
Interactions trophiques entre mammifères et espèces ligneuses d'intérêt commercial dans une forêt du sud-est Cameroun

Auteur : Blervacq, Raphaël

Promoteur(s) : Doucet, Jean-Louis; Tossens, Sarah

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2022-2023

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/18291>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.



LIÈGE université
Gembloux
Agro-Bio Tech

**INTERACTIONS TROPHIQUES ENTRE
MAMMIFÈRES ET ESPÈCES LIGNEUSES
D'INTÉRÊT COMMERCIAL DANS UNE FORÊT DU
SUD-EST DU CAMEROUN**

BLERVACQ RAPHAËL

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

CO-PROMOTEURS : DOUCET J.-L. & TOSSENS S.

"Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech."

"Le présent document n'engage que son auteur."

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre du personnel(s) enseignant de GxABT.



LIÈGE université
Gembloux
Agro-Bio Tech

**INTERACTIONS TROPHIQUES ENTRE
MAMMIFÈRES ET ESPÈCES LIGNEUSES
D'INTÉRÊT COMMERCIAL DANS UNE FORÊT DU
SUD-EST DU CAMEROUN**

BLERVACQ RAPHAËL

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

CO-PROMOTEURS : DOUCET J.-L. & TOSENS S.

Remerciements

Bonsoir cher lecteur, chère lectrice. Sachez que ces mots ne peuvent être plus sincère, étant donné la déconnexion cérébrale que je subis actuellement (*qu'est-ce que ça change, allez-vous me dire ?*).

Tout d'abord, je tiens à remercier mon co-promoteur le Prof. Jean-Louis Doucet et ma co-promotrice Sarah Tossens, qui m'ont donné l'occasion de travailler sur un sujet aussi intéressant que complexe. Merci Sarah d'avoir été présente tout au long de l'aventure, peu importe qui de nous deux se trouve au Cameroun, pour me soutenir et pour me conseiller dans mes périples. Prof, du coup j'ai eu moins de contact avec vous mais je sais que vous étiez dans l'ombre prêt à agir tel Batman. Plus sérieusement, merci à tous les deux pour votre confiance, votre patience dans nos discussions et plus récemment pour vos relectures hyper attentives.

Merci Pallisco-CIFM de m'avoir accueilli une seconde fois. Merci Mr. Feteke, Mr. Elie et Mr. Stéphane pour votre disponibilité à tout moment. Merci Eric, Ysac, Clovis de m'avoir aidé à préparer les phases de terrain. Merci Isma pour les bons moments et ta bonne humeur malgré toute ces heures de routes (et une belle panne). Merci à l'équipe de la phéno, et particulièrement Gabriel qui m'a accompagné à chaque fois, et à l'équipe du reboisement (Brandon, Sinclair, Sylvain, Ado) car le reboisement et les enclos ce n'était vraiment pas de tout repos (et encore moins dans nos conditions). Merci Blaise et Isma pour votre gentillesse et votre cuisine qui faisait du bien après le terrain. Ce séjour restera gravé.

Je voudrais remercier Nature+ et Jean-Yves pour l'aide administrative avant mon départ et à mon retour. Je remercie également l'ARES, qui a permis la réalisation du voyage dans le cadre du présent travail grâce au soutien financier de l'Académie de recherche et d'enseignement supérieur de la Fédération Wallonie-Bruxelles, Belgique, dans le cadre de sa politique de Coopération au développement. Merci à l'unité SIMa (le Professeur Brostaux et Sébastien) pour le temps consacré à mes questions concernant la partie stats.

Une fois rentré j'ai eu l'occasion de rencontrer de chouettes personnes au labo, merci Morgane, Robin et Romaric de nous avoir fait profiter de votre expérience. Merci à tout le monde (Sophie, Nils, Barbara, Marie-Alice, Simon, Franck) pour la bonne humeur que vous mettez, c'était un plaisir de travailler avec vous tous.

Petite mention bien évidemment à ma team tropi : Jo, Virg, Cam, Adelito, j'ai l'impression que le module c'était il y a 2 ans tellement des choses se sont déroulées depuis (*coucou le projet*), mais je n'aurais pas pu rêver d'une meilleure équipe.

Virg, Jo : l'esprit de la PAM sera toujours avec vous.

Merci à toute personne, de près ou de loin, que je n'ai pas cité mais qui a dû supporter mes bêtises durant ce travail (et éventuellement mes années à Gembloux).

La cerise sur le gâteau : Maman, Papa, Jonx, Mamy, vous savez que mon parcours académique n'aura pas été un long fleuve tranquille, mais c'est terminé. Je suis conscient que je ne le dis pas assez, mais merci d'avoir accepté mes choix (toute façon vous n'auriez pas eu le choix), mes coups de stress, mes mauvaises humeurs et très récemment mes horaires interminables. J'ai beaucoup de chance de vous avoir, merci à vous !

Résumé

Plusieurs études ont mis en évidence l'impact de la défaunation sur la dynamique forestière. Toutefois, peu de travaux se sont intéressés aux relations entre les *top* prédateurs, leurs proies et la régénération des espèces ligneuses exploitées pour leur bois d'œuvre. Ce travail de fin d'études tente d'y remédier en : (i) identifiant les espèces animales impliquées dans la prédation et/ou dispersion des graines de quatre essences commerciales (*C. lacourtianum*, *L. alata*, *S. kamerunensis* et *B. fistuloides*) ; (ii) étudiant la prédation des plantules de 13 essences commerciales (*D. macrocarpum*, *P. elata*, *M. altissima*, *E. oblongum*, *M. excelsa*, *B. toxisperma*, *A. congolensis*, *C. gabunensis*, *P. soyauxii*, *B. fistuloides*, *E. cylindricum*, *E. suaveolens* et *E. angolense*) et (iii) examinant l'influence de la présence d'un *top* prédateur (Felidae) sur le comportement des herbivores dans des trouées d'abattage enrichies avec trois essences commerciales (*E. cylindricum*, *A. congolensis* et *M. altissima*). La zone d'étude est la concession certifiée FSC gérée par la société Pallisco-CIFM dans le sud-est du Cameroun. La consommation des graines a été étudiée en utilisant des pièges photographiques. L'observation de 13 pieds des quatre espèces cibles a principalement montré que les écureuils (*F. isabella*, *F. pyrrhopus* et *E. wilsoni*) étaient des consommateurs importants de graines et que le rôle qu'ils pourraient jouer dans la dispersion secondaire des graines ne pouvait compenser celui rempli par la grande faune. L'analyse des dégâts occasionnés par la faune dans 84 trouées enrichies neuf mois auparavant a permis de mettre en évidence une consommation préférentielle des plantules d'*Entandrophragma cylindricum* et d'*Autranella congolensis*, dont respectivement 88 % et 52 % des plants avaient été broutés par des Bovidae. Toutefois, la mise en place d'un réseau de pièges photographiques dans 25 trouées enrichies avec ces deux espèces selon plusieurs modalités (monospécifiques ou en mélange) n'a pas permis de préciser les espèces animales impliquées dans leur consommation, probablement en raison d'une période d'observation trop limitée. L'impact d'un dispositif d'enclos/exclos sur la croissance des deux essences d'arbre dans 20 parcelles n'a également pas pu être confirmé en raison de la même limitation temporelle. L'influence des *top* prédateurs a été étudiée en créant un « paysage de la peur », en utilisant une molécule volatile présente en haute concentration dans l'urine des carnivores, le 2-phényléthylamine. La fréquentation par la faune dans 10 trouées d'abattage, dans lesquelles la molécule a été disposée, a été comparée à celle de 10 trouées témoins. Aucune différence significative n'a pu être mise en évidence, potentiellement en raison d'un protocole devant encore être peaufiné. Cette étude a permis de confirmer que dans les forêts appauvries en grande faune, une prédation accrue des graines par les rongeurs est attendue. En revanche, le rôle des *top* prédateurs dans les cascades trophiques n'a pu être précisé. Des recommandations pour de futurs travaux sont proposées afin de pouvoir y remédier.

Mots-clés : forêts tropicales, Afrique centrale, Cameroun, exploitation, défaunation, piège photographique, prédation, dispersion, compensation *Chrysophyllum lacourtianum*, *Bobgunnia fistuloides*, *Lophira alata*, *Staudtia kamerunensis*, herbivorie, plantules, *Entandrophragma cylindricum*, *Mansonia altissima*, *Autranella congolensis*, *top* prédateur, 2-phényléthylamine, enclos, exclos.

Abstract

Several studies have highlighted the impact of defaunation on forest dynamics. However, few studies have considered the relationship between top predators, their prey, and the regeneration of woody species exploited for timber. The aim of this Master's thesis is to address this issue by: (i) identifying the animal species which consume/disperse the seeds of four commercial tree species (*C. lacourtianum*, *L. alata*, *S. kamerunensis*, and *B. fistuloides*), (ii) investigating seedling predation of 13 commercial tree species (*D. macrocarpum*, *P. elata*, *M. altissima*, *E. oblongum*, *M. excelsa*, *B. toxisperma*, *A. congolensis*, *C. gabunensis*, *P. soyauxii*, *B. fistuloides*, *E. cylindricum*, *E. suaveolens*, and *E. angolense*), and (iii) studying the influence of top predators (Felidae) on herbivore behaviour in logging gaps enriched with three commercial tree species (*E. cylindricum*, *A. congolensis*, and *M. altissima*). The study area is located in South-East Cameroon, at the FSC-certified logging company Pallisco-CIFM.

Seed consumption was studied using camera traps. Observation of 13 trees from the four-target species mainly showed that squirrels (*F. isabella*, *F. pyrrhopus*, and *E. wilsoni*) were major consumers of seeds, but the role they could play in secondary seed dispersal did not compensate the larger fauna role. Wildlife damage analysis in 84 logging gaps which had been enriched nine months before revealed a consumption preference for *Entandrophragma cylindricum* and *Autranella congolensis* seedlings, of which 88% and 52% respectively had been browsed by Bovidae.

However, the installation of a network of camera traps in 25 logging gaps enriched with these two species, according to several modalities (monospecific or mixed), did not enable us to specify the animal species involved, probably due to a limited observation period. The impact of an enclosure/exclosure system on the growth of the two tree species in twenty plots could not be confirmed either, due to the same temporal limitation.

The influence of top predators was studied by creating a "landscape of fear" using a volatile molecule present in high concentration in carnivore urine, 2-phenylethylamine. Wildlife frequentation of 10 logging gaps in which the molecule had been placed was compared to that of 10 control logging gaps. No significant differences were found, possibly due to a protocol that has yet to be improved.

While this study confirmed that in forests with depleted large fauna, increased seed predation by rodents is expected, the role of top predators in trophic cascades could not be clarified. Recommendations for future work are proposed to address this situation.

Keywords: tropical forests, Central Africa, Cameroon, logging, defaunation, camera traps, predation, dispersion, density-compensation *Chrysophyllum lacourtianum*, *Bobgunnia fistuloides*, *Lophira alata*, *Staudtia kamerunensis*, herbivory, seedlings, *Entandrophragma cylindricum*, *Mansonia altissima*, *Autranella congolensis*, top predator, 2-phényléthylamine, enclosure, exclosure.

TABLE DES MATIERES

Remerciements.....	i
Résumé.....	ii
Abstract.....	iii
Table des figures.....	vi
Table des tableaux.....	viii
Table des annexes.....	ix
Liste des abréviations.....	xi
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 La diversité des forêts d’Afrique centrale.....	1
1.2 Un équilibre délicat entre dispersion et prédation.....	1
1.3 Un équilibre menacé par les activités anthropiques.....	2
1.4 La défaunation et ses conséquences sur la dynamique forestière.....	3
1.5 La régénération des bois d’œuvre potentiellement impactée.....	7
1.6 Objectifs.....	8
2 MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	9
2.1 Zone d’étude : Pallisco – CIFM.....	9
2.2 Collecte des données.....	11
2.2.1 Quantification des processus de prédation et de dispersion des graines.....	11
2.2.2 Pression des herbivores exercée sur des plantules d’espèces à haute valeur commerciale.....	14
2.2.3 Influence potentielle des <i>top</i> prédateurs sur la prédation des plantules.....	18
2.3 Analyse des données.....	20
2.3.1 Prétraitement des vidéos.....	20
2.3.2 Quantification des processus de prédation et de dispersion des graines.....	20
2.3.3 Pression des herbivores exercée sur des plantules d’espèces à haute valeur commerciale.....	21
2.3.4 Influence des <i>top</i> prédateurs sur la régénération.....	22
3 RÉSULTATS.....	23
3.1 Quantification de la prédation et de la dispersion des graines.....	23
3.2 Pression des herbivores exercée sur des plantules d’espèces à haute valeur commerciale.....	27
3.2.1 Observations préliminaires.....	27
3.2.2 Fréquences de visite.....	27
3.2.3 Dégâts.....	28
3.2.4 Croissance des plants.....	30
3.2.5 Effet des pistes de débardage sur les dégâts de consommation.....	32

3.3	Influence potentielle des <i>top</i> prédateurs sur la prédation des plantules	33
3.3.1	Fréquences de visite	33
3.3.2	Effet du 2-PEA sur les dégâts de consommation	35
4	DISCUSSION	36
4.1	Quantification des processus de dispersion et de prédation des graines de <i>C. lacourtianum</i> , <i>S. kamerunensis</i> , <i>L. alata</i> et <i>B. fistuloides</i>	36
4.1.1	Le longhi rouge (<i>Chrysophyllum lacourtianum</i>).....	37
4.1.2	L'azobé (<i>Lophira alata</i>).....	37
4.1.3	Le pao rosa (<i>Bobgunnia fistuloides</i>)	38
4.1.4	Le niové (<i>Staudtia kamerunensis</i>)	38
4.1.5	Impact de la prédation des graines des quatre espèces ligneuses étudiées	38
4.2	Pression des herbivores exercée sur des plantules d'espèces à haute valeur commerciale.....	40
4.3	Impact de la présence d'un <i>top</i> prédateur.....	42
5	CONCLUSION.....	44
	Contribution personnelle de l'étudiant.....	46
6	BIBLIOGRAPHIE.....	47
7	ANNEXES.....	56
7.1	Introduction	56
7.2	Matériel et méthode.....	57
7.3	Résultats	61

Table des figures

Figure 1 – Schéma représentant les causes principales et les impacts de la défaunation sur la dynamique forestière (inspiré de Haurez, et al,2015). L'épaisseur des flèches sont proportionnelles à l'intensité de l'impact de l'activité considérée.....	5
Figure 2 – Schéma conceptuel des interactions trophiques visant à être étudiées par les questions de recherche. Les flèches pleines correspondent aux interactions directes. La flèche en pointillé correspond aux observations indirectes. La prédation par les espèces animales est représentée par la lettre P. La dispersion des graines est indiquée par la lettre D.....	8
Figure 3 – Localisation des UFA de Pallisco-CIFM.	9
Figure 4 – Localisation des arbres semenciers dans le dispositif DynAffor.	13
Figure 5 - Localisation des trouées reboisées pour les objectifs 2 et 3.....	16
Figure 6 - Exemple de modalité de reboisement : 3 plants de mukulungu et 3 de bété.	17
Figure 7 – Dispositif d'enclos/exclos	18
Figure 8 - Passages et quantité de 2-PEA appliquée dans les trouées.	19
Figure 9 – Schéma conceptuel de la méthodologie proposée par Ford & Goheen (2015). Les interactions à observer sont encerclées. Les activités mises en place afin de démontrer ces interactions sont encadrées. Interactions et activités sont regroupées par couleur. Les flèches pleines correspondent aux interactions directes, tandis que la flèche en pointillés correspond à l'interaction indirecte.	19
Figure 10 – Indice d'abondance relative (RAI) pour chaque espèce animale recensée.....	23
Figure 11 – Indices d'abondance relative de chaque espèce animale détectée selon les espèces ligneuses suivies. Seules les espèces ayant eu plus d'un événement de comportement de prédation/dispersion et/ou celles dont le test Chi ² a été significatif sont présentées.	24
Figure 12 - Photos issues des pièges photographiques montrant en (A) un cricétome de forêt (C.emini) consommant un fruit de pao rosa (B. fistuloides) ; (B) un cercocèbe agile (C.agilis) consommant un fruit d'azobé (L.alata) ; (C) un F. pyrrhopus consommant une graine de niové (S. kamerunensis) et (D) un écureuil de Biafra (E. wilsoni) consommant un fruit du longhi rouge (C. lacourtianum).	25
Figure 13 - Indices d'abondance relative (RAI) de chaque espèce animale détectée dans les différentes modalités de trouées. Selon les résultats au modèle linéaire généralisé visant à définir la significativité des différences du nombre de passages dans les trouées, les espèces sont précédées de (*) si $p < 0,05$; (**) si $p < 0,01$; (***) si $p < 0,001$. Seules les espèces présentes plus de 10 fois sont présentées.	28
Figure 14 - Photos venant des pièges photographiques montrant en (A) un céphalophe à dos jaune (C. silvicultor) consommant les feuilles d'un plant de sapelli (E. cylindricum) et en (B) un céphalophe bleu (P. monticola) consommant les feuilles d'une autre plantule non identifiée.....	29
Figure 15 - Croissance moyenne des trois espèces dans (A) les trouées enrichies et (B) les dispositifs d'enclos/exclos. Les points verts représentent la croissance moyenne de chaque espèce au sein de l'activité respective, les points rouges représentent la croissance moyenne de référence, et les points noirs correspondent à des valeurs extrêmes. La barre horizontale représente la médiane.	31

Figure 16 - Probabilité de dégâts sur les plants d'intérêt dans (A) dans les trouées enrichies et (B) celles contenant les dispositifs d'enclos/exclos, en fonction de la distance des pistes de débardage.	32
Figure 17 - Indice d'abondance relative (RAI) de chaque espèce dans les trouées avec produit (PP) et en son absence (AP).	33
Figure 18 - Nombre d'observations de chaque espèce animale dans les trouées en présence et en absence de 2-PEA. AP= absence du produit ; PP = présence du produit.....	34
Figure 19 - Probabilité de dégâts sur les plants d'intérêts dans (A) les trouées enrichies et (B) celles contenant les dispositifs d'enclos/exclos en fonction de l'éloignement des trouées contenant du 2-PEA.....	35
Figure 20 - Espèces animales impliquées dans la dispersion et prédation des quatre espèces ligneuses d'intérêt. Les flèches vertes représentent la dispersion des graines et les flèches rouges représentent leur prédation. Seules les interactions avec plus d'une observation sont présentées. L'épaisseur des traits est proportionnelle au nombre d'observations ayant été enregistré pour l'interaction considérée. Les photos des fruits de <i>B. fistuloides</i> , <i>S. kamerunensis</i> et <i>C. lacourtianum</i> sont issues de Meunier et al. (2015), celle de <i>L.alata</i> de © J.-L. Doucet.	36
Figure 21 - Photos issues de pièges photographiques (A et C) et photos prises sur le terrain (B et D) montrant en (A) un céphalophe à dos jaune (<i>C. silvicultor</i>) consommant le bourgeon apical d'un plant de mukulungu (<i>A. congolensis</i>) ; (B) un plant de mukulungu dont le bourgeon et une feuille ont été consommés ; (C) un céphalophe à dos jaune consommant des feuilles de sapelli (<i>E. cylindricum</i>) et (D) un plant de sapelli dont les feuilles ont été consommées.	41

Table des tableaux

Tableau 1 - Espèces ligneuses les plus représentées dans les concessions étudiées.	10
Tableau 2 - Caractéristiques des quatre espèces ligneuses sélectionnées (Clark et al., 2004 ; Biwolé et al., 2012 ; Haurez et al., 2015 ; Meunier et al., 2015 ; Trolliet et al., 2017 ; Scalbert et al., 2023a). D = disperseur ; P = prédateur.....	12
Tableau 3 - Liste des espèces étudiées et temps d'étude.....	13
Tableau 4 - Espèces observées dans les trouées reboisées en novembre 2022. NPO = nombre de plants observés.	14
Tableau 5 – Caractéristiques de <i>E. cylindricum</i> , <i>A. congolensis</i> et <i>M. altissima</i> (CIRAD, 1977 ; Meunier et al., 2015 ; Eckebil et al., 2017 ; Ehouman et al., 2021 ; Doucet, 2022 ; IUCN, 2022).	15
Tableau 6 - Description des comportements observés.....	21
Tableau 7 - Espèces observées au pied du longhi rouge (<i>C. lacourtianum</i>), de l'azobé (<i>L. alata</i>), du pao rosa (<i>B. fistuloides</i>) et du niové (<i>S. kamerunensis</i>). NOBS = Nombre total d'observations ; NN = nombre d'observations pendant lesquelles le comportement de l'individu observé a été caractérisé comme « neutre » ; FN = fréquence du comportement « neutre » (NN/NOBS) ; ND = nombre d'observations pendant lesquelles le comportement a été caractérisé comme « disperseur » ; FD = fréquence de dispersion (ND/NOBS) ; NP = nombre d'observations pendant lesquelles le comportement de l'individu observé a été caractérisé comme « prédateur » ; FP = fréquence de prédation (NP/NOBS) ; TMC = temps moyen de consommation (secondes) ; ISCE = Index of Seed Consumption Effort ; PA = période d'activité ; N= nuit ; J = jour. N = neutre ; D = disperseur ; P = prédateur.	26
Tableau 8 – Espèces impactées par la consommation d'herbivores. NPO = nombre de plants observés ; NFC = nombre de feuilles consommées ; PDO = pourcentage de dégâts observés.	27
Tableau 9 - Récapitulatif des valeurs obtenues concernant les observations d'interactions dans les trouées enrichies et celles contenant les dispositifs d'enclos/exclos. CAP = consommation autre plant ; CPI = consommation plant d'intérêt ; RE = reniflement d'un plant d'intérêt.	29
Tableau 10 - Nombre de plants impactés (Ni), de feuilles impactées (NF) ainsi que leurs fréquences respectives (%), et de bourgeons apicaux consommés (NB) dans les trouées reboisées (TR) et celles contenant les dispositifs d'enclos/exclos (EX).....	29
Tableau 11 - Nombre de feuilles/folioles consommées sur le nombre total de feuilles/folioles comptées (NF) et pourcentage (%) consommées dans chaque modalité.	30
Tableau 12 - Croissance moyenne (en centimètres) des trois espèces étudiées dans les trouées. T = croissance moyenne dans les 25 trouées toutes modalités confondues ; M = mukulungu ; B = bété ; S = sapelli ; EN = enclos.	30
Tableau 13 - Croissance moyenne (en centimètres) des espèces ligneuses d'intérêt dans les trouées avec dispositifs d'enclos/exclos. T = croissance moyenne dans les 20 trouées toutes modalités confondues ; EX = exclos ; EN = enclos ; AP = trouées sans 2-PEA ; PP = trouées avec 2-PEA.....	31

Table des annexes

Annexe 1 – Principales régions floristiques et zones de transition des tropiques en Afrique (Droissart et al., 2018).	56
Annexe 2 – Tas de fruits (A) du pao rosa (<i>B. fistuloides</i>), (B) du longhi rouge (<i>C. lacourtianum</i>), (C) du niové (<i>S. kamerunensis</i>) et (D) de l'azobé (<i>L. alata</i>), formés pour l'activité de l'objectif 1	57
Annexe 3 – Paramètres de réglage des caméras.	57
Annexe 4 - : Fiche standardisée, dénommée « Camera Setup / Service / Recovery photo sheet ».	58
Annexe 5 – Courbes de structure des populations (a) du sapelli (<i>E. cylindricum</i>), (b) du mukulungu (<i>A. congolensis</i>) et (c) du bété (<i>M. altissima</i>).	58
Annexe 6 – Mesure de la hauteur et du diamètre à 10 cm du collet des plants.	60
Annexe 7 - Description des espèces d'écureuils (Emmons 1980 et Kingdon 2015).	60
Annexe 8 – Espèces observées dans les différents objectifs.	61
Annexe 9 – Pourcentage total (% total), nombre d'observations indépendantes (Nobs) et indice d'abondance relative (RAI) de chaque espèce observée pour chaque objectif. Les taxa n'ayant pas pu être déterminées au genre minimum ont été retirés.	62
Annexe 10 – Nombre d'observations (Nobs) et indice abondance relative (RAI) pour chaque espèce animale observée au pied du longhi rouge, de l'azobé, du niové et du <i>B. fistuloides</i> , avec mentions des p-valeurs χ^2 résultant du test statistique. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	63
Annexe 11 – RAI des espèces observées dans les différentes modalités de reboisement des trouées de l'objectif 2.	63
Annexe 12 – Résumé des paramètres du MGL concernant le nombre de passage dans les différentes trouées enrichies. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	64
Annexe 13 - Résumé des paramètres issus du test post-hoc des espèces ayant une p-valeur significative. Seules les comparaisons avec des p-valeurs différentes de 1 sont inscrites. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	65
Annexe 14 – Comportements observés dans les trouées enrichies. As = assis ; Au = autre ; CA = consommation autre ; CPI = consommation plant d'intérêt ; Co = course ; M = marche ; RA = recherche alimentation ; Re = reniflement ; V = vigilance ; T = total.	66
Annexe 15 – Comportements observés dans les trouées avec installation des dispositifs d'enclos et exclos. As = assis ; Au = autre ; CA = consommation autre ; CPI = consommation plant d'intérêt ; Co = course ; F = fuite ; M = marche ; RA = recherche alimentation ; Re = reniflement ; V = vigilance ; T = total.	67
Annexe 16 – Résumé du MLGM concernant le nombre de dégâts entre <i>E. cylindricum</i> et <i>A. congolensis</i> dans les trouées enrichies. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	68

Annexe 17 – Résumé du MLGM comparant le nombre dégâts sur les plants du sapelli (<i>E. cylindricum</i>) et du mukulungu (<i>A. congolensis</i>) dans les trouées contenant les dispositifs d’enclos et exclos. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	68
Annexe 18 – Résumé du MLGM concernant le nombre dégâts du sapelli (<i>E. cylindricum</i>) et du mukulungu (<i>A. congolensis</i>) dans les différentes modalités de trouées reboisées. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	69
Annexe 19 - Résumé du MLGM concernant la différence de dégâts de consommation entre les trouées en présence et en absence de 2-PEA. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	69
Annexe 20 – Résumé des paramètres du MLG concernant les croissances moyennes du sapelli (<i>E. cylindricum</i>), mukulungu (<i>A. congolensis</i>) et bété (<i>M. altissima</i>) dans les trouées enrichies. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	70
Annexe 21– Résumé des paramètres du test post-hoc comparant les croissances moyennes du sapelli (<i>E. cylindricum</i>), mukulungu (<i>A. congolensis</i>) et bété (<i>M. altissima</i>) dans les trouées enrichies. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	70
Annexe 22 – Résumé des paramètres du MLG concernant les croissances moyennes du sapelli (<i>E. cylindricum</i>), mukulungu (<i>A. congolensis</i>) et bété (<i>M. altissima</i>) dans les trouées contenant les dispositifs d’enclos/exclos. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	71
Annexe 23 – Résumé des paramètres du test post-hoc comparant les croissances moyennes du sapelli (<i>E. cylindricum</i>), mukulungu (<i>A. congolensis</i>) et bété (<i>M. altissima</i>) dans les trouées contenant les dispositifs d’enclos/exclos. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	71
Annexe 24 – Résumé des paramètres du MLG concernant la comparaison des croissances moyennes du sapelli (<i>E. cylindricum</i>), mukulungu (<i>A. congolensis</i>) et bété (<i>M. altissima</i>) dans les trouées avec sans 2-PEA. Les trois espèces ont été mises en interaction avec le facteur « modalité ». Le signe « : » représente l’interaction entre les deux facteurs. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	71
Annexe 25 – Résumé des paramètres du test post-hoc comparant les croissances moyennes du sapelli (<i>E. cylindricum</i>), mukulungu (<i>A. congolensis</i>) et bété (<i>M. altissima</i>) dans les trouées avec et sans 2-PEA. Les espèces en en italique représentent le facteur « modalité » et celles en majuscules représentent le facteur « espèce ». AP = absence de 2-PEA ; PP = présence de 2-PEA.	72
Annexe 26 - Résumé du MLG concernant la relation entre la probabilité de dégât de consommation dans les 25 trouées enrichies et la distance par rapport aux pistes de débardage. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	72
Annexe 27 - Résumé du MLG concernant la relation entre la probabilité de dégât de consommation dans les trouées contenant les dispositifs d’enclos/exclos et la distance par rapport aux pistes de débardage. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	72

Annexe 28 – Résumé des paramètres du MLG concernant le nombre de visites dans les trouées contenant du 2-PEA et celles n'en contenant pas. PP= présence du produit. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	73
Annexe 29 – Résumé du MLG concernant la relation entre la probabilité de dégât de consommation et la distance par rapport aux trouées contenant du 2-PEA. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	73
Annexe 30 - Résumé du MLG concernant la relation entre la probabilité de dégât de consommation dans les trouées contenant les dispositifs d'enclos/exclos et la distance par rapport aux trouées contenant du 2-PEA. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.)> 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.	74

Liste des abréviations

<i>AAC</i>	Assiette annuelle de coupe
<i>COMIFAC</i>	Commission des Forêts d'Afrique centrale
<i>DynAffFor</i>	Dynamique des forêts d'Afrique centrale
<i>FSC</i>	<i>Forest stewardship council</i>
<i>ISCE</i>	<i>Index of seed consumption effort</i>
<i>OLB</i>	Origine et légalité des bois
<i>RAI</i>	<i>Relative abundance index</i>
<i>MLG</i>	Modèle linéaire généralisé
<i>MLGM</i>	Modèle linéaire généralisé mixte
<i>UFA</i>	Unité forestière d'aménagement
<i>2 – PEA</i>	2- phényléthylamine

1 INTRODUCTION

1.1 La diversité des forêts d’Afrique centrale

La région Guinéo-Congolaise (Annexe 1, issue de Droissart et al., 2018) héberge le second plus grand massif de forêts tropicales : les forêts d’Afrique centrale qui couvrent 180 millions d’hectares (Bele et al., 2015, Gourlet-Fleury et al., 2013). Ces forêts sont réparties sur sept pays : la République Démocratique du Congo, le Cameroun, la République du Congo, la République Centrafricaine, le Gabon, la Guinée Equatoriale et une petite partie de l’Angola. Ces pays ont mis en place une volonté commune de gestion raisonnée de la forêt, en créant notamment un organe commun, la COMIFAC, Commission des Forêts d’Afrique centrale (Abernethy et al., 2016).

Ces forêts fournissent de précieux services écosystémiques de régulation (Cardinale et al., 2012) en empêchant l’érosion des sols, en protégeant les bassins versants et en influençant les flux hydrauliques, notamment en provoquant 75 à 95% des pluies par les processus d’évaporation et d’évapotranspiration (Bele et al., 2015). Elles jouent également un rôle primordial dans la régulation du climat en stockant des quantités importantes de carbone, estimées entre 25 et 30 milliards de tonnes, l’équivalent de quatre années d’émissions anthropiques (WWF 2007).

Bien que moins diversifiées que les forêts tropicales amazoniennes et asiatiques (Sosef et al., 2017), les forêts d’Afrique centrale accueillent une grande diversité d’espèces végétales et animales. Différentes études ont été menées afin d’estimer le nombre d’espèces de plantes vasculaires (White 1983 ; Klopper et al. 2007 ; Sosef et al., 2017), dénombrent environ 10 306 espèces vasculaires dans ces forêts, dont 2264 espèces d’arbres. Cela représenterait près de 5% des espèces tropicales recensées (Sosef et al., 2017). Les trois familles les plus recensées sont les Rubiaceae, Fabaceae et Orchidaceae. Concernant la diversité animale, 400 espèces de mammifères ont été décrites, ainsi que 700 espèces de poissons et 1000 espèces d’oiseaux dont un tiers sont endémiques à ces forêts (PFBC 2005).

La présence de ces espèces est cruciale pour les populations locales. En effet, près de 30 millions de personnes sont tributaires des ressources que la forêt peut leur offrir (Bele et al., 2015) pour la pharmacopée, la fourniture de bois pour la construction et le combustible, des produits forestiers non ligneux comme des fruits et chenilles (de Wasseige et al., 2014), ou encore pour la chasse de subsistance dont près de 3 000 000 de personnes dépendent pour leur apport journalier en protéines (Nasi et al., 2011).

1.2 Un équilibre délicat entre dispersion et prédation

La majorité des espèces chassées sont frugivores ou herbivores (Abernethy et al., 2016). Elles jouent en conséquence un rôle fondamental dans la dynamique forestière en dispersant les graines ou en consommant les plantules des arbres (Haurez 2015 ; Rosin & Poulsen, 2016 ; Houngbégnon et al., 2023).

Il est estimé que 50 à 90% des espèces ligneuses tropicales dépendent des animaux pour la dispersion de leurs graines (Fleming et al., 1987 ; Stoner et al., 2007 ; Tosso et al., 2017 ; Durand-Bessart 2022). Plusieurs caractéristiques des fruits influencent les acteurs de leur dispersion comme leur taille, leur forme, leur couleur, leur richesse nutritive ou encore la présence de protections (Fleming et al. 1987 ; Gautier-Hion et al., 1985). En outre, certaines espèces animales permettent aussi la levée de dormance des graines (Houngbégnon et al., 2023).

Les grands mammifères sont d'importants disperseurs par leur capacité à transporter les grosses graines sur de longues distances (Ong et al., 2021). C'est le cas d'espèces emblématiques telles que les éléphants (*Loxodonta cyclotis*), les gorilles (*Gorilla gorilla*) et les chimpanzés (*Pan troglodytes*) qui possèdent de grands domaines vitaux (Haurez 2015 ; Durand-Bessart et al., 2022). Cependant, même des espèces plus petites peuvent avoir un impact significatif sur la dynamique des végétaux, telles que les rongeurs, les oiseaux et les petits primates qui sont capables de transporter des graines de taille plus réduite (Ong et al., 2021).

Toutefois, les espèces frugivores peuvent aussi détruire la graine par mastication ou par le passage dans leur tube digestif (Stoner et al., 2007). Bien que la prédation dépende du fruit (Gautier-Hion et al., 1985 ; Evrard et al., 2017), il est communément admis que des espèces comme les rongeurs jouent un rôle important dans la prédation de certaines graines (Gautier-Hion et al., 1985 ; Stoner et al. 2007 ; Rosin 2014 ; Rosin & Poulsen, 2016) ; Evrard et al., 2017). Certaines espèces peuvent jouer le rôle à la fois de disperseur et de prédateur (Evrard et al., 2017). Par exemple, Houngbégnon et al. (2023) ont démontré que malgré le potentiel destructeur de leur système digestif, les céphalophes (*Cephalophus spp.*) peuvent aussi être de très bon disperseurs de graines de plus petite taille. Les rongeurs (Muridae, Sciuridae et Hystricidae) ont été peu étudiés, mais leur contribution à la dynamique forestière ne s'arrête pas à la prédation des graines. De plus en plus d'études montrent que les rongeurs peuvent également agir comme disperseurs lors du *scatter-hoarding* (Gautier-Hion et al., 1985 ; Nyiramana et al., 2011 ; Rosin 2014 ; Ong et al., 2021).

Outre la prédation des fruits, certaines espèces consomment aussi les feuilles et les bourgeons apicaux des plantules à leur hauteur, ou piétinent les plants (Rosin 2014). Cependant, la littérature scientifique étudiant l'impact de ces comportements sur la régénération de la végétation reste extrêmement limitée dans les forêts d'Afrique centrale.

1.3 Un équilibre menacé par les activités anthropiques

Dans un futur proche, si les activités humaines ne diminuent pas en termes d'intensité, les forêts deviendront plus fragmentées, moins diversifiées et appauvries de toute communauté animale (Edwards et al., 2019). La surexploitation des ressources fauniques constitue la menace principale pesant sur la biodiversité des forêts tropicales africaines (PFBC 2005 ; Dirzo et al., 2014 ; Young et al., 2016). Entre 2010 et 2020, en moyenne 3,9 millions d'hectares de forêts africaines ont été déforestés chaque année (FAO 2020). Environ 75% de la perte du couvert forestier est liée au changement d'affectation des sols,

notamment en faveur de l'agriculture, laquelle constitue donc la plus grande cause de déforestation. Cela concerne essentiellement des exploitations à petite échelle, caractérisées par de faibles superficies (Hosonuma et al., 2012 ; Malhi et al., 2013). Ces activités sont liées à l'augmentation de la démographie dans ces régions, mais également à la volonté des pays de se développer économiquement, leurs activités principales se basant principalement sur l'exploitation du milieu naturel (Gillet et al., 2016). Quant aux industries forestières, minières et pétrolières, elles n'ont pas un impact significatif en termes de déforestation (Hosonuma et al., 2012 ; Malhi et al., 2013 ; de Wasseige et al., 2014). Cependant, il a été remarqué que le taux de déforestation augmente avec la hausse des revenus liés aux secteurs pétroliers et miniers (Abernethy et al., 2016).

La dégradation forestière est la conséquence d'activités anthropiques perturbant la structure et la composition des forêts, et entraînant une perte de la biomasse et des services écosystémiques fournis (Vásquez-Grandón et al., 2018 ; IUCN 2021). L'exploitation du bois à des fins énergétiques représente une menace importante, car plus de 80% des populations africaines en dépendent. La croissance démographique accroît la pression sur les forêts en périphérie des centres urbains (Hosonuma et al., 2012 ; Sassens et al., 2015 ; Gillet et al., 2016). Les industries extractives, notamment les concessions forestières, ont également un impact en termes de dégradation par la construction d'infrastructures comme (i) la base vie, (ii) les routes qui représentent plus de 38% de la longueur de l'ensemble des routes d'Afrique centrale (Laporte et al., 2007), (iii) les pistes de débardage, et (iv) les parcs à grumes, ainsi que par les activités d'abattage. Toutefois, l'ouverture des forêts réalisée dans ce but ne représente qu'environ 7,5% de la superficie exploitée par les concessions (Durrieu de Madron et al., 1998). Enfin, le développement des infrastructures et le développement urbain associés à ces activités menacent les forêts en favorisant notamment la fragmentation du paysage (Bele et al., 2015 ; de Wasseige et al., 2014 ; Abernethy et al., 2016 ; Gillet et al., 2016 ; Edwards et al., 2019). Elle peut mener à une perte de connectivité entre les habitats, ne permettant pas le maintien de certaines espèces animales si leur domaine vital est trop réduit. Des effets lisières sont également provoqués dans les fragments forestiers, augmentant la mortalité des arbres et modifiant donc la composition spécifique (Lewis et al., 2015 ; Edwards et al., 2019). Cette fragmentation entraînerait la disparition de 7% des espèces non exploitées appartenant à ces habitats (Gillet et al., 2016).

1.4 La défaunation et ses conséquences sur la dynamique forestière

La fragmentation des habitats a des répercussions non seulement sur les populations animales en réduisant leur territoire, mais elle facilite également la proximité avec les populations rurales (Dirzo et al., 2014). La chasse est une pratique culturellement très ancrée, importante pour subvenir aux besoins en protéines et pour le développement économique des populations (Wilkie et al., 2011 ; Nasi et al., 2011 ; Abernethy et al., 2013, 2016). Actuellement, environ cinq millions de tonnes de viande sont extraites chaque année des forêts, provenant de 178 espèces différentes (Fa et al., 2002 ; Nasi et al., 2011, Malhi et al., 2013 ; Abernethy et al., 2013). Le développement urbain renforce la pression de chasse, même si la consommation de viande de brousse est peu présente dans les villes (Wilkie et al., 2011 ; Nasi et al., 2011). Cette image de la chasse de subsistance est donc

entachée par la chasse commerciale et surtout par le braconnage, qui sont responsables de la réduction drastique des populations de plusieurs espèces animales (Abernethy et al., 2016 ; Young et al., 2016). Plusieurs motifs motivent ces chasses, comme le commerce d'animaux, les trophées animaliers tels que l'ivoire, ou encore la pharmacopée (Wilkie et al., 2011 ; Young et al., 2016).

Les mammifères de grande taille (> 2 kg) sont les plus convoités et représentent plus de la moitié de la biomasse des forêts (Kurten et al., 2013 ; Malhi et al., 2014 ; Abernethy et al., 2016). Ces espèces sont davantage affectées en raison de leur reproduction lente et de leur large domaine vital (Wilkie et al., 2011 ; Abernethy et al., 2013 ; Ripple et al., 2014). Par conséquent, la taille de leurs populations a diminué de 40 à 60% (Wilkie et al., 2011), entraînant une augmentation de l'abondance des mammifères de petite et moyenne taille. Ce phénomène de *density compensation* est dû à la disparition des prédateurs et à une réduction de la compétition pour les ressources (Peres & Dolman, 2000 ; Kurten et al., 2013). En zone fortement chassée, les espèces de taille moyenne seront à leur tour impactées et connaîtront également une diminution de leur abondance. Étant moins convoités par les chasseurs, les petits mammifères verront alors leur nombre augmenter, en particulier les espèces anthropophiles telles que certains rongeurs. Leur cycle de reproduction rapide et leur besoin territorial limité les rendent plus résistants aux pressions liées à la perte d'habitat et à la chasse (Kurten et al., 2013 ; Poulsen et al., 2013). Cette défaunation mène à la formation d'*(half-)empty forests* (Malhi et al., 2013 ; Steinmetz et al., 2013), définies comme des forêts où les populations animales sont trop petites pour contribuer de manière significative aux interactions écologiques (Redford 1992 ; Redford & Feinsinger, 2001).

La perte des populations de disperseurs impacte la diversité, la composition et la structure des forêts (Abernethy et al., 2013, 2016 ; Malhi et al., 2014), par la diminution de la quantité de graines transportées et de leur distance parcourue (Babweteera et al., 2010 ; Kurten et al., 2013). Les espèces ligneuses produisant de gros fruits et celles étant hautement spécifiques en termes de dispersion sont particulièrement concernées (Vidal et al., 2013 ; Rosin et al., 2014). Des perturbations du recrutement de certaines espèces concernées ont déjà été observées suite à la perte de leur disperseurs (Abernethy et al., 2016). Il est attendu que ce soient des espèces à croissance plus rapide et se dispersant de manière abiotique qui deviennent les plus abondantes, rendant la communauté végétale plus homogène (Kurten et al., 2013 ; Poulsen et al., 2013 ; Vidal et al., 2013) (Figure 1).

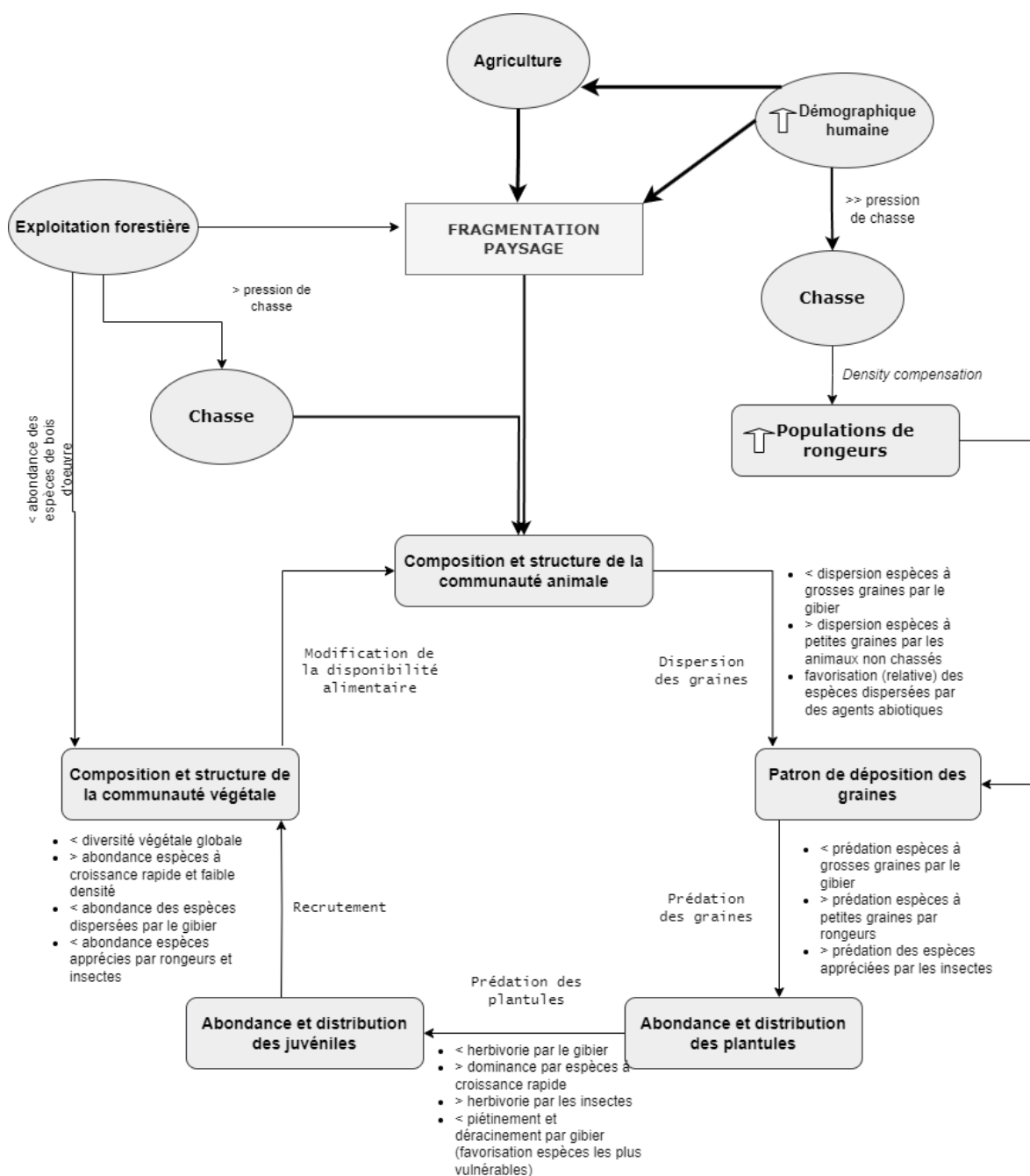


Figure 1 – Schéma représentant les causes principales et les impacts de la défaunation sur la dynamique forestière (inspiré de Haurez, et al, 2015). L'épaisseur des flèches est proportionnelle à l'intensité de l'impact de l'activité considérée.

La disparition d'espèces clés, telles que les *top* prédateurs, impacte ainsi tout le réseau trophique, générant de lourdes modifications dans les interactions interspécifiques, un phénomène communément appelé *trophic downgrading* (Terborgh & Estes, 2010 ; Estes et al., 2011 ; Ripple et al., 2014 ; Young et al., 2016). En disparaissant, les fonctions écologiques qu'ils remplissaient autrefois sont perdues, impactant la densité et le comportement des populations d'herbivores, disperseurs et prédateurs de graines, influençant à leur tour le recrutement des végétaux (Ripple et al., 2014 ; Dirzo et al., 2014 ; Young et al., 2016 ; Portela & Dirzo, 2020).

Au sommet de la chaîne alimentaire, les *top* prédateurs tels que les carnivores jouent un rôle crucial dans le maintien des écosystèmes de différentes façons (Terborgh & Estes, 2010 ; Estes et al., 2011). Ils régulent la densité des herbivores de manière directe par prédation, en les consommant (Schmitz et al., 1997 ; Terborgh & Estes, 2010 ; Ripple et al., 2014). De plus, leur présence a également un impact indirect sur le *fitness* de leurs proies en générant un "paysage de la peur", pouvant modifier le comportement des espèces consommées qui cherchent à optimiser le rapport coûts/bénéfices lié à leurs activités. La présence du prédateur affecte donc la répartition des autres espèces à l'échelle du paysage (Schmitz et al., 1997 ; Laundré et al., 2010 ; Kuijper et al., 2014 ; Bleicher et al., 2017 ; Atkins et al., 2019). Par le biais de ces deux actions, les *top* prédateurs influencent indirectement la structure et la composition des végétaux consommés par les proies, ainsi que le stockage de carbone (Schmitz et al., 1997 ; Terborgh & Estes, 2010 ; Estes et al., 2011 ; Ripple et al., 2014). Ce phénomène fait partie intégrante du concept écologique de « cascades trophiques » (Terborgh & Estes, 2010).

Cependant, l'effet cumulatif de l'absence de prédateurs et d'autres facteurs comme l'augmentation de la pression de chasse rend l'étude des cascades trophiques complexe. En l'absence de prédateurs, un environnement plus rassurant s'installe pour les herbivores, leur permettant de s'alimenter sans craindre pour leur survie (Atkins et al., 2019). Ils peuvent alors davantage impacter la végétation, dont la régénération ligneuse, en consommant les feuilles et bourgeons apicaux (Terborgh & Estes, 2010 ; Kurten et al., 2013 ; Rosin, 2014). Cependant, si la pression de chasse vise les herbivores, les espèces végétales seront alors moins confrontées à cette prédation accrue (Rosin, 2014).

En l'absence de prédateurs et avec une pression de chasse plus intense, les espèces de rongeurs peuvent connaître une augmentation de leur abondance, ce qui impacte également la dynamique des forêts (Kurten et al., 2013 ; Rosin, 2014). Cette augmentation peut engendrer une diminution de la régénération de certaines espèces ligneuses due à une consommation accrue de leurs graines (Dirzo et al., 2007 ; Terborgh et al., 2008 ; Kurten et al., 2013 ; Rosin, 2014). Quant aux espèces dispersées par la grande faune, elles pourraient venir à disparaître étant donné que les rongeurs ne compenseraient pas suffisamment l'absence des disperseurs spécifiques (Dirzo et al., 2007 ; Kurten et al., 2013). Ces changements seraient donc principalement favorables aux espèces pionnières, caractérisées par une dispersion abiotique ou zoochore, notamment par de petits mammifères comme les rongeurs (Terborgh et al., 2008 ; Kurten et al., 2013). À terme, cela pourrait entraîner une diminution de la diversité de ces forêts (Kurten et al., 2013 ; Poulsen et al., 2013 ; Rosin, 2014)

1.5 La régénération des bois d'œuvre potentiellement impactée

Couvrant environ 44 millions d'hectares (Malhi et al., 2013), l'exploitation forestière en Afrique centrale est un secteur qui contribue largement au développement économique des pays du bassin du Congo, générant de nombreux emplois directs et indirects (PFBC 2005 ; Haurez 2015 ; Grainger et al., 2015). Elle est réglementée par des lois nationales, contraignant les opérateurs privés qui gèrent les concessions attribuées par les états à concevoir des plans d'aménagement (Nasi et al., 2012 ; Gourlet-Fleury et al., 2013). Ceux-ci définissent notamment les séries d'affectation, les durées de rotation ainsi que les diamètres minima d'exploitabilité (Bayol and Borie, 2004 ; Fargeot et al., 2004). Il en résulte une exploitation sélective d'en moyenne un à deux pieds par hectare tous les 25 ans (Ruiz Pérez et al., 2005 ; Gourlet-Fleury et al., 2013). Bien que l'impact sur le couvert forestier soit réduit, des impacts indirects peuvent avoir d'importantes conséquences sur les populations animales.

En effet, en l'absence de contrôle, le développement des villages en périphérie et l'ouverture des routes rendent des zones autrefois isolées accessibles aux chasseurs et braconniers (Nasi et al., 2012 ; Rosin 2014 ; Haurez 2015). Si l'impact direct d'une pression de chasse croissante sur les populations animales vivant dans les concessions forestières a déjà été étudié (Abernethy et al., 2013 ; Haurez et al., 2015 ; Granados et al., 2017 ; Laméris et al., 2019), les interactions entre les *top* prédateurs, leurs proies et la régénération des espèces de bois d'œuvre sont très peu documentées.

Le processus de dégradation des forêts associé à une pression de chasse croissante se traduit par une modification des communautés animales, lesquelles pourraient impacter négativement la régénération de certaines espèces végétales, dont certaines espèces ligneuses exploitables. Cela se traduirait à terme par des pertes économiques pour le secteur forestier, et par extension pour les populations qui vivent directement ou indirectement de cette activité (Rosin & Poulsen, 2016).

1.6 Objectifs

Dans ce contexte où le maintien des populations animales et végétales est mis à rude épreuve en raison des pressions anthropiques croissantes, il est nécessaire de mieux comprendre les interactions trophiques qui existent entre les *top* prédateurs, leurs proies et les essences commerciales afin de préconiser des mesures de gestion efficaces. Plus précisément, ce travail ambitionne de répondre aux trois questions suivantes (Figure 2) :

1. Les graines de certaines essences commerciales sont-elles consommées/dispersées par des mammifères, et dans l'affirmative par quelles espèces ?
2. Les plantules de certaines essences commerciales sont-elles consommées par des mammifères, et dans l'affirmative à quelle fréquence et par quelles espèces ?
3. La présence de *top* prédateurs influence-t-elle le comportement des espèces granivores et herbivores, et donc la régénération des essences commerciales ?

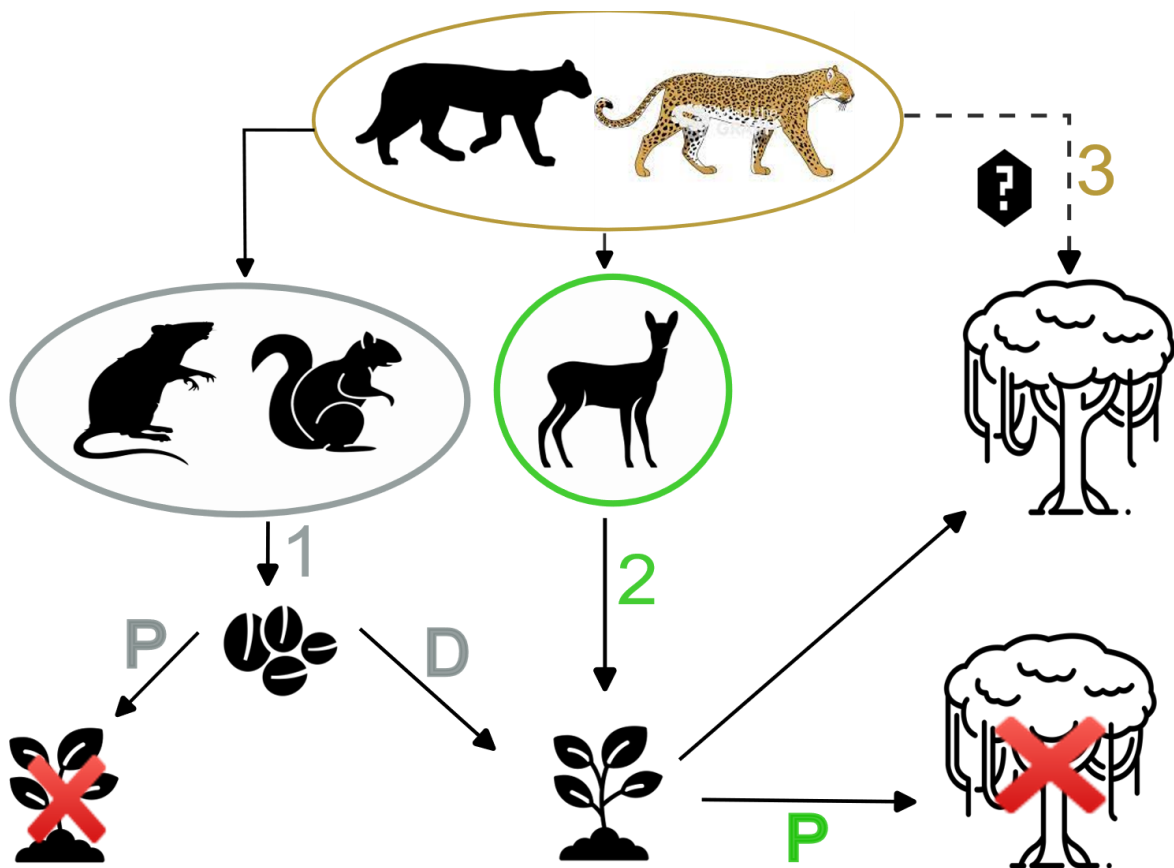


Figure 2 – Schéma conceptuel des interactions trophiques visant à être étudiées par les questions de recherche. Les flèches pleines correspondent aux interactions directes. La flèche en pointillé correspond aux observations indirectes. La prédation par les espèces animales est représentée par la lettre P. La dispersion des graines est indiquée par la lettre D.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Zone d'étude : Pallisco – CIFM

Ce travail s'est déroulé au sein de la société forestière Pallisco – CIFM localisée au Cameroun, dans la province de l'Est et plus précisément dans le département du Haut-Nyong (Figure 3). Le climat est équatorial avec deux saisons de pluies. Les précipitations moyennes sont de l'ordre de 1600 mm, avec une température moyenne de 24°C (Fousséni & Phillipart, 2007).

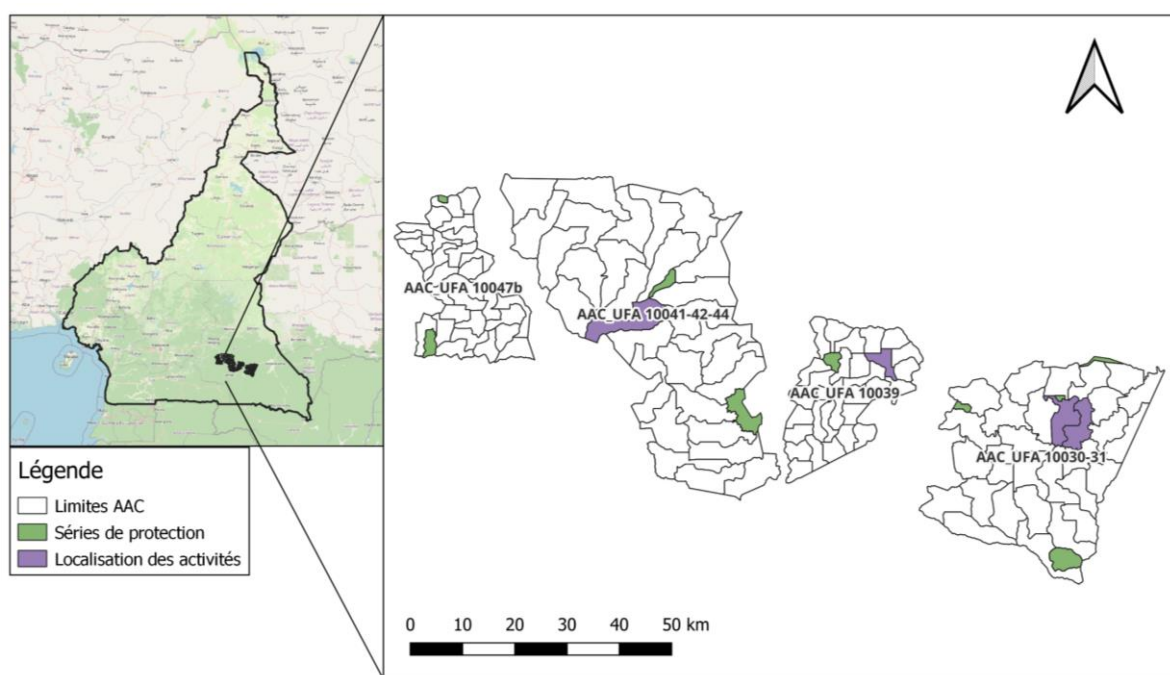


Figure 3 – Localisation des UFA de Pallisco-CIFM.

Ces forêts sont de transition entre les types forestiers sempervirents et semi-décidus. Les arbres dominant la canopée sont majoritairement des Meliciaceae, Malvaceae et Cannabaceae (Letouzey 1968, cité par Doucet et al., 2009 ; Réjou-Méchain et al., 2021). Les espèces ligneuses les plus représentées dans les concessions sont reprises dans le Tableau 1 (Feteke et al., 2001 ; 2002 ; 2007 ; Nature+ ASBL, 2015).

Tableau 1 - Espèces ligneuses les plus représentées dans les concessions étudiées.

Nom vernaculaire	Nom latin	Famille
Abalé	<i>Petersianthus macrocarpus</i> (P. Beauv.) Liben	Lecythidaceae
Alep	<i>Desbordesia glaucescens</i> (Engl.) Tiegh	Irvingiaceae
Ayous	<i>Triplochiton scleroxylon</i> K. Schum.	Malvaceae (Helicteroideae)
Dabéma	<i>Piptadeniastrum africanum</i> (Hook. F.) Brenan	Fabaceae (Caesalpinoideae)
Emien	<i>Alstonia boonei</i> De Wild	Apocynaceae
Fraké	<i>Terminalia superba</i> Engl. & Diels	Combretaceae
Ilomba	<i>Pycnanthus angolensis</i> (Welw.) Warb.	Myristicaceae
Niové	<i>Staudtia kamerunensis</i> Warb.	Myristicaceae
Okan	<i>Cylicodiscus gabunensis</i> Harms	Fabaceae (Caesalpinoideae)
Otungui	<i>Polyalthia suaveolens</i> Engl. & Diels	Annonaceae
Padouk	<i>Pterocarpus soyauxii</i> Taub.	Fabaceae (Papilionideae)
Rikio	<i>Upaca mole</i> Pax	Euphorbiaceae
Tali	<i>Erythrophleum suaveolens</i> (Guill. & Perr.) Brenan	Fabaceae (Caesalpinoideae)

La société Pallisco-CIFM est certifiée FSC et OLB, et gère sept unités forestières d'aménagement (UFA), couvrant au total 388 949 hectares. Les essences principalement exploitées sont le fraké (*Terminalia superba* Engl. & Diels), le tali (*Erythrophleum suaveolens* (Guill. & Perr.) Brenan), le dabéma (*Piptadeniastrum africanum* (Hook. F.) Brenan), l'okan (*Cylicodiscus gabunensis* Harms), le sapelli (*Entandrophragma cylindricum* (Sprague) Sprague) et l'ayous (*Triplochiton scleroxylon* K. Schum.) (Nature+ ASBL, 2008). En 2021 et 2022, 153 055 et 121 189 m³ de bois ont été respectivement exploités (Pallisco-CIFM).

Les inventaires fauniques réalisés en 2001, 2002, 2007 et 2008 pour les plans d'aménagement de chaque UFA ont révélé la présence de 30 espèces différentes de mammifères de grande et moyenne taille. Parmi elles, plusieurs sont emblématiques et protégées au Cameroun comme la panthère (*Panthera pardus*), le chat doré (*Felis aurata*), l'éléphant (*Loxodonta cyclotis*), le chimpanzé (*Pan troglodytes*) ou encore le gorille (*Gorilla gorilla*). Ce sont les espèces de céphalophes (*Cephalophus spp.*) qui sont le plus rencontrées dans ces forêts. Il est important de noter que lors des derniers inventaires fauniques annuels réalisés en 2022, aucun indice indirect de la présence d'individus de la famille des Felidae (panthère, chat doré) n'a été observé, ce qui témoigne d'une présence très limitée, voire inexistante, au sein des différentes UFA. Cependant, des traces de leur présence ont été repérées en dehors des missions d'inventaire (Tchakoudeu Kehou S., comm. pers.).

Afin de soutenir le potentiel forestier de manière durable, Pallisco-CIFM a mis en place un programme d'enrichissement forestier afin de compenser la régénération déficitaire de certaines espèces. Le reboisement peut se faire dans des parcelles dégagées, des trouées d'abattage ou encore des parcs de chargement (Daïnou et al., 2021). Pour renforcer ce programme, la société participe au projet « Reboisement dans les UFA du Cameroun » (UFA-Reforest) qui vise à restaurer le couvert forestier et maintenir les populations d'espèces commerciales (Monthe et al., 2022 ; www.riffeac.org).





2.2 Collecte des données

Les différentes activités pour la collecte des données de ce travail ont été réalisées dans les UFA regroupées 10041-42-44 et 10030-31, ainsi que dans l'UFA 10039, entre le 20 février et 05 mai 2023.

2.2.1 Quantification des processus de prédation et de dispersion des graines

Afin de quantifier le rôle des petits mammifères dans la dispersion et prédation de fruits et graines d'essences à haute valeur commerciale, des pièges photographiques ont été placés au pied de quatre espèces différentes pour identifier leurs interactions. Les espèces ligneuses ont été sélectionnées sur base de leur intérêt pour l'exploitation, de la présence de fruits matures au sol et de leur attractivité pour les petits mammifères, relevé dans la littérature. Quatre espèces ont été retenues et leurs caractéristiques sont résumées dans le Tableau 2.

Tableau 2 - Caractéristiques des quatre espèces ligneuses sélectionnées (Clark et al., 2004 ; Biwolé et al., 2012 ; Haurez et al., 2015 ; Meunier et al., 2015 ; Trolliet et al., 2017 ; Scalbert et al., 2023a).
D = disperseur ; P = prédateur.

Nom vernaculaire	Longhi rouge	Azobé	Niové	Pao rosa
Nom latin	<i>Chrysophyllum lacourtianum</i> De Wild.	<i>Lophira alata</i> Banks ex C.F.Gaertn.	<i>Staudtia kamerunensis</i> Warb.	<i>Bobgunnia fistuloides</i> (Harms) J.H. Kirkbr. & Wiersema
Famille	Sapotaceae	Ochnaceae	Myristicaceae	Fabaceae (Papilionoideae)
Description	Hauteur de 30m. Gros fruits ovoïdes : drupes (10x7cm). 3 à 5 graines aplaties (3x1cm). Dispersion zoochore.	Hauteur de 50m. Fruits : akènes ailés. Graine entourée de deux ailes rigides de taille différente. Dispersion anémochore.	Hauteur de 35m. Petits fruits à l'intérieur rouge (3,5x2cm) : capsules. Graine entourée d'un arille. Dispersion zoochore.	Hauteur de 25m. Fruits cylindriques noirs pouvant atteindre 30cm : gousse. Nombreuses graines. Dispersion zoochore.
Espèces impliquées dans la dispersion / prédation	<i>Gorilla gorilla</i> (D) <i>Loxodonta cyclotis</i> (D)	Dispersion anémochore. Muridae (P) Nesomyidae (P)	Oiseaux frugivores (D) Primates (D) Chauves-souris (D) Sciuridae (P) Nesomyidae (P)	<i>Loxodonta cyclotis</i> (D)
Photos du fruit				

Les arbres ont été sélectionnés au sein du dispositif de suivi de la dynamique forestière DynAffFor pour *C. lacourtianum*, *S. kamerunensis* et *B. fistuloides*, et dans une parcelle de reboisement pour *L. alata* (Figure 4) (www.dynaffor.org).

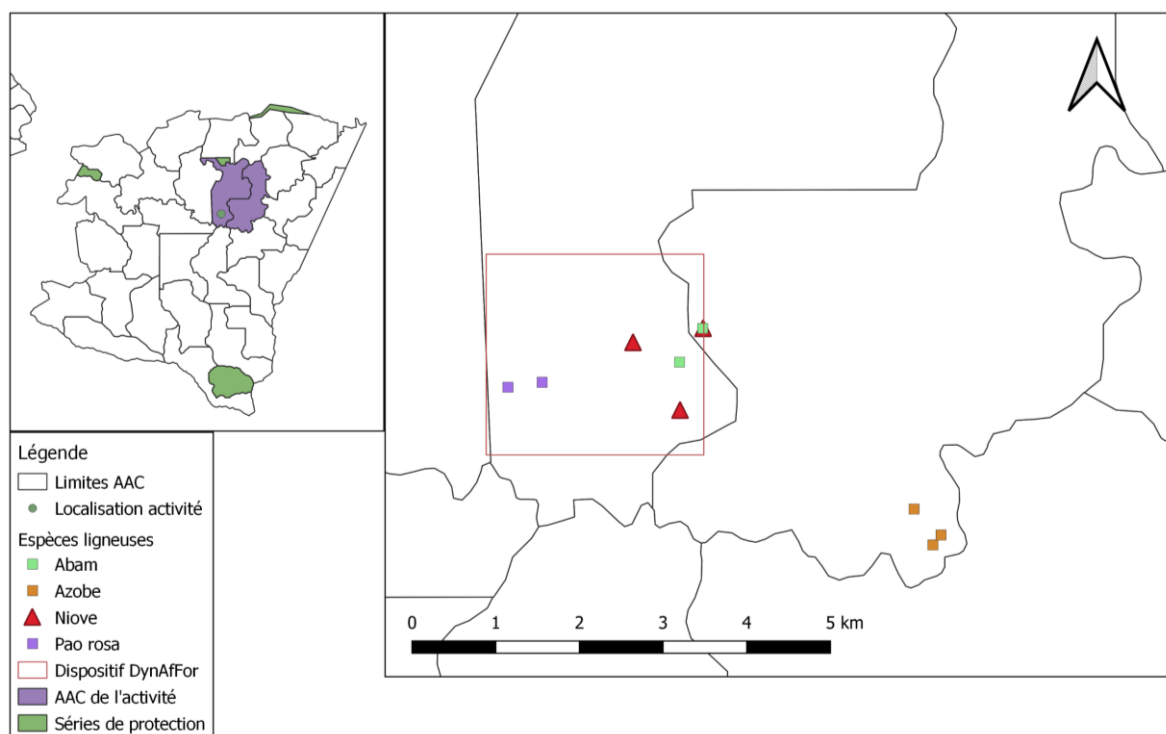


Figure 4 – Localisation des arbres semenciers dans le dispositif DynAffFor.

Le déroulement s'est fait en deux parties en raison de contraintes logistiques (Tableau 3). À proximité de chacun des pieds, deux tas de fruits ont été formés à environ 1,5m d'une caméra (Annexe 2), à l'aide de gants recouverts de terre afin de dissimuler au maximum les odeurs humaines. Huit tas de *B. fistuloides* et *C. lacourtianum* ont été filmés ainsi que six de *L. alata* et de *S. kamerunensis*.

Tableau 3 - Liste des espèces étudiées et temps d'étude.

	Espèces	Date installation	Date retrait	Nombre jours
1^{er} passage	Pao rosa 1	01/03	12/04	42
	Pao rosa 2	01/03	12/04	42
	Niové 1	01/03	11/04	41
	Niové 2	01/03	11/04	41
	Niové 3	02/03	11/04	40
	Longhi rouge 1	02/03	11/04	40
2nd passage	Pao rosa 3	12/04	03/05	21
	Pao rosa 4	12/04	03/05	21
	Longhi rouge 2	12/04	03/05	21
	Longhi rouge 3	12/04	03/05	21
	Azobé 1	13/04	04/05	21
	Azobé 2	13/04	04/05	21
	Azobé 3	13/04	04/05	21

Pour cette activité, 26 caméras « Bolyguard SG 2060-X » ont été programmées pour enregistrer 30 secondes de vidéos à chaque détection en journée et nuit, avec une résolution de 1920x1080 (full HD). Durant la nuit un flash incandescent invisible était émis, permettant d'avoir des images en noir et blanc. Aucun délai entre deux vidéos n'était

paramétré, mais un temps de déclenchement de 0,8 seconde était imposé par la caméra (Annexe 3). À la fin de la phase d'installation de chaque caméra et à leur récupération, la fiche « Camera Setup / Service / Recovery photo sheet » (Fonteyn, 2017) était complétée et présentée afin de mettre en place un système de traçabilité des données (Annexe 4).

2.2.2 Pression des herbivores exercée sur des plantules d'espèces à haute valeur commerciale

Pour déterminer le comportement des herbivores envers certaines espèces ligneuses d'intérêt commercial, trois espèces ont été sélectionnées sur base d'une activité préliminaire. Celle-ci a permis d'observer des dégâts de consommation dans des trouées d'abattage, enrichies en novembre 2022 avec des plants de 13 essences commerciales produites en pépinière (Tableau 4). Au total 84 trouées ont été visitées, 51 dans les UFA 10040-42-44 et 33 dans l'UFA 10039.

Tableau 4 - Espèces observées dans les trouées reboisées en novembre 2022. NPO = nombre de plants observés.

Noms vernaculaires	Noms latins	NPO
Amouk	<i>Detarium macrocarpum</i> Harms	47
Assamela	<i>Pericopsis elata</i> (Harms) Meeuwen	19
Bété	<i>Mansonia altissima</i>	112
Eyong	<i>Eribroma oblongum</i> (Mast.) Pierre ex A. Chev.	27
Iroko	<i>Milicia excelsa</i> (Welw) C.C.Berg	6
Moabi	<i>Baillonella toxisperma</i> Pierre	13
Mukulungu	<i>Autranella congolensis</i>	48
Okan	<i>Cylicodiscus gabunensis</i>	19
Padouk	<i>Pterocarpus soyauxii</i>	49
Pao rosa	<i>Bobgunnia fistuloides</i>	74
Sapelli	<i>Entandrophragma cylindricum</i>	17
Tali	<i>Erythrophleum suaveolens</i>	2
Tiama	<i>Entandrophragma angolense</i> (Welw.) C. DC.	13

Compte tenu de la fréquence de consommation par les herbivores (voir résultats), deux espèces ont été sélectionnées : le sapelli (*Entandrophragma cylindricum*) et le mukulungu (*Autranella congolensis*). Une troisième espèce, non consommée, a aussi été sélectionnée comme témoin afin de confirmer le comportement sélectif des espèces animales : le bété (*Mansonia altissima*). Ces trois espèces sont caractérisées dans le Tableau 5. Leurs courbes de structure des populations sont contenues dans l'Annexe 5.

Tableau 5 – Caractéristiques de *E. cylindricum*, *A. congolensis* et *M. altissima* (CIRAD, 1977 ; Meunier et al., 2015 ; Ekebil et al., 2017 ; Ehouman et al., 2021 ; Doucet, 2022 ; IUCN, 2022).

Nom vernaculaire	Sapelli	Mukulungu	Bété
Nom latin	<i>Entandrophragma cylindricum</i> (Sprague) Sprague	<i>Autranella congolensis</i> (De Wild.) A. Chev.	<i>Mansonia altissima</i> (A. Chev.) A. Chev.
Famille	Meliaceae	Sapotaceae	Malvaceae (Helicteroideae)
Description des feuilles	Feuilles composées et dissymétriques 6 à 10 folioles (9x4 cm) pouvant être opposées ou alternes.	Grandes feuilles (14x5cm), simples et alternes et coriaces.	Grandes feuilles (23x12 cm) simples et alternes.
Intérêt commercial	Tranchage, parqueterie, ébénisterie.	Ponts, traverses, revêtements extérieurs, pirogues.	Ébénisterie, construction navale, menuiserie intérieure et extérieure.
Structure de population	Déficit de régénération.	Déficit de régénération.	Déficit de régénération.
Vulnérabilité	Vulnérable	En danger	Préoccupation mineure

Photos
©J.-L. Doucet



Les observations se sont déroulées, au sein d'une assiette annuelle de coupe (AAC) exploitée entre septembre et décembre 2022 dans l'UFA 10039, laquelle est moins perturbée par les activités villageoises (Figure 5). Au total, 45 trouées sélectionnées de manière aléatoire ont été reboisées pour la mise en place de deux activités, qui consistaient respectivement à déterminer la pression exercée par des herbivores sur des plantules de certaines essences commerciales et l'influence potentielle de la présence de *top* prédateurs sur leur comportement.

Pour la première activité, 25 trouées ont été enrichies selon cinq modalités différentes : (i) 6 plants de sapelli ; (ii) 3 de sapelli et 3 de bété ; (iii) 6 de mukulungu ; (iv) 3 de mukulungu et 3 de bété ; (v) trouées témoins, sans plantules. Les observations se sont déroulées du 16 mars au 27 avril 2023. Les caméras ont été paramétrées avec la même méthodologie que l'activité précédente.

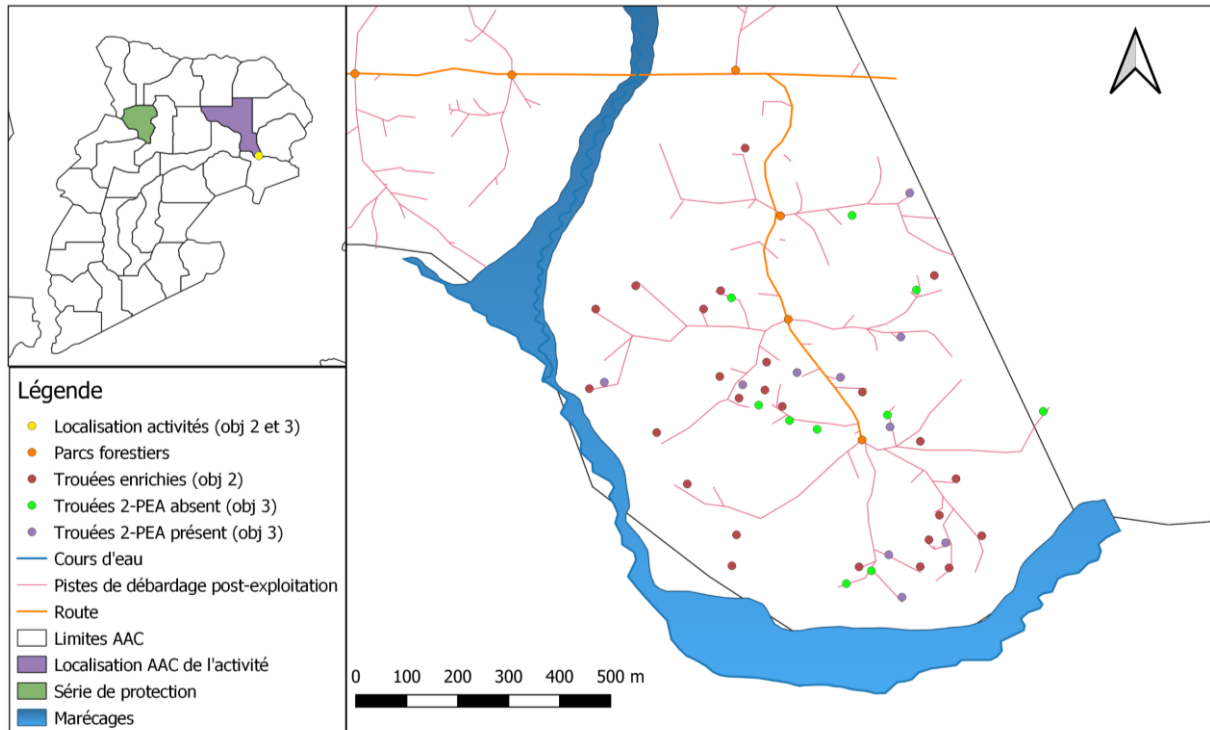


Figure 5 - Localisation des trouées reboisées pour les objectifs 2 et 3.

Chaque modalité a été répétée cinq fois. Les plants ont été disposés aléatoirement dans les trouées, la figure 6 montre un exemple de disposition. Ensuite, la hauteur et le diamètre à 10 cm du collet ont été mesurés et le nombre de feuilles des plants de *A. congolensis* et de folioles de *E. cylindricum* a été compté à la mise en place et à la fin de l'activité afin de pouvoir quantifier le nombre de dégâts subis par ces espèces végétales (Annexe 6).



Figure 6 - Exemple de modalité de reboisement : 3 plants de mukulungu et 3 de bété.

Pour la seconde activité, 20 trouées ont été enrichies avec un dispositif d'enclos/exclos, qui correspond à deux carrés de 1m² chacun contenant un plant d'*E. cylindricum*, un de *M. altissima* et un d'*A. congolensis*, disposés de manière aléatoire (Figure 7). Chaque trouée contenait une caméra visant l'exclos. Parmi ces caméras se trouvaient 18 caméras « Bolyguard SG 2060-X » et deux « Bushnell Trophy Cam HD Agressor ». Les paramètres des modèles Bushnell sont identiques au modèle Bolyguard, à l'exception de l'intervalle de déclenchement, qui était de 1s (le minimum possible) et le délai imposé par la caméra de 0,7s (Annexe 2). Les observations ont été réalisées du 22 mars au 27 avril. La hauteur et le diamètre à 10 cm du collet ont également été mesurés et le nombre de feuilles et de folioles de chaque plant a été compté à la mise en place et à la fin de l'activité.



Figure 7 – Dispositif d'enclos/exclos

2.2.3 Influence potentielle des *top* prédateurs sur la prédation des plantules

L'activité mise en place a pour objectif d'observer une éventuelle différence de comportement de prédation des herbivores sur les plantules d(*E. cylindricum*, d'*A. congolensis* et de *M. altissima*, en présence d'un prédateur. Elle a été réalisée dans l'UFA 10039, dans la même AAC que l'objectif précédent, au sein de 20 trouées (Figure 5).

Compte tenu des faibles densités de Felidae, vouloir étudier leur influence sur le comportement des herbivores de façon directe est impossible. Il a donc été décidé d'utiliser une méthode indirecte par la création d'un « paysage de la peur » reposant sur l'utilisation d'une molécule présente dans l'urine des Felidae : le 2-phényléthylamine (2-PEA). Plusieurs études ont montré l'importance de cette molécule volatile dans le déclenchement du sentiment de peur chez les proies, provoquant un comportement de fuite après sa détection. Elle est produite en haute concentration par les carnivores et a donc l'avantage de ne pas être spécifique à une seule espèce (Ferrero et al., 2011 ; Wikenros et al., 2015 ; Atkins et al., 2019). Pour les besoins de cette expérience, une dilution a été réalisée afin d'obtenir une concentration identique à celle du lion (Ferrero et al., 2011), carnivore ayant la position de *top* prédateur la plus proche des espèces retrouvées dans les forêts d'Afrique centrale en absence de données concernant les léopards et chats dorés.

Afin de créer un paysage de la peur fictif, les trouées ont été divisées en deux modalités : (i) 10 trouées avec du 2-PEA et (ii) 10 trouées sans ce produit.

Le produit a été appliqué selon les modalités illustrées par la figure 8, considérant les contraintes logistiques, les informations fournies par le site PredatorPee (<https://www.predatorpeestore.com/>), ainsi que la quantité utilisée dans l'étude de VanBeeck et al. (2021) ajustée à la superficie moyenne d'une trouée, estimée à 300m² (Dainou et al., 2021).

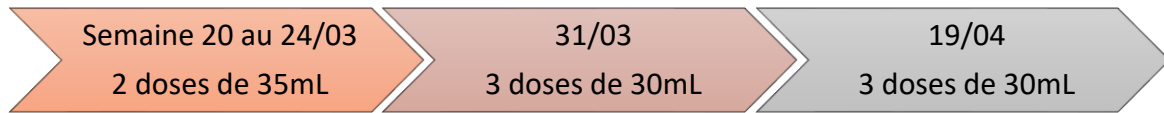


Figure 8 - Passages et quantité de 2-PEA appliquée dans les trouées.

Dans le but de déterminer si la relation observée constitue une cascade trophique, l'approche méthodologique proposée par Ford & Goheen (2015) a été retenue. Trois interactions doivent être démontrées : (i) l'impact direct de la diminution de l'abondance des herbivores par les prédateurs, représentés par la présence du 2-PEA ; (ii) la diminution de la consommation des végétaux par les herbivores et (iii) l'impact indirect de la prédation des carnivores sur les proies concernant l'abondance des végétaux (Figure 9).

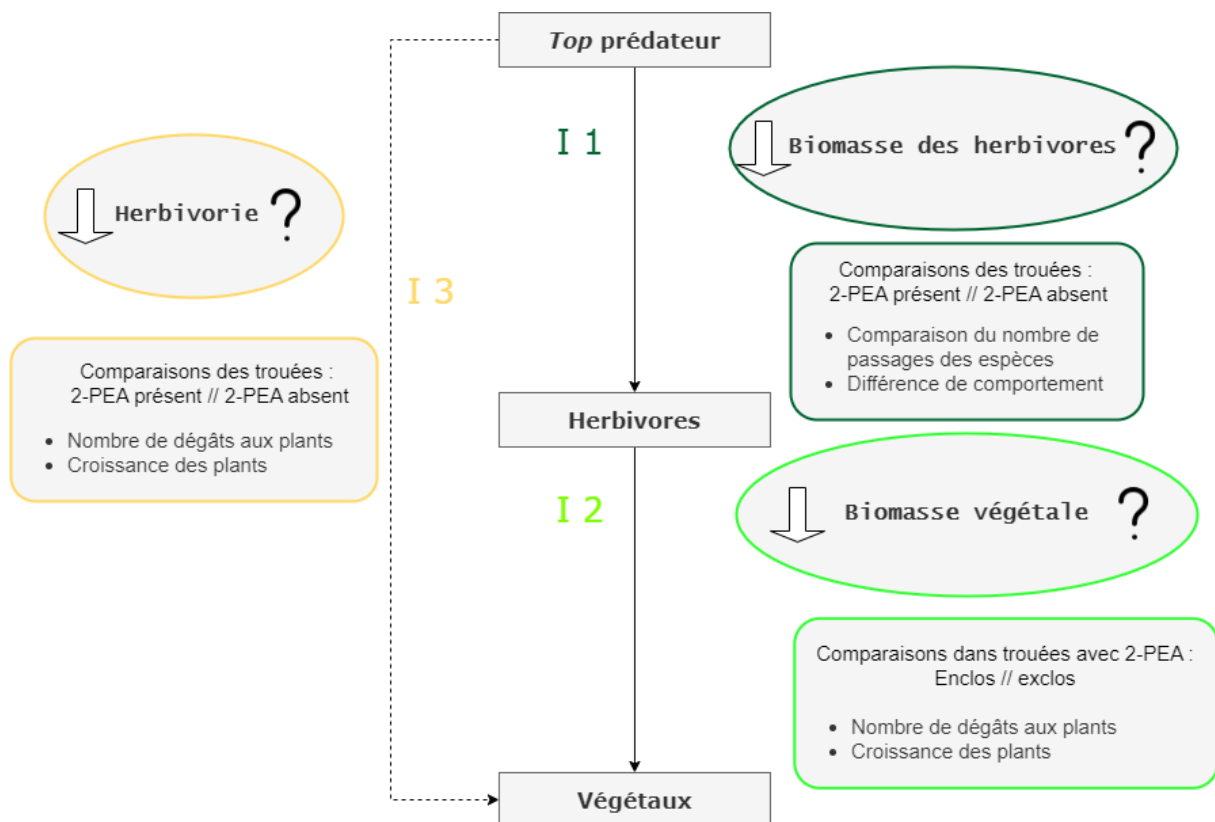


Figure 9 – Schéma conceptuel de la méthodologie proposée par Ford & Goheen (2015). Les interactions à observer sont encadrées. Les activités mises en place afin de démontrer ces interactions sont encadrées. Interactions et activités sont regroupées par couleur. Les flèches pleines correspondent aux interactions directes, tandis que la flèche en pointillés correspond à l'interaction indirecte.

2.3 Analyse des données

2.3.1 Prétraitement des vidéos

Les vidéos ont été traitées à l'aide du logiciel *Timelapse 2.3.0.6*. L'identification des individus observés a été réalisée grâce à l'outil FauneFac² disponible en ligne (Fonteyn et al., 2021). Cependant, comme certaines espèces étaient difficiles à discerner, plusieurs regroupements d'espèces ont été réalisés : les mangoustes (*Herpestes naso* et *Atilax paludinosus*), sauf les mangoustes à pattes noires (*Bdeogale nigripes*) ; les genettes (*Genetta servalina*, *Genetta cristata* *Genetta maculata*) ; les petits pangolins (*Phataginus tetradactyla* et *Phataginus tricuspis*). Les différentes espèces d'écureuil observées ont été différenciées en se référant aux travaux d'Emmons (1980) et de Kingdon (2015) (Annexe 7). *Epixerus wilsoni*, *Funiscirius pyrrhopus* et *Funiscirius isabella* sont les trois espèces à avoir été observées. Les individus ne pouvant pas être déterminés jusqu'à l'espèce ont été catégorisés dans les genres. Ceux qui n'ont vraiment pas pu être identifiés ont été mis dans la catégorie « indéterminé » et n'ont pas été repris pour les analyses.

Les événements indépendants ont été définis comme des enregistrements d'individus d'espèces différentes ou des enregistrements d'individus de même espèce pris à plus de 10 minutes d'intervalle (Lhoest et al., 2020). Dans le cas de détections d'individus en groupes, le nombre maximal d'individus parmi toutes les vidéos enregistrées a été attribué à l'évènement indépendant sélectionné.

Enfin, les indices d'abondance relative (RAI) de chaque espèce observée ont été calculés pour les trois activités, afin de prendre en compte les variations d'effort d'échantillonnage lors de la comparaison des fréquences de visite des différentes espèces dans les trois activités. Cet indice a été calculé selon la formule suivante (O'Brien, 2011) :

$$RAI = \frac{\text{nombre d'évènements de détection indépendants}}{\text{Nombre de caméras.jours}}$$

2.3.2 Quantification des processus de prédation et de dispersion des graines

Trois comportements ont été associés aux espèces animales s'intéressant aux tas de fruits des quatre espèces cibles : (i) prédateur, l'animal détruit la graine ; (ii) disperseur, il disperse la graine par zoochorie et (iii) neutre, il n'y a pas d'interaction entre l'animal et le fruit ou la graine, qui reste intacte (Gautier-Hion et al., 1985).

Un test de Chi² a été réalisé avec le logiciel *RStudio 4.1.1* (R-Development-Core-Team) pour déterminer si les fréquences observées de l'espèce animale diffèrent significativement des fréquences attendues sous l'hypothèse nulle d'indépendance.

Le taux de consommation des espèces végétales peut être caractérisé par la fréquence de visite des mammifères et leur durée, ainsi que la quantité de fruits consommés (Schupp, 1993 ; Haurez et al., 2015). Dans l'objectif de quantifier le taux de consommation des fruits des espèces végétales étudiées pour chaque espèce animale, l'ISCE (*index of seed consumption effort*) a été calculé de la manière suivante :

² Site internet : <https://www.gembloux.ulg.ac.be/faunefac/identification-des-especes-2/>

$$Isce = \frac{Niobs.cons * Di}{\sum_{i=0}^n Niobs.cons * Di} * 100$$

Où Niobs.cons = nombre d'observations d'une espèce avec consommation de fruits ; D = durée moyenne des visites avec consommation de fruits pour l'espèce considérée ; n = nombre d'espèces impliquées dans la prédation de l'essence considérée (Tosso et al., 2017). Quand cet indice est proche de 1, l'animal est considéré comme un important consommateur (Moupela et al., 2014).

2.3.3 Pression des herbivores exercée sur des plantules d'espèces à haute valeur commerciale

Dix comportements adaptés de Wikenros et al. (2015) ont été assignés aux espèces observées sur les vidéos. Ils sont définis dans le tableau 6.

Tableau 6 - Description des comportements observés.

CODE	COMPORTEMENT	DESCRIPTION
As	Assis	L'animal est assis, au repos.
Au	Autre	Comportement ne pouvant pas être classé dans les autres catégories, par exemple le frottement.
CPI	Consommation plant d'intérêt	Consommation d'un sapelli, bété ou mukulungu planté.
CA	Consommation autre	Consommation d'autres plants à hauteur de l'animal.
Co	Course	L'animal court.
F	Fuite	L'animal passe d'une posture fixe à la course soudainement.
M	Marche	Déplacement de l'animal sans autre action.
RA	Recherche alimentation	Recherche et/ou consommation au niveau du sol.
Re	Reniflement	Reniflement d'un plant de sapelli, bété ou mukulungu planté
V	Vigilance	L'animal est debout avec sa tête érigée, observant ce qu'il se passe et pouvant avoir un mouvement au niveau des oreilles.

Un modèle linéaire généralisé (MLG) de Poisson a été réalisé à l'aide du package *glm* de R studio afin de comparer le nombre de visites de chaque espèce animale observée dans les différentes modalités de reboisement. Plus précisément, les trouées reboisées à l'aide d'*E. cylindricum*, de *M. altissima* et d'*A. congolensis* sont comparées aux trouées « témoins », dépourvues d'espèces plantées. L'hypothèse nulle (H0) est qu'il n'y a pas de différence dans le nombre de passages des espèces entre les trouées témoins et les trouées enrichies. Ensuite, un test *post-hoc* a été réalisé afin de déterminer s'il existe des différences significatives entre les modalités de trouées à l'aide du package *emmeans*.

La différence de dégâts de consommation entre les plants *d'E. cylindricum* et *d'A. congolensis* a été comparée (i) entre les deux espèces, (ii) dans les quatre modalités de reboisement et (iii) dans les exclos en présence et en absence de 2-PEA. Un modèle linéaire généralisé mixte (MLGM) de Poisson a été réalisé pour ces comparaisons, à l'aide du package *glmer* (Bates et al., 2014). Ce modèle permet de prendre en compte le facteur aléatoire lié aux trouées.

Ensuite, la croissance moyenne des espèces présentes dans les trouées a été comparée entre elles, dans les quatre modalités de reboisement et dans les exclos. Elle a été confrontée à une croissance de référence, spécifique aux espèces, correspondant à celle observée dans les enclos. Cela a été réalisé à l'aide d'un modèle linéaire généralisé de Gausse, du package *glm*. L'objectif de cette comparaison est de déterminer si la croissance des plants en milieu naturel est réduite par rapport à celle où les herbivores sont exclus. Enfin, un MLG binomial a été réalisé, à l'aide du package *glm*, afin d'observer un potentiel impact de la proximité des pistes de débardage en modélisant la probabilité de dégâts dans les trouées en fonction de la distance aux pistes. Ce modèle a été réalisé à partir des dégâts de consommation recensés dans les trouées.

2.3.4 Influence des *top* prédateurs sur la régénération

Afin de déterminer si les mammifères observés modifient leur comportement dans les trouées contenant le 2-PEA, leur comportement a été comparé avec celui observé dans les trouées où la molécule est absente, de manière descriptive.

Un modèle linéaire généralisé de Poisson a été utilisé afin de déterminer s'il existait une différence significative dans le nombre de passages des espèces animales entre les trouées contenant du 2-PEA et celles où le produit était absent.

Dernièrement, un MLG binomial a été réalisé dans le but d'estimer la distance d'action du 2-PEA dans l'air sur les autres trouées. Il permet de visualiser la relation entre la distance d'action du produit et la probabilité de dégâts dans les trouées sans celui-ci.

3 RÉSULTATS

Pour l'ensemble des activités, 61 caméras ont été placées dans les trouées et au pied des arbres semenciers, au cours de 74 jours d'échantillonnage, pour répondre aux différentes questions de recherche. Durant cette période, 29 taxons ont été identifiés (Annexe 8). Les différentes espèces d'écureuils (n=648) représentent plus du tiers des observations (37,5%), tirées principalement par le taux de capture élevé du funisciure rayé (*Funisciurus isabella*) (Figure 10 et Annexe 9). Les cricétomes de forêt (*Cricetomys eminii*, n=121) et petits rongeurs (n=116) représentent quant à eux 16,3 % des observations et les cercocèbes agiles 11,0% (*Cercopithecus agilis*, n = 165). Parmi les espèces protégées au Cameroun, seuls le chimpanzé (*Pan troglodytes*) et le gorille (*Gorilla gorilla*) ont été recensés avec respectivement sept (0,14%) et une seule observations (0,05%).

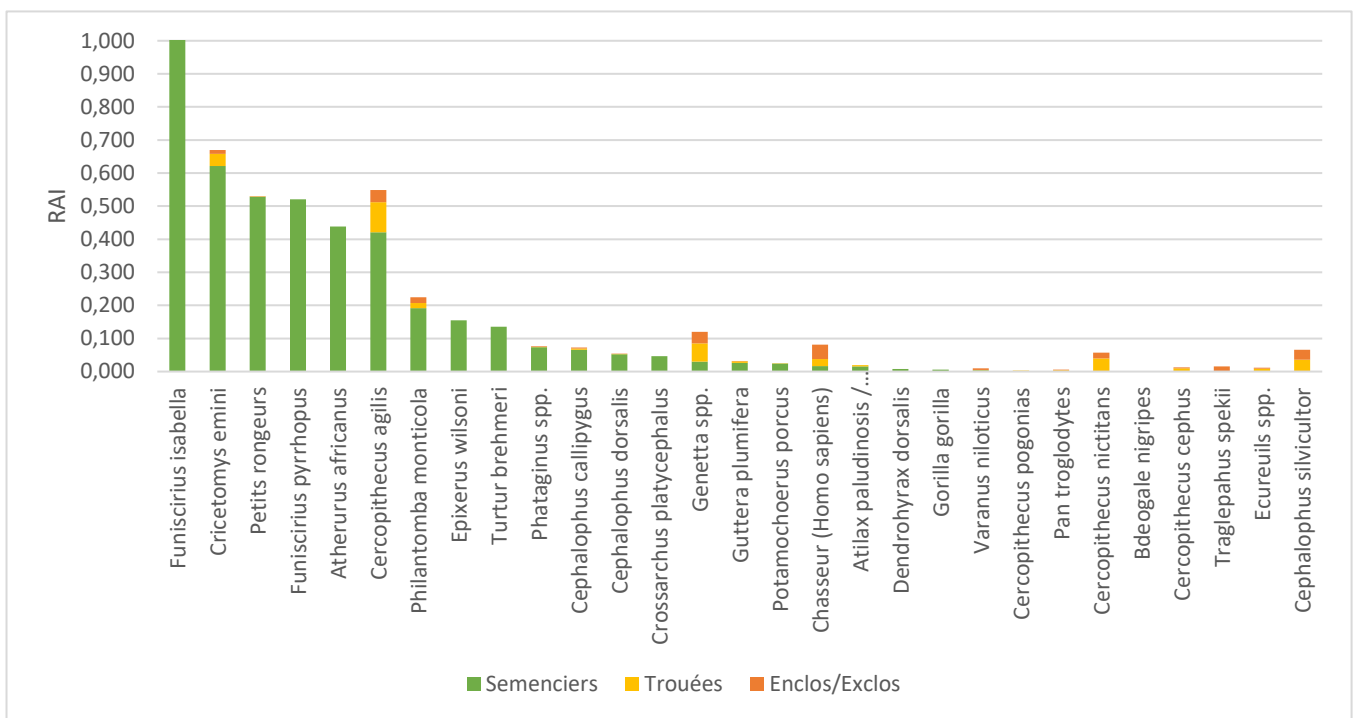


Figure 10 – Indice d'abondance relative (RAI) pour chaque espèce animale recensée.

3.1 Quantification de la prédation et de la dispersion des graines

Afin d'identifier les relations trophiques existantes entre mammifères et semenciers, 26 caméras ont été placées à leur pied, enregistrant un total de 2335 vidéos comprenant 1206 événements indépendants. La collecte des données s'est déroulée sur un total de 786 caméras.jours. *F. isabella* est le taxa le plus observé (n= 516) suivi de *C. emini* (n=121), des petits rongeurs (n=111) et du funisciure à pattes rousses (*Funisciurus pyrrhopus*). *S. kamerunensis* est l'espèce pour laquelle le plus grand nombre d'interactions a été enregistré, avec 576 événements indépendants recensés (56,1% des observations).

Les taxons suivants visitent préférentiellement certaines espèces d'arbre : l'athérure (*Atherurus africanus*) ($p < 0,001$; $\chi^2 = 42,67$; ddl = 3), les petits rongeurs ($p < 0,001$; $\chi^2 = 51,54$; ddl = 3), *F. isabella* ($p < 0,001$; $\chi^2 = 741,81$; ddl = 3), *F. pyrrhopus* ($p < 0,001$, $\chi^2 =$

74,91, ddl = 3), *C. emini* ($p < 0,05$; $\chi^2 = 9,08$; ddl = 3) et le céphalophe bleu (*Philantomba monticola*) ($p < 0,05$; $\chi^2 = 9,39$; ddl = 3) (Figure 11 et Annexe 10).

Les funisciures montrent une préférence générale pour les fruits de *S. kamerunensis* par rapport aux autres espèces ligneuses, tandis que *F. isabella* est également attiré par les fruits de *C. lacourtianum*. Les petits rongeurs semblent moins attirés par ces fruits, comparé aux autres espèces végétales étudiées. *A. africanus* est plus fréquemment observé au pied de *L. alata* et de *S. kamerunensis*. *P. monticola* n'a quant à lui pas été observé en train de consommer les graines d'une des quatre espèces ligneuses.

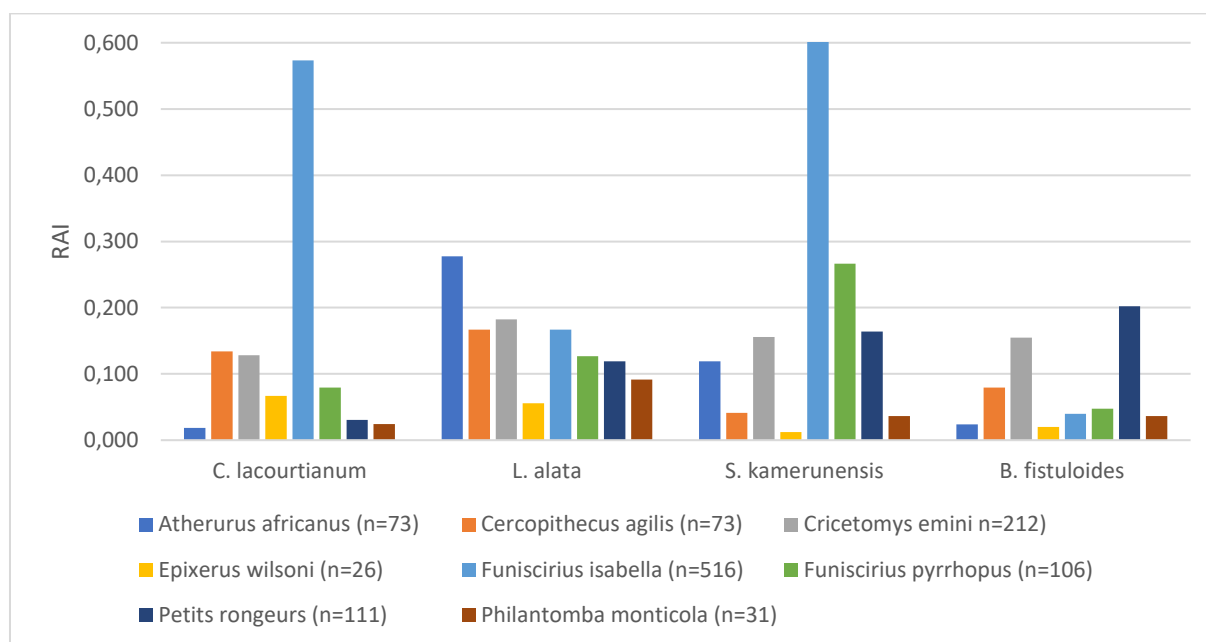


Figure 11 – Indices d'abondance relative de chaque espèce animale détectée selon les espèces ligneuses suivies. Seules les espèces ayant eu plus d'un évènement de comportement de prédation/dispersion et/ou celles dont le test χ^2 a été significatif sont présentées.

Aucun prédateur des graines de *C. lacourtianum* n'a été observé durant la période d'observation (Tableau 7). Cependant, *C. agilis* (n=3), *E. wilsoni* (n=3), *F. isabella* (n=7) et *F. pyrrhopus* (n=5) ont été observés en tant que disperseurs de cette espèce.

Les principaux prédateurs des graines de *L. alata* sont *C. agilis* (n=9) et *F. isabella* (n=7). Les principales espèces prédatrices des graines de *S. kamerunensis* sont *F. isabella* (n=78), *F. pyrrhopus* (n=13), *A. africanus* (n=4) et *C. emini* (n=4). Les deux *Funiscirius* ont contribué de manière plus importante que les autres espèces à la prédation des graines, ce comportement représentant 20% de leurs observations. Cependant, il existe une différence marquée entre l'indice de consommation de *F. isabella* (75,55) et celui de *F. pyrrhopus* (13,32). Ils ont également été observés comme disperseurs de cette espèce. Enfin, les petits rongeurs (n=16) et *C. emini* (n=6) ont été observés comme prédateurs des graines de *B. fistuloides*. Toutefois, l'ISCE des petits rongeurs (64,47) est deux fois supérieur à celui de *C. emini* (31,50).

Les activités d'*Atherurus africanus*, de *C. emini* et des petits rongeurs sont essentiellement nocturnes, tandis que celles de *C. agilis*, *F. isabella*, *F. pyrrhopus* et *E. wilsoni* sont principalement diurnes (Tableau 7).



Figure 12 - Photos issues des pièges photographiques montrant en (A) un cricétome de forêt (*C. emini*) consommant un fruit de pao rosa (*B. fistuloides*) ; (B) un cercocèbe agile (*C. agilis*) consommant un fruit d'azobé (*L. alata*) ; (C) un *F. pyrrhopus* consommant une graine de niové (*S. kamerunensis*) et (D) un écureuil de Biafra (*E. wilsoni*) consommant un fruit du longhi rouge (*C. lacourtianum*).

Tableau 7 - Espèces observées au pied du longhi rouge (*C. lacourtianum*), de l'azobé (*L. alata*), du pao rosa (*B. fistuloides*) et du niové (*S. kamerunensis*). NOBS = Nombre total d'observations ; NN = nombre d'observations pendant lesquelles le comportement de l'individu observé a été caractérisé comme « neutre » ; FN = fréquence du comportement « neutre » (NN/NOBS) ; ND = nombre d'observations pendant lesquelles le comportement a été caractérisé comme « disperseur » ; FD = fréquence de dispersion (ND/NOBS) ; NP = nombre d'observations pendant lesquelles le comportement de l'individu observé a été caractérisé comme « prédateur » ; FP = fréquence de prédation (NP/NOBS) ; TMC = temps moyen de consommation (secondes) ; ISCE = Index of Seed Consumption Effort ; PA = période d'activité ; N= nuit ; J = jour. N = neutre ; D = disperseur ; P = prédateur.

	ESPÈCES	NOBS	NN	FN (%)	ND	FD (%)	NP	FP (%)	TMC	ISCE	PA	ROLE
C. lacourtianum	<i>Atherurus africanus</i>	3	3	100,0	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0	N	N
	<i>Cercopithecus agilis</i>	22	19	86,4	3	13,6	0	0,0	14,8	0	J	D
	<i>Cricetomys emini</i>	21	21	100,0	0	0,0	0	0,0	27,0	0	N	N
	<i>E. wilsoni</i>	11	8	72,7	3	27,3	0	0,0	20,3	0	J	D
	<i>F. isabella</i>	94	87	92,6	7	7,4	0	0,0	12,8	0	J	D
	<i>F. pyrrhopus</i>	13	8	61,5	5	38,5	0	0,0	6,0	0	J	D
	Petits rongeurs	5	5	100,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0	N	N
L. alata	<i>Atherurus africanus</i>	35	34	97,1	0	0,0	1	2,9	7,0	2,6	N	P
	<i>Cercopithecus agilis</i>	21	12	57,1	0	0,0	9	42,9	15,1	50,6	J	P
	<i>Cricetomys emini</i>	23	23	100,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0	N	N
	<i>E. wilsoni</i>	7	6	85,7	0	0,0	1	14,3	26,0	9,7	J	P
	<i>F. isabella</i>	21	14	66,7	0	0,0	7	33,3	13,6	35,3	J	P
	<i>F. pyrrhopus</i>	16	15	93,8	0	0,0	1	6,3	5,0	1,9	J	P
	Petits rongeurs	15	15	100,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0	N	N
S. kamerunensis	<i>Atherurus africanus</i>	29	25	86,2	0	0,0	4	13,8	17,5	6,2	N	P
	<i>Cercopithecus agilis</i>	10	8	80,0	2	20,0	0	0,0	0,0	0	J	D
	<i>Cricetomys emini</i>	38	34	89,5	0	0,0	4	10,5	7,5	2,7	N	P
	<i>E. wilsoni</i>	3	3	100,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0	J	N
	<i>F. isabella</i>	391	286	73,1	27	6,9	78	19,9	10,9	75,6	J	D,P
	<i>F. pyrrhopus</i>	65	41	63,1	11	16,9	13	20,0	12,0	13,3	J	D,P
	Petits rongeurs	40	37	92,5	1	2,5	2	5,0	4,0	0,7	N	D,P
B. fistuloides	<i>Atherurus africanus</i>	6	6	100,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0	N	N
	<i>Cercopithecus agilis</i>	20	20	100,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0	J	N
	<i>Cricetomys emini</i>	39	33	84,6	0	0,0	6	15,4	14,3	31,5	N	P
	<i>E. wilsoni</i>	5	5	100,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0	J	N
	<i>F. isabella</i>	10	8	80,0	1	10,0	1	10,0	11,0	4,0	J	D,P
	<i>F. pyrrhopus</i>	12	12	100,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0	J	N
	Petits rongeurs	51	35	68,6	0	0,0	16	31,4	11,0	64,5	N	P

3.2 Pression des herbivores exercée sur des plantules d'espèces à haute valeur commerciale

Les données utilisées pour les analyses sont issues de l'ensemble des 45 caméras placées au sein des 25 trouées enrichies avec *A. congolensis*, *E. cylindricum* et *M. altissima*, qui ont collecté des données sur 1008 caméras.jours. Les analyses sont également issues des caméras des 20 trouées contenant les dispositifs d'enclos/exclos, qui ont fonctionné pendant 687 caméras.jours. Elles ont enregistré 5347 vidéos, dont 520 ont été considérées comme évènements indépendants.

3.2.1 Observations préliminaires

Des dégâts de consommation dans les trouées de 2022 n'ont été constatés que sur quatre des treize espèces présentes dans ces trouées : *D. macrocarpum* (2,13% des plants impactés), *E. angolense* (7,69%), *A. congolensis* (52,08%) et *E. cylindricum* (88,24%) (Tableau 8). Sur base de ce résultat, *A. congolensis* et *E. cylindricum* ont été identifiés comme espèces d'intérêt pour la suite des activités visant à étudier l'impact des populations animales sur la régénération. *M. altissima* a été l'espèce la plus observée dans les trouées (n=112), mais aucun dégât de consommation n'a été recensé sur cette espèce. Pour cette raison, elle a également été incluse dans l'étude afin d'observer un éventuel comportement de sélection dans le comportement alimentaire des herbivores.

Tableau 8 – Espèces impactées par la consommation d'herbivores. NPO = nombre de plants observés ; NFC = nombre de feuilles consommées ; PDO = pourcentage de dégâts observés.

Noms vernaculaires	Noms latins	NPO	NFC	PDO (%)
Amouk	<i>Detarium macrocarpum</i>	47	1	2,1
Bété	<i>Mansonia altissima</i>	112	0	0
Mukulungu	<i>Austranella congolensis</i>	48	25	52,1
Sapelli	<i>Entandrophragma cylindricum</i>	17	15	88,2
Tiama	<i>Entandrophragma angolense</i>	13	1	7,7

3.2.2 Fréquences de visite

L'espèce la plus observée est *C. agilis* avec 31,9% des observations (n=92), suivies des *Genetta spp.* qui représentent 15,2% (n=55), *C. emini* avec 10,2% (n=38) et *C. silvicultor* avec 12,5% des observations (n=36) (Figure 13 et Annexe 11). Parmi les espèces protégées au Cameroun, seul *Pan troglodytes* a été recensé, avec six observations (2,1%). Des chasseurs ont également été observés dans la zone (7,6% ; n=22).

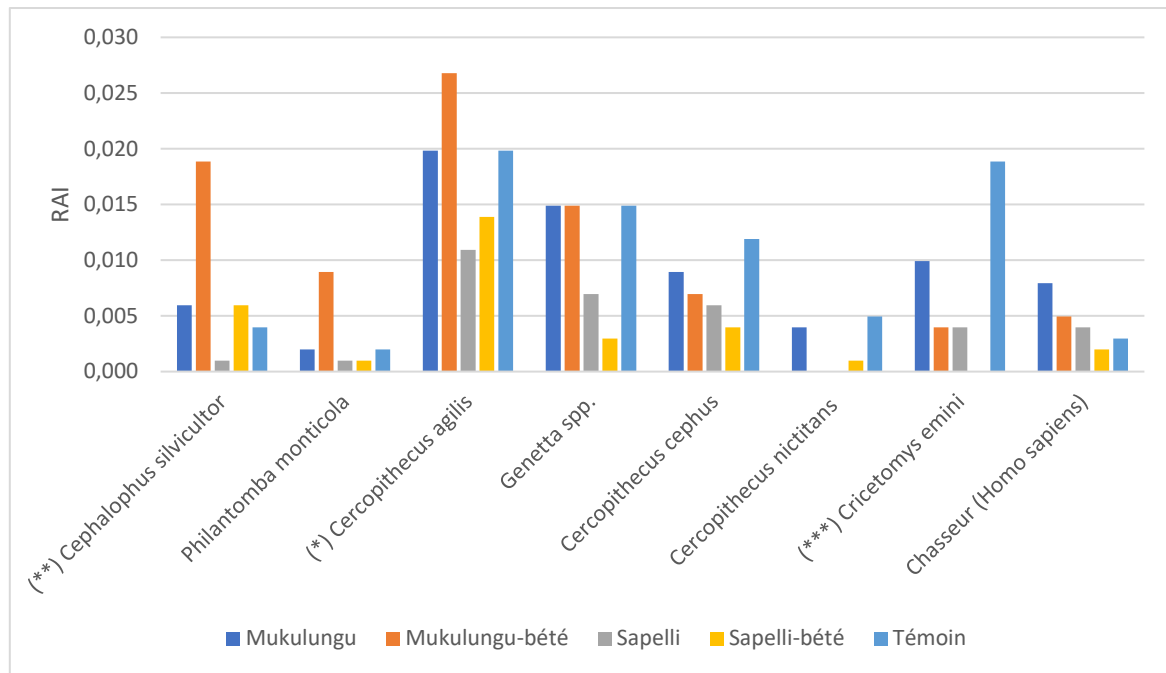


Figure 13 - Indices d'abondance relative (RAI) de chaque espèce animale détectée dans les différentes modalités de trouées. Selon les résultats au modèle linéaire généralisé visant à définir la significativité des différences du nombre de passages dans les trouées, les espèces sont précédées de (*) si $p < 0,05$; (**) si $p < 0,01$; (***) si $p < 0,001$. Seules les espèces présentes plus de 10 fois sont présentées.

Les résultats issus du MLG ont démontré une différence significative du nombre de passages entre les différentes modalités de trouées pour certaines espèces : *C. silvicultor* ($p < 0,01$; $R^2 = 0,12$), *C. agilis* ($p < 0,05$; $R^2 = 0,02$) et *C. emini* ($p < 0,001$; $R^2 = 0,14$) (Annexe 12). Le coefficient de détermination (R^2) dans les modèles linéaires généralisés explique le pourcentage de variance expliqué par le modèle. Le test *post-hoc* n'a pas mis en évidence d'autres différences significatives que celles montrées par le MLG (Annexe 13).

3.2.3 Dégâts

Le temps d'interaction, dans les trouées reboisées, entre les espèces observées et les plants représentent 6,5% du temps passé par les espèces. Ce temps se répartit entre la consommation de plants d'intérêt (0,3 % ; $n=1$) et d'autres végétaux (4,70% ; $n=16$), ainsi que le reniflement des plants (1,5% ; $n=5$). Le céphalophe à dos jaune (*C. silvicultor*) était le seul consommateur identifié des plants d'intérêts (Figure 14 et Annexe 14). Les autres comportements observés concernaient la recherche de nourriture au sol et le déplacement des individus (93,5%), actions ne constituant aucune interaction avec des plants (Tableau 9).

Dans les trouées où les dispositifs d'enclos/exclos ont été installés, aucune interaction avec des végétaux n'a été observée pendant 92,3% du temps. Les comportements recensés de consommation de plants d'intérêts ($n=2$) et d'autres végétaux ($n=6$) ne représentent que 5,10% du temps passé par les espèces. Le seul consommateur observé des plants d'intérêt était *C. silvicultor*. *P. monticola* ($n=1$) et *C. callipygus* ($n=1$) ont consommé quant à eux d'autres végétaux à leur portée (Figure 14 et Annexe 15).

Tableau 9 - Récapitulatif des valeurs obtenues concernant les observations d'interactions dans les trouées enrichies et celles contenant les dispositifs d'enclos/exclos. CAP = consommation autre plant ; CPI = consommation plant d'intérêt ; RE = renflement d'un plant d'intérêt.

ACTIVITÉS	ABSENCE D'INTERACTION (%)		INTERACTIONS (%)	
		CAP	CPI	RE
TROUÉES ENRICHIES	93,5	4,70	0,3	1,5
DISPOSITIFS ENCLOS/EXCLOS	92,3	3,80	1,3	2,6



Figure 14 - Photos venant des pièges photographiques montrant en (A) un céphalophe à dos jaune (*C. silvicultor*) consommant les feuilles d'un plant de sapelli (*E. cylindricum*) et en (B) un céphalophe bleu (*P. monticola*) consommant les feuilles d'une autre plantule non identifiée.

Le recensement du nombre de dégâts de consommation par espèce ligneuse (Tableau 10) montre que seuls les plants d'*E. cylindricum* (n=11) et d'*A. congolensis* (n=4) ont été impactés au niveau des feuilles et folioles (*E. cylindricum* et *A. congolensis*) ou des bourgeons (*A. congolensis*).

Tableau 10 - Nombre de plants impactés (NI), de feuilles impactées (NF) ainsi que leurs fréquences respectives (%), et de bourgeons apicaux consommés (NB) dans les trouées reboisées (TR) et celles contenant les dispositifs d'enclos/exclos (EX).

ESPÈCES	NI		NF		NB	
	TR	EX	TR	EX	TR	EX
BÉTÉ	0/30 (0%)	0/40 (0%)	0/192 (0%)	0/175 (0%)	0	0
MUKULUNGU	4/45 (8,9%)	3/40 (7,5%)	36/479 (7,5%)	15/449 (3,34%)	4	3
SAPELLI	11/45 (24,4%)	2/40 (5%)	116/693 (16,7%)	26/569 (4,6%)	0	0

Toutefois, les résultats issus du MLGM ne démontrent pas de différence significative du nombre de dégâts entre les plants d'*E. cylindricum* et d'*A. congolensis* dans les trouées enrichies ($p = 0,1$). Les résultats sont similaires dans les trouées contenant le dispositif d'enclos/exclos, le modèle n'ayant pas pu converger ($p = 0,9$) (Annexes 16 et 17). Le R^2 conditionnel est une mesure de l'ajustement du modèle qui représente la proportion de variance totale expliquée par les variables explicatives dans le modèle, y compris les variables fixes et les effets aléatoires. Les valeurs de 0,8 et 0,9 indiquent que l'effet aléatoire contribue de manière considérable à la variance des données.

Le Tableau 11 donne les proportions de feuilles et folioles consommées selon les différentes modalités de plantation.

Tableau 11 - Nombre de feuilles/folioles consommées sur le nombre total de feuilles/folioles comptées (NF) et pourcentage (%) consommées dans chaque modalité.

MODALITÉS	NF	% NF	NB TROUÉE IMPACTÉE	NB JOURS OBS
MUKULUNGU	20/327	6,1	1/5 (20%)	40
SAPELLI	55/468	11,7	2/5 (40%)	40
MUKULUNGU-BÉTÉ	21/256	8,2	2/5 (40%)	40
SAPELLI-BÉTÉ	50/313	15,9	4/5 (80%)	40
PRÉSENCE DE 2-PEA	29/644	4,5	2/10 (20%)	34
ABSENCE DE 2-PEA	17/703	2,4	2/10 (20%)	34

Les résultats des modèles linéaires généralisés mixtes n'indiquent pas de différence significative du nombre de dégâts entre les modalités de reboisement des trouées enrichies ($p > 0,05$; $R^2 = 0,9$). Ils n'indiquent également aucune différence significative entre les trouées contenant du 2-PEA et celles n'en contenant pas ($p > 0,05$; $R^2 = 0,9$). Les valeurs du R^2 indiquent que le facteur aléatoire « trouée » contribue de manière considérable à la variance des données. (Annexes 18 et 19).

3.2.4 Croissance des plants

Les résultats du MLG comparant la croissance des trois espèces dans les 25 trouées enrichies démontrent une différence significative entre *A. congolensis* (1,0 cm [-3 - 4]) et *M. altissima* (2,9 cm [0 - 6]) ($p < 0,001$; $R^2 = 0,20$) (Figure 15 et Annexe 20). De plus, le test *post-hoc* a révélé une différence significative entre la croissance d'*E. cylindricum* (2,9 cm [0 - 7]) et d'*A. congolensis* sur la période échantillonnée ($p < 0,001$) (Annexe 21). D'autre part, la croissance moyenne d'*E. cylindricum* est plus élevée que celle retrouvée dans les enclos (croissance de référence), contrairement à celle d'*A. congolensis* qui est plus faible (Tableau 12). La croissance moyenne de *M. altissima* est quant à elle similaire à celle en enclos.

Tableau 12 - Croissance moyenne (en centimètres) des trois espèces étudiées dans les trouées. T = croissance moyenne dans les 25 trouées, toutes modalités confondues ; M = mukulungu ; B = bété ; S = sapelli ; EN = enclos.

ESPÈCES	T	M	M-B	S	S-B	EN
BÉTÉ	2,9	/	3,5	/	2,3	2,8
MUKULUNGU	1,0	1,47	0,20	/	/	1,9
SAPELLI	2,9	/	/	2,6	3,7	2,1

Concernant les trouées contenant les dispositifs d'enclos/exclos, les résultats du MLG démontrent également une différence significative entre *A. congolensis* (1,3 cm [0 – 4]) et *M. altissima* (2,4cm [0-6]) ($p < 0,05$; $R^2 = 0,05$) (Annexe 22). Cependant, le test *post-hoc* n'a pas révélé de différence significative entre *E. cylindricum* (2,1 [0-5]) et *A. congolensis* ($p = 0,2$) (Annexe 23). Les croissances moyennes d'*A. congolensis* et de *M. altissima* sont plus faibles que celle retrouvée dans les enclos, contrairement à celle d'*E. cylindricum* qui est identique (Tableau 13).

Le MLG réalisé pour comparer la croissance de chacune des espèces entre les modalités de présence et d'absence du 2-PEA n'a pas indiqué de différence significative ($p > 0,05$; $R^2 = 0,06$) (Annexes 24 et 25).

Tableau 13 - Croissance moyenne (en centimètres) des espèces ligneuses d'intérêt dans les trouées avec dispositifs d'enclos/exclos. T = croissance moyenne dans les 20 trouées, toutes modalités confondues ; EX = exclos ; EN = enclos ; AP = trouées sans 2-PEA ; PP = trouées avec 2-PEA.

ESPÈCES	T	EX	EN	AP - EN	AP - EX	PP - EN	PP - EX
BÉTÉ	2,4	1,9	2,8	2,7	2,4	3	1,4
MUKULUNGU	1,3	0,7	1,9	1,7	1	2,2	0,5
SAPELLI	2,1	2,1	2,1	1,7	2,8	2,6	1,4

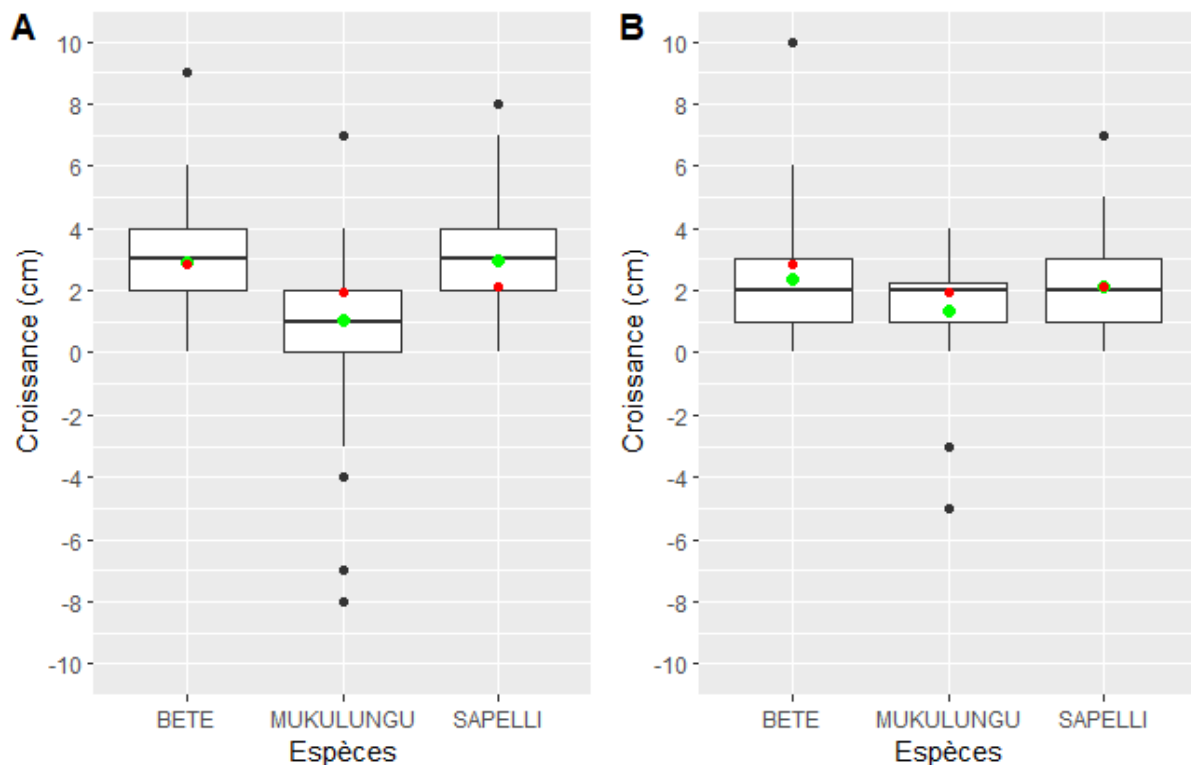


Figure 15 - Croissance moyenne des trois espèces dans (A) les trouées enrichies et (B) les dispositifs d'enclos/exclos. Les points verts représentent la croissance moyenne de chaque espèce au sein de l'activité respective, les points rouges représentent la croissance moyenne de référence, et les points noirs correspondent à des valeurs extrêmes. La barre horizontale représente la médiane.

3.2.5 Effet des pistes de débardage sur les dégâts de consommation

L'influence de la proximité de pistes de débardage sur les dégâts de consommation a été déterminée à l'aide de modèles linéaires généralisés, suivant une distribution binomiale (Annexes 26 et 27). Bien que les dégâts occasionnés aux plants augmentent avec l'éloignement aux pistes de débardages (Figure 16), les relations ne sont cependant pas statistiquement significatives (A : $p = 0,31$ et $R^2 = 0,06$; B : $p = 0,57$ et $R^2 = 0,03$).

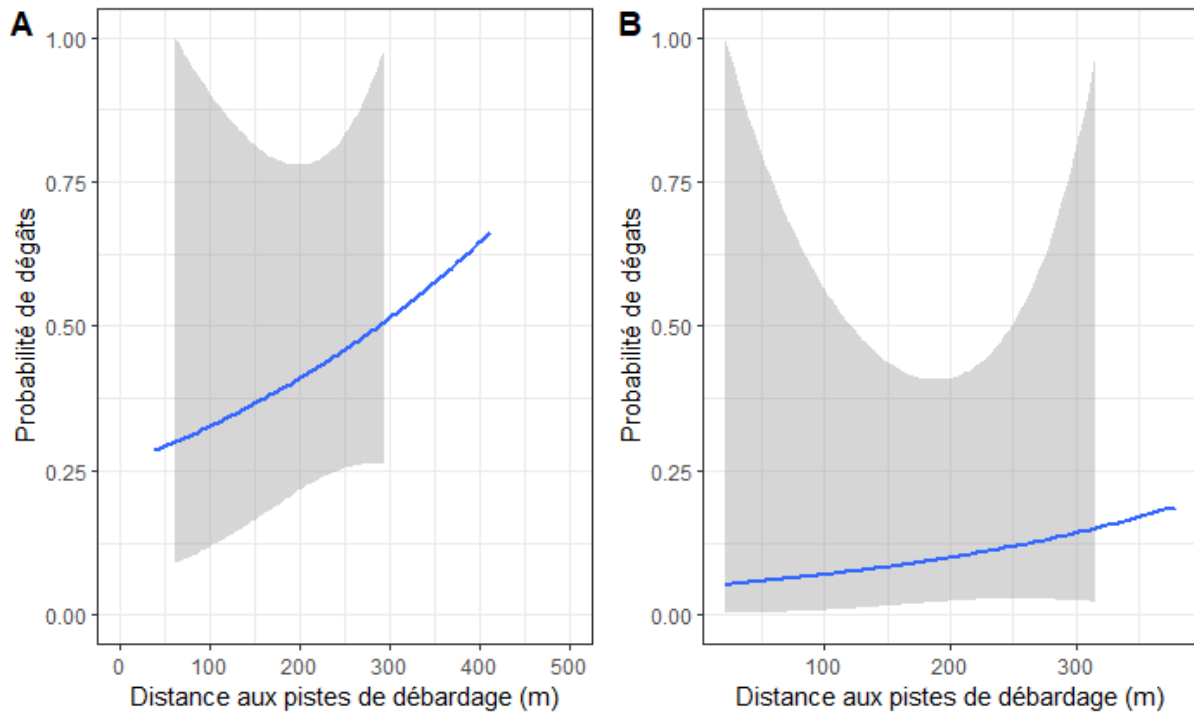


Figure 16 - Probabilité de dégâts sur les plants d'intérêt dans (A) dans les trouées enrichies et (B) celles contenant les dispositifs d'enclos/exclos, en fonction de la distance des pistes de débardage.

3.3 Influence potentielle des *top* prédateurs sur la prédation des plantules

Les résultats ont été obtenus à partir de données collectées par les 20 caméras positionnées au sein des 20 dispositifs d'enclos/exclos installés, pour lesquelles 1941 vidéos ont été enregistrées pendant un total de 687 caméras.jours. Parmi ces vidéos, 158 ont été identifiées comme évènements indépendants.

3.3.1 Fréquences de visite

Les résultats issus du MLG n'ont pas démontré de différence significative du nombre de passages (Figure 17) par les mammifères entre les trouées contenant du 2-PEA et celles n'en contenant pas ($p > 0,05$) (Annexe 28).

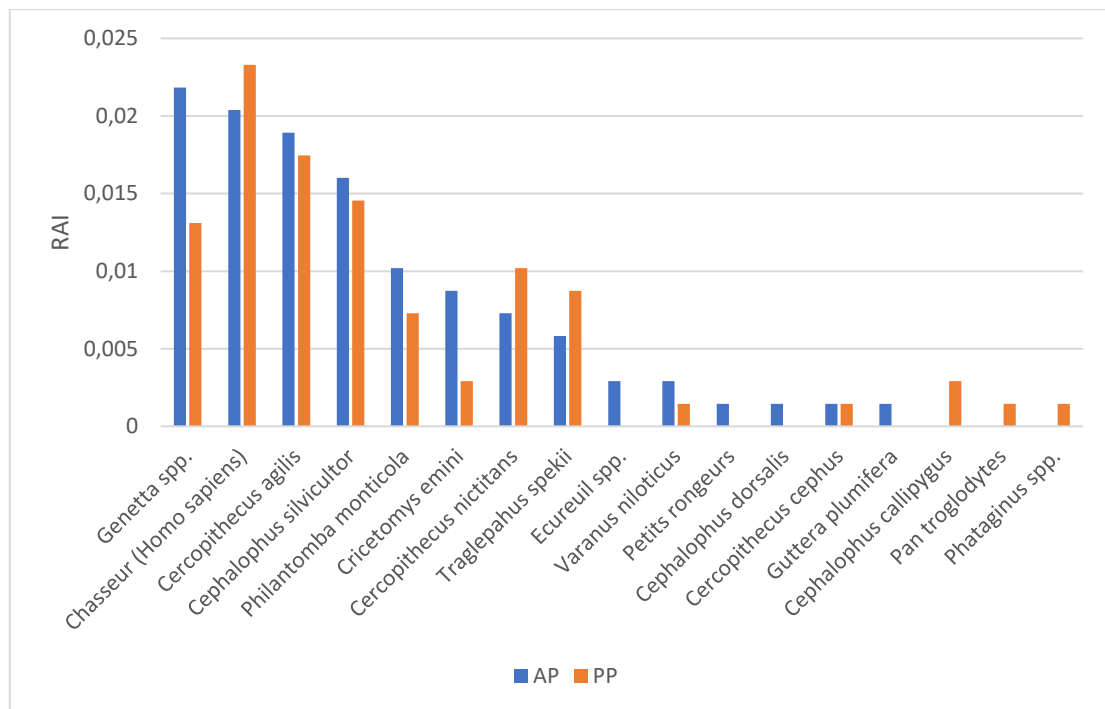


Figure 17 - Indice d'abondance relative (RAI) de chaque espèce dans les trouées avec produit (PP) et en son absence (AP).

L'observation visuelle du nombre de visites entre les périodes d'application du produit (premier jour, Figure 18) montre que trois jours s'écoulent avant la première visite (*C. agilis*) dans les trouées la contenant. Le quatrième jour, d'autres espèces sont recensées dans les deux modalités. Cinq jours après le deuxième dépôt du 2-PEA (jour 7), seul le sitatunga (*Traglepahus spekii*) a été observé dans chaque modalité. Les observations des espèces sont plus fréquentes neuf jours après le dépôt, où elles deviennent visibles autant dans les trouées où le prédateur fictif était présent que celles où il était absent. Les quatre premiers jours après la dernière application du 2-PEA (jour 26), le céphalophe à dos jaune (*C. silvicultor*) et le céphalophe de Peters (*C. callipygus*) ont été recensés dans les trouées contenant la molécule. Après cette durée, le céphalophe bleu (*P. monticola*) a été observé dans les trouées avec présence fictive du prédateur.

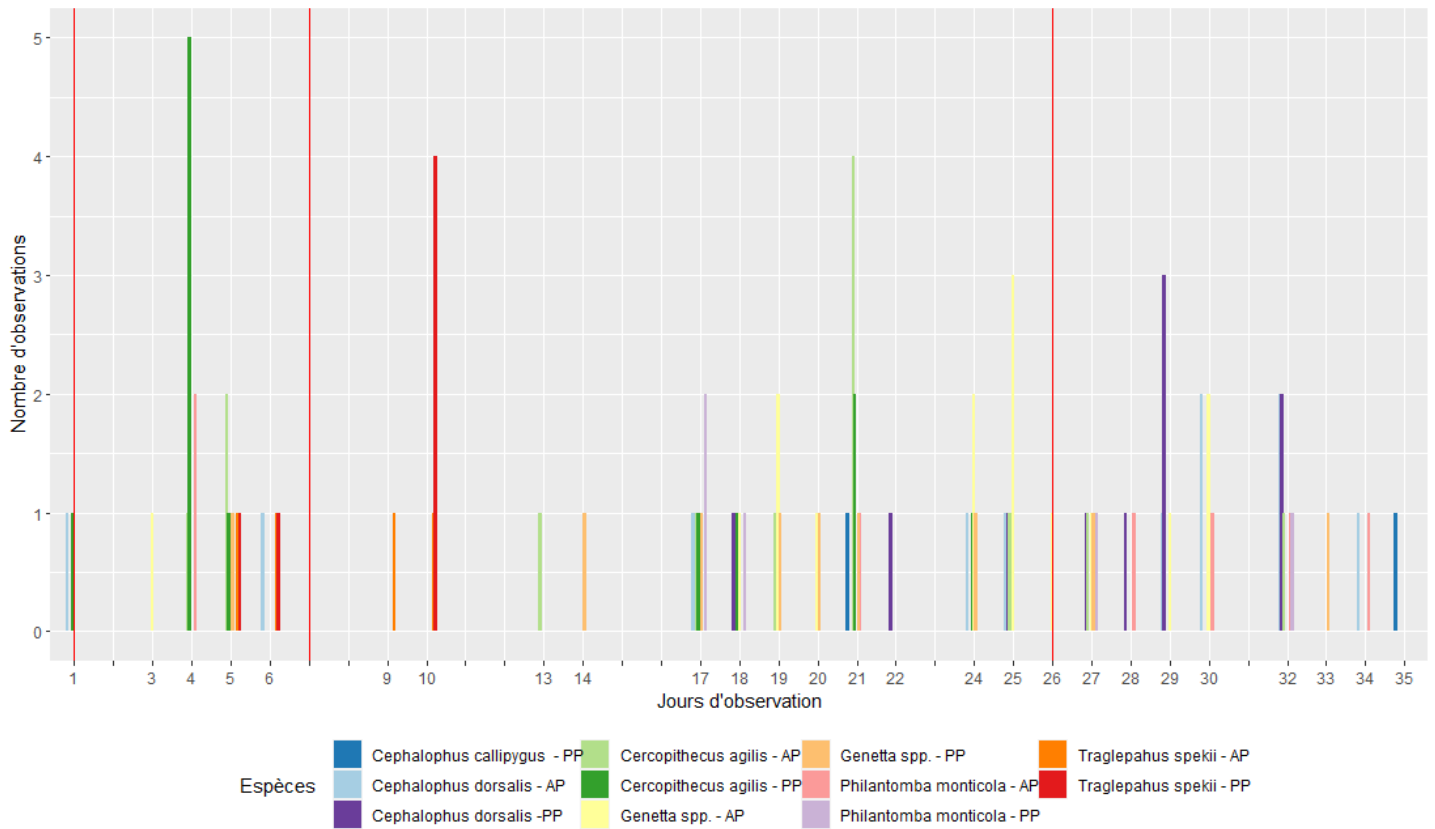


Figure 18 - Nombre d'observations de chaque espèce animale dans les trouées en présence et en absence de 2-PEA. AP= absence du produit ; PP = présence du produit

3.3.2 Effet du 2-PEA sur les dégâts de consommation

Un comportement de vigilance a été observé à deux reprises par *C. silvicultor* dans deux trouées en présence de 2-PEA, et aucune fois dans celles qui en sont dépourvues. Ces comportements ont été recensés quatre et sept jours après le deuxième passage d'application du produit dans les trouées. Le comportement de fuite a quant à lui été observé une fois, adopté par *P. monticola*, et également dans une trouée contenant la molécule. Cette observation s'est produite trois jours après la deuxième diffusion du 2-PEA dans les trouées.

L'impact de la proximité du 2-phényléthylamine sur les dommages causés par la consommation a été évalué en utilisant des modèles linéaires généralisés, qui suivent une distribution binomiale (Annexes 29 et 30). Bien que les dégâts occasionnés aux plants augmentent avec l'éloignement aux pistes de débardage (Figure 19), les relations ne sont cependant pas statistiquement significatives (A : $p = 0,11$ et $R^2 = 0,001$; B : $p = 0,28$ et $R^2 = 0,01$).

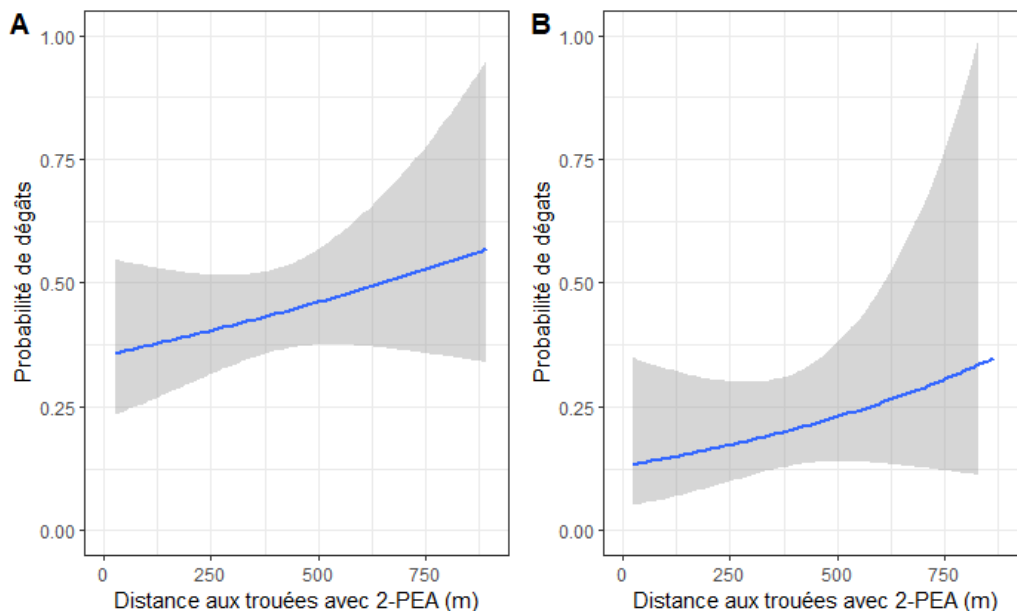


Figure 19 - Probabilité de dégâts sur les plants d'intérêts dans (A) les trouées enrichies et (B) celles contenant les dispositifs d'enclos/exclos en fonction de l'éloignement des trouées contenant du 2-PEA.

4 DISCUSSION

4.1 Quantification des processus de dispersion et de prédation des graines de *C. lacourtianum*, *S. kamerunensis*, *L. alata* et *B. fistuloides*.

Le premier objectif de cette étude est d'identifier les espèces animales qui pourraient impacter la régénération de quatre essences à haute valeur économique suite à la prédation ou à la dispersion des graines. Les espèces animales impliquées dans la prédation et/ou la dispersion des quatre espèces ligneuses sont représentées dans la figure 20.

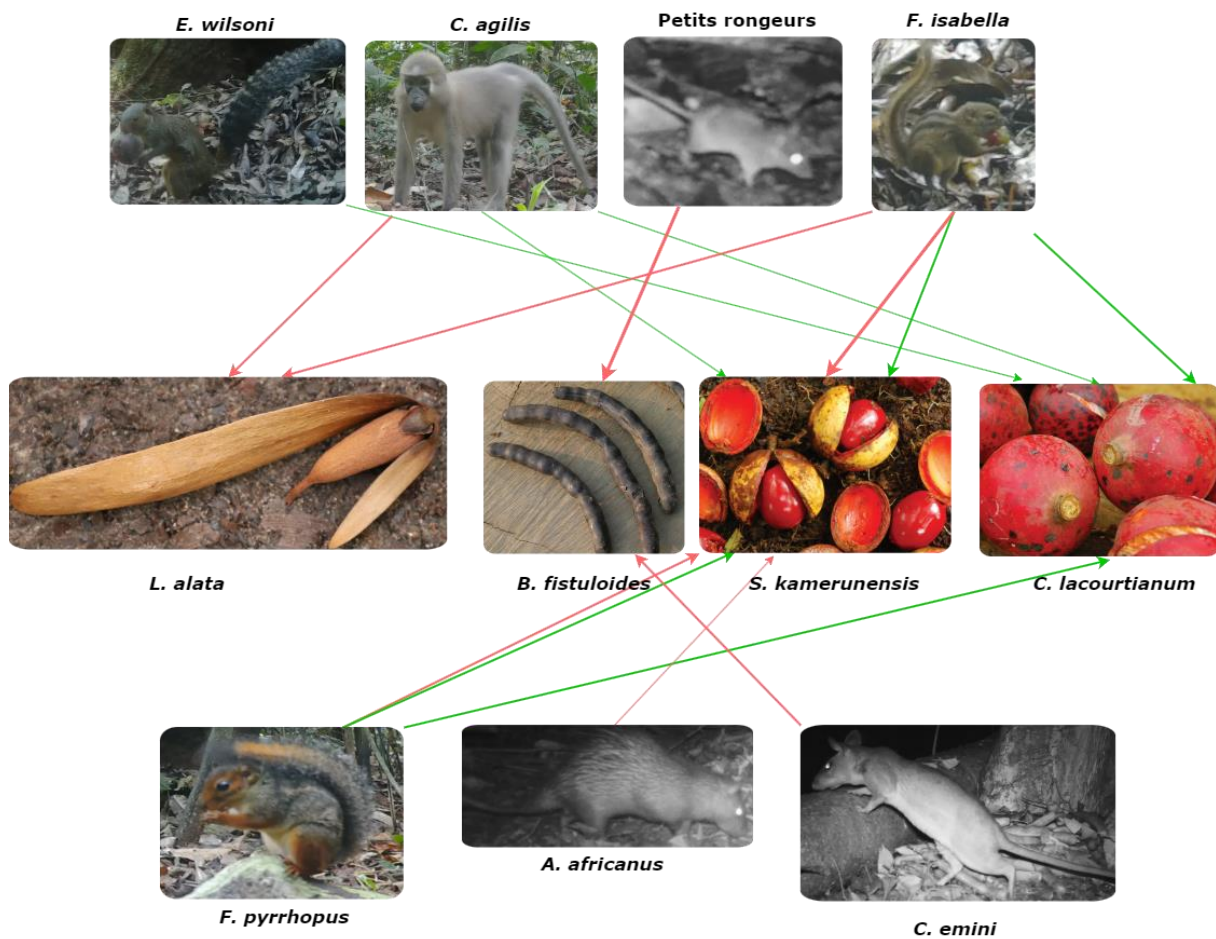


Figure 20 - Espèces animales impliquées dans la dispersion et/ou la prédation des quatre espèces ligneuses d'intérêt. Les flèches vertes représentent la dispersion des graines et les flèches rouges représentent leur prédation. Seules les interactions avec plus d'une observation sont présentées. L'épaisseur des traits est proportionnelle au nombre d'observations ayant été enregistré pour l'interaction considérée. Les photos des fruits de *B. fistuloides*, *S. kamerunensis* et *C. lacourtianum* sont issues de Meunier et al. (2015), celle de *L. alata* de © J.-L. Doucet.

4.1.1 Le longhi rouge (*Chrysophyllum lacourtianum*)

Le fruit de *C. lacourtianum* est très recherché et consommé par le gorille (*Gorilla gorilla*) et l'éléphant (*Loxodonta cyclotis*), lesquels peuvent disperser sa graine sur de longues distances. Par ailleurs, le taux de germination est amélioré suite au passage dans le tractus digestif du gorille (Haurez et al., 2015 ; Scalbert et al., 2023b). *G. gorilla* n'a été observé qu'une seule fois, tandis que *L. cyclotis* n'a pas été observé dans la présente étude. Cela semble indiquer que les grands mammifères sont rares dans la zone étudiée.

Au total, quatre espèces ont été observées interagissant avec ces fruits, mais seulement trois ont été caractérisées comme disperseurs. *C. agilis* est probablement la seule espèce qui puisse disperser les graines à distance modérée en les recrachant. Les trois espèces d'écureuil sont probablement essentiellement des prédateurs qui peuvent participer à une dispersion limitée en laissant tomber des graines lors du transport ou en les oubliant dans des cachettes.

En résumé, en l'absence de grands mammifères, la dispersion des graines de *C. lacourtianum* est vraisemblablement limitée et la prédation des graines accrue. Cette espèce semble donc sensible à la perte des populations de grands mammifères.

4.1.2 L'azobé (*Lophira alata*)

L. alata est une espèce dont les fruits sont non charnus et dispersés par le vent (Biwolé et al., 2012). Nos résultats soutiennent le caractère anémochore de la dispersion de cette espèce, comme aucune espèce animale n'a été observée en train de disperser les graines. Cependant, peu d'études ont étudié de manière approfondie la prédation des graines de l'azobé par les mammifères et sa quantification (Ripple & Poulsen, 2016 ; Evrard et al., 2017).

Parmi les cinq espèces de mammifères observées interagissant avec les akènes de l'azobé, seules deux d'entre elles ont manifesté un comportement de prédation à plusieurs reprises : *C. agilis* et *F. isabella*. Les indices de consommation élevés de *C. agilis* (50,56) et de *F. isabella* (35,35) indiquent un fort attrait pour les graines de l'azobé, probablement dans le but de consommer les cotylédons riches en lipides (Biwolé et al., 2012).

Gautier-Hion et al. (1985) mentionnent que les écureuils consomment effectivement les fruits de *L. alata*. Cependant, la consommation des akènes par le *C. agilis* est plus étonnante et n'a jamais été mentionnée auparavant.

La graine étant de petite taille (3 cm), il était attendu d'observer des individus de la famille des Muridae s'intéresser aux graines (Biwolé et al., 2012 ; Evrard et al., 2017), mais aucune interaction n'a été observée. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les semenciers suivis ont produit des fruits de façon abondante lors de la période de suivi, diminuant ainsi les probabilités d'observer les espèces consommer les cotylédons dans le champ de vision des caméras.

Nos observations semblent donc confirmer celles de Roisin & Poulsen (2016) : dans les zones soumises à la défaunation, les rongeurs peuvent impacter négativement la régénération de *L. alata*. Caractérisée par un tempérament héliophile modéré à pionnier, cette espèce nécessite un éclaircissement relatif conséquent (50 à 90%) afin de pouvoir se

développer aux premiers stades (Biwolé et al., 2012). Au vu des résultats confirmant des événements de prédation des graines de l'azobé, la régénération de l'espèce pourrait être freinée dans les zones où les rongeurs abondent.

4.1.3 Le pao rosa (*Bobgunnia fistuloides*)

B. fistuloides dépend principalement de l'éléphant (*Loxodonta cyclotis*) pour la dispersion de ses graines (Meunier et al., 2015 ; Scalbert et al., 2023a). Cependant, aucun individu n'a été observé durant notre étude, qui a identifié les petits rongeurs et *C. emini* comme prédateurs des graines. De plus, une seule observation de prédation et de dispersion des graines de cette espèce a été constatée durant ce travail, par *F. isabella*. Toutefois, la dispersion éventuelle des graines du pao rosa par cette dernière espèce ne se fait probablement que sur de courtes distances, ce qui ne peut compenser le rôle normalement joué par l'éléphant. Par conséquent, la survie de *B. fistuloides* semble dépendre étroitement de la présence et de la santé des populations d'éléphants.

Bien qu'une étude plus approfondie devrait être réalisée afin de préciser leur rôle, il est vraisemblable qu'en cas de défaunation, la régénération de cette espèce soit entravée.

4.1.4 Le niové (*Staudtia kamerunensis*)

Les fruits de *S. kamerunensis* sont principalement dispersés par les oiseaux frugivores, les primates et les chauves-souris (Clark et al., 2004 ; Trolliet et al., 2017). Excepté *C. agilis*, aucun individu de ces espèces n'a été observé interagissant avec les fruits de *S. kamerunensis* pendant l'étude. Parmi les espèces animales observées dans notre étude, *F. isabella* et *F. pyrrhopus* sont les deux espèces ayant le plus d'impact sur la régénération de *S. kamerunensis*, prédatant plus souvent les graines qu'ils ne le dispersent. L'indice de consommation de *F. isabella* (75,5) indique une forte prédation de la part de cette espèce. Les autres espèces impliquées possèdent un indice de 0,7 pour les petits rongeurs, 2,7 pour *C. emini*, 6,2 pour *A. africanusi* et 13,3 pour *F. pyrrhopus*, indiquant une plus faible prédation de leur part. Plusieurs individus ont également manifesté un comportement suggérant la dispersion des graines. Néanmoins, ce rôle semble limité en raison du faible nombre d'occurrences observées.

Bien que le niové bénéficie de plusieurs disperseurs, il pourrait subir une diminution du taux de régénération en cas de prolifération des rongeurs.

4.1.5 Impact de la prédation des graines des quatre espèces ligneuses étudiées

Les interactions complexes entre la faune et la flore rendent difficile la prédiction de l'évolution de la dynamique forestière en réponse aux perturbations anthropiques (Stoner et al., 2007 ; Vanthomme et al., 2010). La défaunation, principalement due aux activités de chasse (Bele et al., 2015 ; Abernethy et al., 2016), entraîne la disparition de nombreux disperseurs (Stoner et al., 2007 ; Rosin, 2014). Ces activités de chasse impactent particulièrement les grands mammifères, alors que ceux-ci comprennent certains grands disperseurs capables de transporter sur de longues distances une importante quantité de graines appartenant à des dizaines, voire des centaines d'espèces (Kurten, 2013 ; Scalbert et al., 2023a). En conséquence, de 51 à 98% des espèces de la canopée, qui sont

dépendantes de ces animaux pour leur dispersion, seront affectées par une dispersion limitée, y compris les essences commerciales (Stoner et al., 2007 ; Vanthomme et al., 2010 ; Kurten et al., 2013 ; Rosin, 2014 ; Abernethy et al., 2016). L'absence de disperseurs risque donc d'entraîner des modifications profondes de la composition et structure des forêts, diminuant la diversité végétale (Vanthomme et al., 2010 ; Kurten, 2013 ; Rosin, 2014). Les espèces non zoochores risquent aussi d'être impactées. Une prédation accrue de leurs graines par les rongeurs peut être observée en cas de défaunation (Rosin & Poulsen, 2016).

Nos résultats tendent à confirmer une diminution locale de la grande faune, ainsi qu'une présence importante d'espèces appartenant à la famille des Sciuridae, Muridae et Nesomyidae. Ces taxons sont essentiellement des prédateurs de graines, bien qu'une dispersion secondaire sur de courtes distances soit possible (Vanthomme et al., 2010 ; Kurten, 2013 ; Rosin, 2014). Il est attendu que la régénération des quatre espèces étudiées diminue en raison du manque de disperseurs, ainsi qu'en raison de l'augmentation de la prédation (Vanthomme et al., 2010 ; Kurten, 2013 ; Rosin & Poulsen, 2016).

Cependant, des observations supplémentaires devraient être réalisées pour confirmer ces affirmations. En effet, l'effort d'échantillonnage n'a pas été uniforme pour toutes les espèces ligneuses, en raison du manque de pieds en fructification, ou du fait que la période de fructification était passée. De plus, l'échantillonnage a été limité spatialement au dispositif DynAFfor. Cette activité pourrait donc être réalisée dans d'autres AAC ou UFA. Par ailleurs, les tas formés au pied de chaque espèce pourraient potentiellement avoir influencé le comportement de certains individus. Ainsi, dans le cas d'essences présentant une forte fructification, il pourrait être envisagé de ne pas former ces tas artificiels afin d'observer le comportement des animaux dans leur milieu naturel. Enfin, nos observations se sont limitées à l'étude des mammifères terrestres, or pour certaines espèces comme *S. kamerunensis*, les oiseaux et les primates arboricoles jouent un rôle important dans la dispersion (Clark et al., 2004 ; Trolliet et al., 2017).

En dépit de ces limites, les données semblent également confirmer l'hypothèse selon laquelle l'augmentation de la densité des petits mammifères par le phénomène de *density compensation* ne sera pas suffisante pour compenser la perte des disperseurs de ces essences ligneuses.

4.2 Pression des herbivores exercée sur des plantules d'espèces à haute valeur commerciale

Nos observations réalisées dans les trouées enrichies cinq mois auparavant montrent que 88 % des plants d'*E. cylindricum* et 52 % des plants d'*A. congolensis* sont victimes de prédation. Cette prédation semble sélective puisque les 11 autres espèces plantées ne sont pas ou peu consommées. Les résultats obtenus par le biais des autres activités menées confirment une prédation dirigée vers ces deux espèces, mais dans une bien moindre mesure : 29,4 % de l'ensemble des plants d'*E. cylindricum* et 16,4 % de l'ensemble des plants d'*A. congolensis* ont été endommagés dans les trouées plantées, durant presque sept semaines. Il est dès lors vraisemblable que la période d'observation était trop limitée. Il est également possible que la consommation des feuilles et des bourgeons se fasse sur des plants plus grands ou à certaines périodes de l'année, par exemple en l'absence de fruits, les céphalophes étant essentiellement frugivores (Houngbégnon et al., 2019).

Parmi les espèces observées dans les trouées d'abattage, le céphalophe à dos jaune (*C. silvicultor*), le céphalophe bleu (*P. monticola*), le céphalophe de Peters (*C. callipygus*) et le cercocèbe agile (*C. agilis*) ont eu un comportement folivore. Cependant, parmi les 20 dégâts de consommation recensés sur le terrain à l'aide des pièges photographiques, seul *C. silvicultor* a été identifié comme prédateur de plantules de *E. cylindricum* et de *A. congolensis*, et seulement à trois reprises (Figure 21). Les résultats ne permettent pas de suggérer de liens entre une plus grande présence des herbivores dans les modalités et les dégâts de consommation qui y sont causés. Par exemple, même si les dégâts ont été les plus importants dans les trouées mixtes de plants de *E. cylindricum* et de *M. altissima*, il a été constaté que *C. silvicultor* était plus fréquemment observé dans les trouées mixtes d'*A. congolensis* et de *M. altissima*. En revanche, les dégâts de consommation pourraient être influencés par le taux de rencontres de chasseurs. En effet, les dégâts de consommation diminuent dans les trouées où les chasseurs ont été le plus fréquemment observés.

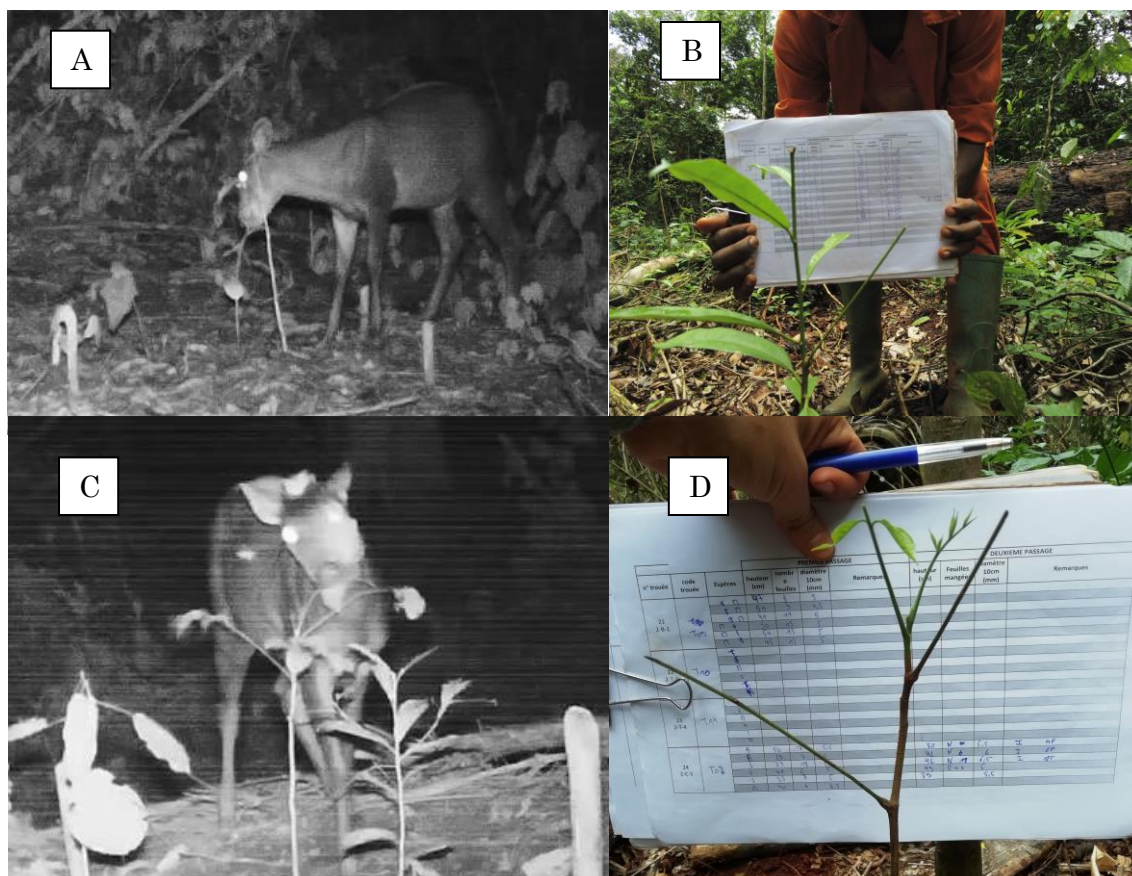


Figure 21 - Photos issues de pièges photographiques (A et C) et photos prises sur le terrain (B et D) montrant en (A) un céphalophe à dos jaune (*C. sylvicultor*) consommant le bourgeon apical d'un plant de mukulungu (*A. congolensis*) ; (B) un plant de mukulungu dont le bourgeon et une feuille ont été consommés ; (C) un céphalophe à dos jaune consommant des feuilles de sapelli (*E. cylindricum*) et (D) un plant de sapelli dont les feuilles ont été consommées.

Les dégâts de consommation peuvent provoquer des ralentissements de croissance en cas d'attaque du bourgeon apical, et impacter la survie de la plante et/ou la forme du tronc (Haukioja et al., 1989 ; McArthur et al., 2000 ; Eichhorn et al., 2010). Selon Haukioja et al. (1989), la prédation du bourgeon apical pourrait améliorer la qualité nutritionnelle des feuilles par le biais de contrôles hormonaux. Cependant, peu d'études ont démontré l'impact de la consommation des feuilles sur la croissance de la plantule. Le régime alimentaire herbivore des céphalophes est également peu documenté (Houngbégnon et al., 2019). Au cours de cette étude, seuls les bourgeons apicaux des plants de *A. congolensis* ont été consommés, entraînant une croissance plus faible du *A. congolensis* dans les trouées et les exclos par rapport à *E. cylindricum* et *M. altissima*.

Une différence significative de dégâts et de croissance entre les enclos et exclos au sein des deux modalités n'ont pas pu être observées, le modèle du test statistique n'ayant pas convergé. Cependant, les données recensées sur le terrain, ainsi que la croissance similaire entre les enclos et exclos de la modalité suggèrent que la deuxième hypothèse de Ford & Goheen (2015) concernant la diminution de la consommation des végétaux n'est pas validée dans cette étude.

Parmi les voies ouvertes dans les concessions forestières, les pistes de débardage ne sont réalisées que pour l'extraction des grumes après abattage (Scalbert et al., 2023b). Leur ouverture peut entraîner des conséquences négatives, telles qu'offrir aux chasseurs l'opportunité d'accéder à des zones forestières autrefois peu accessibles. Les pistes de débardage peuvent également servir pour la communication visuelle et olfactive, ou faciliter le déplacement des animaux grâce à une végétation moins dense (Doherty et al., 2021 ; Hill et al., 2021). Notre étude suggère que la probabilité de dégâts aux plants reboisés diminue avec l'augmentation de la distance à ces pistes. Cependant, un échantillonnage plus important est nécessaire afin de pouvoir valider cette observation qui ne s'est pas révélée significative. Une hypothèse repose sur le fait que l'ouverture des pistes favorise le développement d'espèces à croissance rapide, hautement appréciées par les herbivores (Hill et al., 2021) et que les plants dans les trouées proches de ces pistes auraient donc moins tendance à être consommés.

En résumé, bien qu'une prédation dirigée vers les plantules d'*E. cylindricum* et d'*A. congolensis* ait été mise en évidence dans les trouées anciennement enrichies, nos observations, probablement réalisées sur une période trop réduite, n'ont pas permis de préciser les conséquences de l'herbivorie sur la régénération de ces deux espèces. Les espèces herbivores impliquées n'ont également pas pu être identifiées.

4.3 Impact de la présence d'un *top* prédateur

La vision joue un rôle important dans la détection des prédateurs (Hayward et al., 2023), et l'importance des hormones olfactives reste encore à étudier dans les milieux denses dans lesquels la visibilité n'est pas optimale (Kuijper et al., 2014). Les connaissances sur le rôle de l'odorat comme système de détection des prédateurs concernant les ongulés des forêts tropicales africaines sont encore lacunaires (Hayward et al., 2023).

Dans notre étude, une première tentative a été réalisée pour caractériser l'efficacité du 2-phényléthylamine (Figure 17), sa durée d'action (Figure 18) et sa distance d'action (Figure 19). Globalement, la molécule n'a pas montré d'effet statistiquement significatif sur le nombre de visites entre les deux modalités. Cela signifie que la première hypothèse de Ford & Goheen (2015) concernant l'effet dissuasif de la présence du prédateur sur les herbivores n'est pas validée par cette étude. Cependant, ces propos peuvent être nuancés. *C. silvicultor* a démontré lors d'une observation un comportement de vigilance, et *P. monticola* un comportement de fuite, tous les deux dans des trouées au sein desquelles le produit avait été répandu. La période d'échantillonnage trop courte n'a sans doute pas permis d'observer une répétition plus importante de ce type de comportement. La durée d'action semble varier de deux à cinq jours, selon les espèces animales considérées. Les individus de plus grande taille, comme *T. spekii*, semblent moins affectés et sont repérés plus tôt dans les trouées contenant la molécule que les plus petites espèces, comme *C. agilis* ou *P. monticola*. La réaction de chacun des individus varie selon le contexte dans lequel le risque est perçu, notamment si le prédateur a été repéré tôt ou tardivement (Hayward et al., 2023). Enfin, la tendance observée de la probabilité de dégâts n'indique qu'une légère hausse de la consommation des plants avec l'augmentation de la distance par rapport aux trouées dans lesquelles la molécule est présente. La présence fictive du

prédateur ne serait donc pas un frein à la consommation des plants dans les trouées pour les herbivores.

Sur base de nos résultats, l'existence d'une cascade trophique entre les plants d' *A. congolensis* et d' *E. cylindricum*, les céphalophes et le *top* prédateur fictif ne peut être confirmée. Ces résultats ne confirment pas ceux réalisés dans d'autres études qui ont mis en évidence une modification du comportement des herbivores suite à la détection de la molécule (Kuijpers et al., 2014 ; Wikenros et al., 2015 ; Atkins et al., 2019).

Cependant, cela ne signifie pas l'absence de la cascade trophique (Ford & Goheen, 2015). En effet, plusieurs facteurs se sont avérés limitants. Premièrement, la durée et le nombre d'échantillonnages n'ont pas permis de capturer suffisamment d'observations d'espèces herbivores. Deuxièmement, il aurait fallu élargir la zone d'étude, afin de mieux isoler les deux modalités. Troisièmement, la fréquence prévue de dépôt de la molécule était initialement d'une fois par semaine, ce qui n'a pu être respecté en fonction de contraintes logistiques, limitant donc la durée d'action du 2-PEA dans les trouées.

5 CONCLUSION

Ce travail de fin d'études visait à (i) identifier les espèces animales impliquées dans la prédation et/ou dispersion des graines de quatre essences commerciales (*C. lacourtianum*, *L. alata*, *B. fistuloides* et *S. kamerunensis*), (ii) étudier la prédation des plantules de 13 essences commerciales (*D. macrocarpum*, *P. elata*, *M. altissima*, *E. oblongum*, *M. excelsa*, *B. toxisperma*, *A. congolensis*, *C. gabunensis*, *P. soyauxii*, *B. fistuloides*, *E. cylindricum*, *E. suaveolens* et *E. angolense*) et (iii) examiner l'influence de la présence d'un top prédateur (Felidae) sur le comportement des herbivores dans des trouées d'abattage enrichies avec trois essences commerciales (*E. cylindricum*, *A. congolensis* et *M. altissima*).

Pour les quatre espèces ligneuses étudiées, les résultats montrent une prédation potentiellement importante par les petits mammifères, lesquels ne compensent pas l'activité des mammifères de grande taille. Toutefois, des études plus longues et avec un échantillonnage plus important devraient être envisagées afin de préciser le rôle de ces petits mammifères dans la dynamique des populations des essences commerciales.

Dans les forêts tropicales, il est estimé que 10 à 40% du feuillage est consommé annuellement par les herbivores, faisant des dégâts de consommation un facteur important de la mortalité (Eichhorn et al., 2010). L'impact des herbivores sur la croissance des plants d'*E. cylindricum* et d'*A. congolensis* a été confirmé en quantifiant la proportion de plants consommés dans les trouées enrichies en novembre 2022. Toutefois, les observations dans les trouées récemment plantées n'ont pas permis d'identifier les espèces animales impliquées.

Cette étude n'a pas permis de confirmer l'existence d'une cascade trophique entre le genre *Cephalophus* et les plants de sapelli (*E. cylindricum*) et de mukulungu (*A. congolensis*), selon le protocole appliqué dans le cadre de ce travail. L'utilisation du 2-phényléthylamine dans cette expérience n'a pas pu démontrer une modification du comportement des proies en présence d'un prédateur, bien que l'efficacité de cette molécule pour simuler un paysage de la peur ait été confirmée dans d'autres études (Wikenros et al., 2015 ; Atkins et al., 2019). Cependant, avec des connaissances supplémentaires sur la durée et la distance d'action de cette molécule, cette tentative pourrait être un tremplin vers de futures expériences plus robustes.

Bien que les études semblent se mettre d'accord sur l'évolution de la structure et de la composition des forêts futures, ce travail permet aussi de constater la complexité des relations faune-flore, qui sont dynamiques et dépendantes de plusieurs acteurs : les concessions forestières de manière indirecte par leurs activités, les chasseurs, les herbivores et les prédateurs.

La complexité des relations interdépendantes entre les mammifères et la flore rend les études concernant les conséquences de la défaunation sur la structure et la composition des forêts tropicales africaines complexes. D'autant plus qu'elles peuvent varier selon les sites (Beck et al., 2013). Toutefois, les études déjà réalisées concluent à une future modification de la composition et structure de ces forêts (Dirzo & Miranda, 1990 ; Terborgh

et al., 2008 ; Beck et al., 2013 ; Kurten, 2013). La perte de la grande faune est un facteur limitant de la régénération, en diminuant la dispersion des graines qui ne serait pas compensée par le rôle des petits mammifères (Vanthomme et al., 2010 ; Piironen et al., 2016).

Ce contexte rend les programmes d'enrichissement des forêts exploitées d'autant plus important, afin d'assister les espèces en déficit de régénération. Néanmoins, les itinéraires techniques doivent encore être précisés, notamment pour des espèces qui sont victimes d'une prédation importante par les ongulés, à l'instar des deux espèces étudiées dans cette étude (Doucet et al., 2016).

Enfin, nos résultats démontrent le rôle essentiel que les concessions forestières doivent jouer dans la lutte anti-braconnage ainsi que dans la mise en place de zones de refuge pour la faune. Ces stratégies de conservation et d'actions mises en place sont essentielles afin d'éviter d'appauvrir la diversité faunique et floristique, dont les activités anthropiques sont en grande partie responsables.

Contribution personnelle de l'étudiant

Ma contribution personnelle a commencé avec l'élaboration des différentes activités à mettre en place pour la réalisation du TFE, avec Sarah et le Professeur Doucet. Ensuite j'ai géré la mise en place des activités lors de mon arrivé à Pallisco : le choix des zones d'études et la planification en collaboration avec Stéphane Tchakoudeu Kehou, et l'installation des pièges photographiques, ainsi que les dispositifs d'enclos/exclos, avec l'aide des équipes de la phénologie et du reboisement. Ensuite j'ai réalisé l'ensemble des analyses et de l'interprétation des résultats, avec les bons conseils de mes co-promoteur.trice.s. Finalement, l'ensemble de la rédaction a également été rédigé par moi-même, supervisé par les yeux attentifs et patients de Sarah et de M. Doucet, afin de m'aider à mieux structurer mes idées et améliorer la qualité de ma rédaction (je vous remercie encore tous les deux à ce propos).

6 BIBLIOGRAPHIE

- Abernethy, K. A., Coad, L., Taylor, G., Lee, M. E., & Maisels, F. (2013). Extent and ecological consequences of hunting in Central African rainforests in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *368*(1625), 20120303. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0303>
- Abernethy, K., Maisels, F., & White, L. J. T. (2016). Environmental Issues in Central Africa. *Annual Review of Environment and Resources*, *41*(1), 1-33. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085415>
- Atkins, J. L., Long, R. A., Pansu, J., Daskin, J. H., Potter, A. B., Stalmans, M. E., Tarnita, C. E., & Pringle, R. M. (2019). Cascading impacts of large-carnivore extirpation in an African ecosystem. *Science*, *364*(6436), 173-177. <https://doi.org/10.1126/science.aau3561>
- Babweteera, F., & Brown, N. (2010). Spatial patterns of tree recruitment in East African tropical forests that have lost their vertebrate seed dispersers. *Journal of Tropical Ecology*, *26*(2), 193-203. <https://doi.org/10.1017/S026646740999054X>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2014). lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package. CRAN.
- Bayol, N., Borie, J.M., 2004. Itinéraires techniques d'aménagement des forêts de productions en Afrique centrale. *Bois et Forêts des Tropiques* 281 (3), 35-48/
- Beck, H., Snodgrass, J. W., & Thebpanya, P. (2013). Long-term enclosure of large terrestrial vertebrates: Implications of defaunation for seedling demographics in the Amazon rainforest. *Biological Conservation*, *163*, 115-121. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.012>
- Bele, M. Y., Sonwa, D. J., & Tiani, A.-M. (2015). Adapting the Congo Basin forests management to climate change: Linkages among biodiversity, forest loss, and human well-being. *Forest Policy and Economics*, *50*, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2014.05.010>
- Biwolé, A. B., Bourland, N., Dainou, K., & Doucet, J.-L. (2012). Définition du profil écologique de l'azobé, *Lophira alata*, une espèce ligneuse africaine de grande importance: Synthèse bibliographique et perspectives pour des recherches futures. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*
- Bleicher, S. S. (2017). The landscape of fear conceptual framework: Definition and review of current applications and misuses. *PeerJ*, *5*, e3772. <https://doi.org/10.7717/peerj.3772>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, *486*(7401), 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Clark, C. J., Poulsen, J. R., Connor, E. F., & Parker, V. T. (2004). Fruiting trees as dispersal foci in a semi-deciduous tropical forest. *Oecologia*, *139*(1), 66-75. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1483-1>

CIRAD (ex. GERDAT-CTFT) - FRA. 1977. Fiches techniques : Bété. *Bois et Forêts des Tropiques* (171) : 31-44.

Daïnou, K., Tosso, D.-N. F., Bracke, C., Bourland, N., Forni, E., Hubert, D., Kankolongo, M., Loumeto, J. J., Louppe, D., Ngomanda, A., Ngomin, A., Tchuante Tite, V., & Doucet, J.-L. (2021). *Guide pratique des plantations d'arbres des forêts denses humides d'Afrique*. Gembloux, Belgium: Les presses agronomiques de Gembloux.

De Wasseige Carlos, Flynn John, Louppe Dominique, Hiol Hiol François, Mayaux Philippe. 2014. Les forêts du bassin du Congo - Etat des forêts 2013. Neufchâteau : Weyrich, 325 p. ISBN 978-2-87489-298-1

Dirzo, R., & Miranda, A. (1990). Contemporary Neotropical Defaunation and Forest Structure, Function, and Diversity-A Sequel to John Terborgh*. *Conservation Biology*, 4(4), 444-447. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x>

Dirzo, R., Mendoza, E., & Ortiz, P. (2007). Size-Related Differential Seed Predation in a Heavily Defaunated Neotropical Rain Forest. *Biotropica*, 39(3), 355-362. <http://www.jstor.org/stable/30044948>

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>

Doherty, T. S., Hays, G. C., & Driscoll, D. A. (2021). Human disturbance causes widespread disruption of animal movement. *Nature Ecology & Evolution*, 5(4), 513-519. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01380-1>

Doucet, J.-L., Kouadio, Y. L., Monticelli, D., & Lejeune, P. (2009). Enrichment of logging gaps with moabi (*Baillonella toxisperma* Pierre) in a Central African rain forest. *Forest Ecology and Management*, 258(11), 2407-2415. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.018>

Doucet, J.-L., Daïnou, K., Ligot, G., Ouédraogo, D.-Y., Bourland, N., Ward, S. E., Tekam, P., Lagoute, P., & Fayolle, A. (2016). Enrichment of Central African logged forests with high-value tree species: Testing a new approach to regenerating degraded forests. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 12(1-2), 83-95. <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1168868>

Doucet J.-L., 2022. Foresterie tropicale, botanique tropicale appliquée. Uliège – GxABT.

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. *Journal of Biogeography*, 45(5), 1153-1167. <https://doi.org/10.1111/jbi.13190>

Durand-Bessart, C. (2022). *Mutualistic tree-frugivore interactions in Afrotropical forests: From local ecological knowledge to the identification of network interaction patterns*. Université Bourgogne Franche-Compté.

DURRIEU DE MADRON L., FORNI E., MEKOK M., 1998. Les techniques d'exploitation à faible impact en forêt dense humide camerounaise. Montpellier, France, Cirad-Forêt, série Forafri, n° 17, 28 p.

- Edwards, D. P., Socolar, J. B., Mills, S. C., Burivalova, Z., Koh, L. P., & Wilcove, D. S. (2019). Conservation of Tropical Forests in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R1008-R1020. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.026>
- Eckebil, P. P. T., Verheggen, F., Doucet, J.-L., Malaisse, F., Dainou, K., Cerutti, P. O., & Vermeulen, C. (2017). Entandrophragma cylindricum (Sprague) Sprague (Meliaceae), une espèce ligneuse concurrentielle en Afrique centrale (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*
- Ehouman, Evans & Louppe, Dominique & Hérault, Bruno. (2021). BÉTÉ *Mansonia altissima*. 10.13140/RG.2.2.11903.53923.
- Eichhorn, M. P., Nilus, R., Compton, S. G., Hartley, S. E., & Burslem, D. F. R. P. (2010). Herbivory of tropical rain forest tree seedlings correlates with future mortality. *Ecology*, 91(4), 1092-1101. <https://doi.org/10.1890/09-0300.1>
- Emmons, L. H. (1980). Ecology and Resource Partitioning among Nine Species of African Rain Forest Squirrels. *Ecological Monographs*, 50(1), 31-54. <https://doi.org/10.2307/2937245>
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pickett, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., ... Wardle, D. A. (2011). Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333(6040), 301-306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>
- Evrard, Q., Haurez, B., & Doucet, J.-L. (2017). Le rôle des rongeurs dans la dispersion des diaspores en milieu forestier (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*
- Fa, J. E., Peres, C. A., & Meeuwig, J. (2002). Bushmeat Exploitation in Tropical Forests : An Intercontinental Comparison. *Conservation Biology*, 16(1), 232-237. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00275.x>
- Fargeot, C., Forni, E., Nasi, R., 2004. Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo. Bois et Forêts des Tropiques 281 (3), 19–34.
- Ferrero, D. M., Lemon, J. K., Fluegge, D., Pashkovski, S. L., Korzan, W. J., Datta, S. R., Spehr, M., Fendt, M., & Liberles, S. D. (2011). Detection and avoidance of a carnivore odor by prey. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(27), 11235-11240. <https://doi.org/10.1073/pnas.1103317108>
- Feteke, F., Nkolong, E., Hubert, D., 2001. Unité forestière d'aménagement 10039. Management Plan, Pallisco, Douala, Cameroun
- Feteke, F., Nkolong, E., Hubert, D., 2002. Unité forestière d'aménagement 10041, 10042 et 10044 regroupées. Management Plan, Pallisco, Douala, Cameroun
- Feteke, F., Phillipart, J. 2007. Unités forestières d'aménagement 10030 et 10031 regroupées. Management Plan, Pallisco, Douala, Cameroun
- Fleming, T. H., Breitwisch, R., & Whitesides, G. H. (s. d.). *PATTERNS OF TROPICAL VERTEBRATE FRUGIVORE DIVERSITY*.

Fonteyn D., 2017. Impacts comparés de trois régimes fonciers sur la biodiversité et la biomasse forestière au sud-est du Cameroun. Travail de Fin d'Etudes : Gembloux Agro-Bio Tech, Ulg.

Fonteyn Davy, Doucet Jean-Louis, Fayolle Adeline, Monseur Alain, Quevauvillers Samuel, Holvoet Justin, Poulain Florine, Delame Hugo, Peeters Quentin et Vermeulen Cédric, 2021. *FauneFAC : Boite à outils méthodologique pour la mise en place d'inventaires par pièges photographiques*. ULiège/Gembloux Agro-Bio Tech, PPECF. <https://www.gembloux.ulg.ac.be/faunefac/>

Ford, A. T., & Goheen, J. R. (2015). Trophic Cascades by Large Carnivores : A Case for Strong Inference and Mechanism. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(12), 725-735. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.09.012>

Gautier-Hion, A., Duplantier, J.-M., Quris, R., Feer, F., Sourd, C., Decoux, J.-P., Dubost, G., Emmons, L., Erard, C., Hecketsweiler, P., MOUNGAZI, A., ROUSSILHON, C., & THIOLLAY, J.-M. (1985). Fruit characters as a basis of fruit choice and seed dispersal in a tropical forest vertebrate community. *Oecologia*, 65(3), 324-337. <https://doi.org/10.1007/BF00378906>

Gillet, P., Vermeulen, C., Feintrenie, L., Dessard, H., & Garcia, C. (2016). Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo ? Synthèse bibliographique et études de cas. *BASE*, 183-194. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.13022>

Global Forest Resources Assessment 2020. (2020). FAO. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>

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. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625), 20120302. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0302>

Grainger, M. J., Hibert, F., & Van Vliet, N. (2015). *Analyse de situation de l'IUCN concernant la faune terrestre et d'eau douce en Afrique centrale et de l'Ouest* (D. P. Mallon, M. Hoffmann, & P. J. K. McGowan, Éds.). IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2015.SSC-OP.54.fr>

Granados, A., Brodie, J. F., Bernard, H., & O'Brien, M. J. (2017). Defaunation and habitat disturbance interact synergistically to alter seedling recruitment. *Ecological Applications*, 27(7), 2092-2101. <https://doi.org/10.1002/eap.1592>

Haukioja, E., Ruohomäki, K., Senn, J., Suomela, J., & Walls, M. (s. d.). *Consequences of herbivory in the mountain birch (Betula pubescens ssp. torCuosa) : Importance of the functional organization of the tree*.

Haurez, B. (2015). Rôle du gorille des plaines de l'Ouest (Gorilla gorilla gorilla) dans la régénération des forêts denses humides et interaction avec l'exploitation sélective de bois d'oeuvre. Gembloux Agro-Bio Tech.

Hayward, M. W., Hayward, G. J., & Kerley, G. I. H. (2023). Space use of ungulate prey relative to lions is affected by prey species and predator behavior but not wind direction. *Ecological Research*, 1440-1703.12397. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12397>

Hill, J. E., DeVault, T. L., & Belant, J. L. (2021). A review of ecological factors promoting road use by mammals. *Mammal Review*, 51(2), 214-227. <https://doi.org/10.1111/mam.12222>

Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., & Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>

F. Houngbégnon, B. Sonké, C. Vermeulen, and J.-L. Doucet. État des connaissances sur les céphalophes (genres *Cephalophus* et *Philantomba*) des forêts denses humides d'Afrique centrale (synthèse bibliographique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 23(2) :104–124, 2019. ISSN 1780-4507. doi : 10.25518/1780-4507.17808.

Houngbégnon, F. G. A., 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. *Forest Ecology and Management*, 529, 120650. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120650>

IUCN, 2021. Deforestation and Forest Degradation. IUCN issues Br. (February).

IUCN, 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. <https://www.iucn.org/resources/summary-statistics>. (19/07/2023).

Kingdon, Jonathan. (2015). *The Kingdon Field Guide to African Mammals: Second Edition*.

Klopper, R. R., Gautier, L., Chatelain, C., Smith, G. F., & Spichiger, R. (2007). Floristics of the Angiosperm Flora of Sub-Saharan Africa: An Analysis of the African Plant Checklist and Database. *Taxon*, 56(1), 201–208. <http://www.jstor.org/stable/25065751>

Kuijper, D. P. J., Verwijmeren, M., Churski, M., Zbyryt, A., Schmidt, K., Jędrzejewska, B., & Smit, C. (2014). What Cues Do Ungulates Use to Assess Predation Risk in Dense Temperate Forests? *PLoS ONE*, 9(1), e84607. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0084607>

Kurten, E. L. (2013). Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, 163, 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.025>

Laméris D.W., Tagg N., Kuenbou J.K., Sterck E.H.M. & Willie J., 2019. Drivers affecting mammal community structure and functional diversity under varied conservation efforts in a tropical rainforest in Cameroon. *Anim. Conserv.* 23(2), 182–191, DOI:10.1111/acv.12526.

Laporte, N. T., Stabach, J. A., Grosch, R., Lin, T. S., & Goetz, S. J. (2007). Expansion of Industrial Logging in Central Africa. *Science*, 316(5830), 1451-1451. <https://doi.org/10.1126/science.1141057>

Laundré, J. W., Hernandez, L., & Ripple, W. J. (2010). The Landscape of Fear : Ecological Implications of Being Afraid~!2009-09-09~!2009-11-16~!2010-02-02~! *The Open Ecology Journal*, 3(3), 1-7. <https://doi.org/10.2174/1874213001003030001>

Lewis, S. L., Edwards, D. P., & Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349(6250), 827-832. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>

- 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. *Biological Conservation*, 241, 108351. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108351>
- Malhi, Y., Adu-Bredu, S., Asare, R. A., Lewis, S. L., & Mayaux, P. (2013). African rainforests : Past, present and future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625), 20120312. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0312>
- Malhi, Y., Gardner, T. A., Goldsmith, G. R., Silman, M. R., & Zelazowski, P. (2014). Tropical Forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1), 125-159. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>
- McArthur, C., Goodwin, A., & Turner, S. (2000). Preferences, selection and damage to seedlings under changing availability by two marsupial herbivores. *Forest Ecology and Management*, 139(1-3), 157-173. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00342-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00342-4)
- Meunier, Q., Moubogou, C., & Doucet, J.-L. (2015). *Les arbres utiles du Gabon*. Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Monthe, F., Forni, E., Doucet, J.-L., Gourlet-Fleury, S., Julve, C., Bhasin, O., Bénédet, F., Cornu, G., Doucet, R., Evrard, Q., Fayolle, A., Fonteyn, D., Hardy, O., Houngebegnon, F., Ligot, G., Matvijev, K., Ncuti, J. B., Makemba, N., Rossi, V., ... Jobbe-Duval, B. (2021). *Partenariat Public Privé pour gérer durablement les Forêts d'Afrique centrale (P3FAC) Janvier 2022*.
- Moupela, C., Doucet, J. L., Daïnou, K., Tagg, N., Bourland, N., & Vermeulen, C. (2014). Dispersal and predation of diaspores of *Coula edulis* Baill. in an evergreen forest of Gabon. *African Journal of Ecology*, 52 (1), 88–96.
- Nasi, R., Taber, A., & Van Vliet, N. (2011). Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *International Forestry Review*, 13(3), 355-368. <https://doi.org/10.1505/146554811798293872>
- Nasi, R., Billand, A., & Van Vliet, N. (2012). Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. *Forest Ecology and Management*, 268, 103-111. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.005>
- Nature+ asbl, 2008. Résumé des plans d'aménagement et exigences FSC® pour les UFA 10 030, 10 031, 10 039, 10 041, 10 042 et 10 044 – version 3 (septembre 2022). Management Plan, Pallisco, Douala, Cameroun
- Nature+ asbl, 2015. Unité forestière d'aménagement 10047. Management Plan, Pallisco, Douala, Cameroun
- Nyiramana, A., Mendoza, I., Kaplin, B. A., & Forget, P.-M. (2011). Evidence for Seed Dispersal by Rodents in Tropical Montane Forest in Africa : Seed Dispersal by Rodents in Africa. *Biotropica*, 43(6), 654-657. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00810.x>
- O'Brien T.G., 2011. Abundance, Density and Relative Abundance : A Conceptual Framework. In: O'Connell, A., Nichols, J., Ullas Karanth, K. eds. *Camera Traps in Animal Ecology - Methods and Analyses*. Springer, 271

Ong, L., McConkey, K. R., & Campos-Arceiz, A. (2022). The ability to disperse large seeds, rather than body mass alone, defines the importance of animals in a hyper-diverse seed dispersal network. *Journal of Ecology*, *110*(2), 313-326. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13809>

Chiffres clés des entreprises Pallisco et CIFM. (s. d.). Pallisco-CIFM. Consulté le 28 mai 2023, à l'adresse <http://www.pallisco-cifm.com/index.php/fr/chiffres-cles>

Partenariat pour les Forêts du Bassin du Congo (2005). Les forêts du Bassin du Congo : évaluation préliminaire. <https://archive.pfbc-cbfp.org/bassincongo.html>

Peres, C. A., & Dolman, P. M. (2000). Density compensation in neotropical primate communities : Evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia*, *122*(2), 175-189. <https://doi.org/10.1007/PL00008845>

Piironen, T., Valtonen, A., & Roininen, H. (2017). The seed-to-seedling transition is limited by ground vegetation and vertebrate herbivores in a selectively logged rainforest. *Forest Ecology and Management*, *384*, 137-146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.037>

Portela, R. D. C. Q., & Dirzo, R. (2020). Forest fragmentation and defaunation drive an unusual ecological cascade : Predation release, monkey population outburst and plant demographic collapse. *Biological Conservation*, *252*, 108852. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108852>

Poulsen, J. R., Clark, C. J., & Palmer, T. M. (2013). Ecological erosion of an Afrotropical forest and potential consequences for tree recruitment and forest biomass. *Biological Conservation*, *163*, 122-130. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.021>

Redford, K. H. (1992). The Empty Forest. *BioScience*, *42*(6), 412-422. <https://doi.org/10.2307/1311860>

Redford, Kent & Feinsinger, P.. (2001). The half-empty forest: Sustainable use and the ecology of interactions. *Conservation of Exploited Species*. 370-399.

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., ... Gourlet-Fleury, S. (2021). Unveiling African rainforest composition and vulnerability to global change. *Nature*, *593*(7857), 90-94. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03483-6>

Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, *343*(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>

Rosin, C. (2014). Does hunting threaten timber regeneration in selectively logged tropical forests? *Forest Ecology and Management*, *331*, 153-164. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.001>

Rosin, C., & Poulsen, J. R. (2016). Hunting-induced defaunation drives increased seed predation and decreased seedling establishment of commercially important tree species in an Afrotropical forest. *Forest Ecology and Management*, *382*, 206-213. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.016>

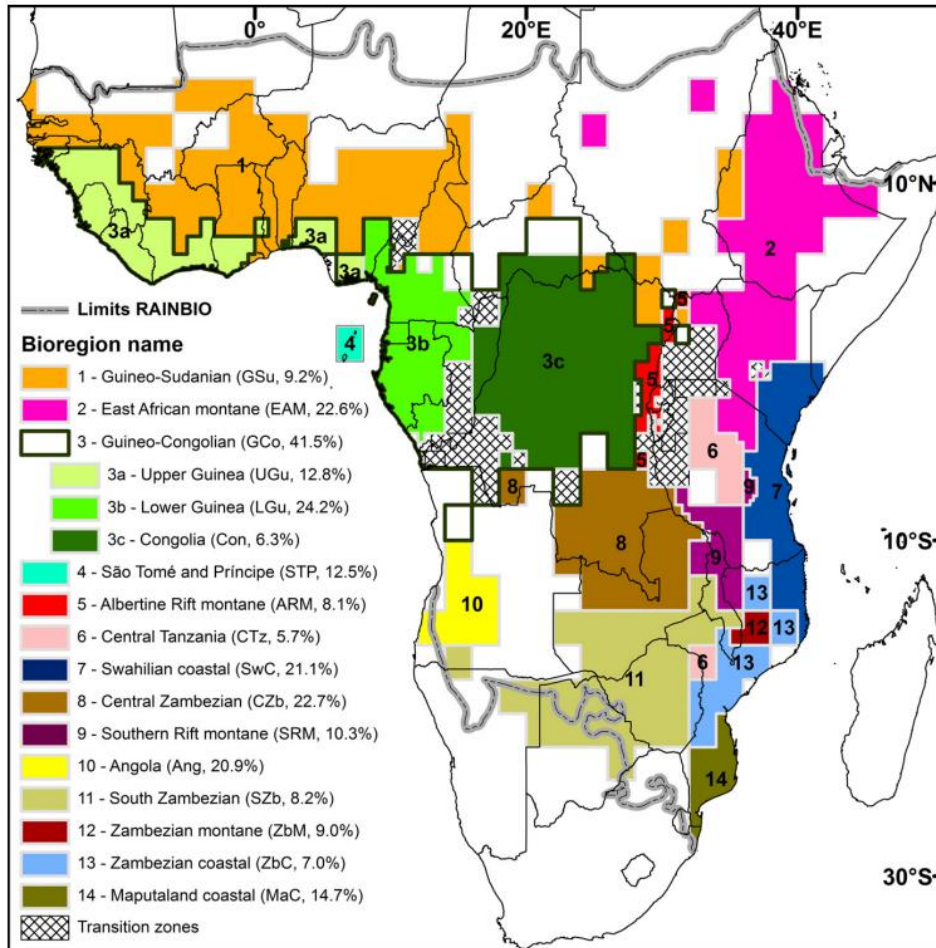
- Ruiz Pérez, M., Ezzine de Blas, D., Nasi, R., Sayer, J.A., Sassen, M., Angoué, C., Gami, N., Ndoye, O., Ngono, G., Nguinguiri, J.-C., Nzala, D., Toirambe, B., Yalibanda, Y., 2005. Logging in the Congo basin: a multi-country characterization of timber companies. *Forest Ecology and Management* 214, 221–236
- Sassen, M., Sheil, D., & Giller, K. E. (2015). Fuelwood collection and its impacts on a protected tropical mountain forest in Uganda. *Forest Ecology and Management*, 354, 56-67. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.037>
- Scalbert, M., Vermeulen, C., Breuer, T., & Doucet, J. (2023a). The challenging coexistence of forest elephants *Loxodonta cyclotis* and timber concessions in central Africa. *Mammal Review*, 53(1), 15-31. <https://doi.org/10.1111/mam.12305>
- Scalbert, M., Stiernon, Q., Franceschini, S., Vermeulen, C., Brostaux, Y., Ngwet, R., & Doucet, J.-L. (2023b). Not all roads are barriers : Large mammals use logging roads in a timber concession of south-eastern Cameroon. *Forest Ecology and Management*, 541, 120910. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120910>
- Schmitz, O. J., Beckerman, A. P., & O'Brien, K. M. (1997). BEHAVIORALLY MEDIATED TROPHIC CASCADES: EFFECTS OF PREDATION RISK ON FOOD WEB INTERACTIONS. *Ecology*, 78(5), 1388-1399. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1388:BMTCEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1388:BMTCEO]2.0.CO;2)
- Sosef, M. S. M., Dauby, G., Blach-Overgaard, A., Van Der Burgt, X., Catarino, L., Damen, T., Deblauwe, V., Desein, 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., ... Couvreur, T. L. P. (2017). Exploring the floristic diversity of tropical Africa. *BMC Biology*, 15(1), 15. <https://doi.org/10.1186/s12915-017-0356-8>
- Steinmetz, R., Seuaturien, N., & Chutipong, W. (2013). Tigers, leopards, and dholes in a half-empty forest: Assessing species interactions in a guild of threatened carnivores. *Biological Conservation*, 163, 68-78. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.016>
- Stoner, K. E., Riba-Hernández, P., Vulinec, K., & Lambert, J. E. (2007). The Role of Mammals in Creating and Modifying Seedshadows in Tropical Forests and Some Possible Consequences of Their Elimination. *Biotropica*, 39(3), 316-327. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00292.x>
- Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N. C. A., Valverde, F. H. C., Alvarez, P., Swamy, V., Pringle, E. G., & Paine, C. E. T. (2008). TREE RECRUITMENT IN AN EMPTY FOREST. *Ecology*, 89(6), 1757-1768. <https://doi.org/10.1890/07-0479.1>
- Terborgh, J., & Estes, J. A. (Éds.). (2010). *Trophic cascades: Predators, prey, and the changing dynamics of nature*. Island Press.
- Tosso, F., Cherchye, G., Hardy, O. J., Dainou, K., Lognay, G., Tagg, N., Haurez, B., Souza, A., Heuskin, S., & Doucet, J.-L. (2018). Characterization of animal communities involved in seed dispersal and predation of *Guibourtia tessmannii* (Harms) J.Léonard, a species newly listed on Appendix II of CITES. *African Journal of Ecology*, 56(3), 468-476. <https://doi.org/10.1111/aje.12480>

- Trolliet, F., Forget, P.-M., Huynen, M.-C., & Hambuckers, A. (2017). Forest cover, hunting pressure, and fruit availability influence seed dispersal in a forest-savanna mosaic in the Congo Basin. *Biotropica*, *49*(3), 337-345. <https://doi.org/10.1111/btp.12417>
- Van Beeck Calkoen, S. T. S., Kreikenbohm, R., Kuijper, D. P. J., & Heurich, M. (2021). Olfactory cues of large carnivores modify red deer behavior and browsing intensity. *Behavioral Ecology*, *32*(5), 982-992. <https://doi.org/10.1093/beheco/arab071>
- Vanthomme, H., Bellé, B., & Forget, P.-M. (2010). Bushmeat Hunting Alters Recruitment of Large-seeded Plant Species in Central Africa : Hunting and Central African Forest Regeneration. *Biotropica*, *42*(6), 672-679. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00630.x>
- Vásquez-Grandón A., Donoso P.J. & Gerding V., 2018. Forest degradation: When is a forest degraded? *Forests* *9*(11), 1–13, DOI:10.3390/f9110726.
- Vidal, M. M., Pires, M. M., & Guimarães, P. R. (2013). Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. *Biological Conservation*, *163*, 42-48. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.025>
- White, F. (Frank). (1983). *The vegetation of Africa : A descriptive memoir to accompany the Unesco/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa*. Unesco.
- WWF (2007). Congo Basin Forests
- Wikenros, C., Kuijper, D. P. J., Behnke, R., & Schmidt, K. (2015). Behavioural responses of ungulates to indirect cues of an ambush predator. *Behaviour*, *152*(7-8), 1019-1040. <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003266>
- Wilkie, D. S., Bennett, E. L., Peres, C. A., & Cunningham, A. A. (2011). The empty forest revisited : The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1223*(1), 120-128. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05908.x>
- Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., & Dirzo, R. (2016). Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *47*(1), 333-358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>

7 ANNEXES

7.1 Introduction

Annexe 1 – Principales régions floristiques et zones de transition des tropiques en Afrique (Droissart et al., 2018).



7.2 Matériel et méthode

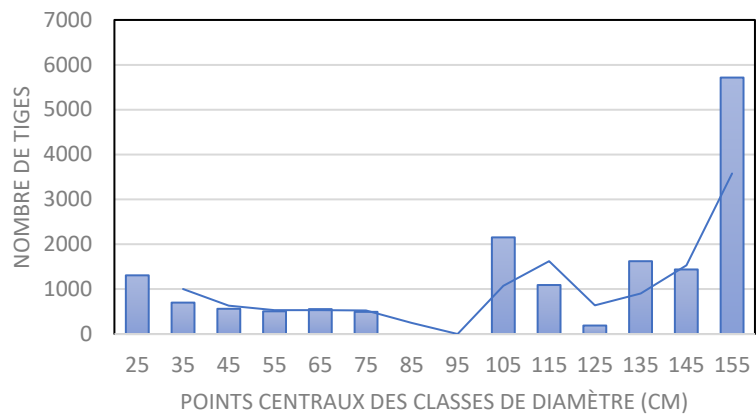
Annexe 2 – Tas de fruits (A) du pao rosa (*B. fistuloides*), (B) du longhi rouge (*C. lacourtianum*), (C) du niové (*S. kamerunensis*) et (D) de l'azobé (*L. alata*), formés pour l'activité de l'objectif 1 .



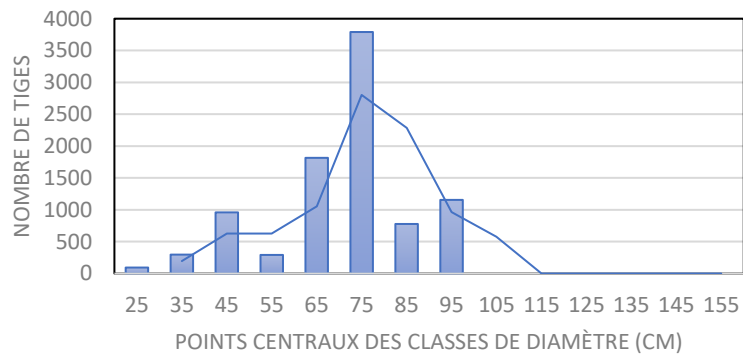
Annexe 3 – Paramètres de réglage des caméras.

PARAMETRES	BOLYGUARD	BUSHNELL	INFORMATION
LONGUEUR VIDEO	30s		Durée d'enregistrement
TEMPS DE REACTION	0,8s	0,7s	Délai nécessaire à la caméra pour se déclencher à nouveau
RESOLUTION	1920x1080 (full HD)		Qualité d'image
PORTEE DU CAPTEUR IR	10m	30m	Distance de détection
TIME LAPSE	Off	Off	Délai défini entre deux déclenchement
PIR TRIGGER	Normal	Auto PIR	Sensibilité du capteur IR
PIR INTERVAL	0s	1s	Délai nécessaire au capteur entre deux déclenchements

Structure de population du mukulungu



Structure de population du bété



Annexe 6 – Mesure de la hauteur et du diamètre à 10 cm du collet des plants.



Annexe 7 - Description des espèces d'écureuils (Emmons 1980 et Kingdon 2015).

Espèces	Taille de la tête à la queue	Caractéristiques	Recherche nourriture
Grand écureuil de Stanger - <i>Protoxerus strangeri</i>	46 – 76 cm	Gros écureuil à tête grise. Longue queue avec des anneaux noirs et blancs (en moyenne 18).	Strictement arboricole.
Écureuil du Biafra - <i>Epixerus wilsoni</i>	51 – 62 cm	Dos gris et ventre couleur crème. Queue blanche avec des motifs noirs en ligne ou en « V ».	Strictement au sol.
Héliosciure à pattes rousses - <i>Heliosciurus rufobrachium</i>	41 – 52 cm	Dos gris évoluant vers couleur orange au niveau des membres. Ventre couleur crème. Queue avec anneaux blancs et noirs (en moyenne 18 bandes de chaque). Dos foncé avec un aspect verdâtre et un ventre blanc à orange. Possibles rayures sur les flancs.	Fortement arboricole, mais peut se faire à tout niveau.
Funisciure à pattes rousses - <i>Funiscirius pyrrhopus</i>	23,5 – 46,6 cm	Tête orange qui devient noir avec des pointes blanches formant un « halo ».	Au sol.
Funisciure de Thomas – <i>Funiscirius anerythrus</i>	29 – 43 cm	Dos brun à tendance verte et ventre gris. Possibles rayures sur les flancs. La queue orange est entourée d'un halo gris.	Fortement arboricole et principalement dans les forêts riveraines.
Funisciure rayé – <i>Funiscirius lemniscatus</i>	28 – 37 cm	Pelage couleur olive avec quatre bandes noires et blanches sur les flancs.	Au sol.
Funisciure de Gray – <i>Funiscirius isabella</i>	27,3 – 35 cm	Dos ligné de quatre bandes blanches et noires. La queue est parcourue de bande ocres et noires (apparence de flammes).	Au sol.

Petit écureuil de brousse – <i>Paraxerus poensis</i>	28 – 37 cm	Couleur verte avec un ventre jaune et une queue noire.	Principalement arboricole.
Écureuil pygmé – <i>Myosciurus pumilio</i>	11,6 – 13,4 cm	Très petit et de couleur acajou. Le pelage est de couleur crème autour des yeux et de la bouche. Les oreilles sont blanches.	Principalement au sol.

7.3 Résultats

Annexe 8 – Espèces observées dans les différents objectifs.

Nom vernaculaire	Nom latin	Ordre	Famille	Visibilité objectif
Potamochère	<i>Potamochoerus porcus</i>	Artiodactyla	Suidae	1
Céphalophe à bande dorsale noire	<i>Cephalophus dorsalis</i>	Artiodactyla	Bovidae	1 ; 2 ; 3
Céphalophe à dos jaune	<i>Cephalophus silvicultor</i>	Artiodactyla	Bovidae	2 ; 3
Céphalophe bleu	<i>Philantomba monticola</i>	Artiodactyla	Bovidae	1 ; 2 ; 3
Céphalophe de Peters	<i>Cephalophus callipygus</i>	Artiodactyla	Bovidae	1 ; 2 ; 3
Sitatunga	<i>Tragelaphus spekii</i>	Artiodactyla	Bovidae	2 ; 3
Genette spp.	<i>Genetta spp.</i>	Carnivora	Viverridae	1 ; 2 ; 3
Autres mangoustes	<i>Atilax paludinosus / Herpestes naso</i>	Carnivora	Herpestidae	2
Cusimanse	<i>Crossarchus platycephalus</i>	Carnivora	Herpestidae	1
Mangouste à pattes noires	<i>Bdeogale nigripes</i>	Carnivora	Herpestidae	2
Tourtelette demoiselle	<i>Turtur brehmeri</i>	Columbiformes	Columbidae	1
Pintade huppée	<i>Guttera plumifera</i>	Galliformes	Numididae	1 ; 2 ; 3
Daman de Beecroft	<i>Dendrohyrax dorsalis</i>	Hyracoida	Procaviidae	1
Petits pangolins	<i>Phataginus spp.</i>	Pholidota	Manidae	1 ; 2 ; 3
Cercopithèque couronné	<i>Cercopithecus pogonias</i>	Primates	Cercopithecidae	2
Moustac	<i>Cercopithecus cephus</i>	Primates	Cercopithecidae	2 ; 3
Hocheur	<i>Cercopithecus nictitans</i>	Primates	Cercopithecidae	2 ; 3
Cercocèbe agile	<i>Cercopithecus agilis</i>	Primates	Cercopithecidae	2 ; 3
Gorille	<i>Gorilla gorilla</i>	Primates	Homonidae	1
Homme (chasseur)	<i>Homo sapiens</i>	Primates	Homonidae	1 ; 2 ; 3
Chimpanzé	<i>Pan troglodytes</i>	Primates	Homonidae	2 ; 3
Athérure	<i>Atherurus africanus</i>	Rodentia	Hystricidae	1
Écureuil du Biafra	<i>Epixerus wilsoni</i>	Rodentia	Sciuridae	1
Funisciure rayé	<i>Funisciurus isabella</i>	Rodentia	Sciuridae	1 ; 2 ; 3
Funisciure à pattes rouges	<i>Funisciurus pyrrhopus</i>	Rodentia	Sciuridae	1
Cricétome de forêt	<i>Cricetomys emini</i>	Rodentia	Nesomyidae	1 ; 2 ; 3
Petits rongeurs	/	Rodentia	Nesomyidae/Muridae	1 ; 2 ; 3
Varan	<i>Varanus niloticus</i>	Squamata	Varanidae	1 ; 2 ; 3

Annexe 9 – Pourcentage total (% total), nombre d'observations indépendantes (Nobs) et indice d'abondance relative (RAI) de chaque espèce observée pour chaque objectif. Les taxa n'ayant pas pu être déterminées au genre minimum ont été retirés.

ESPÈCES	SEMENCIERS			TROUÉES		ENCLOS/EXCLOS		Total Nobs	Total RAI
	% total	Nobs	RAI	Nobs	RAI	Nobs	RAI		
ATHÉRURE	4,42	73	0,439	0	0,000	0	0,000	73	0,439
AUTRES MANGOUSTES	0,36	3	0,016	3	0,003	0	0,000	6	0,019
CÉPHALOPHE À BANDE DORSALE NOIRE	0,54	9	0,052	0	0,001	0	0,001	9	0,055
CÉPHALOPHE À BANDE DORSALE NOIRE	0,67	0	0,052	1	0,001	1	0,001	2	0,055
CÉPHALOPHE À DOS JAUNE	3,45	0	0,000	36	0,036	21	0,031	57	0,066
CÉPHALOPHE BLEU	3,51	31	0,192	15	0,015	12	0,017	58	0,224
CÉPHALOPHE DE PETERS	1,03	11	0,066	4	0,004	2	0,003	17	0,073
CERCOCÈBE AGILE	11,50	73	0,421	92	0,091	25	0,036	190	0,549
CERCOPITHÈQUE COURONNÉ	0,18	0	0,000	3	0,003	0	0,000	3	0,003
CHASSEUR	3,33	3	0,016	22	0,022	30	0,044	55	0,082
CHIMPANZÉ	0,42	0	0,000	6	0,004	1	0,001	7	0,005
CRICÉTOME DE FORÊT	10,05	121	0,621	37	0,037	8	0,012	166	0,669
CUSIMANSE	0,42	7	0,046	0	0,000	0	0,000	7	0,046
DAMAN	0,12	2	0,008	0	0,000	0	0,000	2	0,008
E. WILSONI	1,57	26	0,155	0	0,000	0	0,000	26	0,155
F. ISABELLA	31,23	516	2,382	0	0,000	0	0,000	516	2,382
F. PYRRHOPUS	6,42	106	0,520	0	0,000	0	0,000	106	0,520
GENETTE SPP.	5,08	5	0,030	55	0,055	24	0,035	84	0,120
GORILLE	0,06	1	0,006	0	0,000	0	0,000	1	0,006
HOCHEUR	3,03	0	0,000	38	0,040	12	0,017	50	0,057
MANGOUSTE À PATTES NOIRES	0,06	0	0,000	1	0,001	0	0,000	1	0,001
MOUSTAC	0,85	0	0,000	12	0,010	2	0,003	14	0,013
PETITS PANGOLINS	0,91	13	0,074	1	0,001	1	0,001	15	0,076
PETITS RONGEURS	7,02	114	0,528	1	0,001	1	0,001	116	0,530
PINTADE HUPPÉE	0,61	4	0,026	5	0,005	1	0,001	10	0,032
POTAMOCHÈRE	0,30	4	0,024	1	0,001	0	0,000	5	0,025
SITATUNGA	0,67	0	0,000	1	0,001	10	0,015	11	0,016
TOURTELETTE DEMOISELLE	1,82	30	0,136	0	0,000	0	0,000	30	0,136
VARAN	0,30	1	0,004	1	0,001	3	0,004	5	0,009
TOTAL	100	1153	5,840	336	0,332	154	0,226	1643	6,398

Annexe 10 – Nombre d'observations (Nobs) et indice abondance relative (RAI) pour chaque espèce animale observée au pied du longhi rouge, de l'azobé, du niové et du B. fistuloides, avec mentions des p-valeurs chi² résultant du test statistique. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

ESPÈCES	C. LACOURTIANUM		L. ALATA		S. KAMERUNENSIS		B. FISTULOIDES		P- VALEUR	CHI ²
	RAI	Nobs	RAI	Nobs	RAI	Nobs	RAI	Nobs		
ATHERURUS AFRICANUS (N=73)	0,02	3	0,28	35	0,12	29	0,02	6	***	42,67
PETITS RONGEURS (N=111)	0,03	5	0,12	15	0,16	42	0,20	52	***	51,54
EPIXERUS WILSONI (N=26)	0,07	11	0,06	7	0,01	3	0,02	5	n.s.	5,38
FUNISCIRIUS ISABELLA (N=516)	0,57	94	0,17	21	1,60	391	0,04	10	***	741,81
FUNISCIRIUS PYRRHOPUS (N=106)	0,08	13	0,13	16	0,27	65	0,05	12	***	74,91
CRICETOMYS EMINI (N=212)	0,13	21	0,18	23	0,16	38	0,15	39	*	9,08
CERCOPITHECUS AGILIS (N=73)	0,13	22	0,17	21	0,04	10	0,08	20	n.s.	5,08
PHILANTOMBA MONTICOLA (N=31)	0,02	4	0,09	15	0,04	6	0,04	6	*	9,39

Annexe 11 – RAI des espèces observées dans les différentes modalités de reboisement des trouées de l'objectif 2.

ESPÈCES	MUKULUNGU	MUKULUNGU- BÉTÉ	SAPELLI	SAPELLI-BÉTÉ	TÉMOIN
(**) CEPHALOPHUS SILVICULTOR	0,006	0,019	0,001	0,006	0,004
PHILANTOMBA MONTICOLA	0,002	0,009	0,001	0,001	0,002
(*) CERCOPITHECUS AGILIS	0,020	0,027	0,011	0,014	0,020
GENETTA SPP.	0,015	0,015	0,007	0,003	0,015
CERCOPITHECUS CEPHUS	0,009	0,007	0,006	0,004	0,012
CERCOPITHECUS NICTITANS	0,004	0,000	0,000	0,001	0,005
(***) CRICETOMYS EMINI	0,010	0,004	0,004	0,000	0,019
CHASSEUR (HOMO SAPIENS)	0,008	0,005	0,004	0,002	0,003
TOTAL	0,073	0,085	0,034	0,031	0,079

Annexe 12 – Résumé des paramètres du MGL concernant le nombre de passage dans les différentes trouées enrichies. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

ESPÈCES	MODALITÉ	ESTIMATE	STD.ERROR	Z.RATIO	SIGNIFICATIVITÉ
<i>C. SILVICULTOR</i>	(Intercept)	-3,16	0,48	-6,61	***
	Mukulungu	0,51	0,62	0,82	n.s.
	Mukulungu-bété	1,47	0,53	2,79	**
	Sapelli	-0,65	1,07	-0,61	n.s.
	Sapelli-bété	1,39	0,62	2,26	*
<i>P. MONTICOLA</i>	(Intercept)	-3,85	0,70	-5,52	***
	Mukulungu	0,10	0,99	0,10	n.s.
	Mukulungu-bété	1,41	0,77	1,83	n.s.
	Sapelli	0,04	1,21	0,04	n.s.
	Sapelli-bété	0,29	1,21	0,24	n.s.
<i>C. AGILIS</i>	(Intercept)	-1,55	0,19	-7,96	***
	Mukulungu	0,10	0,28	0,37	n.s.
	Mukulungu-bété	0,21	0,26	0,81	n.s.
	Sapelli	0,14	0,33	0,43	n.s.
	Sapelli-bété	0,63	0,30	2,08	*
<i>GENETTA SPP.</i>	(Intercept)	-1,84	0,24	-7,66	***
	Mukulungu	0,10	0,34	0,30	n.s.
	Mukulungu-bété	-0,09	0,34	-0,27	n.s.
	Sapelli	-0,03	0,42	-0,06	n.s.
	Sapelli-bété	-0,62	0,59	-1,06	n.s.
<i>C. NICTITANS</i>	(Intercept)	-2,06	0,28	-7,48	***
	Mukulungu	-0,19	0,42	-0,45	n.s.
	Mukulungu-bété	-0,63	0,45	-1,39	n.s.
	Sapelli	0,04	0,48	0,09	n.s.
	Sapelli-bété	-0,11	0,55	-0,20	n.s.
<i>C. CEPHUS</i>	(Intercept)	-2,93	0,34	-8,68	***
	Mukulungu	-0,12	0,51	-0,24	n.s.
	Mukulungu-bété	-18,37	1908,59	-0,01	n.s.
	Sapelli	-18,37	2887,52	-0,01	n.s.
	Sapelli-bété	-0,62	0,83	-0,75	n.s.
<i>C. EMINI</i>	(Intercept)	-1,60	0,21	-7,73	***
	Mukulungu	-0,54	0,35	-1,54	n.s.
	Mukulungu-bété	-1,65	0,50	-3,33	***
	Sapelli	-0,82	0,50	-1,66	n.s.
	Sapelli-bété	-16,70	871,04	-0,02	n.s.
CHASSEUR	(Intercept)	-3,45	0,56	-6,11	***
	Mukulungu	1,08	0,66	1,64	n.s.
	Mukulungu-bété	0,42	0,71	0,59	n.s.
	Sapelli	1,02	0,74	1,37	n.s.
	Sapelli-bété	0,58	0,89	0,65	n.s.

Annexe 13 - Résumé des paramètres issus du test post-hoc des espèces ayant une p-valeur significative. Seules les comparaisons avec des p-valeurs différentes de 1 sont inscrites. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

ESPÈCES	COMPARAISONS	ESTIMATE	STD.ERROR	Z.RATIO	SIGNIFICATIVITÉ
<i>C. SILVICULTOR</i>	Témoin - mukulungu	-0,51	0,62	-0,82	n.s.
	Témoin - (mukulungu-bété)	-1,47	0,53	-2,79	*
	Témoin - sapelli	0,65	1,07	0,61	n.s.
	Témoin - (Sapelli-bété)	-1,39	0,62	-2,26	n.s.
	Mukulungu - (mukulungu-bété)	-0,96	0,45	-2,15	n.s.
	Mukulungu - sapelli	1,16	1,03	1,12	n.s.
	Mukulungu - (Sapelli-bété)	-0,89	0,55	-1,61	n.s.
	(Mukulungu-bété) - sapelli	2,12	0,98	2,16	n.s.
	(Mukulungu-bété) - (Sapelli-bété)	0,07	0,45	0,16	n.s.
	Sapelli - (Sapelli-bété)	-2,04	1,03	-1,98	n.s.
<i>C. AGILIS</i>	Témoin - mukulungu	-0,10	0,28	-0,37	n.s.
	Témoin - (mukulungu-bété)	-0,21	0,26	-0,81	n.s.
	Témoin - sapelli	-0,14	0,33	-0,43	n.s.
	Témoin - (Sapelli-bété)	-0,63	0,30	-2,08	n.s.
	Mukulungu - (mukulungu-bété)	-0,11	0,26	-0,42	n.s.
	Mukulungu - sapelli	-0,04	0,33	-0,12	n.s.
	Mukulungu - (Sapelli-bété)	-0,53	0,30	-1,75	n.s.
	(Mukulungu-bété) - sapelli	0,07	0,31	0,22	n.s.
	(Mukulungu-bété) - (Sapelli-bété)	-0,42	0,29	-1,48	n.s.
	Sapelli - (Sapelli-bété)	-0,49	0,35	-1,41	n.s.
<i>C. EMINI</i>	Témoin - mukulungu	0,54	0,35	1,54	n.s.
	Témoin - (mukulungu-bété)	1,65	0,50	3,33	**
	Témoin - sapelli	0,82	0,50	1,66	n.s.
	Témoin - (Sapelli-bété)	16,70	871,04	0,02	n.s.
	Mukulungu - (mukulungu-bété)	1,11	0,53	2,08	n.s.
	Mukulungu - sapelli	0,28	0,53	0,53	n.s.
	Mukulungu - (Sapelli-bété)	16,16	871,04	0,02	n.s.
	(Mukulungu-bété) - sapelli	-0,83	0,64	-1,30	n.s.
	(Mukulungu-bété) - (Sapelli-bété)	15,05	871,04	0,02	n.s.
	Sapelli - (Sapelli-bété)	15,88	871,04	0,02	n.s.

Annexe 14 – Comportements observés dans les trouées enrichies. As = assis ; Au = autre ; CA = consommation autre ; CPI = consommation plant d'intérêt ; Co = course ; M = marche ; RA = recherche alimentation ; Re = reniflement ; V = vigilance ; T = total.

ESPÈCES	AS		AU		CA		CPI		CO		MA		RA		RE		V		T
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
AUTRES MANGOUSTES	0	0,0	1	33,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	66,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3
PETITS RONGEURS	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
CÉPHALOPHE A BANDE DORSALE NOIRE	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	1
CÉPHALOPHE A DOS JAUNE	0	0,0	0	0,0	8	22,2	1	2,8	1	2,8	19	52,8	3	8,3	3	8,3	1	2,8	36
CÉPHALOPHE BLEU	0	0,0	0	0,0	1	6,7	0	0,0	0	0,0	14	93,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	15
CÉPHALOPHE DE PETERS	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	50,0	1	25,0	1	25,0	0	0,0	4
CERCOCÈBE AGILE	2	2,2	0	0,0	2	2,2	0	0,0	1	1,1	58	63,0	29	31,5	0	0,0	0	0,0	92
CERCOPITHEQUE COURRONNE	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3
CHASSEUR	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	22	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	22
CHIMPANZÉ	2	33,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	16,7	3	50,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6
ECUREUIL SPP.	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	22,2	7	77,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	9
GENETTE SPP.	0	0,0	1	1,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0	52	94,5	2	3,6	0	0,0	0	0,0	55
HOCHEUR	1	2,6	1	2,6	3	7,9	0	0,0	0	0,0	1	2,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6
MANGOUSTE A PATTES NOIRES	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7	700,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	8
MOUSTAC	0	0,0	0	0,0	2	16,7	0	0,0	0	0,0	1	8,3	1	8,3	0	0,0	0	0,0	4
PETITS PANGOLINS	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
PINTADE HUPPEE	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	20,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
POTAMOCHÈRE	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	400,0	29	2900,0	4	400,0	0	0,0	0	0,0	37
CRICÉTOME DE FORÊT	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	8,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3
SITATUNGA	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
VARAN	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
T	5	1,5	3	0,9	16	4,7	1	0,3	11	3,2	254	73,8	48	14,0	5	1,5	1	0,3	344

Annexe 15 – Comportements observés dans les trouées avec installation des dispositifs d'enclos et exclos. As = assis ; Au = autre ; CA = consommation autre ; CPI = consommation plant d'intérêt ; Co = course ; F = fuite ; M = marche ; RA = recherche alimentation ; Re = reniflement ; V = vigilance ; T = total.

ESPÈCES	AS		AU		CA		CPI		CO		F		MA		RA		RE		V		T		
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%			
PETITS RONGEURS	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
CÉPHALOPHE A BANDE DORSALE NOIRE	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
CÉPHALOPHE À DOS JAUNE	0	0,0	0	0,0	4	18,2	2	9,1	0	0,0	0	0,0	11	50,0	1	4,5	2	9,1	0	0,0	0	0,0	22
CÉPHALOPHE BLEU	0	0,0	0	0,0	1	8,3	0	0,0	0	0,0	1	8,3	10	83,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	12
CÉPHALOPHE DE PETERS	0	0,0	0	0,0	1	50,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	50,0	0	0,0	0	0,0	2
CERCOCÈBE AGILE	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	18	72,0	7	28,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	25
CHASSEUR	0	0,0	2	6,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	28	93,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	30
CHIMPANZÉ	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
ECUREUIL SPP.	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	50,0	1	50,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2
GENETTE SPP.	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	23	95,8	0	0,0	1	4,2	0	0,0	0	0,0	24
HOICHEUR	3	25,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	8,3	0	0,0	8	66,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	12
MOUSTAC	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2
PETITS PANGOLINS	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
PINTADE HUPPÉE	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1
CRICÉTOME DE FORÊT	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	12,5	0	0,0	5	62,5	2	25,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	8
SITATUNGA	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10
VARAN	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3
T	4	2,6	2	1,3	6	3,8	2	1,3	1	0,6	1	0,6	122	78,2	12	7,7	4	2,6	2	1,3	2	1,3	156

Annexe 16 – Résumé du MLGM concernant le nombre de dégâts entre *E. cylindricum* et *A. congolensis* dans les trouées enrichies. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

- Comparaison MLG et MLGM :

MODÈLES	NPAR	AIC	BIC	LOGLIK	DEVIANCE	CHISQ	DF	P-VALEUR
MLG	3	533,2	540,7	-263,6	527,2			
MLGM	6	446,6	461,6	-217,3	434,6	92,6	3	***

- Interactions aléatoires :

FACTEURS	VARIANCE	STD.DEVIATION	CORRELATION
(INTERCEPT)	8,34	2,88	
SAPELLI	1,72	1,31	-0,99

Nombre d'observations : 90

Groupe: trouée, 20

R² conditionnel : 0,85

R² marginal : 0,20

- Interactions fixes :

ESPÈCES	ESTIMATE	ERREUR-STANDARD	Z-VALEUR	SIGNIFICATIVITÉ
(INTERCEPT)	-2,51	1,63	-1,54	n.s.
SAPELLI	2,61	1,73	1,51	n.s.

Annexe 17 – Résumé du MLGM comparant le nombre dégâts sur les plants du sapelli (*E. cylindricum*) et du mukulungu (*A. congolensis*) dans les trouées contenant les dispositifs d'enclos et exclos. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

- Comparaison MLG et MLGM :

MODÈLES	NB PARAMÈTRES	AIC	BIC	LOGLIK	DEVIANCE	CHISQ	DF	P-VALEUR
MLG	4	268,1	277,6	-130,0	260,1			
MGLM	7	143,0	159,7	-64,5	129,0	131,0	3	***

- Interactions aléatoires

FACTEURS	VARIANCE	SDT.DEV.	CORRELATION
(INTERCEPT)	30,5	5,5	
SAPELLI	20,5	4,5	0,5

Nombre d'observations : 80

Groupe : trouée, 20

R² conditionnel : 0,88

R² marginal : 0,07

- Interactions fixes :

FACTEURS	ESTIMATE	ERREUR-STANDARD	Z-VALEUR	P-VALEUR
(INTERCEPT)	-7,2	3,1	-2,3	***
SAPELLI	-0,8	4,7	-0,2	n.s.

Annexe 18 – Résumé du MLGM concernant le nombre dégâts du sapelli (*E. cylindricum*) et du mukulungu (*A. congolensis*) dans les différentes modalités de trouées reboisées. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

- Comparaison MLG et MLGG

MODÈLES	NB PARAMÈTRES	AIC	BIC	LOGLIK	DEVIANCE	CHISQ	DF	P-VALEUR
MLG	4	535,2	545,2	-263,6	527,2			
MLGM	7	448,6	466,1	-217,3	434,6	92,6	3	***

- Interactions aléatoires

ESPÈCES	VARIANCE	STD. DEV.	CORRELATION
(INTERCEPT)	8,1	2,8	
SAPELLI	1,8	1,3	-1,0

Nombre d'observations : 90
 Groupes : trouées, 20
 R² conditionnel : 0,88
 R² marginal : 0,16

- Interactions fixes :

ESPÈCES	ESTIMATE	ERREUR-STANDARD	Z-VALEUR	P-VALEUR
(INTERCEPT)	-2,7	1,9	-1,4	n.s.
MUKULUNGU-BÉTÉ	0,5	2,1	0,2	n.s.
SAPELLI	2,4	2,1	1,1	n.s.
SAPELLI-BÉTÉ	3,3	2,1	1,6	n.s.

Annexe 19 - Résumé du MLGM concernant la différence de dégâts de consommation entre les trouées en présence et en absence de 2-PEA. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

- Comparaison MLG et MLGM :

MODÈLES	NB PARAMÈTRES	AIC	BIC	LOGLIK	DEVIANCE	CHISQ	DF	P-VALEUR
MLG	2	278,1	282,9	-137,1	274,1			
MLGM	3	156,2	163,4	-75,1	150,2	123,9	1	***

- Interactions aléatoires :

FACTEUR	VARIANCE	SDT.DEV.
(INTERCEPT)	60,0	7,7

Nombre d'observations : 80

Groupes : trouées, 20

R² conditionnel : 0,88

R² marginal : 0

- Interactions fixes :

MODALITÉS	ESTIMATE	ERREUR-STANDARD	Z-VALEUR	P-VALEUR
(INTERCEPT)	-7,85	2,73	-2,87	***
PP	-0,09	2,76	-0,03	n.s.

Annexe 20 – Résumé des paramètres du MLG concernant les croissances moyennes du sapelli (*E. cylindricum*), mukulungu (*A. congolensis*) et bété (*M. altissima*) dans les trouées enrichies. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

- Comparaison MLG et MLGM

MODÈLES	NB PARAMÈTRES	AIC	BIC	LOGLIK	DEVIANCE	CHISQ	DF	P-VALEUR
MLG	4	538,5	549,7	-265,3	530,5			
MLGM	10	547,2	575,1	-263,6	527,2	3,3	6	n.s.

- Tableau MLG :

MODALITÉS	ESTIMATE	ERREUR-STANDARD	T-VALEUR	P-VALEUR
(INTERCEPT)	2,90	0,41	7,11	***
MUKULUNGU	-1,86	0,53	-3,52	***
SAPELLI	0,06	0,53	0,11	n.s.

Annexe 21 – Résumé des paramètres du test post-hoc comparant les croissances moyennes du sapelli (*E. cylindricum*), mukulungu (*A. congolensis*) et bété (*M. altissima*) dans les trouées enrichies. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

COMPARAISONS	ESTIMATE	ERREUR-STANDARD	T.RATIO	P-VALEUR
BÉTÉ - MUKULUNGU	1,86	0,53	3,52	**
BÉTÉ - SAPELLI	-0,06	0,53	-0,11	n.s.
MUKULUNGU - SAPELLI	-1,91	0,47	-4,06	***

Annexe 22 – Résumé des paramètres du MLG concernant les croissances moyennes du sapelli (*E. cylindricum*), mukulungu (*A. congolensis*) et bété (*M. altissima*) dans les trouées contenant les dispositifs d'enclos/exclos. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

- Comparaison MLG et MLGM :

MODÈLES	NB PARAMÈTRES	AIC	BIC	LOGLIK	DEVIANCE	CHISQ	DF	P-VALEUR
MLG	4	498,5	509,7	-245,3	490,5			
MLGM	5	498,6	512,5	-244,3	488,6	2,0	1	n.s.

- Tableau MLG :

ESPÈCES	ESTIMATE	ERREUR-STANDARD	T-VALEUR	P-VALEUR	P-VALEUR
(INTERCEPT)	2,375	0,30	7,94	1,3809E-12	***
MUKULUNGU	-1,025	0,42	-2,42	0,01693837	*
SAPELLI	-0,25	0,42	-0,59	0,55572295	n.s.

Annexe 23 – Résumé des paramètres du test post-hoc comparant les croissances moyennes du sapelli (*E. cylindricum*), mukulungu (*A. congolensis*) et bété (*M. altissima*) dans les trouées contenant les dispositifs d'enclos/exclos. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

COMPARAISONS	ESTIMATE	SE	T.RATIO	P.VALUE	P-VALEUR
BÉTÉ - MUKULUNGU	1,025	0,42	2,42	0,04434618	*
BÉTÉ - SAPELLI	0,25	0,42	0,59	0,82526663	N.s.
MUKULUNGU - SAPELLI	-0,775	0,42	-1,83	0,16376183	n.s.

Annexe 24 – Résumé des paramètres du MLG concernant la comparaison des croissances moyennes du sapelli (*E. cylindricum*), mukulungu (*A. congolensis*) et bété (*M. altissima*) dans les trouées avec sans 2-PEA. Les trois espèces ont été mises en interaction avec le facteur « modalité ». Le signe « : » représente l'interaction entre les deux facteurs. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

- Comparaison MLG et MLGM :

MODÈLES	NB PARAMÈTRES	AIC	BIC	LOGLIK	DEVIANCE	CHISQ	DF	PR(>CHISQ)
MLG	7	504,0	523,5	-245,0	490,0			
MLGM	8	504,1	526,4	-244,1	488,1	1,9	1	n.s.

- Tableau MLG :

VARIABLES	ESTIMATE	ERREUR-STANDARD	T-VALEUR	P-VALEUR
(INTERCEPT)	2,55	0,43	5,96	***
PP	-0,35	0,60	-0,58	N.s.
PP:MUKULUNGU	0,35	0,86	0,41	N.s.
PP:SAPELLI	0,1	0,86	0,12	n.s.

Annexe 25 – Résumé des paramètres du test post-hoc comparant les croissances moyennes du sapelli (*E. cylindricum*), mukulungu (*A. congolensis*) et bété (*M. altissima*) dans les trouées avec et sans 2-PEA. Les espèces en en italique représentent le facteur « modalité » et celles en majuscules représentent le facteur « espèce ». AP = absence de 2-PEA ; PP = présence de 2-PEA.

COMPARAISONS	ESTIMATE	SE	T.RATIO	P-VALEUR
AP BÉTÉ - AP MUKULUNGU	1,20	0,60	1,98	n.s.
AP BÉTÉ - PP MUKULUNGU	1,20	0,60	1,98	n.s.
AP MUKULUNGU - AP SAPELLI	-0,90	0,60	-1,49	n.s.
PP MUKULUNGU - AP SAPELLI	-0,90	0,60	-1,49	n.s.
PP BÉTÉ - AP MUKULUNGU	0,85	0,60	1,41	n.s.
PP BÉTÉ - PP MUKULUNGU	0,85	0,60	1,41	n.s.
AP MUKULUNGU - PP SAPELLI	-0,65	0,60	-1,07	n.s.
PP MUKULUNGU - PP SAPELLI	-0,65	0,60	-1,07	n.s.
AP BÉTÉ - PP SAPELLI	0,55	0,60	0,91	n.s.
AP BÉTÉ - PP BÉTÉ	0,35	0,60	0,58	n.s.
AP BÉTÉ - AP SAPELLI	0,30	0,60	0,50	n.s.
AP SAPELLI - PP SAPELLI	0,25	0,60	0,41	n.s.
PP BÉTÉ - PP SAPELLI	0,20	0,60	0,33	n.s.
PP BÉTÉ - AP SAPELLI	-0,05	0,60	-0,08	n.s.
AP MUKULUNGU – PP MUKULUNGU	0,00	0,60	0,00	n.s.

Annexe 26 - Résumé du MLG concernant la relation entre la probabilité de dégât de consommation dans les 25 trouées enrichies et la distance par rapport aux pistes de débardage. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

MODALITÉ	ESTIMÉ	ERREUR-STANDARD	Z-VALEUR	P-VALEUR
(INTERCEPT)	-1,14	0,99	-1,15	n.s.
DISTANCE	0,0041	0,0040	1,01	n.s.

Annexe 27 - Résumé du MLG concernant la relation entre la probabilité de dégât de consommation dans les trouées contenant les dispositifs d'enclos/exclos et la distance par rapport aux pistes de débardage. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

MODALITÉ	ESTIMÉ	ERREUR-STANDARD	Z-VALEUR	P-valeur
(INTERCEPT)	-2,98	1,69	-1,76	n.s.
DISTANCE	0,004	0,01	0,56	n.s.

Annexe 28 – Résumé des paramètres du MLG concernant le nombre de visites dans les trouées contenant du 2-PEA et celles n'en contenant pas. PP= présence du produit. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

ESPÈCES	MODALITÉS	ESTIMATE	STD.ERROR	AIC	Z.RATIO	P-VALEUR
AUTRES RONGEURS	(Intercept)	-4,4	1,0	14,8	-4,4	***
	PP	-17,9	4878,3	14,8	0,0	n.s.
C. DORSALIS	(Intercept)	-4,4	1,0	14,8	-4,4	***
	PP	-17,9	4878,3	14,8	0,0	n.s.
C. SILVICULTOR	(Intercept)	-2,0	0,3	130,8	-6,7	***
	PP	0,0	0,4	130,8	0,0	n.s.
P. MONTICOLA	(Intercept)	-2,5	0,4	89,7	-6,5	***
	PP	-0,2	0,6	89,7	-0,4	n.s.
C. CALLIPYGUS	(Intercept)	-22,3	4637,2	22,5	0,0	n.s.
	PP	18,7	4637,2	22,5	0,0	n.s.
C. AGILIS	(Intercept)	-1,9	0,3	146,2	-6,7	***
	PP	0,0	0,4	146,2	0,1	n.s.
CHASSEUR	(Intercept)	-1,8	0,3	163,3	-6,7	***
	PP	0,2	0,4	163,3	0,6	n.s.
PAN TROGLODYTES	(Intercept)	-22,3	4637,2	14,6	0,0	n.s.
	PP	18,0	4637,2	14,6	0,0	n.s.
ECUREUIL SPP.	(Intercept)	-3,7	0,7	22,9	-5,3	***
	PP	-17,6	2958,8	22,9	0,0	n.s.
GENETTA SPP.	(Intercept)	-1,7	0,3	141,5	-6,6	***
	PP	-0,4	0,4	141,5	-1,0	n.s.
C. NICTITANS	(Intercept)	-2,8	0,4	89,3	-6,3	***
	PP	0,4	0,6	89,3	0,7	n.s.
C. CEPHUS	(Intercept)	-4,4	1,0	25,5	-4,4	***
	PP	0,1	1,4	25,5	0,1	n.s.
PHATAGINUS SPP.	(Intercept)	-22,3	4637,2	14,6	0,0	n.s.
	PP	18,0	4637,2	14,6	0,0	n.s.
GUTERRA PLUMIFERA	(Intercept)	-4,4	1,0	14,8	-4,4	***
	PP	-17,9	4878,3	14,8	0,0	n.s.
C. EMINI	(Intercept)	-2,6	0,4	66,0	-6,4	***
	PP	-1,0	0,8	66,0	-1,2	n.s.
T. SPEKII	(Intercept)	-3,0	0,5	78,6	-6,1	***
	PP	0,5	0,6	78,6	0,8	n.s.
VARANUS NILOTICUS	(Intercept)	-3,7	0,7	33,5	-5,3	***
	PP	-0,6	1,2	33,5	-0,5	n.s.

Annexe 29 – Résumé du MLG concernant la relation entre la probabilité de dégât de consommation et la distance par rapport aux trouées contenant du 2-PEA. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

MODALITÉ	ESTIMATE	ERREUR-STANDARD	Z-VALEUR	P-VALEUR
(INTERCEPT)	-0,66	0,30	-2,22	*
DISTANCE	0,0011	0,0007	1,57	n.s.

Annexe 30 - Résumé du MLG concernant la relation entre la probabilité de dégât de consommation dans les trouées contenant les dispositifs d'enclos/exclos et la distance par rapport aux trouées contenant du 2-PEA. Niveaux de significativité : non significatif (n.s.) > 0,05 ; * < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001.

MODALITÉ	ESTIMÉ	ERREUR-STANDARD	Z-VALEUR	P-VALEUR
(INTERCEPT)	-1,924	0,575	-3,348	***
DISTANCE	0,001	0,001	1,082	n.s.