111	0	1	
145	<i>Drypetes paxii</i> Hutch.	Putranjivaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	0.111	0	1	
146	<i>Drypetes preussii</i> (Pax) Hutch.	Putranjivaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	0.111	0	1	
147	<i>Drypetes</i> sp.	Putranjivaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0.333	0.5	0.333	0.778	0.333	0.043	0.087	0.043	0.338	0.043	0.078	1	1	1	0.889	0.833	0.151	0.151	0.259	0.21	0.169	0	0.499	
148	<i>Drypetes</i> sp1	Putranjivaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.5	0.333	0	0.222	0	0.188	0.063	0	0.097	0	0	0.501	
149	<i>Drypetes</i> sp2	Putranjivaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0.333	0	0.167	0	0	0.25	0	0.042	0	0	0	0.232	
150	<i>Drypetes</i> sp3	Putranjivaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	0.111	0	1	

210	<i>Ixora</i> sp.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.723
211	<i>Keayodendron bridelioides</i> Leandri	Phyllanthaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0.111	0	0.1	0	0	0.044	0	0.59
212	<i>Keetia</i> sp.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
213	<i>Klaineanthus</i> sp.	Euphorbiaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0.167	0	0	0.167	0.042	0.042	0	0	0.083	0.881
214	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre ex Engl.	Irvingiaceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.333	0.167	0	0	0	0.222	0.056	0.095
215	<i>Klainedoxa macrophylla</i> Pierre ex Tiegh.	Irvingiaceae	Tree	P	Sarcochore	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.724	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
216	<i>Landolphia</i> sp.	Apocynaceae	Liana	SB	Sarcochore	0.667	0.167	0.5	0.111	0.5	0.192	0.014	0.164	0.006	0.123	0.545	0.167	0	0.167	0	0.167	0.056	0	0.056	0	0.056	1
217	<i>Lasianthus batangensis</i> K. Schum.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
218	<i>Lasiodiscus manni</i> Hook. f.	Rhamnaceae	Tree	SB	Sclerochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0.167	0.333	0.444	0.333	0.015	0.015	0.088	0.131	0.088	0.815
219	<i>Lasiodiscus</i> sp.	Rhamnaceae		NPLD	Sclerochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.724
220	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	Sapindaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	0	0.167	0	0	0.167	0	0.083	0	0	0.083	1	0	0	0.167	0	0.333	0	0	0.056	0	0.222	0.345
221	<i>Lepidobotrys staudtii</i> Engl.	Lepidobotryaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.713
222	<i>Leplaea cedrata</i> (A. Chev.) E. J. M. Koenen & J. J. de Wilde	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0.167	0	0.333	0.222	0.167	0.053	0	0.105	0.047	0.026	0.874
223	<i>Leplaea thompsonii</i> (Sprague & Hutch.) E. J. M. Koenen & J. J. de Wilde	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0.167	0	0	0.167	0	0.083	0	0	0.083	1	0.167	0.167	0.167	0.222	0.167	0.022	0.022	0.043	0.077	0.022	0.969
224	<i>Leptactina manni</i> subsp. & arnoldiana (De Wild.) Neuba ex Figueiredo	Rubiaceae	Shrub	P	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0.333	0	0	0	0	0.333	0	0	0	0	0.127
225	<i>Leptopus</i> sp.	Phyllanthaceae	Liana	SB		0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0	0	0	0.444	0.5	0	0	0	0.291	0.172	0.127
226	<i>Lovoa trichilioides</i> Harms	Meliaceae	Tree	NPLD	Pterochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.222	0.167	0	0	0	0.148	0.056	0.421
227	<i>Macaranga assas</i> Amougou	Euphorbiaceae	Tree	P	Sarcochore	0	0	0	0.111	0.333	0	0	0	0.028	0.25	0.129	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.747
228	<i>Macaranga</i> sp1	Euphorbiaceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
229	<i>Macaranga staudtii</i> Pax	Euphorbiaceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0.167	0	0	0	0.081	0.045	1
230	<i>Maesobotrya klaineana</i> (Pierre) J. L'onard	Phyllanthaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0.167	0.167	0	0	0.167	0.083	0.042	0	0	0.042	0.861	0.5	0.5	0.5	0.444	0.5	0.086	0.069	0.121	0.123	0.086	0.986
231	<i>Maesobotrya</i> sp.	Phyllanthaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.184	0.333	0	0	0.333	0	0.238	0	0	0.095	0	0.124
232	<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	Rhamnaceae	Tree	P	Sarcochore	0	0	0	0.111	0.167	0	0	0	0.044	0.1	0.594	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
233	<i>Magnistipula tessmannii</i> (Engl.) Prance	Chrysobalanaceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.728
234	<i>Mammea usambarensis</i> Verdc.	Calophyllaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
235	<i>Manniophyton</i> sp.	Euphorbiaceae	Liana	P	Sarcochore	0.667	0.167	0.667	0.778	0.667	0.14	0.015	0.16	0.171	0.16	0.93	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
236	<i>Mapania</i> sp.	Cyperaceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
237	<i>Maranthes</i> sp.	Chrysobalanaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.333	0.167	0	0	0	0.275	0.029	0.075

Références

238	Marantochloa congensis (K. Schum.) J. L'onde & Mullend.	Marantaceae	Herb	P	Ballochore	0	0.167	0.167	0	0	0	0.083	0.083	0	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
239	Marantochloa monophylla (K. Schum.) D'Orey	Marantaceae	Herb	P	Ballochore	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.72	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
240	Marantochloa purpurea (Ridl.) Milne-Redh.	Marantaceae	Herb	P	Ballochore	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.186	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
241	Marantochloa sp.	Marantaceae	Herb	P	Ballochore	0.667	0.833	0.667	0.778	0.167	0.137	0.27	0.098	0.183	0.015	0.295	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
242	Mareyopsis longifolia (Pax) Pax & Hoffm.	Euphorbiaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.16 7	0	0	0.111	0	0.1	0	0	0.044	0	0.57 6	
243	Markhamia tomentosa (Benth.) K. Schum. ex Engl.	Bignoniaceae	Tree	P	Pterochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.702	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.73 2	
244	Massularia acuminata (G. Don) Bullock ex Hoyle	Rubiaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0.167	0.222	0	0	0	0.071	0.127	0	0.481	0.5	0.167	0.167	0.444	0.667	0.115	0.01 3	0.013	0.137	0.205	0.42 1	
245	Medinilla mirabilis (Gilg) Jacq.-F!l.	Melastomataceae	Liana	NPLD	Sarcochore	0	0.167	0	0.111	0	0	0.1	0	0.044	0	0.575	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
246	Memecylon sp.	Melastomataceae	Shrub	SB	Sarcochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.732	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.73 3	
247	Microdesmis sp.	Pandaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.667	0.167	0	0.89	0.167	0.189	0.009	0	0.436	0.029	0.013	0.83 3	0.667	0	1	1	0.094	0.15 5	0	0.49	0.165	0.00 3	
248	Mimosa sp.		Herb	P	Ballochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.713	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
249	Monanthes enghiana (Diels) P. H. Hoekstra	Annonaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.16 7	0	0.167	0	0	0.083	0	0.083	0	0	1	
250	Monanthes sp.	Annonaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.72	0.16 7	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.72 1	
251	Monodora myristica (Gaertn.) Dunal	Annonaceae	Tree	SB	Barochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.717	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
252	Monodora sp.	Annonaceae	Tree	SB	Barochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.333	0.111	0	0	0	0.143	0.063	0	0.38 2	
253	Monsonia sp.	Geraniaceae	Herb			/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.16 7	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.74 4	
254	Monstera sp.	Araceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0.167	0	0.111	0.5	0	0.036	0	0.016	0.321	0.091	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
255	Mussaenda sp.	Rubiaceae	Shrub	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0.167	0	0	0	0.08 3	0.083	0	0	1	
256	Myrianthus arboreus P. Beauv.	Urticaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	0.333	0.833	0	0.333	0.167	0.061	0.455	0	0.061	0.015	0.013	0	0.167	0.333	0.667	0.5	0	0.01 2	0.049	0.325	0.146	0.11 7	
257	Nauclea diderichii (De Wild. & Merr.)	Rubiaceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.70 5	
258	Nesogordonia papaverifera (A. Chev.) Capuron ex N. Hall?	Malvaceae	Tree	SB	Pterochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.729	0.16 7	0.167	0	0.111	0.167	0.036	0.03 6	0	0.016	0.071	0.91 6	
259	Neuropeltis incompta R.D. Good	Convolvulaceae	Liana	SB	Pterochore	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.725	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
260	Newbouldia laevis (P. Beauv.) Seem. ex Bureau	Bignoniaceae	Tree	P	Pterochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	
261	Ochna calodendron Gilg & Mildbr.	Ochnaceae	Shrub	SB	Sclerochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.727	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
262	Ochna sp.	Ochnaceae	Shrub	SB	Sclerochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.222	0.167	0	0	0	0.162	0.045	0.38 5	
263	Octolobus sp.	Malvaceae	Shrub	SB	Sclerochore	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.178	0	0.167	0	0.444	0.167	0	0.00 6	0	0.362	0.025	0.06 5	
264	Olax latifolia Engl.	Olcaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.173	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	

Références

294	Piptadeniastrum africanum (Hook. f.) Brenan	Fabaceae	Tree	NPLD	Pterochore	0	0	0.167	0.111	0	0	0	0.1	0.044	0	0.577	0	0	0.167	0.444	0.5	0	0	0.019	0.239	0.173	0.189
295	Plesiostropha paniculata (Pax) Bretelet	Euphorbiaceae	Shrub	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.175
296	Protomegabarria stapfiana (Beille) Hutch.	Phyllanthaceae	Tree	SB	Sclerochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.721
297	Pseuderanthemum sp.	Acanthaceae	Herb	SB	Acanthocore	0	0.167	0	0	0.5	0	0.042	0	0	0.375	0.046	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.706
298	Pseuderanthemum tunicatum (Afzel.) Milne-Redh.	Acanthaceae	Herb	SB	Acanthocore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.739	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
299	Psychotria densinervia (K. Krause) Verdc.	Rubiaceae	Shrub	NPLD	Sarcochore	0.333	0	0	0	0	0.333	0	0	0	0	0.109	0.5	0.167	0	0	0	0.4	0.033	0	0	0	0.05
300	Psychotria fimbriatifolia R.D. Good	Rubiaceae	Shrub	NPLD	Sarcochore	0	0	0	0.111	0.167	0	0	0	0.044	0.1	0.595	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
301	Psychotria globiceps K. Schum.	Rubiaceae	Shrub	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.714
302	Psychotria sp.	Rubiaceae	Shrub	NPLD	Sarcochore	0.333	0.333	0.333	0.111	0.5	0.064	0.043	0.085	0.005	0.191	0.443	0.333	0	0	0.111	0.5	0.077	0	0	0.009	0.346	0.04
303	Psychotria sp1	Rubiaceae	Shrub	NPLD	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.73	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
304	Psdrax welwitschii (Hiern) O.Lachenaud Ined.	Rubiaceae	Shrub	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.699
305	Pteleopsis hyalodendron Mildbr.	Combretaceae	Tree	P	Pterochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0.111	0	0	0	0.1	0.044	0	0.584
306	Pteris sp.	Pteridaceae	Herb	SB	Sclerochore	0.5	0	0	0	0.167	0.375	0	0	0	0.042	0.067	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
307	Pteris sp2	Pteridaceae	Herb	SB	Sclerochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.719	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
308	Pterocarpus soyauxii Taub.	Fabaceae	Tree	NPLD	Pterochore	0	0	0	0	0.333	0	0	0	0	0.333	0.117	0	0.167	0.167	0.222	0.5	0	0.044	0.029	0.026	0.22	0.289
309	Pterocarpus sp.	Fabaceae	Tree	NPLD	Pterochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.73	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
310	Pterodo sp.				Sclerochore	0	0.167	0.167	0.667	0	0	0.016	0.032	0.473	0	0.009	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
311	Pterygota macrocarpa K. Schum.	Malvaceae	Tree	NPLD	Pterochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.759
312	Pycnanthus angolensis (Welw.) Warb.	Myristicaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.333	0.333	0.222	0.5	0	0.059	0.088	0.026	0.22	0.33
313	Radlkofera calodendron Gilg	Sapindaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.715
314	Raphia regalis Becc.	Arecaceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0	0.333	0.444	0	0	0	0.118	0.288	0	0.099	0	0	0	0.444	0	0	0	0	0.444	0	0.02
315	Rauvolfia vomitoria Afzel.	Apocynaceae	Tree	P	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.736	0	0	0.167	0	0.167	0	0	0.056	0	0.111	0.785
316	Renealmia sp.	Zingiberaceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
317	Ricinodendron heudelotii (Baill.) Pierre ex Heckel	Euphorbiaceae	Tree	P	Sarcochore	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.751	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
318	Rinorea cuspa Baill.	Violaceae	Tree	SB	Sclerochore	0.333	0.167	0.5	0.333	0.333	0.061	0.01	0.092	0.068	0.122	0.882	0.833	0.667	1	0.778	0.5	0.138	0.057	0.298	0.124	0.146	0.403
319	Rinorea grandifolia Melch.	Violaceae	Tree	SB	Sclerochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.333	0	0	0.333	0.167	0.148	0	0	0.111	0.037	0.545
320	Rinorea oblongifolia (C. H. Wright) Marquand ex Chipp	Violaceae	Tree	SB	Sclerochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
321	Rodriopsis sp.					0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.733	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
322	Rothmannia hispida (K. Schum.) Fagerl.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.727

323	Rothmannia lujae (De Wild.) Keay	Rubiaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.333	0	0.333	0.667	0.167	0.086	0	0.086	0.267	0.014	0.14
324	Rothmannia octomera (Hook.) Fagerl.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.745
325	Rothmannia sp.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.21	0	0	0.333	0.111	0	0	0	0.273	0.02	0	0.098
326	Rothmannia sp1	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.333	0	0	0.111	0.333	0.143	0	0	0.016	0.143	0.674
327	Rothmannia sp2	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.333	0	0.167	0	0	0.222	0	0.056	0	0	0.342
328	Rothmannia sp3	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.333	0.111	0	0	0	0.25	0.028	0	0.144
329	Rothmannia sp4	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
330	Roureopsis sp.	Connaraceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.743	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
331	Rytigynia sp.	Rubiaceae	Shrub		Sarcochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.714	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
332	Sabicea sp.	Rubiaceae	Liana	P	Sarcochore	0	0	0.167	0.111	0	0	0	0.125	0.028	0	0.399	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
333	Salacia sp.	Celastraceae	Liana	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
334	Santiria trimeria (Oliv.) Aubr?v.	Burseraceae	Tree	SB	Sarcochore	0.167	0	0	0.111	0.333	0.038	0	0	0.034	0.154	0.419	0.333	0	0.333	0.667	0.667	0.027	0	0.041	0.18	0.351	0.077
335	Schumannophyton magnificum (K. Schum.) Harms	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	0.333	0.167	0	0	0.333	0.148	0.019	0	0	0.148	0.679
336	Sclerosperma mannii H. Wendl.	Arecaceae	Herb	NPLD	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
337	Scorodophloeus zenkeri Harms	Fabaceae	Tree	SB	Ballochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.743	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.725
338	Scyphanthus sp.					0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
339	Sida sp.	Malvaceae	Herb	P	Sclerochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0	0	0.721
340	Sorindeia grandifolia Engl.	Anacardiaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.741	0.333	0	0	0.333	0	0.185	0	0	0.148	0	0.293
341	Sorindeia sp.	Anacardiaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0.167	0	0	0	0	0.111	0.056	0	0	0.805
342	Staudtia kamerunensis var. gabonensis (Warb.) Fougilloy	Myristicaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.5	0	0.333	0.222	0.167	0.205	0	0.091	0.04	0.023	0.358
343	Stenandrium guineense (Nees) Vollesen	Acanthaceae	Herb	SB	Acanthocore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.726	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
344	Sterculia sp1	Malvaceae			Ballochore	0	0	0.333	0.444	0	0	0	0.143	0.254	0	0.19	0.167	0.333	0	0.222	0	0.038	0.154	0	0.068	0	0.376
345	Sterculia sp2	Malvaceae			Ballochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.741
346	Sterculia tragacantha Lindl.	Malvaceae	Tree	P	Pterochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0.167	0.167	0	0	0.056	0.056	0.056	0	0	1
347	Streblus usambarensis (Engl.) C. C. Berg	Moraceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0.222	0.5	0	0	0	0.04	0.409	0.008	0	0.167	0	0.222	0.667	0	0.003	0	0.015	0.611	0.002
348	Strombosia pustulata Oliv.	Olacaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.333	0	0.5	0.556	0.5	0.051	0	0.115	0.171	0.154	0.709	0.667	0.667	0.667	0.667	0.5	0.214	0.107	0.161	0.131	0.04	0.752
349	Strombosia scheffleri Engl.	Olacaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0.222	0.167	0	0	0	0.162	0.045	0.382	0.5	0.167	0	0.556	0.167	0.225	0.013	0	0.222	0.013	0.325
350	Strombosia sp.	Olacaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.667	0.167	0	0	0	0.533	0.033	0	0	0	0.01	0.167	0	0.167	0	0	0.083	0	0.083	0	0	1
351	Strombosia tetrandra Engl.	Olacaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.5	0.167	0.167	0.333	0.167	0.188	0.021	0.021	0.083	0.021	0.332	0.833	0.667	0.667	0.667	0.333	0.268	0.161	0.143	0.095	0.027	0.294
352	Strophanthus sp.	Apocynaceae	Liana	P	Pogonochore	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.18	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1
353	Strychnos arborea A.W.Hill.	Loganiaceae	Tree	SB	Barochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.728

Références

354	<i>Strychnos</i> sp.	Loganiaceae	Tree	SB	Barochore	0	0	0.167	0.333	0.167	0	0	0.05	0.133	0.05	0.669	0	0.167	0.333	0.444	0.167	0	0.04 1	0.081	0.192	0.014	0.40 2	
355	<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	Clusiaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.222	0	0	0	0	0.222	0	0.17 5	
356	<i>Synsepalum dulcificum</i> (Schumach. & Thonn.) Daniell	Sapotaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0.167	0	0	0.08 3	0	0	0.083	1	
357	<i>Syzygium rowlandii</i> Sprague	Myrtaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0.71 9	
358	<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	Apocynaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.333	0.5	0	0.222	0.333	0.065	0.228	0	0.019	0.087	0.206	0.66 7	0.833	1	0.889	1	0.123	0.13 2	0.21	0.197	0.225	0.82 2	
359	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae	Tree	P	Pterochore	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.73	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
360	<i>Tessmannia africana</i> Harms	Fabaceae	Tree	NPLD	Ballochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.16 7	0	0	0	0.167	0.083	0	0	0	0	0.083	1	
361	<i>Tessmannia anomala</i> (Micheli) Harms	Fabaceae	Tree	NPLD	Ballochore	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.705	0.16 7	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.69 7	
362	<i>Tetracera alnifolia</i> subsp. & dinklagei (Gilg) Kubitzki	Dilleniaceae	Liana	NPLD	Sarcochore	0	0.167	0.167	0.556	0.167	0	0.022	0.022	0.338	0.022	0.063	0.16 7	0.167	0.333	0.222	0	0.045	0.04 5	0.091	0.04	0	0.94	
363	<i>Tetracera scandens</i> (L.) Merr.	Dilleniaceae	Liana	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.33 3	0	0	0	0	0	0.333	0	0	0	0	0	0.11 8
364	<i>Tetracera</i> sp.	Dilleniaceae	Liana	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0.167	0.222	0	0	0.04 2	0.042	0.111	0	0	0.70 4	
365	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schumach. & Thonn.) Taub.	Fabaceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0.222	0.167	0	0	0.05	0.089	0.05	0.79 4		
366	<i>Tetrorchidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & Hoffm.	Euphorbiaceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0.73 2	
367	<i>Tetrorchidium</i> sp.	Euphorbiaceae	Tree	P	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.729	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
368	<i>Thalia geniculata</i> L.	Marantaceae	Herb	P	Sclerochore	0.333	0	0	0	0.167	0.222	0	0	0	0.056	0.324	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
369	<i>Theobroma cacao</i> L.	Malvaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0.71 7	
370	<i>Treculia obovoidea</i> N.E. Br.	Moraceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0.167	0	0.16 3	0	0	0.004	0.79		
371	<i>Treculia</i> sp.	Moraceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.732	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
372	<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Tree	P	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.717	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
373	<i>Tricalysia</i> sp.	Rubiaceae	Shrub	SB	Sarcochore	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0.111	0	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
374	<i>Trichilia dregeana</i> Sond.	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0.733	0	0	0	0.333	0.5	0	0	0	0.083	0.375	0.02 4	
375	<i>Trichilia gilgiana</i> Harms	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.72 2	
376	<i>Trichilia obovata</i> W. Palacios.	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0	0	0	0	0.16 7	0	0	0	0	0.72 7	
377	<i>Trichilia prieuriana</i> A. Juss.	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0.167	0.5	0	0	0	0.042	0.375	0	0	0.052	0.33 3	0.333	0.5	0.333	0.167	0.093	0.05 6	0.139	0.037	0.028	0.86	
378	<i>Trichilia rubescens</i> Oliv.	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	0.111	0	1	
379	<i>Trichilia</i> sp.	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	0.167	0.5	0	0.111	0.167	0.025	0.225	0	0.011	0.05	0.24	0	0.833	0.167	0.556	0.167	0	0.52 2	0.007	0.083	0.03	0.00 5	
380	<i>Trichilia tessmannii</i> Harms	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0.167	0.167	0.333	0	0	0.02 8	0.083	0.111	0	0	0.64 6	
381	<i>Trichilia welwitschii</i> C. DC.	Meliaceae	Tree	SB	Sarcochore	0	0.333	0	0.222	0	0	0.167	0	0.111	0	0.401	0.33 3	0.667	0.833	0.556	0	0.053	0.25 5	0.186	0.13	0	0.31 3	
382	<i>Trichoscypha acuminata</i> Engl.	Anacardiaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.16 7	0	0	0.222	0.167	0.094	0	0	0	0.056	0.031	0.78 5	
383	<i>Trichoscypha arborea</i> (A. Chev.) A. Chev.	Anacardiaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0	0	0.167	0.71 7	

Références

415	Zanthoxylum heitzii (Aubr?v. & Pellegr.) P. G. Waterman	Rutaceae	Tree	P	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0.74
416	Zanthoxylum sp.	Rutaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.167	0	0	0.111	0	0.1	0	0	0.044	0	0.6	
417	Zanthoxylum sp1	Rutaceae	Tree	NPLD	Sarcochore	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0	0	0.167	0.222	0	0	0	0.071	0.127	0	0.497		
418	Zingiber sp.	Zingiberaceae	Herb	SB	Sarcochore	0	0.167	0	0	0	0	0.167	0	0	0	0.721	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	

Annex 3.4: Similarity (Sorensen's index) of species composition between different land use types within the stratum of individuals with dbh<1 cm and dbh between 1 and 10 cm

	Stratum dbh<1				Stratum dbh1-10			
	Protected area	Unlogged forest	Forest logged 10 to 15 years ago	Forest logged less than 5 years ago	Protected area	Unlogged forest	Logged forest 10 to 15 years	Forest logged less than 5 years ago
Unlogged forest	0.52				0.50			
Forest logged 10 to 15 years ago	0.39	0.51			0.51	0.57		
Forest logged less than 5 years ago	0.40	0.40	0.39		0.55	0.52	0.54	
Community forest	0.47	0.44	0.29	0.42	0.48	0.49	0.51	0.58

Annex 3.6: Relative frequency, IndVal and significance value for the seedling, sapling, small tree and large tree strata													
ID	Species	Regeneration guilds	Dispersal syndromes	Families	Relative frequency				IndVal				p
					Seedling	Sapling	Small trees	Large trees	Seedling	Sapling	Small trees	Large trees	
1	Albizia sp.	P	Pterochore	Fabaceae	0.061	0	0	0	0.061	0	0	0	ns
2	Belonophora coriacea Hoyle	SB	Sarcochore	Rubiaceae	0.03	0	0	0	0.03	0	0	0	ns
3	Desbordesia glaucescens (Engl.) Tiegh.	NPLD	Pterochore	Irvingiaceae	0.03	0	0	0	0.03	0	0	0	ns
4	Omphalocarpum sp.	SB	Barochore	Sapotaceae	0.03	0	0	0	0.03	0	0	0	ns
5	Tetrorchidium sp.	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0.03	0	0	0	0.03	0	0	0	ns
6	Treculia sp.	SB	Sarcochore	Moraceae	0.03	0	0	0	0.03	0	0	0	ns
7	Trema orientalis (L.) Blume	P	Sarcochore	Cannabaceae	0.03	0	0	0	0.03	0	0	0	ns
8	Azizia sp.	NPLD	Sarcochore	Fabaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
9	Albizia laurentii De Wild.	P	Pterochore	Fabaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
10	Angylocalyx sp1	SB	Sarcochore	Fabaceae	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0	0.015
11	Carapa sp2	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0.061	0	0	0	0.061	0	0	ns
12	Chytranthus sp2	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
13	Cleianthus sp.	SB			0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
14	Corynanthe johimbe (K. Schum.) Pierre	SB	Pterochore	Rubiaceae	0	0.061	0	0	0	0.061	0	0	ns
15	Coula edulis Baill.	SB	Sarcochore	Olacaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
16	Dictyandra sp.	SB	Sarcochore	Rubiaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
17	Drypetes afzelii (Pax) Hutch.	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
18	Drypetes ituriensis Pax & K. Hoffm.	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0	0.061	0	0	0	0.061	0	0	ns
19	Drypetes sp1	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0	0.212	0	0	0	0.212	0	0	0.002
20	Duguetia sp.	NPLD	Barochore	Annonaceae	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0	0.009
21	Entandrophragma sp.	NPLD	Pterochore	Meliaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
22	Eriocoelum petiolare Radlk.	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0.061	0	0	0	0.061	0	0	ns
23	Eriocoelum sp.	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
24	Garcinia ovalifolia Oliv.	SB	Sarcochore	Clusiaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
25	Garcinia preussii Engl.	SB	Sarcochore	Clusiaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
26	Homalium africanum (Hook. f.) Benth.	SB	Sclerochore	Salicaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
27	Macaranga sp1	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
28	Monodora sp.	SB	Barochore	Annonaceae	0	0.091	0	0	0	0.091	0	0	ns

29	<i>Newbouldia laevis</i> (P. Beauv.) Seem. ex Bureau	P	Pterochore	Bignoniaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
30	<i>Pancovia</i> sp.	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0.061	0	0	0	0.061	0	0	ns
31	<i>Pauridiantha talbotii</i> (Wernham) Ntore & Dessein	P	Sarcochore	Rubiaceae	0	0.091	0	0	0	0.091	0	0	ns
32	<i>Protomegabaria stappiana</i> (Beille) Hutch.	SB	Sclerochore	Phyllanthaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
33	<i>Radlkofera calodendron</i> Gilg	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
34	<i>Theobroma cacao</i> L.	SB	Sarcochore	Malvaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
35	<i>Xylopia letestui</i> Pellegr.	NPLD	Sarcochore	Annonaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
36	<i>Trichilia gilgiana</i> Harms	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
37	<i>Trichilia</i> sp3	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0.03	0	0	0	0.03	0	0	ns
38	<i>Uvariastrum</i> sp1	SB	Sarcochore	Annonaceae	0	0.061	0	0	0	0.061	0	0	ns
39	<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
40	<i>Angylocalyx</i> sp2	SB	Sarcochore	Fabaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
41	<i>Anthonotha fragrans</i> (Baker f.) Exell & Hillc.	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
42	<i>Anthonotha</i> sp2	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
43	<i>Antiaris toxicaria</i> Lesch.	P	Sarcochore	Moraceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
44	<i>Antrocaryon micraster</i> A. Chev. & Guillaumin	P	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0.013
45	<i>Balanites wilsoniana</i> Dawe & Sprague	NPLD	Sarcochore	Zygophyllaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
46	<i>Baphia pubescens</i> Hook. f.	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.091	0	0	0	0.091	0	0.05
47	<i>Beilschmiedia anacardioides</i> (Engl. & K. Krause) Robyns & R. Wilczek	SB	Sarcochore	Lauraceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
48	<i>Berlinia bracteosa</i> Benth.	NPLD	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
49	<i>Brenania brieyi</i> (De Wild.) E.M.A. Petit	SB	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0.014
50	<i>Brevia sericea</i> Aubr? v. & Pellegr.	SB	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
51	<i>Caloncoba crepiniana</i> (De Wild. & T. Durand) Gilg	P	Ballochore	Achariaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
52	<i>Casearia</i> sp.		Sarcochore	Salicaceae	0	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0.014
53	<i>Cassia</i> sp.	P	Barochore	Fabaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
54	<i>Chlamydocola chlamydantha</i> (K. Schum.) M. Bodard	SB	Sarcochore	Malvaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
55	<i>Chytranthus gilletii</i> De Wild.	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
56	<i>Cola heterophylla</i> (P. Beauv.) Schott & Endl.	SB	Sarcochore	Malvaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
57	<i>Cola nitida</i> (Vent.) Schott & Endl.	SB	Sarcochore	Malvaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
58	<i>Crudia</i> sp.	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
59	<i>Daniellia ogea</i> (Harms) Rolfe	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
60	<i>Dialium dinklagei</i> Harms	SB	Sarcochore	Fabaceae	0	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0.021
61	<i>Dichostemma glaucescens</i> Pierre	SB	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0.017
62	<i>Drypetes grandifolia</i> (C.B. Rob.) Pax & K. Hoffm.	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns

63	<i>Eriocoelum macrocarpum</i> Gilg ex Radlk.	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0.016
64	<i>Eriocoelum oblongum</i> Keay	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
65	<i>Eugenia</i> sp.	P	Sarcochore	Myrtaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
66	<i>Ficus vogeliana</i> (Miq.) Miq.	P	Sarcochore	Moraceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
67	<i>Garcinia kola</i> Heckel	SB	Sarcochore	Clusiaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
68	<i>Garcinia staudtii</i> Engl.	SB	Sarcochore	Clusiaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
69	<i>Glyphaea brevis</i> (Spreng.) Monach.	SB	Ballochore	Malvaceae	0	0	0.091	0	0	0	0.091	0	ns
70	<i>Heinsia crinita</i> (Afzel.) G. Taylor	SB	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
71	<i>Holoptelea grandis</i> (Hutch.) Mildbr.	P	Pterochore	Ulmaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
72	<i>Homalium longistylum</i> Mast.	SB	Sclerochore	Salicaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
73	Indet sp11				0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
74	Indet sp16				0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
75	Indet sp17				0	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0.014
76	Indet sp8				0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
77	Indet sp9				0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
78	<i>Klaineanthus gaboniae</i> Pierre ex Prain	SB	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0	0.182	0	0	0	0.182	0	0.003
79	<i>Leptactina arborescens</i> (Welw. ex Benth. & Hook. f.) De Block	P	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
80	<i>Macaranga</i> sp2	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0.013
81	<i>Manilkara obovata</i> (Sabine & G. Don) J. H. Hemsl.	SB	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
82	<i>Maranthes chrysophylla</i> (Oliv.) Prance	SB	Sarcochore	Chrysobalanaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
83	<i>Markhamia</i> sp.	P	Pterochore	Bignoniaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
84	<i>Milletia barteri</i> (Benth.) Dunn	P	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.121	0	0	0	0.121	0	0.016
85	<i>Milletia laurentii</i> De Wild.	P	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
86	<i>Milletia sanagana</i> Harms	NPLD	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
87	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	SB	Barochore	Annonaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
88	<i>Oncoba dentata</i> Oliv.	P	Ballochore	Salicaceae	0	0	0.091	0	0	0	0.091	0	ns
89	<i>Oncoba gilgiana</i> Sprague	P	Ballochore	Salicaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
90	<i>Oncoba mannii</i> Oliv.	P	Ballochore	Salicaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
91	<i>Oncoba</i> sp.	P	Ballochore	Salicaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
92	<i>Oncoba welwitschii</i> Oliv.	P	Ballochore	Salicaceae	0	0	0.182	0	0	0	0.182	0	0.002
93	<i>Pauridiantha callicarpoides</i> (Hiern) Bremek.	P	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
94	<i>Pentaclethra eetveldeana</i> De Wild. & T. Durand	NPLD	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
95	<i>Picalima nitida</i> (Stapf) T. Durand & H. Durand	SB	Barochore	Apocynaceae	0	0	0.394	0	0	0	0.394	0	0.001
96	<i>Pierreodendron africanum</i> (Hook. f.) Little	SB	Sclerochore	Simaroubaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns

97	<i>Pouteria altissima</i> (A. Chev.) Baehni	NPLD	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0.152	0	0	0	0.152	0	0.006
98	<i>Psydrax subcordata</i> (DC.) Bridson	P	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0.091	0	0	0	0.091	0	ns
99	<i>Pterocarpus mildbraedii</i> Harms	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0	0	0.091	0	0	0	0.091	0	ns
100	<i>Sapium</i> sp.	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
101	<i>Sorindeia africana</i> (Engl.) Van der Veken	SB	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
102	<i>Sorindeia juglandifolia</i> (A. Rich.) Planch. ex Oliv.	SB	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
103	<i>Spathandra</i> sp.	SB	Sarcochore	Melastomataceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
104	<i>Synsepalum stipulatum</i> (Radlk.) Engl.	SB	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
105	<i>Thomandersia hensii</i> De Wild. & T. Durand	SB	Sclerochore	Thomandersiaceae	0	0	0.091	0	0	0	0.091	0	ns
106	<i>Treculia africana</i> Decne.	SB	Sarcochore	Moraceae	0	0	0.303	0	0	0	0.303	0	0.001
107	<i>Trichilia</i> sp2	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
108	<i>Uapaca vanhouttei</i> De Wild.	P	Sarcochore	Phyllanthaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
109	<i>Uvariadendron molundense</i> (Engl. & Diels) R. E. Fr.	SB	Sarcochore	Annonaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
110	<i>Vernonia</i> sp.	P	Pogonochore	Compositae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
111	<i>Vismia rubescens</i> Oliv.	P	Sarcochore	Hypericaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
112	<i>Vitex doniana</i> Sweet	P	Sarcochore	Lamiaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
113	<i>Xylopia rubescens</i> Oliv.	SB	Sarcochore	Annonaceae	0	0	0.061	0	0	0	0.061	0	ns
114	<i>Zanthoxylum</i> sp1	NPLD	Sarcochore	Rutaceae	0	0	0.03	0	0	0	0.03	0	ns
115	<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill.	P	Pterochore	Fabaceae	0	0	0	0.152	0	0	0	0.152	0.005
116	<i>Letestua durissima</i> (A. Chev.) Lecomte	NPLD	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0	0.03	0	0	0	0.03	ns
117	<i>Pauridiantha</i> sp.	P	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0	0.03	0	0	0	0.03	ns
118	<i>Prioria joveri</i> (Normand ex Aubr?v.) Breteler	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0	0	0	0.03	0	0	0	0.03	ns
119	<i>Rauvolfia caffra</i> Sond.	P	Sarcochore	Apocynaceae	0	0	0	0.03	0	0	0	0.03	ns
120	<i>Strombosia zenkeri</i> Engl.	SB	Sarcochore	Olacaceae	0	0	0	0.03	0	0	0	0.03	ns
121	<i>Talbotiella</i> sp.	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0	0	0.03	0	0	0	0.03	ns
122	<i>Celtis</i> sp.	NPLD	Sarcochore	Cannabaceae	0.03	0.03	0	0	0.015	0.015	0	0	ns
123	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	P	Sarcochore	Arecaceae	0.03	0.03	0	0	0.015	0.015	0	0	ns
124	<i>Scorodophloeus zenkeri</i> Harms	SB	Ballochore	Fabaceae	0.03	0.03	0	0	0.01	0.02	0	0	ns
125	<i>Strombosia</i> sp.	SB	Sarcochore	Olacaceae	0.152	0.061	0	0	0.108	0.017	0	0	0.039
126	<i>Aidia</i> sp.	SB	Sarcochore	Rubiaceae	0	0.061	0.03	0	0	0.03	0.015	0	ns
127	<i>Antidesma venosum</i> E. Mey. ex Tul.	SB	Sarcochore	Phyllanthaceae	0	0.03	0.03	0	0	0.015	0.015	0	ns
128	<i>Barteria fistulosa</i> Mast.	P	Sarcochore	Passifloraceae	0	0.061	0.697	0	0	0.002	0.677	0	0.001
129	<i>Bombax buonopozense</i> P. Beauv.	P	Pogonochore	Malvaceae	0	0.03	0.03	0	0	0.006	0.024	0	ns
130	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	P	Pogonochore	Malvaceae	0	0.03	0.03	0	0	0.02	0.01	0	ns
131	<i>Cola verticillata</i> (Thonn.) Stapf ex A. Chev.	SB	Sarcochore	Malvaceae	0	0.03	0.091	0	0	0.006	0.073	0	ns
132	<i>Dialium zenkeri</i> Harms	SB	Sarcochore	Fabaceae	0	0.152	0.03	0	0	0.13	0.004	0	0.018

133	<i>Drypetes laciniata</i> (Pax) Hutch.	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0	0.03	0.091	0	0	0.005	0.076	0	ns
134	<i>Drypetes paxii</i> Hutch.	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0	0.03	0.03	0	0	0.015	0.015	0	ns
135	<i>Entandrophragma utile</i> (Dawe & Sprague) Sprague	NPLD	Pterochore	Meliaceae	0	0.091	0.03	0	0	0.073	0.006	0	ns
136	<i>Garcinia mannii</i> Oliv.	SB	Sarcochore	Clusiaceae	0	0.061	0.212	0	0	0.009	0.179	0	0.003
137	<i>Klaineanthus</i> sp.	SB	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0.091	0.061	0	0	0.033	0.039	0	ns
138	<i>Mareyopsis longifolia</i> (Pax) Pax & K. Hoffm.	SB	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0.061	0.303	0	0	0.006	0.271	0	0.001
139	<i>Pentadesma butyracea</i> Sabine	SB	Sarcochore	Clusiaceae	0	0.061	0.121	0	0	0.018	0.085	0	ns
140	<i>Tetrorchidium didymostemon</i> (Baill.) Pax & K. Hoffm.	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0.03	0.061	0	0	0.01	0.04	0	ns
141	<i>Treulia obovoidea</i> N.E. Br.	SB	Sarcochore	Moraceae	0	0.061	0.03	0	0	0.052	0.004	0	ns
142	<i>Trichoscypha</i> sp.	NPLD	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0.061	0.03	0	0	0.048	0.006	0	ns
143	<i>Uvariastrum pierreanum</i> Engl.	SB	Sarcochore	Annonaceae	0	0.061	0.242	0	0	0.01	0.202	0	0.001
144	<i>Vitex</i> sp.	P	Sarcochore	Lamiaceae	0	0.03	0.03	0	0	0.008	0.023	0	ns
145	<i>Azelia bipindensis</i> Harms	NPLD	Sarcochore	Fabaceae	0	0	0.03	0.061	0	0	0.018	0.024	ns
146	<i>Albizia ferruginea</i> (Guill. & Perr.) Benth.	P	Pterochore	Fabaceae	0	0	0.061	0.03	0	0	0.04	0.01	ns
147	<i>Amphimas pterocarpoides</i> Harms	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0	0	0.303	0.121	0	0	0.202	0.04	0.002
148	<i>Anopyxis klaineana</i> (Pierre) Engl.	NPLD	Pterochore	Rhizophoraceae	0	0	0.212	0.121	0	0	0.135	0.044	0.02
149	<i>Anthocleista</i> sp.	P	Sarcochore	Gentianaceae	0	0	0.061	0.061	0	0	0.04	0.02	ns
150	<i>Anthonotha cladantha</i> (Harms) J. L'ouard	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.152	0.03	0	0	0.101	0.01	0.041
151	<i>Anthonotha</i> sp1	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.061	0.061	0	0	0.051	0.01	ns
152	<i>Aoranthe cladantha</i> (K. Schum.) Somers	P	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0.182	0.03	0	0	0.162	0.003	0.003
153	<i>Baphia nitida</i> Lodd.	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.152	0.061	0	0	0.137	0.006	0.011
154	<i>Bobgunnia fistuloides</i> (Harms) J. H. Kirkbr. & Wiersema	NPLD	Sarcochore	Fabaceae	0	0	0.182	0.03	0	0	0.159	0.004	0.006
155	<i>Bombax brevicuspe</i> Sprague	NPLD	Pogonochore	Malvaceae	0	0	0.333	0.121	0	0	0.292	0.015	0.001
156	<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	P	Sarcochore	Phyllanthaceae	0	0	0.273	0.061	0	0	0.245	0.006	0.001
157	<i>Canarium schweinfurthii</i> Engl.	P	Sarcochore	Burseraceae	0	0	0.152	0.182	0	0	0.082	0.084	ns
158	<i>Canthium</i> sp.	SB	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0.152	0.03	0	0	0.128	0.005	0.012
159	<i>Carapa macrantha</i> Harms	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0	0.03	0.03	0	0	0.024	0.006	ns
160	<i>Carapa</i> sp1	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0	0.061	0.03	0	0	0.045	0.008	ns
161	<i>Celtis philippensis</i> Blanco	NPLD	Sarcochore	Cannabaceae	0	0	0.091	0.121	0	0	0.019	0.095	ns
162	<i>Chrysophyllum africanum</i> A. DC.	NPLD	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0.242	0.061	0	0	0.19	0.013	0.001
163	<i>Chrysophyllum beguei</i> Aubr?v. & Pellegr.	NPLD	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0.03	0.03	0	0	0.015	0.015	ns
164	<i>Chrysophyllum pruniforme</i> Pierre ex Engl.	NPLD	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0.061	0.091	0	0	0.026	0.052	ns
165	<i>Cleistanthus</i> sp.	P	Sclerochore	Phyllanthaceae	0	0	0.333	0.061	0	0	0.307	0.005	0.001
166	<i>Cleistopholis glauca</i> Pierre ex Engl. & Diels	P	Sarcochore	Annonaceae	0	0	0.303	0.121	0	0	0.253	0.02	0.002
167	<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl. & Diels	P	Sarcochore	Annonaceae	0	0	0.273	0.212	0	0	0.185	0.068	0.003

168	Dacryodes klaineana (Pierre) H. J. Lam	SB	Sarcochore	Bursaceae	0	0	0.091	0.091	0	0	0.066	0.025	ns
169	Detarium macrocarpum Harms	P	Sarcochore	Fabaceae	0	0	0.273	0.091	0	0	0.218	0.018	0.002
170	Diospyros dendo Hiern	SB	Sarcochore	Ebenaceae	0	0	0.061	0.03	0	0	0.051	0.005	ns
171	Discoglyprena caloneura (Pax) Prain	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0	0.455	0.242	0	0	0.344	0.059	0.001
172	Donella sp.	SB	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0.061	0.03	0	0	0.045	0.008	ns
173	Drypetes klainei Pierre ex Pax	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0	0	0.242	0.061	0	0	0.231	0.003	0.001
174	Drypetes leonensis Pax	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0	0	0.303	0.121	0	0	0.279	0.01	0.001
175	Elaeophorbia drupifera (Thonn.) Stapf	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0	0.03	0.03	0	0	0.015	0.015	ns
176	Endodesmia calophylloides Benth.	NPLD	Sarcochore	Calophyllaceae	0	0	0.061	0.03	0	0	0.045	0.008	ns
177	Erythrina excelsa Baker	P	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.091	0.061	0	0	0.039	0.035	ns
178	Fernandoa adolfi-friderici (Gilg & Mildbr.) Heine	P	Pterochore	Bignoniaceae	0	0	0.303	0.182	0	0	0.202	0.061	0.001
179	Fernandoa ferdinandi (Welw.) K. Schum.	P	Pterochore	Bignoniaceae	0	0	0.091	0.061	0	0	0.055	0.024	ns
180	Ficus exasperata Vahl	P	Sarcochore	Moraceae	0	0	0.061	0.03	0	0	0.056	0.002	ns
181	Ficus mucoso Welw. ex Ficalho	P	Sarcochore	Moraceae	0	0	0.03	0.03	0	0	0.024	0.006	ns
182	Gilbertiodendron sp.	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0	0.03	0.03	0	0	0.021	0.009	ns
183	Grossera macrantha Pax	SB	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0	0.061	0.03	0	0	0.059	0.001	ns
184	Hymenocardia lyrata Tul.	P	Pterochore	Phyllanthaceae	0	0	0.212	0.091	0	0	0.179	0.014	0.003
185	Indet sp1	SB	Sarcochore		0	0	0.061	0.03	0	0	0.024	0.018	ns
186	Indet sp21				0	0	0.03	0.03	0	0	0.015	0.015	ns
187	Irvingia sp.	SB	Sarcochore	Irvingiaceae	0	0	0.061	0.091	0	0	0.024	0.055	ns
188	Isolona hexaloba (Pierre) Engl. & Diels	SB	Sarcochore	Annonaceae	0	0	0.121	0.061	0	0	0.091	0.015	ns
189	Khaya anthotheca (Welw.) C. DC.	NPLD	Pterochore	Meliaceae	0	0	0.03	0.061	0	0	0.01	0.04	ns
190	Lannea welwitschii (Hiern) Engl.	NPLD	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0	0.182	0.121	0	0	0.124	0.038	0.034
191	Leptaulus daphnoides Benth.	SB	Sarcochore	Cardiopteridaceae	0	0	0.212	0.03	0	0	0.205	0.001	0.001
192	Maprounea membranacea Pax & K. Hoffm.	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0	0.091	0.03	0	0	0.068	0.008	ns
193	Maranthes glabra (Oliv.) Prance	SB	Sarcochore	Chrysobalanaceae	0	0	0.182	0.091	0	0	0.141	0.02	0.007
194	Margaritaria discoidea (Baill.) G.L. Webster	P	Sarcochore	Phyllanthaceae	0	0	0.152	0.242	0	0	0.082	0.111	ns
195	Milicia excelsa (Welw.) C. C. Berg	P	Sarcochore	Moraceae	0	0	0.061	0.091	0	0	0.03	0.045	ns
196	Morinda lucida Benth.	P	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0.03	0.061	0	0	0.01	0.04	ns
197	Musanga cecropioides R. Br. Nauclea pobeguinii (Pobeg.) Merr.	P	Sarcochore	Urticaceae	0	0	0.364	0.364	0	0	0.206	0.158	0.029
198	Musanga cecropioides R. Br. Nauclea pobeguinii (Pobeg.) Merr.	P	Sarcochore	Rubiaceae	0	0	0.03	0.03	0	0	0.015	0.015	ns
199	Newtonia leucocarpa (Harms) G.C.C. Gilbert & Boutique	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0	0	0.03	0.03	0	0	0.02	0.01	ns
200	Ochna afzelii R. Br. ex Oliv. Omphalocarpum procerum P. Beauv.	SB	Sclerochore	Ochnaceae	0	0	0.03	0.03	0	0	0.015	0.015	ns
201	Ochna afzelii R. Br. ex Oliv. Omphalocarpum procerum P. Beauv.	SB	Barochore	Sapotaceae	0	0	0.03	0.061	0	0	0.006	0.048	ns

202	<i>Pachyelasma tessmannii</i> (Harms) Harms	NPLD	Barochore	Fabaceae	0	0	0.121	0.03	0	0	0.097	0.006	0.047
203	<i>Parkia filicoidea</i> Welw. ex Oliv.	NPLD	Sarcochore	Fabaceae	0	0	0.091	0.03	0	0	0.068	0.008	ns
204	<i>Prioria oxyphylla</i> (Harms) Bretelet	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0	0	0.061	0.061	0	0	0.03	0.03	ns
205	<i>Pseudospondias microcarpa</i> (A. Rich.) Engl.	NPLD	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0	0.455	0.152	0	0	0.343	0.037	0.001
206	<i>Quassia gabonensis</i> Pierre	NPLD	Sarcochore	Simaroubaceae	0	0	0.152	0.091	0	0	0.114	0.023	0.028
207	<i>Scottellia klaineana</i> Pierre	SB	Sarcochore	Achariaceae	0	0	0.333	0.061	0	0	0.303	0.006	0.001
208	<i>Shirakiopsis elliptica</i> (Hochst.) Esser	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0	0.061	0.091	0	0	0.038	0.034	ns
209	<i>Strephonema</i> sp.	SB	Sarcochore	Combretaceae	0	0	0.121	0.091	0	0	0.076	0.034	ns
210	<i>Trichilia monadelpha</i> (Thonn.) J.J. de Wilde	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0	0.121	0.061	0	0	0.081	0.02	ns
211	<i>Tridesmostemon omphalocarpoides</i> Engl.	NPLD	Sarcochore	Sapotaceae	0	0	0.061	0.03	0	0	0.036	0.012	ns
212	<i>Uvariastrum zenkeri</i> Engl. & Diels	SB	Sarcochore	Annonaceae	0	0	0.212	0.03	0	0	0.196	0.002	0.001
213	<i>Vernonia doniana</i> DC.	P	Pogonochore	Compositae	0	0	0.061	0.03	0	0	0.04	0.01	ns
214	<i>Xylopia quintasii</i> Engl. & Diels	SB	Sarcochore	Annonaceae	0	0	0.545	0.091	0	0	0.517	0.005	0.001
215	<i>Xylopia staudtii</i> Engl. & Diels	SB	Sarcochore	Annonaceae	0	0	0.303	0.121	0	0	0.227	0.03	0.001
216	<i>Zanthoxylum gillettii</i> (De Wild.) P. G. Waterman	P	Sarcochore	Rutaceae	0	0	0.515	0.242	0	0	0.439	0.036	0.001
217	<i>Dracaena arborea</i> (Willd.) Link	NPLD	Sarcochore	Asparagaceae	0.03	0	0	0.121	0.006	0	0	0.097	ns
218	<i>Monodora myristica</i> (Gaertn.) Dunal	SB	Barochore	Annonaceae	0.03	0	0.061	0	0.004	0	0.053	0	ns
219	<i>Christiana africana</i> DC.	SB	Sclerochore	Malvaceae	0	0.03	0	0.03	0	0.015	0	0.015	ns
220	<i>Strychnos</i> sp.	SB	Barochore	Loganiaceae	0.152	0.273	0	0.03	0.048	0.175	0	0.001	0.009
221	<i>Allanblackia</i> sp1	SB	Sarcochore	Clusiaceae	0	0.121	0.394	0.121	0	0.02	0.287	0.013	0.001
222	<i>Alstonia boonei</i> De Wild.	P	Pogonochore	Apocynaceae	0	0.061	0.273	0.667	0	0.002	0.06	0.497	0.001
223	<i>Amphimas</i> sp.	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0	0.03	0.091	0.03	0	0.006	0.055	0.006	ns
224	<i>Anonidium mannii</i> (Oliv.) Engl. & Diels	SB	Barochore	Annonaceae	0	0.576	0.97	0.364	0	0.035	0.846	0.024	0.001
225	<i>Anthonotha macrophylla</i> P. Beauv.	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0.424	0.727	0.091	0	0.046	0.637	0.001	0.001
226	<i>Antrocaryon klaineinum</i> Pierre	P	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0.03	0.152	0.182	0	0.002	0.057	0.102	ns
227	<i>Baillonella toxisperma</i> Pierre	NPLD	Sarcochore	Sapotaceae	0	0.03	0.303	0.121	0	0.002	0.214	0.029	0.003
228	<i>Beilschmiedia obscura</i> (Stapf) Engl. ex A. Chev.	SB	Sarcochore	Lauraceae	0	0.061	0.606	0.212	0	0.003	0.467	0.038	0.001
229	<i>Beilschmiedia</i> sp.	SB	Sarcochore	Lauraceae	0	0.152	0.485	0.091	0	0.02	0.379	0.008	0.001
230	<i>Blighia sapida</i> K. D. Koenig	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0.03	0.091	0.061	0	0.004	0.052	0.017	ns
231	<i>Blighia welwitschii</i> (Hiern) Radlk.	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0.061	0.697	0.333	0	0.003	0.556	0.052	0.001
232	<i>Carapa procera</i> DC.	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0.606	0.818	0.424	0	0.133	0.555	0.043	0.001
233	<i>Celtis adolfi-friderici</i> Engl.	NPLD	Sarcochore	Cannabaceae	0	0.121	0.212	0.121	0	0.019	0.093	0.048	ns
234	<i>Chrysophyllum lacourtianum</i> De Wild.	NPLD	Sarcochore	Sapotaceae	0	0.333	0.545	0.303	0	0.063	0.332	0.061	0.001
235	<i>Chytranthus</i> sp1	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0.273	0.364	0.061	0	0.069	0.261	0.002	0.001
236	<i>Coelocaryon preussii</i> Warb.	NPLD	Sarcochore	Myristicaceae	0	0.03	0.667	0.455	0	0	0.578	0.058	0.001

237	<i>Cola acuminata</i> (P. Beauv.) Schott & Endl.	SB	Sarcochore	Malvaceae	0	0.03	0.394	0.091	0	0.001	0.34	0.01	0.001
238	<i>Corynanthe pachyceras</i> K. Schum.	SB	Pterochore	Rubiaceae	0	0.061	0.667	0.212	0	0.001	0.584	0.023	0.001
239	<i>Crudia zenkeri</i> Harms ex De Wild.	SB	Ballochore	Fabaceae	0	0.03	0.182	0.091	0	0.001	0.153	0.012	0.016
240	<i>Dacryodes edulis</i> (G. Don) H. J. Lam	SB	Sarcochore	Burseraceae	0	0.03	0.182	0.091	0	0.002	0.152	0.009	0.007
241	<i>Dacryodes</i> sp.	SB	Sarcochore	Burseraceae	0	0.061	0.455	0.091	0	0.003	0.406	0.006	0.001
242	<i>Desplatsia dewevrei</i> (De Wild. & T. Durand) Burret	SB	Sarcochore	Malvaceae	0	0.273	0.636	0.121	0	0.035	0.528	0.005	0.001
243	<i>Dialium</i> sp1	SB	Sarcochore	Fabaceae	0	0.242	0.061	0.061	0	0.148	0.016	0.008	0.01
244	<i>Dialium</i> sp2	SB	Sarcochore	Fabaceae	0	0.03	0.121	0.03	0	0.005	0.095	0.001	ns
245	<i>Diospyros</i> sp1	SB	Sarcochore	Ebenaceae	0	0.303	0.424	0.121	0	0.07	0.295	0.009	0.001
246	<i>Drypetes preussii</i> (Pax) Hutch. Duguetia staudtii (Engl. & Diels) Chatrou	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0	0.03	0.364	0.061	0	0.001	0.337	0.002	0.001
247	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	NPLD	Barochore	Annonaceae	0	0.121	0.364	0.364	0	0.01	0.224	0.108	0.005
248	<i>Eribroma oblongum</i> (Mast.) Pierre ex A. Chev.	NPLD	Pterochore	Meliaceae	0	0.182	0.273	0.273	0	0.036	0.117	0.101	ns
249	<i>Erisma delphus</i> exsul Mildbr.	SB	Sarcochore	Malvaceae	0	0.03	0.212	0.03	0	0.001	0.177	0.004	0.005
250	<i>Funtumia africana</i> (Benth.) Stapf	P	Pterochore	Vochysiaceae	0	0.061	0.242	0.121	0	0.006	0.173	0.023	0.001
251	<i>Funtumia elastica</i> (P. Preuss) Stapf	SB	Pogonochore	Apocynaceae	0	0.061	0.576	0.333	0	0.001	0.429	0.078	0.001
252	<i>Grewia coriacea</i> Mast.	SB	Pogonochore	Apocynaceae	0	0.091	0.273	0.061	0	0.018	0.191	0.006	0.004
253	<i>Heisteria parvifolia</i> Sm.	SB	Sarcochore	Malvaceae	0	0.182	0.212	0.03	0	0.091	0.098	0.001	ns
254	<i>Hexalobus crispiflorus</i> A. Rich.	SB	Sarcochore	Olacaceae	0	0.03	0.424	0.394	0	0	0.311	0.102	0.002
255	<i>Homalium letestui</i> Pellegr.	SB	Sarcochore	Annonaceae	0	0.061	0.485	0.394	0	0.003	0.295	0.137	0.001
256	<i>Irvingia robur</i> Mildbr.	SB	Sclerochore	Salicaceae	0	0.03	0.303	0.242	0	0.001	0.218	0.062	0.003
257	<i>Keayodendron bridelioides</i> Leandri	SB	Sarcochore	Irvingiaceae	0	0.03	0.364	0.212	0	0.002	0.257	0.05	0.001
258	<i>Lasiolobus mannii</i> Hook. f.	SB	Sarcochore	Phyllanthaceae	0	0.061	0.515	0.424	0	0.002	0.295	0.168	0.001
259	<i>Lepidobotrys staudtii</i> Engl.	SB	Sclerochore	Rhamnaceae	0	0.303	0.424	0.03	0	0.043	0.36	0	0.001
260	<i>Lovoa trichilioides</i> Harms	SB	Sarcochore	Lepidobotryaceae	0	0.03	0.667	0.273	0	0	0.55	0.044	0.001
261	<i>Macaranga staudtii</i> Pax	NPLD	Pterochore	Meliaceae	0	0.091	0.333	0.061	0	0.014	0.244	0.007	0.001
262	<i>Magnistipula tessmannii</i> (Engl.) Prance	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0	0.061	0.182	0.152	0	0.016	0.067	0.056	ns
263	<i>Mammea africana</i> Sabine	P	Sarcochore	Chrysobalanaceae	0	0.03	0.152	0.061	0	0.003	0.114	0.01	0.015
264	<i>Maranthes</i> sp.	SB	Sarcochore	Calophyllaceae	0	0.03	0.394	0.091	0	0.001	0.3	0.017	0.001
265	<i>Nauclea diderrichii</i> (De Wild. & T. Durand) Merr.	SB	Sarcochore	Chrysobalanaceae	0	0.121	0.182	0.061	0	0.021	0.142	0.003	0.021
266	<i>Ongokea gore</i> (Hua) Pierre	P	Sarcochore	Rubiaceae	0	0.03	0.364	0.212	0	0.001	0.194	0.092	0.005
267	<i>Pancovia laurentii</i> (De Wild.) Gilg ex De Wild.	NPLD	Sarcochore	Olacaceae	0	0.152	0.364	0.273	0	0.02	0.187	0.096	0.013
268	<i>Panda oleosa</i> Pierre	SB	Sarcochore	Sapindaceae	0	0.424	0.485	0.061	0	0.102	0.359	0.001	0.001
269	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	SB	Sarcochore	Pandaceae	0	0.121	0.758	0.636	0	0.008	0.451	0.215	0.001
270	<i>Parkia bicolor</i> A. Chev.	NPLD	Sarcochore	Chrysobalanaceae	0	0.061	0.061	0.091	0	0.012	0.03	0.027	ns
271		NPLD	Sarcochore	Fabaceae	0	0.03	0.212	0.091	0	0.002	0.15	0.021	0.021

272	<i>Pteleopsis hylodendron</i> Mildbr.	P	Pterochore	Combretaceae	0	0.061	0.364	0.273	0	0.003	0.177	0.125	0.009
273	<i>Pterygota macrocarpa</i> K. Schum.	NPLD	Pterochore	Malvaceae	0	0.03	0.03	0.03	0	0.01	0.01	0.01	ns
274	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb.	NPLD	Sarcochore	Myristicaceae	0	0.273	0.606	0.424	0	0.027	0.431	0.081	0.001
275	<i>Rinorea</i> sp1	SB	Sclerochore	Violaceae	0	0.182	0.424	0.061	0	0.025	0.352	0.002	0.001
276	<i>Rinorea</i> sp2	SB	Sclerochore	Violaceae	0	0.03	0.152	0.03	0	0.001	0.141	0.001	0.015
277	<i>Rothmannia lujae</i> (De Wild.) Keay	SB	Sarcochore	Rubiaceae	0	0.333	0.758	0.03	0	0.048	0.642	0	0.001
278	<i>Staudtia kamerunensis</i> var. gabonensis (Warb.) Fouilloy	SB	Sarcochore	Myristicaceae	0	0.242	0.788	0.212	0	0.016	0.677	0.016	0.001
279	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	P	Pterochore	Malvaceae	0	0.091	0.485	0.515	0	0.004	0.337	0.136	0.001
280	<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	SB	Sarcochore	Clusiaceae	0	0.061	0.394	0.03	0	0.008	0.328	0.001	0.001
281	<i>Synsepalum dulcificum</i> (Schumach. & Thonn.) Daniell	SB	Sarcochore	Sapotaceae	0	0.061	0.424	0.182	0	0.003	0.349	0.024	0.001
282	<i>Syzygium</i> sp.	SB	Sarcochore	Myrtaceae	0	0.03	0.394	0.152	0	0.001	0.295	0.034	0.001
283	<i>Tessmannia africana</i> Harms	NPLD	Ballochore	Fabaceae	0	0.061	0.515	0.303	0	0.003	0.298	0.112	0.001
284	<i>Tetrapleura tetraptera</i> (Schumach. & Thonn.) Taub.	P	Sarcochore	Fabaceae	0	0.121	0.364	0.303	0	0.013	0.192	0.109	0.011
285	<i>Trichilia rubescens</i> Oliv.	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0.03	0.515	0.121	0	0.001	0.445	0.014	0.001
286	<i>Trichilia tessmannii</i> Harms	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0.152	0.333	0.152	0	0.024	0.242	0.017	0.003
287	<i>Trichoscypha acuminata</i> Engl.	NPLD	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0.121	0.758	0.03	0	0.008	0.699	0	0.001
288	<i>Trichoscypha arborea</i> (A. Chev.) A. Chev.	NPLD	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0.03	0.121	0.03	0	0.004	0.087	0.004	ns
289	<i>Trichoscypha oddonii</i> De Wild.	NPLD	Sarcochore	Anacardiaceae	0	0.03	0.576	0.121	0	0.001	0.519	0.01	0.001
290	<i>Trilepisium madagascariense</i> DC.	NPLD	Sarcochore	Moraceae	0	0.03	0.182	0.121	0	0.001	0.138	0.025	0.026
291	<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. ex C. DC.) Pellegr.	SB	Sarcochore	Meliaceae	0	0.091	0.364	0.212	0	0.007	0.25	0.051	0.002
292	<i>Xylopia aurantiiodora</i> De Wild. & T. Durand	NPLD	Sarcochore	Annonaceae	0	0.03	0.242	0.03	0	0.002	0.205	0.002	0.001
293	<i>Xylopia hypolampra</i> Mildbr. & Zanthoxylum heitzii (Aubr?v. & Pellegr.) P. G. Waterman	P	Sarcochore	Annonaceae	0	0.121	0.182	0.242	0	0.023	0.07	0.103	ns
294		P	Sarcochore	Rutaceae	0	0.03	0.242	0.152	0	0.002	0.133	0.061	0.021
295	<i>Calpocalyx</i> sp.	SB	Ballochore	Fabaceae	0.03	0.121	0.03	0	0.002	0.106	0.002	0	ns
296	<i>Centropilacis glaucinus</i> Pierre	SB	Sarcochore	Centroplacaceae	0.03	0.394	0.758	0	0	0.056	0.645	0	0.001
297	<i>Cola</i> sp.	SB	Sarcochore	Malvaceae	0.03	0.152	0.364	0	0.001	0.044	0.246	0	0.003
298	<i>Copaifera mildbraedii</i> Harms	NPLD	Sarcochore	Fabaceae	0.03	0.03	0.212	0	0.002	0.002	0.184	0	0.004
299	<i>Diospyros hoyleana</i> F. White	SB	Sarcochore	Ebenaceae	0.303	0.394	0.485	0	0.054	0.14	0.227	0	0.004
300	<i>Diospyros mannii</i> Hiern	SB	Sarcochore	Ebenaceae	0.091	0.061	0.091	0	0.049	0.014	0.021	0	ns
301	<i>Drypetes</i> sp2	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0.03	0.152	0.061	0	0.002	0.071	0.028	0	ns
302	<i>Massularia acuminata</i> (G. Don) Bullock ex Hoyle	SB	Sarcochore	Rubiaceae	0.091	0.394	0.273	0	0.009	0.197	0.109	0	0.007
303	<i>Microdesmis</i> sp.	SB	Sarcochore	Pandaceae	0.424	0.727	0.061	0	0.049	0.635	0.001	0	0.001
304	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	P	Sarcochore	Apocynaceae	0.03	0.061	0.121	0	0.003	0.015	0.081	0	ns

305	Rinorea dentata (P. Beauv.) Kuntze	SB	Sclerochore	Violaceae	0.333	0.758	0.091	0	0.031	0.643	0.005	0	0.001
306	Trichilia sp1	SB	Sarcochore	Meliaceae	0.182	0.364	0.03	0	0.04	0.273	0.001	0	0.001
307	Albizia glaberrima (Schumach. & Thonn.) Benth.	P	Pterochore	Fabaceae	0.03	0	0.182	0.212	0.002	0	0.082	0.106	ns
308	Homalium sp.	SB	Sclerochore	Salicaceae	0.061	0	0.091	0.091	0.015	0	0.034	0.034	ns
309	Pterocarpus sp.	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0.03	0	0.03	0.091	0.004	0	0.009	0.052	ns
310	Ricinodendron heudelotii (Baill.) Pierre ex Heckel	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0.03	0	0.121	0.121	0.003	0	0.042	0.067	ns
311	Terminalia superba Engl. & Diels	P	Pterochore	Combretaceae	0.03	0	0.091	0.394	0.001	0	0.015	0.32	0.001
312	Xylopia sp.	NPLD	Sarcochore	Annonaceae	0.061	0	0.212	0.121	0.003	0	0.17	0.018	0.013
313	Afrostyrax lepidophyllus Mildbr.	SB	Sarcochore	Huaceae	0.121	0.394	0.636	0.242	0.003	0.119	0.38	0.018	0.001
314	Aidia micrantha (K. Schum.) F. White	SB	Sarcochore	Rubiaceae	0.03	0.303	0.333	0.061	0	0.034	0.283	0.002	0.003
315	Albizia adianthifolia (Schumach.) W. Wight	P	Pterochore	Fabaceae	0.091	0.091	0.485	0.273	0.011	0.006	0.257	0.078	0.002
316	Albizia zygia (DC.) J. F. Macbr.	P	Pterochore	Fabaceae	0.03	0.03	0.121	0.091	0.002	0.002	0.075	0.021	ns
317	Angylocalyx pynaertii De Wild.	SB	Sarcochore	Fabaceae	0.061	0.091	0.758	0.455	0.002	0.005	0.571	0.077	0.001
318	Annickia affinis (Exell) Versteegh & Sosef	SB	Sarcochore	Annonaceae	0.061	0.394	0.939	0.818	0.001	0.036	0.565	0.242	0.001
319	Calpocalyx dinklagei Harms	SB	Ballochore	Fabaceae	0.03	0.273	0.515	0.061	0	0.067	0.371	0.001	0.001
320	Celtis mildbraedii Engl.	NPLD	Sarcochore	Cannabaceae	0.152	0.394	0.485	0.424	0.007	0.071	0.242	0.116	0.021
321	Celtis tessmannii Rendle	NPLD	Sarcochore	Cannabaceae	0.03	0.212	0.485	0.515	0	0.021	0.266	0.176	0.003
322	Celtis zenkeri Engl.	NPLD	Sarcochore	Cannabaceae	0.091	0.091	0.273	0.303	0.005	0.006	0.105	0.149	ns
323	Cola lateritia K. Schum.	SB	Sarcochore	Malvaceae	0.061	0.273	0.788	0.424	0.001	0.032	0.53	0.081	0.001
324	Corynanthe macroceras (K. Schum.) Pierre	SB	Pterochore	Rubiaceae	0.152	0.364	0.939	0.545	0.003	0.056	0.641	0.077	0.001
325	Cylicodiscus gabonensis Harms	P	Pterochore	Fabaceae	0.091	0.152	0.394	0.303	0.006	0.024	0.201	0.081	0.005
326	Dialium bipindense Harms	SB	Sarcochore	Fabaceae	0.091	0.03	0.273	0.091	0.009	0.001	0.203	0.012	0.001
327	Dialium pachyphyllum Harms	SB	Sarcochore	Fabaceae	0.03	0.242	0.364	0.212	0.001	0.025	0.271	0.027	0.008
328	Diospyros sp2	SB	Sarcochore	Ebenaceae	0.091	0.121	0.212	0.061	0.015	0.027	0.106	0.007	ns
329	Drypetes gossweileri S. Moore	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0.03	0.152	0.212	0.212	0.001	0.049	0.083	0.053	ns
330	Drypetes spinosodentata (Pax) Hutch.	SB	Sarcochore	Putranjivaceae	0.061	0.303	0.212	0.091	0.002	0.156	0.085	0.005	0.039
331	Duboscia macrocarpa Bocq.	NPLD	Sarcochore	Malvaceae	0.152	0.212	0.758	0.606	0.005	0.015	0.43	0.198	0.001
332	Entandrophragma angolense (Welw.) C. DC.	NPLD	Pterochore	Meliaceae	0.03	0.091	0.424	0.061	0.001	0.009	0.345	0.004	0.001
333	Entandrophragma candollei Harms	NPLD	Pterochore	Meliaceae	0.03	0.152	0.364	0.121	0.001	0.028	0.229	0.018	0.002
334	Erythrophleum suaveolens (Guill. & Perr.) Brenan	P	Ballochore	Fabaceae	0.03	0.061	0.455	0.515	0.001	0.002	0.231	0.226	0.008
335	Garcinia sp.	SB	Sarcochore	Clusiaceae	0.03	0.273	0.152	0.03	0.001	0.136	0.064	0.001	0.032
336	Greenwayodendron suaveolens (Engl. & Diels) Verdc.	SB	Sarcochore	Annonaceae	0.515	0.909	1	0.848	0.013	0.103	0.658	0.172	0.001
337	Hylodendron gabonense Taub.	P	Pterochore	Fabaceae	0.515	0.242	0.697	0.515	0.078	0.018	0.415	0.093	0.001
338	Irvingia gabonensis (Aubry-LeComte ex O'Rorke) Baill.	SB	Sarcochore	Irvingiaceae	0.091	0.273	0.758	0.576	0.002	0.022	0.482	0.153	0.001
339	Irvingia grandifolia (Engl.) Engl.	SB	Sarcochore	Irvingiaceae	0.152	0.576	1	0.879	0.002	0.029	0.715	0.193	0.001

340	<i>Klainedoxa gabonensis</i> Pierre ex Engl.	P	Sarcochore	Irvingiaceae	0.03	0.121	0.788	0.545	0.001	0.004	0.498	0.172	0.001
341	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	NPLD	Sarcochore	Sapindaceae	0.061	0.091	0.515	0.091	0.002	0.005	0.443	0.005	0.001
342	<i>Leplaea cedrata</i> (A. Chev.) E. J. M. Koenen & J. J. de Wilde	SB	Sarcochore	Meliaceae	0.03	0.182	0.485	0.212	0.001	0.03	0.266	0.056	0.001
343	<i>Leplaea thompsonii</i> (Sprague & Hutch.) E. J. M. Koenen & J. J. de Wilde	SB	Sarcochore	Meliaceae	0.061	0.182	0.697	0.364	0.001	0.015	0.492	0.07	0.001
344	<i>Macaranga assas</i> Amougou	P	Sarcochore	Euphorbiaceae	0.091	0.03	0.152	0.091	0.014	0.002	0.091	0.018	ns
345	<i>Maesopsis eminii</i> Engl.	P	Sarcochore	Rhamnaceae	0.061	0.03	0.091	0.091	0.009	0.002	0.042	0.028	ns
346	<i>Markhamia tomentosa</i> (Benth.) K. Schum. ex Engl.	P	Pterochore	Bignoniaceae	0.03	0.03	0.394	0.152	0.001	0.001	0.303	0.027	0.001
347	<i>Myrianthus arboreus</i> P. Beauv.	NPLD	Sarcochore	Urticaceae	0.333	0.364	0.576	0.273	0.027	0.042	0.381	0.039	0.001
348	<i>Nesogordonia papaverifera</i> (A. Chev.) Capuron ex N. Hall?	SB	Pterochore	Malvaceae	0.03	0.121	0.273	0.273	0.001	0.017	0.148	0.078	0.042
349	<i>Omphalocarpum elatum</i> Miess	SB	Barochore	Sapotaceae	0.03	0.03	0.364	0.061	0.001	0.001	0.3	0.005	0.001
350	<i>Oncoba glauca</i> (P. Beauv.) Planch.	P	Ballochore	Salicaceae	0.152	0.212	0.636	0.03	0.018	0.031	0.459	0	0.001
351	<i>Pentaclethra macrophylla</i> Benth.	NPLD	Ballochore	Fabaceae	0.121	0.394	0.848	0.879	0.002	0.037	0.449	0.317	0.001
352	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben	NPLD	Pterochore	Lecythidaceae	0.242	0.485	0.848	0.939	0.011	0.039	0.365	0.418	0.001
353	<i>Phyllocosmus africanus</i> (Hook. f.) Klotzsch	SB	Sarcochore	Ixonanthaceae	0.03	0.03	0.576	0.152	0.002	0.001	0.48	0.013	0.001
354	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook. f.) Brenan	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0.061	0.242	0.394	0.424	0.002	0.044	0.181	0.139	0.052
355	<i>Pterocarpus soyauxii</i> Taub.	NPLD	Pterochore	Fabaceae	0.061	0.212	0.909	0.545	0.004	0.021	0.553	0.123	0.001
356	<i>Santiria trimera</i> (Oliv.) Aubr?v.	SB	Sarcochore	Bursaceae	0.121	0.424	1	0.485	0.002	0.035	0.804	0.048	0.001
357	<i>Sorindeia</i> sp.	SB	Sarcochore	Anacardiaceae	0.03	0.182	0.97	0.182	0	0.016	0.843	0.007	0.001
358	<i>Streblus usambarensis</i> (Engl.) C. C. Berg	SB	Sarcochore	Moraceae	0.152	0.212	0.212	0.03	0.007	0.08	0.12	0	ns
359	<i>Strombosia pustulata</i> Oliv.	SB	Sarcochore	Olcaceae	0.394	0.636	0.455	0.333	0.022	0.098	0.293	0.048	0.018
360	<i>Strombosia scheffleri</i> Engl.	SB	Sarcochore	Olcaceae	0.091	0.303	0.818	0.515	0.001	0.012	0.671	0.065	0.001
361	<i>Strombosiopsis tetrandra</i> Engl.	SB	Sarcochore	Olcaceae	0.273	0.636	0.97	0.909	0.008	0.085	0.564	0.233	0.001
362	<i>Tabernaemontana crassa</i> Benth.	SB	Sarcochore	Apocynaceae	0.273	0.879	0.97	0.121	0.005	0.224	0.7	0.001	0.001
363	<i>Tessmannia anomala</i> (Micheli) Harms	NPLD	Ballochore	Fabaceae	0.03	0.03	0.182	0.091	0.002	0.003	0.115	0.019	ns
364	<i>Trichilia dregeana</i> Sond.	SB	Sarcochore	Meliaceae	0.03	0.182	0.636	0.364	0	0.011	0.504	0.051	0.001
365	<i>Trichilia prieuriana</i> A. Juss.	SB	Sarcochore	Meliaceae	0.121	0.333	0.333	0.273	0.003	0.038	0.248	0.033	0.011
366	<i>Trichilia welwitschii</i> C. DC.	SB	Sarcochore	Meliaceae	0.121	0.485	0.727	0.03	0.003	0.092	0.566	0	0.001
367	<i>Uapaca mole</i> Pax	P	Sarcochore	Phyllanthaceae	0.091	0.455	0.515	0.455	0.005	0.07	0.284	0.111	0.005
368	<i>Uapaca</i> sp.	P	Sarcochore	Phyllanthaceae	0.182	0.303	0.727	0.576	0.02	0.023	0.381	0.166	0.001
369	<i>Uapaca staudtii</i> Pax	P	Sarcochore	Phyllanthaceae	0.03	0.061	0.242	0.121	0.001	0.002	0.196	0.017	0.006
370	<i>Xylophia aethiopica</i> (Dunal) A. Rich.	P	Sarcochore	Annonaceae	0.091	0.212	0.424	0.273	0.007	0.036	0.186	0.086	0.024

Annex 3.9: Similarity (Sorensen's index) of genera composition between different strata of juveniles (d1-5 and d5-10) and small tree stratum (d10-20, d20-30) and large tree stratum (d30-40, d40-50, d50>) at the plot level.

	d<1	d1-5	d5-10	d10-20	d20-30	d30-40	d40-50
d1-5	0.70						
d5-10	0.70	0.70					
d10-20	0.54	0.72	0.58				
d20-30	0.54	0.71	0.61	0.87			
d30-40	0.58	0.74	0.63	0.80	0.84		
d40-50	0.57	0.68	0.65	0.69	0.74	0.76	
d50+	0.52	0.68	0.53	0.77	0.76	0.80	0.77

d<1: woody individuals with dbh < 1 cm, d1-5: woody individuals with dbh between 1 and 4.9 cm, d5-10: woody individuals with dbh between 5 and 9.9 cm, d10-20: woody individuals with dbh between 10 and 19.9 cm. d20-30: woody individuals with dbh between 20 and 29.9 cm. d30-40: woody individuals with dbh between 30 and 39.9 cm. d40-50: woody individuals with dbh between 40 and 49.9 cm. d50>: woody individuals with dbh > 50 cm.

Annex 3.10: Similarity (Sorensen's index) of species composition between different strata of juveniles (seedlings and saplings) and adjacent vegetation (small and large trees) at the species level.

	Seedlings	Sapling	Small trees
Sapling	0.50		
Small trees	0.36	0.59	
Large trees	0.41	0.61	0.77

Annexe 4.1 : Valeurs (moyenne \pm écart type) et seuils de significativité (a, b, c, d) des principaux paramètres de la structure et de la diversité de la végétation de dbh>10 cm pour les 33 parcelles de notre site d'étude. Cette table permet de visualiser l'effet du type d'affectation de terres et de l'antériorité de l'anthropisation sur la végétation du site de dbh \geq 10 cm.

	AP	NL	L10_15	L5	FC	P. K.Wallis
ST	26,37 \pm 6,31 b	30,45\pm3,03 a	28,60\pm2,06 a	29,19\pm2,59 a	24,71 \pm 3,80 b	<0,05
Densité T	402 \pm 69 c	455 \pm 77 b	413 \pm 29 c	496\pm56 a	471\pm27 ab	<0,05
Diamètre Q	28,83\pm3,54 a	29,36\pm1,61 a	29,73\pm1,56 a	27,43 \pm 1,13 b	25,78 \pm 1,95 c	<0,05
Densité B	0,65\pm0,01 a	0,63 \pm 0,03 a	0,57 \pm 0,06 c	0,63\pm0,02 a	0,61 \pm 0,03 b	<0,05
Espèces	99 \pm 12 b	96 \pm 7 b	82 \pm 14 c	106\pm6 a	107\pm5 a	<0,05
Shannon	4,07\pm0,21 a	3,90 \pm 0,07 b	3,69 \pm 0,30 c	4,07\pm0,10 a	4,09\pm0,01 a	<0,05
Simpson	0,97\pm0,01 a	0,96\pm0,01 a	0,94 \pm 0,04 b	0,97\pm0,00 a	0,97\pm0,01 a	<0,05
P	14,47 \pm 2,60 bc	10,47 \pm 3,28 c	16,63\pm13,71 ab	14,01 \pm 3,71 bc	20,89\pm11,82 a	<0,05
NLDP	14,90 \pm 3,33 b	12,52 \pm 2,60 c	14,86 \pm 2,57 b	15,96 \pm 2,88 b	21,41\pm5,16 a	<0,05
SB	70,58 \pm 4,95 b	76,91\pm4,66 a	68,34 \pm 12,05 b	69,69 \pm 3,71 b	57,33 \pm 0,58 c	<0,05

Types d'affectation de terres : AP= Aire Protégée, NL= UFA non exploitée ou exploitée plus de 30 ans, L10-15= UFA exploitée il y a 10 à 15 ans, L5= UFA exploitée il y a 5 ans, FC= Forêt communautaire, exploitée il y a 7 à 10 ans.

Paramètres biotiques : ST=Surface Terrière, Densité T=Densité en Tiges par ha, Diamètre Q= Diamètre Quadratique moyen, Densité B= Densité massique du Bois, P= proportion espèces Pionnières, NPLD= proportion espèces NPLD, SB= Proportion espèces tolérantes à l'ombre.

Annexe 4.2 : Tableau présentant pour chaque type d'affectation de terre, les espèces indicatrices de la végétation de $dbh \geq 10$ cm (IndVal), leur familles, tempéraments, modes de dissémination des diaspores et fréquences relatives.

Aire protégée

Taxon	Famille	Tempérament	Diaspore	IndVal	Frequence R.
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. Wight	Fabaceae	P	Pterochore	0,009	0,167
<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Fabaceae	P	Pterochore	0,000	0,000
<i>Cylicodiscus gabunensis</i> Harms	Fabaceae	P	Pterochore	0,005	0,167
<i>Hylodendron gabunense</i> Taub.	Fabaceae	P	Pterochore	0,001	0,167
<i>Riciodendron heudelotii</i> (Baill.) Pierre ex Heckel	Euphorbiaceae	P	Sarcochore	0,000	0,000
<i>Uapaca mole</i> Pax	Phyllanthaceae	P	Sarcochore	0,155	0,833
<i>Celtis tessmannii</i> Rendle	Cannabaceae	NPLD	Sarcochore	0,104	0,833
<i>Copaifera mildbraedii</i> Harms	Fabaceae	NPLD	Sarcochore	0,029	0,167
<i>Trilepisium madagascariense</i> DC.	Moraceae	NPLD	Sarcochore	0,006	0,167
<i>Coelocaryon preussii</i> Warb.	Myristicaceae	NPLD	Sarcochore	0,045	0,833
<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb.	Myristicaceae	NPLD	Sarcochore	0,016	0,500
<i>Dacryodes klaineana</i> (Pierre) H. J. Lam	Burseraceae	SB	Sarcochore	0,000	0,000
<i>Irvingia gabonensis</i> (Aubry-LeComte ex O'Rorke) Baill.	Irvingiaceae	SB	Sarcochore	0,149	0,833
<i>Turraeanthus africanus</i> (Welw. ex C. DC.) Pellegr.	Meliaceae	SB	Sarcochore	0,003	0,167
<i>Drypetes spinosodentata</i> (Pax) Hutch.	Putranjivaceae	SB	Sarcochore	0,126	0,333

UFA NL					
Taxon	Famille	Tempérament	Diaspore	indval	Frequence R.
<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben	Lecythidaceae	NPLD	Pterochore	0,085	0,303
<i>Tridesmostemon omphalocarpoides</i> Engl.	Sapotaceae	NPLD	Sarcochore	0,000	0,333
<i>Omphalocarpum procerum</i> P. Beauv.	Sapotaceae	SB	Barochore	0,000	0,333
<i>Pausinystalia macroceras</i> (K. Schum.) Pierre	Rubiaceae	SB	Pterochore	0,090	0,346
<i>Scottellia klaineana</i> Pierre	Achariaceae	SB	Sarcochore	0,010	0,419
<i>Greenwayodendron suaveolens</i> (Engl. & Diels) Verdc.	Annonaceae	SB	Sarcochore	0,230	0,303
<i>Strephonema pseudocola</i> A. Chev.	Combretaceae	SB	Sarcochore	0,000	0,444
<i>Diospyros dendo</i> Hiern	Ebenaceae	SB	Sarcochore	0,000	0,333
<i>Dialium bipindense</i> Harms	Fabaceae	SB	Sarcochore	0,039	0,505
<i>Cola verticillata</i> (Thonn.) Stapf ex A. Chev.	Malvaceae	SB	Sarcochore	0,000	0,333
<i>Brenania brieyi</i> (De Wild.) E.M.A. Petit	Rubiaceae	SB	Sarcochore	0,000	0,444
<i>Pancovia laurentii</i> (De Wild.) Gilg ex De Wild.	Sapindaceae	SB	Sarcochore	0,018	0,679
UFA L10-15					
Taxon	Famille	Tempérament	Diaspore	indval	Frequence R.
<i>Cleistopholis patens</i> (Benth.) Engl. & Diels	Annonaceae	P	Sarcochore	0,458	3,000
<i>Xylopi</i> sp.	Annonaceae	NPLD	Sarcochore	0,602	3,000
<i>Celtis philippensis</i> Blanco	Cannabaceae	NPLD	Sarcochore	0,667	3,000

<i>Chrysophyllum lacourtianum</i> De Wild.	Sapotaceae	NPLD	Sarcochore	0,402	3,000
<i>Anthonotha cladantha</i> (Harms) J. Léonard	Fabaceae	SB	Ballochore	0,593	3,000
<i>Baphia nitida</i> Lodd.	Fabaceae	SB	Ballochore	0,654	3,000
<i>Xylopia staudtii</i> Engl. & Diels	Annonaceae	SB	Sarcochore	0,533	3,000
<i>Leplaea thompsonii</i> (Sprague & Hutch.) E. J. M. Koenen & J. J. de Wilde	Meliaceae	SB	Sarcochore	0,421	3,000
<i>Strombosia scheffleri</i> Engl.	Olacaceae	SB	Sarcochore	0,444	3,000
<i>Keayodendron bridelioides</i> Leandri	Phyllanthaceae	SB	Sarcochore	0,429	3,000
<i>Tricalysia pangolina</i> N. Hallé	Rubiaceae	SB	Sarcochore	0,420	3,000
UFA L5					
Taxon	Famille	Tempérament	Diaspore	indval	Frequence R.
<i>Barteria fistulosa</i> Mast.	Passifloraceae	P	Sarcochore	0,106	1,000
<i>Chrysophyllum pruniforme</i> Pierre ex Engl.	Sapotaceae	NPLD	Sarcochore	0,011	0,500
<i>Corynanthe pachyceras</i> K. Schum.	Rubiaceae	SB	Pterochore	0,037	1,000
<i>Xylopia quintasii</i> Engl. & Diels	Annonaceae	SB	Sarcochore	0,028	1,000
<i>Maranthes glabra</i> (Oliv.) Prance	Chrysobalanaceae	SB	Sarcochore	0,202	0,667
<i>Garcinia mannii</i> Oliv.	Clusiaceae	SB	Sarcochore	0,092	0,667
<i>Irvingia excelsa</i> Mildbr.	Irvingiaceae	SB	Sarcochore	0,222	0,833
CF					
Taxon	Famille	Tempérament	Diaspore	indval	Frequence R.
<i>Erythrophleum suaveolens</i> (Guill. & Perr.) Brenan	Fabaceae	P	Ballochore	0,069	0,500

Banque de graines du sol et végétation du sous-bois

<i>Distemonanthus benthamianus</i> Baill.	Fabaceae	P	Pterochore	0,000	0,000
<i>Hymenocardia lyrata</i> Tul.	Phyllanthaceae	P	Pterochore	0,237	0,500
<i>Macaranga staudtii</i> Pax	Euphorbiaceae	P	Sarcochore	0,250	0,500
<i>Uapaca staudtii</i> Pax	Phyllanthaceae	P	Sarcochore	0,002	0,167
<i>Cleistanthus polystachyus</i> auct.	Phyllanthaceae	P	Sclerochore	0,102	0,333
<i>Pterocarpus</i> sp.	Fabaceae	NPLD	Pterochore	0,000	0,000
<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch.	Sapindaceae	NPLD	Sarcochore	0,061	0,500
<i>Anthonothea ferruginea</i> (Harms) J. Léonard	Fabaceae	SB	Ballochore	0,000	0,000
<i>Dacryodes edulis</i> (G. Don) H. J. Lam	Burseraceae	SB	Sarcochore	0,000	0,000
<i>Santiria trimera</i> (Oliv.) Aubr?v.	Burseraceae	SB	Sarcochore	0,232	1,000
<i>Dialium pachyphyllum</i> Harms	Fabaceae	SB	Sarcochore	0,039	0,667
<i>Phyllocosmus africanus</i> (Hook. f.) Klotzsch	Ixonanthaceae	SB	Sarcochore	0,064	0,667
<i>Beilschmiedia obscura</i> (Stapf) Engl. ex A. Chev.	Lauraceae	SB	Sarcochore	0,015	0,333
<i>Grewia coriacea</i> Mast.	Malvaceae	SB	Sarcochore	0,000	0,000
<i>Carapa procera</i> DC.	Meliaceae	SB	Sarcochore	0,089	1,000
<i>Strombosia pustulata</i> Oliv.	Olacaceae	SB	Sarcochore	0,201	0,833
<i>Coffea</i> sp3	Rubiaceae	SB	Sarcochore	0,110	0,833
<i>Rinorea oblongifolia</i> (C. H. Wright) Marquand ex Chipp	Violaceae	SB	Sclerochore	0,017	0,500

Annexe 4.3 : Analyse croisée de la similarité entre les différentes strates de la végétation et les types d'affectation des terres à l'aide de l'indice de similarité de Sorensen (1 - dissimilarité). Les valeurs obtenues ont été multipliées par 100 pour une meilleure lisibilité. LSB = Banque de graines de la litière, SSB = Banque de graines du sol, D<1 = DBH inférieur à 1 cm, D1_10 = DBH compris entre 1 et 10 cm, D10_30 = DBH compris entre 10 et 30 cm, D>30 = DBH supérieur à 30 cm. AP= Aire Protégée, UFA = Unité Forestière d'Aménagement FC= Forêt communautaire.

	LSB_CF	LSB_PA	LSB_UFA	SSB_CF	SSB_PA	SSB_UFA	D<1_CF	D<1_PA	D<1_UFA	D1-10_CF	D1-10_PA	D1-10_UFA	D10-30_CF	D10-30_PA	D10-30_UFA	D>30_CF	6_D>30_PA
LSB_PA	43																
LSB_UFA	49	35															
SSB_CF	54	47	58														
SSB_PA	59	44	44	59													
SSB_UFA	50	38	65	63	54												
D<1_CF	17	8	20	9	13	14											
D<1_PA	14	12	21	13	20	20	53										
D<1_UFA	13	10	24	16	21	19	55	54									
D1-10_CF	11	8	21	13	14	17	52	50	57								
D1-10_PA	11	9	19	12	18	17	38	54	53	60							
D1-10_UFA	8	7	17	12	15	16	41	40	58	70	64						
D10-30_CF	10	6	17	14	17	20	33	33	45	67	51	69					
D10-30_PA	7	6	18	12	14	18	30	40	44	65	54	69	80				
D10-30_UFA	9	5	18	15	14	19	31	31	44	62	51	69	82	75			
D>30_CF	15	10	23	21	25	23	37	35	46	54	43	54	74	67	65		
D>30_PA	10	9	20	16	23	20	33	35	43	58	50	59	69	71	65	74	
D>30_UFA	8	7	18	15	17	19	36	32	45	64	50	68	82	74	82	73	72

Annexe 4.4 : Analyse croisée de la similarité entre les différentes strates de la végétation et les types d'affectation des terres à l'aide de l'indice de similarité de Bary curtis (1 - dissimilarité). Les valeurs obtenues ont été multipliées par 100 pour une meilleure lisibilité. LSB = Banque de graines de la litière, SSB = Banque de graines du sol, D<1 = DBH inférieur à 1 cm, D1_10 = DBH compris entre 1 et 10 cm, D10_30 = DBH compris entre 10 et 30 cm, D>30 = DBH supérieur à 30 cm. AP= Aire Protégée, UFA = Unité Forestière d'Aménagement FC= Forêt communautaire.

	LSB_CF	LSB_PA	LSB_UFA	SSB_CF	SSB_PA	SSB_UFA	D<1_CF	D<1_PA	D<1_UFA	D1-10_CF	D1-10_PA	D1-10_UFA	D10-30_CF	D10-30_PA	D10-30_UFA	D>30_CF	6_D>30_PA
LSB_PA	38																
LSB_UFA	46	23															
SSB_CF	57	29	56														
SSB_PA	53	33	44	67													
SSB_UFA	27	13	55	45	39												
D<1_CF	13	5	13	9	14	8											
D<1_PA	11	6	11	14	19	11	45										
D<1_UFA	6	3	10	10	14	15	34	43									
D1-10_CF	7	4	11	8	9	8	41	43	47								
D1-10_PA	6	4	9	8	11	8	28	46	46	57							
D1-10_UFA	3	1	5	5	5	8	16	19	46	40	40						
D10-30_CF	5	2	9	7	6	12	20	20	33	48	40	52					
D10-30_PA	3	2	10	7	7	11	17	24	33	47	48	49	73				
D10-30_UFA	2	1	5	4	4	8	8	8	21	22	20	53	46	40			
D>30_CF	12	7	17	14	15	16	29	26	35	47	35	34	58	51	25		
D>30_PA	6	4	12	9	11	11	23	26	31	47	43	37	55	61	26	68	
D>30_UFA	3	2	8	6	6	10	13	12	26	30	26	53	57	50	63	42	43