



Structuration des communautés de mammifères en fonction des habitats et de la pression anthropique dans le territoire d’Inongo (RDC)

[Structuring of Mammal Communities According to Habitat Types and Anthropogenic Pressure in Inongo Territory (DRC)]

[Public health expenditures, equitable access to care and economic growth in the Democratic Republic of The Congo: an econometric estimation of the optimal threshold]

David Lilonga¹, Pisco Menga^{1*}, Jean-Robert Bwangoy^{1,2}, Mathieu Bolaa², Michel Bakanza², Justin-José Mbimbi³, Julien Punga³ & Guy Ilumbe¹

¹Laboratoire de Biodiversité Végétale, Ecologie et Ethnobotanique, Mention Sciences de la vie, Université de Kinshasa, B.P.190/ Kinshasa XI.

²ERA Congo/Wildlife Works Carbon

³Laboratoire d’Ecologie et Mammalogie, Mention Sciences de la vie, Université de Kinshasa

Résumé

Cette étude examine la structuration des communautés de mammifères en relation avec les types d’habitats et la pression anthropique dans le territoire d’Inongo (province du Maï-Ndombe, RDC). Les données ont été collectées le long de transects couvrant différents habitats (forêts exploitées, zones marécageuses et forêt non exploitée), en combinant observations directes, indices de présence et pièges photographiques. La diversité a été évaluée à partir de la richesse spécifique, de l’abondance et des indices de Shannon, Simpson et Pielou, tandis que la structuration des communautés a été explorée à l’aide d’analyses multivariées (ACP, classification hiérarchique), complétées par les approches SIMPER et IndVal. Les résultats mettent en évidence des variations marquées de la diversité selon les habitats. Les zones marécageuses présentent les valeurs les plus élevées de richesse spécifique et d’abondance (24 espèces ; 486 individus), alors que la forêt non exploitée affiche les valeurs les plus faibles (6 espèces ; 25 individus). Les indices de diversité confirment cette tendance ($H' = 2,789$; $1-D = 0,924$ en marécage contre $H' = 1,498$; $1-D = 0,726$ en forêt non exploitée). La pression anthropique, globalement faible dans la majorité de transects, montre une corrélation positive significative avec la richesse spécifique ($p = 0,308$; $p = 0,0249$) et l’abondance ($p = 0,325$; $p = 0,0175$), sans effet notable sur les indices de diversité. Les analyses SIMPER et IndVal permettent d’identifier plusieurs espèces clés, notamment *Cephalophus dorsalis*, *Potamochoerus porcus*, *Philantomba monticola*, *Atilax paludinosus* et *Cephalophus callipygus*. Dans l’ensemble, les communautés apparaissent structurées principalement par des variations d’abondance, opposant des espèces généralistes à des espèces plus spécialisées. Ces résultats suggèrent une certaine capacité d’ajustement face aux perturbations modérées, tout en mettant en évidence la vulnérabilité des espèces les plus exigeantes, ce qui soulève des enjeux importants pour la conservation.

Mots-clés : Mammifères, biodiversité, structuration écologique, pression anthropique, espèces indicatrices, RDC.

Abstract

This study examines the structuring of mammal communities in relation to habitat types and anthropogenic pressure in the Inongo territory (Maï-Ndombe Province, Democratic Republic of the Congo). Data were collected along transects across different habitat types (logged forests, swamp forests, and unlogged forests), combining direct observations, indirect signs, and camera trapping. Diversity was assessed using species richness, abundance, and Shannon, Simpson, and Pielou indices, while community structure was explored through multivariate analyses (PCA, hierarchical clustering), complemented by SIMPER and IndVal approaches. The results reveal marked variations in diversity across habitats. Swamp forests exhibit the highest species richness and abundance (24 species; 486 individuals), whereas unlogged forests show the lowest values (6 species; 25 individuals). Diversity indices follow the same pattern ($H' = 2.789$; $1-D = 0.924$ in swamp forests vs. $H' = 1.498$; $1-D = 0.726$ in unlogged forests). Anthropogenic pressure, generally low (52.83%), shows a significant positive correlation with species richness ($p = 0.308$; $p = 0.0249$) and abundance ($p = 0.325$; $p = 0.0175$), with no significant effect on diversity indices. SIMPER and IndVal analyses identify several key species, including *Cephalophus dorsalis*, *Potamochoerus porcus*, *Philantomba monticola*, *Atilax paludinosus*, and *Cephalophus callipygus*. Overall, communities appear to be structured primarily by variations in species abundance, distinguishing generalist from more specialized species. These findings suggest a certain capacity for adjustment to moderate disturbances, while highlighting the vulnerability of more demanding species, raising important implications for conservation.

Keywords: Mammals biodiversity, community structure, anthropogenic pressure, indicator species, Democratic Republic of the Congo.

*Auteur correspondant: Pisco Menga, (mengapisco@yahoo.fr). Tél. : (+243) 823224153

<https://orcid.org/0009-0000-5565-566X>; Reçu le 29/07/2026; Révisé le 24/08/2026 ; Accepté le 16/09/2026

DOI:<https://doi.org/10.59228/rcst.026.v5.i3.346>

Copyright: ©2026 Lilonga et al. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International License (CC-BY-NC-SA 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

1. Introduction

Le bassin du Congo est reconnu comme l'un des principaux réservoirs mondiaux de biodiversité, abritant une faune mammalienne particulièrement riche. Les mammifères y occupent une place centrale dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers, notamment à travers des processus tels que la dispersion des graines, la régulation des populations ou encore le maintien des interactions trophiques (Fa et al., 2002 ; Estes et al., 2011). Dans les forêts tropicales, ils contribuent également, de manière plus indirecte, aux cycles biogéochimiques et à la résilience des écosystèmes (Dirzo et al., 2014).

Cette biodiversité est toutefois soumise à des pressions anthropiques de plus en plus marquées. La déforestation, l'exploitation forestière, l'expansion agricole et le braconnage modifient progressivement les habitats et les communautés animales (Fa et al., 2003 ; Bennett et al., 2006). Ces perturbations ne se traduisent pas uniquement par une diminution des effectifs, mais aussi par des changements plus subtils dans la structure des communautés, souvent au profit d'espèces généralistes au détriment des espèces plus spécialisées (Dirzo et al., 2014 ; Abernethy et al., 2013).

Dans ce contexte, se limiter à une description de la diversité spécifique apparaît insuffisant. Il devient nécessaire d'adopter une approche plus intégrée, permettant d'analyser la structuration des communautés, c'est-à-dire la manière dont les espèces s'organisent en fonction des habitats et des gradients environnementaux, notamment ceux liés aux activités humaines (Clark et al., 2009). L'identification d'espèces indicatrices constitue, à ce titre, un outil utile pour apprécier l'état des écosystèmes et suivre leur évolution (Dufrêne & Legendre, 1997).

Le territoire d'Inongo, situé dans la province du Maï-Ndombe en République Démocratique du Congo, offre un cadre particulièrement intéressant pour ce type d'analyse en raison de la diversité de ses habitats, incluant forêts denses, zones marécageuses et forêts exploitées. Malgré cette richesse écologique, les connaissances sur la structuration des communautés de mammifères dans cette région restent limitées.

Le territoire d'Inongo, situé dans la province du Maï-Ndombe en République Démocratique du Congo, offre un cadre particulièrement intéressant pour ce type d'analyse. La diversité des habitats, incluant forêts

denses, zones marécageuses et forêts exploitées, permet d'examiner la structuration des communautés le long d'un gradient de perturbation. Malgré ce contexte, les connaissances sur les communautés de mammifères dans cette région restent limitées.

Dans cette optique, cette étude vise à analyser la structuration des communautés de mammifères en relation avec les types d'habitats et la pression anthropique dans le territoire d'Inongo. Plus spécifiquement, elle a pour objectifs de : (i) caractériser la diversité et la composition des communautés de mammifères dans les principaux habitats de la zone d'étude ; (ii) évaluer l'influence des habitats sur l'organisation des assemblages ; (iii) examiner les relations entre la pression anthropique et les paramètres de diversité ; et (iv) identifier les espèces contribuant à la différenciation des communautés ainsi que les taxons associés à des habitats particuliers.

Nous posons l'hypothèse que la diversité, l'abondance et la composition des communautés de mammifères varient significativement selon les types d'habitats, en réponse aux différences de structure végétale, de disponibilité des ressources et d'intensité des perturbations. Nous supposons également que la pression anthropique agit comme un filtre écologique, favorisant les espèces généralistes ou tolérantes, tout en réduisant la contribution relative des espèces plus sensibles ou spécialisées. Enfin, nous prévoyons que certains taxons présentent une forte fidélité à des habitats particuliers et peuvent ainsi être utilisés comme espèces indicatrices de l'état écologique des milieux étudiés.

2. Matériel et méthodes

2.1. Zone d'étude

L'étude a été réalisée dans la concession de conservation du projet Mai-Ndombe REDD+ (ERA Congo/Wildlife Works Carbon), située dans le territoire d'Inongo, à l'ouest de la République Démocratique du Congo (figure 1). La zone couvre environ 300 000 ha et s'étend entre 17°-18°20' E et 1°-2° S. Elle fait partie du complexe de zones humides Ngiri-Tumba - Mai-Ndombe, reconnu comme site Ramsar d'importance internationale (De Wasseige et al., 2010 ; PDPA, 2017).

Le climat est de type tropical humide (Aw), avec des températures moyennes annuelles d'environ 25 °C et des précipitations proches de 1900 mm, sans saison sèche marquée (Mulomba et al., 2022). Le relief est peu

marqué (≈ 300 m d'altitude) et le réseau hydrographique, dominé par le lac Mai-Ndombe et ses affluents, structure fortement le paysage (PNU, 2020).

La zone d'étude se caractérise par une mosaïque d'habitats comprenant des forêts exploitées (Forescom,

Soforma), des zones marécageuses et des forêts non exploitées, formant un gradient de perturbation anthropique. Cette hétérogénéité écologique constitue un cadre pertinent pour l'analyse de la structuration des communautés de mammifères.

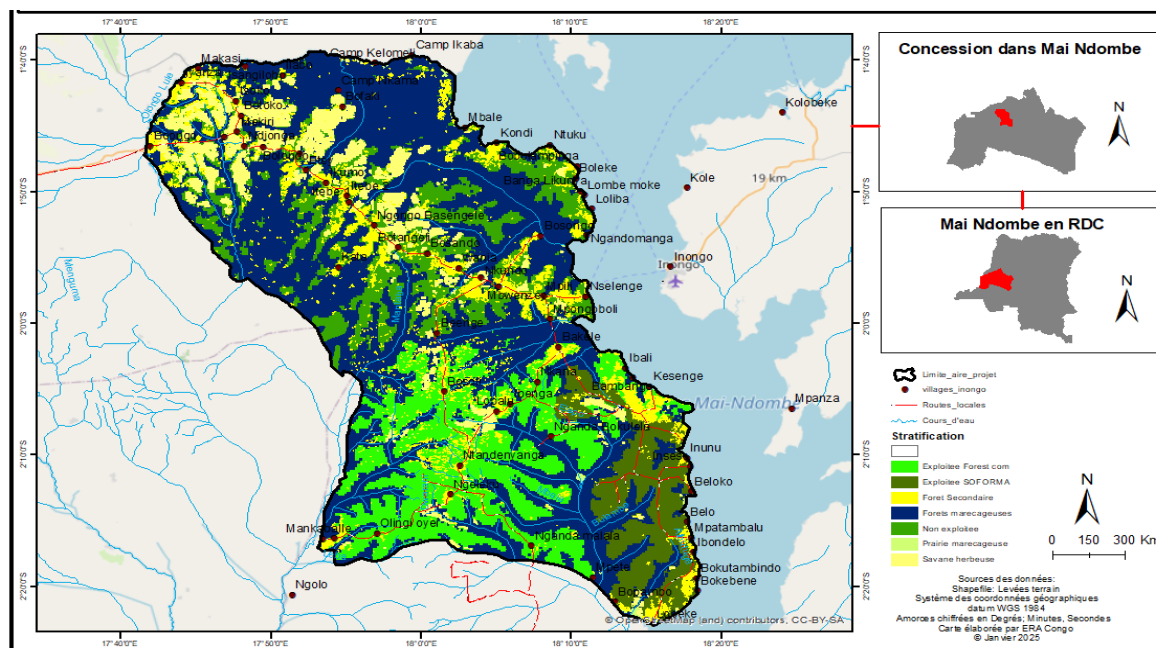


Figure 1. Carte de localisation de la concession d'étude

2.2. Plan d'échantillonnage

Le dispositif d'échantillonnage a été conçu à l'aide du logiciel ArcGIS 9.3 afin d'assurer une couverture représentative des principaux types d'habitats présents dans la zone d'étude. Les analyses comparatives ont porté sur trois habitats principaux : les forêts anciennement exploitées de Forescom (dernière exploitation en 1989), les forêts anciennement exploitées de Soforma (dernière exploitation en 2012) et les zones marécageuses. Une forêt non exploitée a également été prospectée à titre exploratoire afin de compléter l'inventaire faunique et de fournir des éléments de comparaison supplémentaires.

Au total, 53 transects ont été installés dans l'ensemble de la zone d'étude (figure 2). Chaque transect mesurait 1000 m de longueur et était associé à une bande d'observation de 20 m de part et d'autre de l'axe central, soit une largeur totale de 40 m et une superficie de 4 ha par transect. La surface totale prospectée s'élève ainsi à 212 ha (figure 3).

Les inventaires ont été réalisés le long de ces transects en enregistrant l'ensemble des observations directes et indirectes de mammifères à l'intérieur de la bande d'échantillonnage définie.

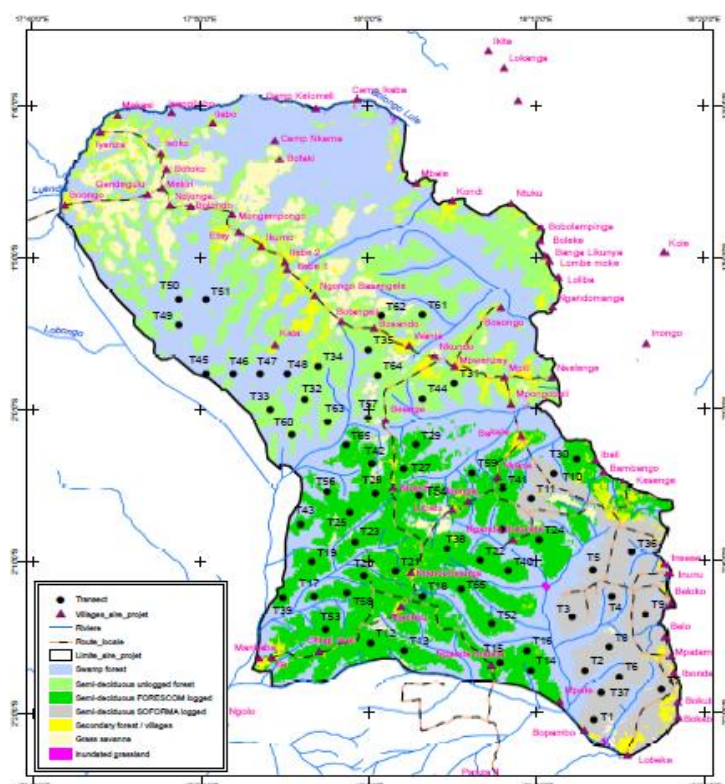


Figure 2. Plan d'échantillonnage des placettes de suivi écologique des grands mammifères (Source : Société ERA Congo)

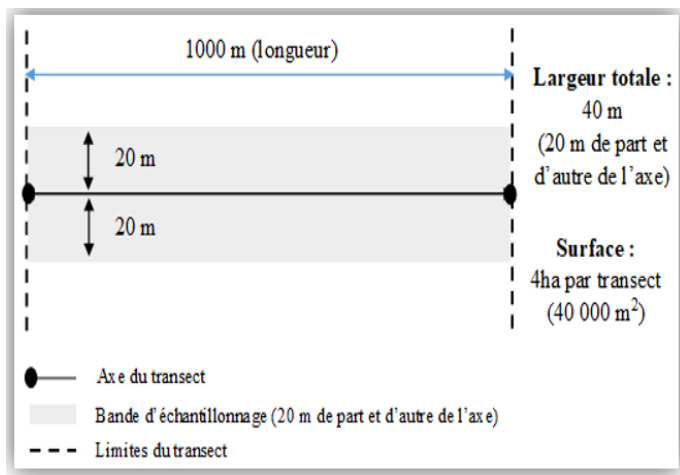


Figure 3. Dispositif de prospection par transect linéaire utilisé pour les inventaires fauniques

Tableau I. Effort d'échantillonnage par type d'habitat

Habitat	Nombre de transects	Surface prospectée (ha)	Nombre de caméras	Jours-caméras*	Durée moyenne
Forescom	17	68	18	1 620	90 jours
Soforma	11	44	13	1 170	90 jours
Marécage	24	96	22	1 980	90 jours
Forêt non exploitée**	1	4	2	180	90 jours
Total	53	212	55	4 950	

Note :

* Le nombre de jours-caméras correspond au nombre de caméras multiplié par leur durée effective de fonctionnement.

** La forêt non exploitée n'a été couverte que par un seul transect et un nombre limité de pièges photographiques. Ses données ont été utilisées uniquement à des fins descriptives et non intégrées aux analyses comparatives multivariées (NMDS, PERMANOVA, SIMPER et IndVal).

2.3. Prospections

Des parcours de reconnaissance (« recce ») ont été réalisés le long de sentiers existants afin d'explorer efficacement de vastes surfaces sans perturbation significative du milieu. Les observateurs ont relevé systématiquement les indices de présence (empreintes, crottes, traces d'alimentation, vocalisations) ainsi que les observations directes, méthode particulièrement adaptée aux milieux forestiers tropicaux denses (Walsh & White, 1999 ; White & Edwards, 2000).

2.4. Collecte des données fauniques

La collecte des données a reposé principalement sur des transects linéaires, méthode standard en écologie des mammifères (Buckland et al., 2001). Les transects ont été ouverts de manière minimale afin de limiter les perturbations. Le suivi faunistique a été réalisé entre février 2024 et novembre 2025, couvrant la saison

humide et la transition vers la saison sèche, afin de maximiser la détection des espèces. La répartition des transects entre les habitats a été réalisée de manière à tenir compte de leur représentativité dans le paysage ainsi que de leur accessibilité. Afin d'améliorer la probabilité de détection des espèces et de limiter les biais liés à une méthode unique, plusieurs approches complémentaires ont été combinées, notamment les observations directes, la recherche d'indices de présence et le piégeage photographique (Walsh & White, 1999 ; White & Edwards, 2000).

Au total, 55 pièges photographiques ont été déployés pendant une durée moyenne de 90 jours par station, correspondant à un effort global de 4 950 jours-caméras.

L'effort d'échantillonnage réalisé dans chaque habitat est présenté dans le tableau I.

humide et la transition vers la saison sèche, afin de maximiser la détection des espèces.

Trois méthodes complémentaires de détection ont été utilisées :

- Observation directe le long des transects ;
- Indices de présence (empreintes, crottes, terriers, etc.) (Sutherland, 2006 ; Clark et al., 2009) ;
- Piégeage photographique, avec un total de 55 caméras automatiques déployées dans la zone d'étude, espacées d'au moins 300 m et fonctionnant en continu (24 h/24). Les relevés ont été effectués à intervalles réguliers (environ toutes les deux semaines) (Kays et al., 2009 ; O'Connell et al., 2011).

La combinaison de ces méthodes permet d'améliorer significativement la probabilité de détection, notamment pour les espèces discrètes ou nocturnes (Silveira et al., 2003).

Pour chaque transect, les informations suivantes ont été collectées : espèces détectées, abondance, type d'habitat, variables environnementales et indices de perturbation anthropique. Les distances perpendiculaires entre les indices de présence et la ligne de transect ont été mesurées afin de permettre l'estimation des densités selon la méthode du distance sampling (Buckland et al., 2001).

Les relevés ont été réalisés principalement le matin et en fin d'après-midi, périodes correspondant aux pics d'activité de nombreuses espèces.

Le suivi de terrain a bénéficié de l'appui de chasseurs et pisteurs locaux, dont la connaissance du milieu a contribué à améliorer la détection des espèces et l'interprétation des indices indirects de présence. Leur contribution a permis de mieux documenter la distribution des espèces, l'utilisation des habitats et les pressions anthropiques. L'intégration de ces savoirs aux méthodes standardisées a renforcé la fiabilité des données, notamment pour les espèces discrètes (Fa et al., 2003).

2.5. Paramètres écologiques

La structure des communautés a été caractérisée à l'aide de plusieurs paramètres écologiques. La richesse spécifique (S) correspond au nombre total d'espèces recensées dans chaque habitat (Magurran, 2004). L'abondance relative (Ar) de chaque espèce a été calculée selon la formule (Buckland et al., 2015 ; Dajoz, 2006) :

$$Ar = \frac{N_i}{N_t} \times 100$$

où (Ni) représente le nombre d'individus de l'espèce i et (Nt) le nombre total d'individus observés.

La densité apparente des espèces a été estimée en rapportant le nombre d'individus détectés à la surface effectivement prospectée (Buckland et al., 2015. Dajoz, 2006) :

$$D = \frac{N}{A}$$

où (D) est la densité exprimée en individus par hectare, (N) le nombre d'individus détectés et (A) la surface prospectée. La surface prospectée a été calculée à partir du nombre de transects et de leur superficie unitaire de 4 ha.

La fréquence relative (Fr) a été calculée comme le pourcentage de transects dans lesquels une espèce a été observée (McGill et al., 2015) :

$$Fr = \frac{n_i}{N} \times 100$$

où (ni) est le nombre de transects où l'espèce est présente et (N) le nombre total de transects prospectés.

Afin d'évaluer l'importance écologique relative des espèces au sein des communautés, un indice écologique (IE) a été calculé en combinant l'abondance relative et la fréquence relative selon la formule :

$$IE = \frac{F_r \times A_r}{100}$$

Cet indice permet de tenir compte simultanément de l'abondance et de la distribution des espèces dans les habitats étudiés.

Sur la base des valeurs obtenues, les espèces ont été classées en trois catégories écologiques : dominantes (IE > 25 %), intermédiaires (10 % ≤ IE ≤ 25 %) et rares (IE < 10 %), selon une approche couramment utilisée dans les études de structure des communautés biologiques (Gounot, 1969 ; Dajoz, 2006).

La diversité des communautés a été caractérisée à l'aide des indices de Shannon, Simpson et Pielou, largement utilisés pour l'étude de la structure des assemblages biologiques (Magurran, 2004 ; Roswell et al., 2021).

La diversité spécifique a ensuite été évaluée à l'aide des indices de Shannon (H') et de Simpson (1-D), intégrant respectivement la richesse spécifique et la dominance des espèces, ainsi que de l'indice d'équitabilité de Pielou (J), décrivant la répartition des individus entre les espèces. Ces métriques permettent une évaluation intégrée de la diversité, de la dominance et de l'homogénéité des communautés (Magurran, 2004 ; Roswell et al., 2021).

2.6. Pression anthropique

La pression anthropique a été évaluée à partir des principaux indices de perturbation observés le long de chaque transect. Les indicateurs retenus comprenaient notamment la présence de pistes humaines, de pièges ou collets, de traces de coupe de bois, de campements, d'indices de chasse, de cultures, de feux et d'autres signes d'activités humaines susceptibles d'influencer les communautés de mammifères (Laurance et al., 2006 ; Newbold et al., 2015).

Pour chaque transect, chaque indicateur a été codé selon une échelle semi-quantitative reflétant son intensité : 0 = absent, 1 = faible, 2 = modéré et 3 = élevé. Les scores attribués aux différents indicateurs ont ensuite été additionnés afin d'obtenir un score brut de perturbation.

Afin de permettre la comparaison entre transects, un indice de pression anthropique (IPA) a été calculé selon la formule :

$$IPA = \frac{\sum S_i}{S_{max}} \times 100$$

où Si représente le score attribué à chaque indicateur de perturbation et Smax le score maximal théorique pouvant être obtenu pour l'ensemble des indicateurs considérés. L'indice ainsi obtenu varie de 0 à 100 %, les valeurs élevées traduisant une pression anthropique plus importante.

Pour les analyses descriptives, les transects ont ensuite été répartis en trois classes de pression anthropique selon la valeur de l'indice de pression anthropique (IPA). Les classes ont été définies en divisant l'amplitude théorique de l'indice (0–100 %) en trois intervalles de même largeur : pression faible (IPA < 33 %), pression modérée (33–66 %) et pression élevée (IPA > 66 %).

Dans les analyses statistiques, l'IPA a été utilisé comme variable continue afin d'évaluer les relations entre la pression anthropique et les paramètres écologiques des communautés de mammifères (richesse spécifique, abondance et indices de diversité) au moyen de corrélations de Spearman. Les différences entre classes de pression ont été examinées à l'aide du test de Kruskal–Wallis suivi, lorsque nécessaire, de comparaisons multiples post hoc.

2.7. Analyses statistiques

Les analyses ont été réalisées sous R (version 4.5.2) (R Core Team, 2023) afin d'explorer la structuration des communautés et d'évaluer l'effet des habitats et de la pression anthropique. Le seuil de significativité a été fixé à $\alpha = 0,05$.

Les indices de diversité ont été calculés à l'aide du package vegan (Oksanen et al., 2022). Les données d'abondance ont été standardisées afin de limiter l'effet des différences d'effort d'échantillonnage entre transects. Pour les analyses multivariées, les données ont été transformées (racine carrée) afin de réduire l'influence des espèces dominantes.

La structuration des communautés a été analysée par des approches multivariées, incluant une analyse en

composantes principales (ACP) et une classification ascendante hiérarchique (CAH) basée sur les distances de Bray-Curtis et la méthode de Ward (Ward.D2), permettant d'identifier des groupes écologiquement similaires (Bray & Curtis, 1957 ; Jolliffe, 2002).

Les contributions spécifiques à la dissimilarité entre habitats ont été évaluées par l'analyse SIMPER (vegan), tandis que les espèces indicatrices ont été identifiées à l'aide de la méthode IndVal implémentée dans le package indicpecies (fonction multipatt), combinant spécificité et fidélité des espèces. L'association était statistiquement significative après permutations ($p < 0,05$) (Dufrêne & Legendre, 1997, De Cáceres, M., & Legendre, P., 2009).

L'effet de la pression anthropique sur les variables de diversité a été testé à l'aide de méthodes non paramétriques, adaptées à la non-normalité des données. Les relations entre pression et variables écologiques ont été évaluées par corrélation de Spearman, tandis que les différences entre niveaux de pression ont été testées par Kruskal–Wallis, suivies de comparaisons multiples de Dunn avec correction de Bonferroni. Les comparaisons entre zones perturbées et non perturbées ont été réalisées à l'aide du test de Mann–Whitney (Hollander et al., 2013).

3. Résultats

3.1. Diversité globale

L'inventaire a recensé 26 espèces appartenant à 12 familles et 7 ordres, pour un total de 1283 individus (tableau II).

Tableau II. Liste des espèces de mammifères recensées, leur densité, indice écologique (IE) et statut de conservation

Espèces	Familles	Effectif	Abondance relative (%)	Densité (N/ha)	IE (%)	Statut Ecologique	Statut UICN	Statut RDC
<i>Allenopithecus nigroviridis</i>	Cercopithecidae	33	2,57	0,16	13,55	Intermédiaire	LC	PP
<i>Aonyx congicus</i>	Mustelidae	11	0,86	0,05	7,03	Rare	NT	PP
<i>Atherurus africanus</i>	Hystriidae	39	3,04	0,18	43,97	Dominante	LC	NP
<i>Atilax paludinosus</i>	Herpestidae	13	1,01	0,06	10,88	Intermédiaire	LC	NP
<i>Cephalophus callipygus</i>	Bovidae	68	5,30	0,32	28,12	Dominante	LC	NP
<i>Cephalophus dorsalis</i>	Bovidae	230	17,93	1,08	49,53	Dominante	NT	NP
<i>Cephalophus nigrifrons</i>	Bovidae	104	8,11	0,49	33,30	Dominante	LC	NP
<i>Cephalophus silvicultor</i>	Bovidae	14	1,09	0,07	9,98	Intermédiaire	NT	PP
<i>Cephalophus weynsi</i>	Bovidae	8	0,62	0,04	6,92	Rare	LC	PP
<i>Cercopithecus ascanius</i>	Cercopithecidae	63	4,91	0,30	35,47	Dominante	LC	PP
<i>Cercopithecus neglectus</i>	Cercopithecidae	10	0,78	0,05	6,99	Rare	LC	PP
<i>Cercopithecus wolfi</i>	Cercopithecidae	29	2,26	0,14	13,39	Intermédiaire	NT	PP
<i>Civettictis civetta</i>	Viverridae	11	0,86	0,05	8,92	Rare	LC	NP
<i>Colobus angolensis</i>	Cercopithecidae	1	0,08	0,00	0,98	Rare	VU	TP
<i>Hydricetus maculicollis</i>	Mustelidae	17	1,33	0,08	8,21	Rare	NT	NP
<i>Lophocebus aterrimus</i>	Cercopithecidae	4	0,31	0,02	3,93	Rare	VU	PP
<i>Loxodonta cyclotis</i>	Elephantidae	11	0,86	0,05	2,32	Rare	CR	TP
<i>Orycteropus afer</i>	Orycteropodidae	4	0,31	0,02	3,93	Rare	LC	TP
<i>Pan paniscus</i>	Hominidae	80	6,24	0,38	33,31	Dominante	EN	TP
<i>Panthera pardus</i>	Felidae	3	0,23	0,01	2,00	Rare	VU	TP
<i>Phataginus tetradactyla</i>	Manidae	50	3,90	0,24	28,36	Dominante	VU	PP
<i>Phataginus tricuspis</i>	Manidae	3	0,23	0,01	2,95	Rare	EN	PP
<i>Philantomba monticola</i>	Bovidae	197	15,35	0,93	52,96	Dominante	LC	NP
<i>Potamochoerus porcus</i>	Suidae	161	12,55	0,76	57,22	Dominante	LC	PP
<i>Smutsia gigantea</i>	Manidae	12	0,94	0,06	8,96	Rare	EN	TP
<i>Tragelaphus spekei</i>	Bovidae	107	8,34	0,50	34,36	Dominante	LC	NP

Note : Les statuts de conservation de chaque espèce a été déterminé à partir de la Liste rouge de l’UICN (The IUCN Red List of Threatened Species), version 2025-2, consultée en février 2026.

a. Abondance des taxons

La famille des Bovidae domine en termes de diversité (7 espèces, soit 26,92 %) et d’abondance (728 individus ; 56,74 %), suivi des Cercopithecidae (6 espèces ; 23,08 % et 140 individus ; 10,91 %). Les Suidae, bien que moins diversifiées (1 espèce ; 3,85 %) sont aussi abondantes (161 individus ; 12,55 %).

À l’échelle des ordres, l’ordre des Carnivora est le mieux représenté en termes de familles (4 familles ; 33,33 %), suivi des ordres Artiodactyla et Primates (2 familles respectivement ; 16,67 %). Les Artiodactyla constituent le groupe dominant (69,29 % des individus), suivis de loin par les Primates (17,15 %), indiquant une structuration des communautés dominée par les herbivores et les omnivores forestiers.

b. Abondance relative des espèces

Les espèces les plus abondantes sont *Cephalophus dorsalis* (17,93 %), *Philantomba monticola* (15,35 %) et *Potamochoerus porcus* (12,55 %), qui constituent à elles seules une proportion importante de l’abondance totale. Cette forte dominance indique que ces espèces jouent un rôle structurant majeur dans les communautés de mammifères de la zone d’étude.

Les autres espèces, classées comme intermédiaires, telles que *Tragelaphus spekei*, *Cephalophus nigrifrons* et *Pan paniscus*, présentent des abondances relativement élevées mais inférieures à celles des espèces dominantes. Elles contribuent néanmoins de manière significative à la diversité et à la structure des communautés.

Plusieurs espèces (16) présentent des abondances très faibles, notamment *Colobus angolensis* (0,08 %), *Panthera pardus* et *Phataginus tricuspis* (0,23 % chacune), ainsi que *Lophocebus atterimus* et *Orycteropus afer* (0,31 %).

Certaines espèces de grande taille ou à forte valeur de conservation, telles que *Loxodonta cyclotis* et *Panthera pardus*, apparaissent également peu représentées.

D’autres espèces, comme certains primates (*Cercopithecus neglectus*, *Lophocebus atterimus*) ou carnivores (*Civettictis civetta*, *Atilax paludinosus*), présentent également de faibles effectifs.

c. Classification écologique des espèces

La faune locale est majoritairement représentée par les espèces écologiquement dominantes (10

espèces, soit 38,46 % ; 1099 individus, soit 85,66 %), notamment *Philantomba monticola*, *Potamochoerus porcus* et *Cephalophus dorsalis*, traduisant leur forte abondance et leur large distribution dans les différents habitats.

Parmi les espèces classées comme intermédiaires, quatre taxons se distinguent par des valeurs d’indice écologique comprises entre 9,98 % et 13,55 % : *Allenopithecus nigroviridis*, *Cercopithecus wolfi*, *Atilax paludinosus* et *Cephalophus silvicultor*.

À l’inverse, quelques espèces affichent de faibles valeurs d’indice écologique, témoignant de leur faible abondance et de leur occurrence limitée dans la zone d’étude. C’est notamment le cas de *Colobus angolensis*, *Panthera pardus* et *Orycteropus afer*.

d. Espèces menacées et protégées

Au total, huit espèces recensées dans la zone d’étude présentent un statut de conservation préoccupant.

Parmi celles-ci, une espèce est classée en danger critique (CR), *Loxodonta cyclotis*, observée en milieu forestier. Trois espèces sont classées en danger (EN), à savoir *Pan paniscus*, *Phataginus tricuspis* et *Smutsia gigantea*.

Quatre espèces sont classées vulnérables (VU), notamment *Colobus angolensis*, *Lophocebus atterimus*, *Panthera pardus* et *Phataginus tetradactyla*.

En ce qui concerne le statut de protection en RDC, plusieurs espèces bénéficient d’une protection totale (TP), notamment *Loxodonta cyclotis*, *Pan paniscus*, *Panthera pardus* et *Smutsia gigantea*. D’autres espèces sont partiellement protégées (PP), telles que *Lophocebus atterimus*, *Phataginus tetradactyla* et *Phataginus tricuspis*.

Du point de vue écologique, la majorité de ces espèces est classée comme rare, à l’exception de *Pan paniscus* et *Phataginus tetradactyla*, qui présentent un statut dominant.

Ces espèces sont principalement observées dans les habitats forestiers et marécageux, avec certaines présentes également dans les zones de forêt non exploitée.

3.2. Richesse spécifique selon les habitats

La composition spécifique des mammifères varie selon les habitats étudiés (tableau III).

Les zones marécageuses présentent la richesse spécifique la plus élevée avec 24 espèces recensées, suivies des forêts anciennement exploitées de Forescom (22 espèces). Les sites de Soforma affichent une richesse intermédiaire avec 14 espèces.

Des tendances similaires sont observées pour l'abondance. Les forêts de Forescom regroupent 530 individus (41,34 % de l'effectif total), suivies des zones marécageuses avec 485 individus (37,83 %). Les sites de Soforma totalisent 242 individus (18,88 %).

Tableau III. Richesse spécifique et abondance des mammifères selon les habitats

Strate	N. Espèces	N Individus	Abondance relative (%)	Espèces dominantes	Espèces intermédiaires	Espèces rares
Forêt mature non exploitée*	6	25	1,95	2	4	0
F. exploitée par Forescom	22	530	41,34	3	7	12
F. marécageuse	24	485	37,83	3	7	14
F. exploitée par Soforma	14	242	18,88	3	7	4

Note :

Les données de la forêt non exploitée sont présentées à titre descriptif uniquement. En raison du faible effort d'échantillonnage réalisé dans cette strate (1 transect et 2 pièges photographiques), elles n'ont pas été intégrées aux analyses comparatives multivariées et statistiques.

3.3. Diversité des mammifères selon les habitats

La diversité des mammifères a été comparée entre les différents types d'habitats (forêt non exploitée, concessions Forescom et Soforma, zones marécageuses) à l'aide d'indices de diversité (tableau IV). Globalement, des variations marquées sont observées entre les strates, bien que ces différences ne soient pas statistiquement significatives.

Tableau IV. Indices de diversité des mammifères par strate

Strate	Richesse_S	Shannon_H	Simpson_D	Simpson_1-D	Pielou_J
Forescom	22	2.416815	0.1204913	0.8795087	0.7818770
Marecage	24	2.789099	0.0761910	0.9238090	0.8776124
Non exploitée	6	1.498381	0.2736000	0.7264000	0.8362621
Soforma	14	2.195575	0.1370218	0.8629782	0.8319544

La richesse spécifique varie fortement selon les habitats, avec un maximum en milieu marécageux (24 espèces), suivi de la concession Forescom (22 espèces) et de Soforma (14 espèces), tandis que la forêt non exploitée présente la richesse la plus faible (6 espèces). Toutefois, cette faible valeur doit être interprétée avec prudence en raison du faible effectif enregistré dans cette strate (n = 25).

Les indices de diversité confirment ce gradient. L'indice de Shannon est maximal en milieu marécageux ($H' = 2,789$), indiquant une diversité élevée, tandis que des valeurs légèrement inférieures sont observées à Forescom ($H' = 2,417$) et Soforma ($H' = 2,196$). La forêt non exploitée présente une valeur nettement plus faible ($H' = 1,498$), traduisant une diversité réduite.

La répartition des espèces selon leur statut écologique montre que le nombre d'espèces dominantes reste relativement stable entre les habitats, tandis que les espèces rares sont plus nombreuses dans les zones marécageuses et les forêts exploitées.

L'indice de Simpson met en évidence une faible dominance en milieu marécageux ($D = 0,076$), confirmant une forte diversité, alors qu'une dominance plus marquée est observée en forêt non exploitée ($D = 0,274$). Les autres habitats présentent des valeurs intermédiaires. Ces tendances sont corroborées par les valeurs de Simpson ($1-D$), maximales en milieu marécageux (0,924) et plus faibles en forêt non exploitée (0,726).

L'équitabilité de Pielou indique une répartition globalement homogène des individus entre les espèces ($J = 0,78-0,88$), avec des valeurs légèrement plus élevées en milieu marécageux et en forêt non exploitée.

Dans l'ensemble, ces résultats suggèrent une diversité plus élevée dans les habitats marécageux et exploités, tandis que la forêt non exploitée présente une diversité plus faible. En revanche, des différences significatives sont observées pour l'abondance entre les habitats (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), notamment entre la forêt non exploitée et les autres strates.

3.4. Structuration des communautés de mammifères

3.4.1. Structuration des communautés selon les habitats

L'ordination non métrique (NMDS) basée sur la distance de Bray-Curtis met en évidence une structuration des communautés de mammifères selon les différentes strates d'habitat (Figure 2). Les transects se distribuent en groupes partiellement distincts, bien qu'un chevauchement soit observé entre certaines strates, indiquant des similarités dans la composition spécifique.

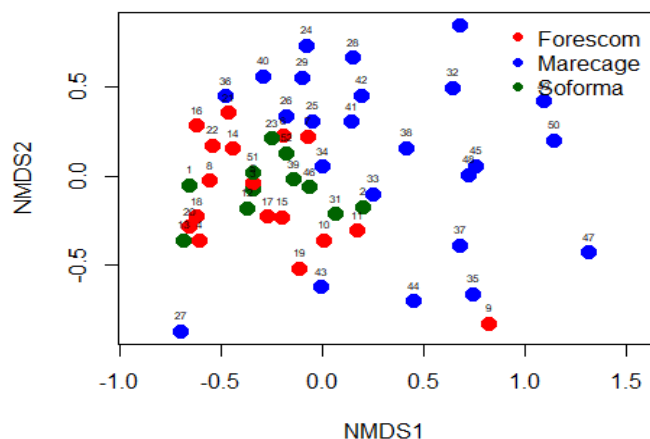


Figure 4. Ordination NMDS des transects basée sur la distance de Bray-Curtis (Stress = 0,208)

Le test de PERMANOVA révèle une différence significative de composition spécifique entre les habitats ($F = 4,72$; $R^2 = 0,16$; $p = 0,001$), suggérant une variation globale des assemblages d'espèces. Toutefois, la proportion de variance expliquée reste modérée (16 %), indiquant que d'autres facteurs

écologiques peuvent contribuer à la structuration des communautés.

Le test d'homogénéité des dispersions (betadisper) est également significatif ($p = 0,001$), indiquant une variabilité intra-groupe différente entre les strates. Ce résultat suggère que les différences détectées par la PERMANOVA peuvent être partiellement influencées par une dispersion inégale des données, et doivent donc être interprétées avec prudence.

L'analyse en composantes principales (ACP) (figure 3) confirme ces tendances en montrant une différenciation partielle des transects selon les habitats. Les deux premiers axes expliquent respectivement 31,8 % et 12,3 % de la variance. Les transects de la strate Forescom se positionnent majoritairement du côté positif de l'axe 1, tandis que ceux des zones marécageuses présentent une dispersion plus importante, occupant une large portion de l'espace factoriel. Les transects de Soforma apparaissent plus regroupés, traduisant une structure plus homogène. Un chevauchement partiel entre les groupes est observé, notamment entre Forescom et le marécage.

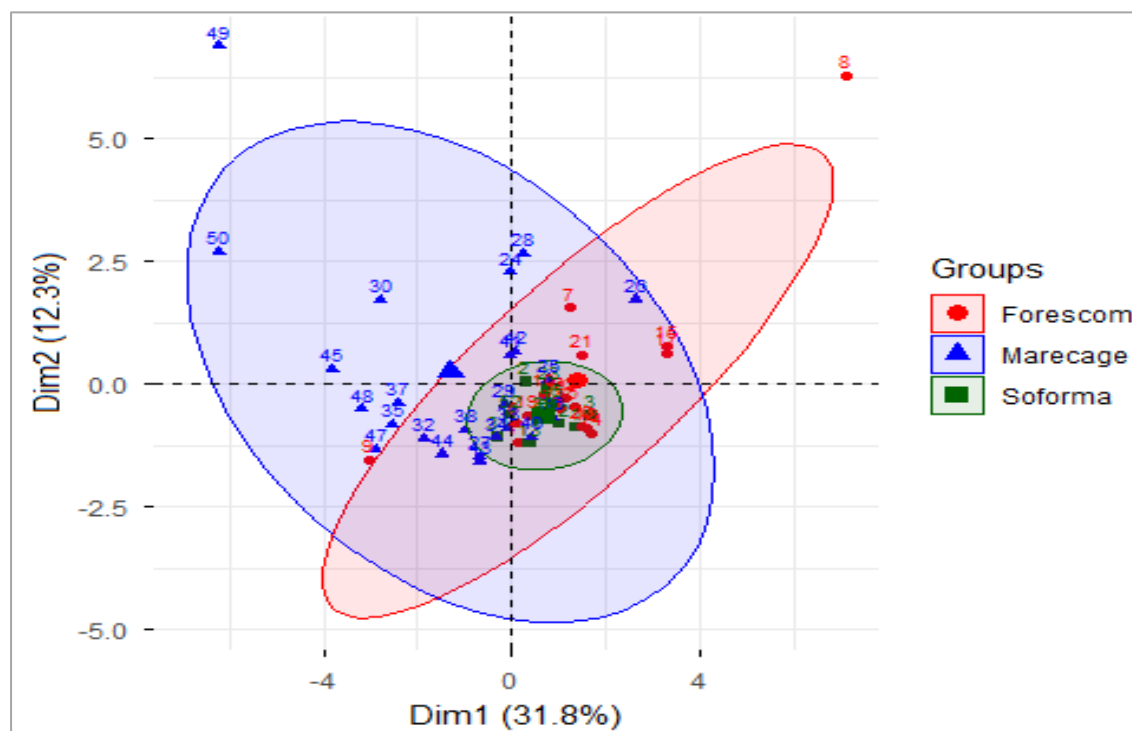


Figure 5. ACP des transects selon les variables écologiques

La classification hiérarchique des strates (figure 6) met en évidence des regroupements cohérents avec ces résultats. Les strates Forescom et marécageuse apparaissent les plus proches en termes de composition spécifique, tandis que Soforma occupe une position

intermédiaire. La forêt non exploitée se distingue nettement, traduisant une dissimilarité plus importante.

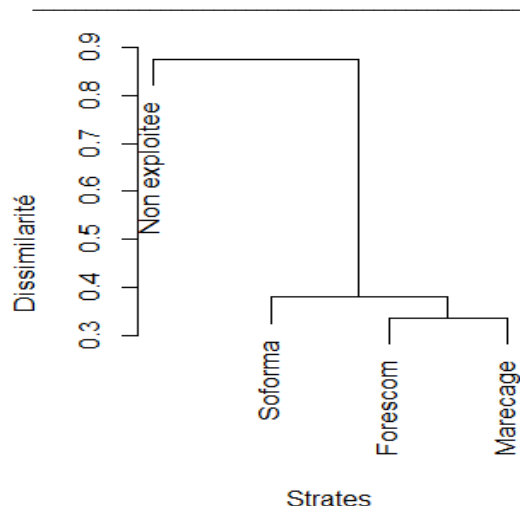


Figure 6. Classification hiérarchique des strates basée sur la dissimilarité de Bray-Curtis des communautés de mammifères

À l'échelle des transects, la classification hiérarchique basée sur la dissimilarité de Bray-Curtis (figure 7) révèle trois groupes principaux correspondant à des niveaux distincts de similarité écologique. Le premier groupe regroupe des transects fortement similaires, le second présente des caractéristiques intermédiaires, tandis que le troisième, plus étendu, est caractérisé par une plus grande hétérogénéité. La distribution des transects au sein de ces groupes correspond globalement aux types d'habitats, les transects d'une même strate tendant à se regrouper. La forêt non exploitée apparaît plus isolée, alors que les transects des zones marécageuses et des concessions forestières présentent des regroupements plus proches.

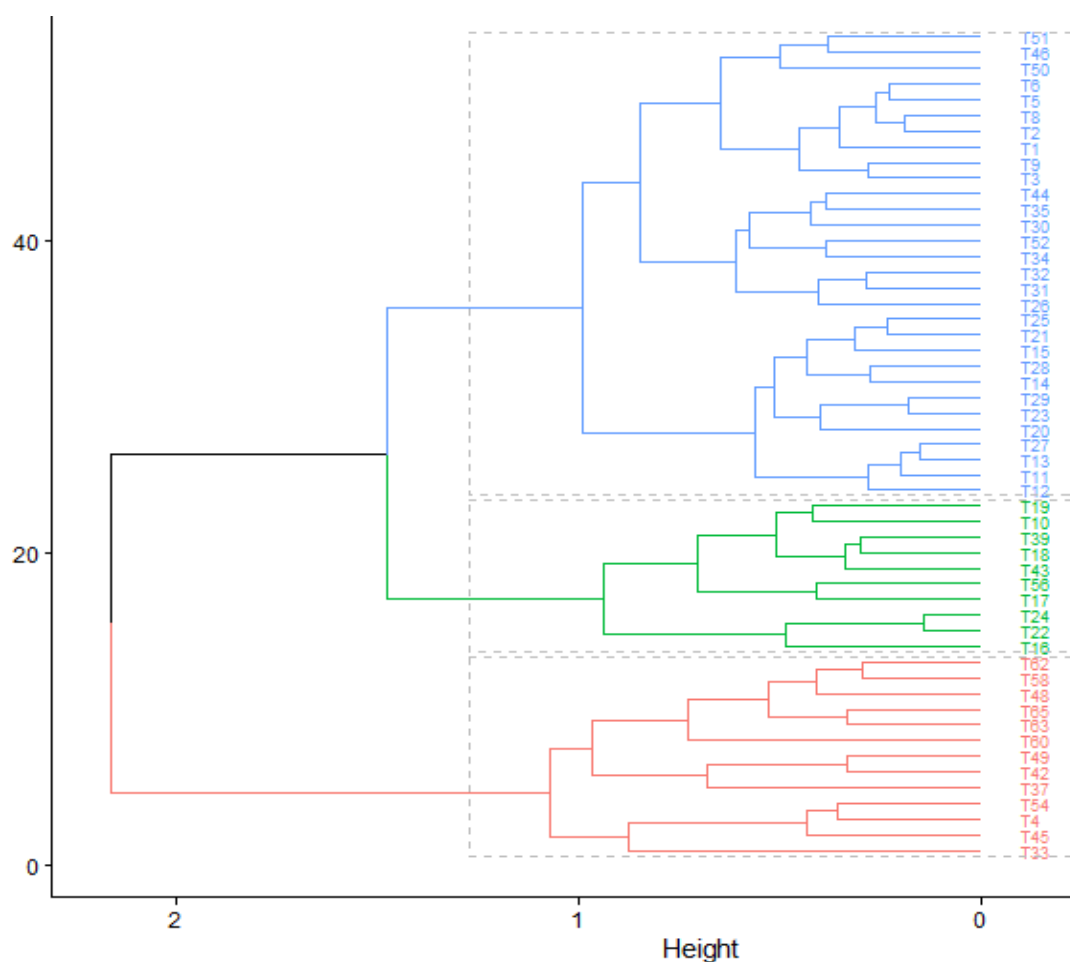


Figure 7. Structuration des transects (CAH - Bray-Curtis)

Légende : Soforma (T1 à T11 et T20), Forescom (T12 à T19, T21 à T29), Forêt non exploitée (T39), Marécage (T30 à T37, T42 à T65)

Dans l'ensemble, ces analyses convergent vers une structuration des communautés de mammifères en lien avec les types d'habitats, caractérisée par des gradients de similarité et un chevauchement partiel entre les assemblages.

3.4.2. Distribution des espèces selon les strates ou habitat

L'analyse de l'abondance des espèces selon les différentes strates met en évidence des contrastes marqués dans la distribution des mammifères (figure 8).

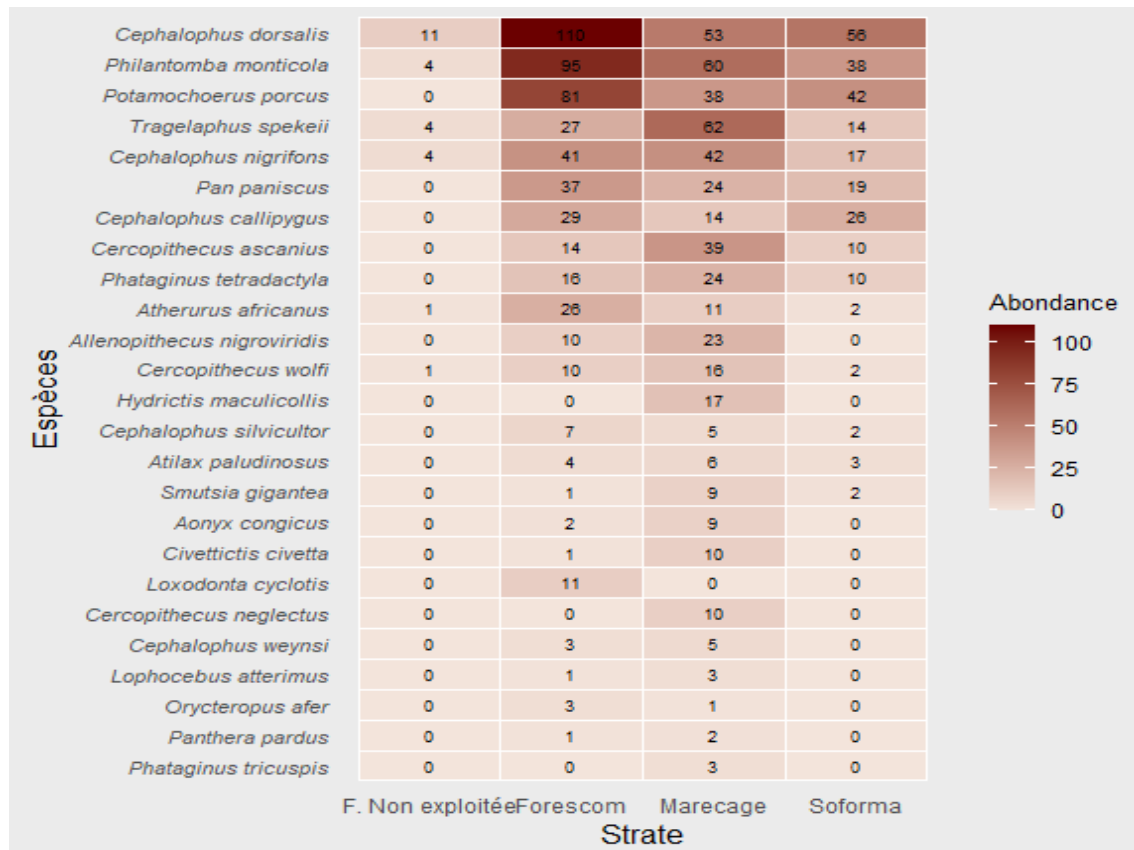


Figure 8. Distribution des abondances des espèces de mammifères selon les strates d'habitat

Echelle :

- ≥ 50 espèces → très abondant
- 20 - 49 espèces → abondant
- 1 - 19 espèces → faible
- 0 espèces → 0 = absent

Les strates de la strate Forescom et du milieu marécageux apparaissent comme les habitats les plus favorables à l'abondance des espèces. Plusieurs espèces y présentent des niveaux d'abondance élevés, notamment *Cephalophus dorsalis* et *Philantomba monticola*, traduisant des conditions écologiques propices au maintien de populations importantes. Le milieu marécageux se distingue particulièrement par la présence d'un grand nombre d'espèces abondantes ou intermédiaires, ce qui confirme son rôle d'habitat clé pour les mammifères dans la zone d'étude.

La strate de Sofoma présente quant à elle une abondance globalement intermédiaire. Certaines espèces dominantes, telles que *Cephalophus dorsalis* et

Potamochoerus porcus, y restent bien représentées, mais avec des effectifs généralement inférieurs à ceux observés dans les strates de Forescom et du marécage. Cela suggère des conditions écologiques moins favorables ou un niveau de perturbation plus élevé.

À l'inverse, la forêt non exploitée se caractérise par une faible abondance générale, accompagnée de nombreuses absences pour plusieurs espèces. Cette situation peut refléter soit une moindre attractivité de cet habitat pour certaines espèces, soit un effort d'échantillonnage plus limité.

La distribution des espèces selon les habitats met également en évidence des différences écologiques marquées. Certaines espèces, telles que *Cephalophus dorsalis*, *Cephalophus nigrifrons* et *Cercopithecus wolffi*, sont présentes dans la plupart des strates, traduisant une grande plasticité écologique et une capacité d'adaptation à divers types d'habitats. À l'inverse, certaines espèces montrent une affinité

particulière pour les milieux marécageux, notamment *Tragelaphus spekeii*, *Allenopithecus nigroviridis* et *Hydrictis maculicollis*, suggérant une dépendance aux conditions hydriques et aux ressources spécifiques de ces environnements.

Par ailleurs, plusieurs espèces apparaissent rares ou localisées, avec de faibles abondances ou une absence dans certaines strates. C'est le cas de *Panthera pardus*, *Loxodonta cyclotis* et *Phataginus tricuspis*, dont la distribution limitée peut s'expliquer par leur rareté naturelle, leur comportement discret ou leur sensibilité aux perturbations anthropiques.

Dans l'ensemble, la structure des communautés de mammifères est caractérisée par une forte

abondance dans les milieux marécageux et exploités, une abondance intermédiaire dans la strate de Sofoma, et une faible représentation en forêt non exploitée. Les différences observées reposent principalement sur des variations d'abondance des espèces dominantes, plutôt que sur des changements marqués de composition spécifique entre les habitats.

3.5. Effet de la pression anthropique sur les communautés

L'effet de la pression anthropique sur les communautés de mammifères a été évalué à l'aide d'analyses statistiques non paramétriques et multivariées (tableau V).

Tableau V. Effet de la pression anthropique sur les communautés de mammifères

Variable écologique	Méthode d'analyse	Résultat	Statistique	Significativité
Richesse spécifique	Corrélation de Spearman	Augmentation avec la pression	$\rho = 0,308$	$p = 0,0249^*$
Abondance	Corrélation de Spearman	Augmentation avec la pression	$\rho = 0,325$	$p = 0,0175^*$
Indice de Shannon (H')	Corrélation de Spearman	Pas de relation significative	—	$p > 0,05$
Indice de Simpson (1-D)	Corrélation de Spearman	Pas de relation significative	—	$p > 0,05$
Abondance (entre habitats)	Test de Kruskal-Wallis	Différences entre habitats	$\chi^2 = 21,3$	$p < 0,001^{***}$
Composition spécifique	PERMANOVA	Différences entre habitats	$F = 4,72$; $R^2 = 0,16$	$p = 0,001^{***}$
Dispersion des groupes	betadisper	Variabilité intra-groupe	$F = 5,87$	$p = 0,001^{***}$

Les analyses révèlent une relation positive significative entre la pression anthropique et certaines variables écologiques. La richesse spécifique et l'abondance augmentent significativement avec l'intensité de la pression anthropique ($\rho = 0,308$; $p =$

$0,0249$ et $\rho = 0,325$; $p = 0,0175$, respectivement). Cette tendance est illustrée par la figure 9, qui met en évidence une relation positive entre l'indice de pression anthropique et la richesse spécifique (figure 9A), ainsi que l'abondance (figure 9B), à l'échelle des transects.

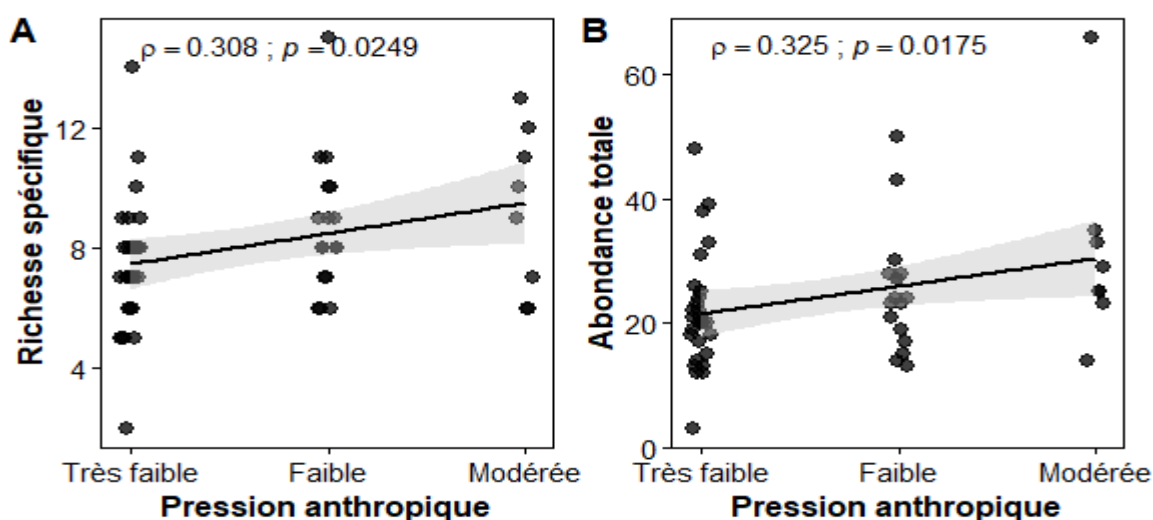


Figure 9. Relation entre l'indice de pression anthropique et la richesse spécifique (A) et l'abondance (B) des mammifères

En revanche, les indices de diversité structurelle ne présentent pas de relation significative avec la pression anthropique, notamment l'indice de Shannon ($p = 0,261$; $p = 0,0589$), l'indice de Simpson ($p = 0,211$; $p = 0,1300$) et l'indice d'équitabilité de Pielou ($p = 0,071$; $p = 0,6147$).

L'analyse des différences entre niveaux de pression n'indique pas de variation significative des indices de diversité ($p > 0,05$). Toutefois, une tendance est observée pour l'abondance totale ($\chi^2 = 5,707$; $p = 0,0576$), suggérant une possible augmentation de ce paramètre le long du gradient de perturbation.

Par ailleurs, des différences significatives d'abondance sont observées entre les habitats (test de Kruskal–Wallis, $\chi^2 = 21,3$; $p < 0,001$). L'analyse multivariée met également en évidence une variation significative de la composition spécifique entre les strates (PERMANOVA, $F = 4,72$; $R^2 = 0,16$; $p = 0,001$). Toutefois, le test d'homogénéité des dispersions indique une variabilité intra-groupe

significative (betadisper, $F = 5,87$; $p = 0,001$), suggérant que les différences observées entre habitats peuvent être en partie influencées par une dispersion inégale des données.

Ces résultats indiquent que la pression anthropique est associée à des modifications de la structure des communautés de mammifères, affectant principalement la richesse spécifique, l'abondance et la composition des assemblages, sans altérer significativement les indices de diversité structurelle.

3.6. Espèces structurantes et indicatrices

3.6.1. Contribution des espèces à la dissimilarité entre habitats

L'analyse SIMPER montre que la dissimilarité entre les habitats est principalement expliquée par les variations d'abondance d'un nombre restreint d'espèces dominantes (tableau VI). Toutefois, seules certaines de ces espèces présentent une contribution statistiquement significative à la différenciation des communautés.

Tableau VI. Principales espèces contribuant à la dissimilarité entre habitats selon l'analyse SIMPER

Comparaison d'habitats	Espèce	Contribution moyenne (%)	Abondance habitat 1	Abondance habitat 2	Contribution cumulée (%)	p-value
Soforma vs Marécage	<i>Cephalophus dorsalis</i>	6,5	5,91	3,63	11,32	0,950
Soforma vs Marécage	<i>Potamochoerus porcus</i>	6,1	5,27	2,71	21,95	0,298
Soforma vs Marécage	<i>Tragelaphus spekei</i>	5,4	1,27	3,67	31,37	0,299
Soforma vs Marécage	<i>Cephalophus callipygus</i>	5,0	3,36	1,00	40,13	0,003
Soforma vs Marécage	<i>Philantomba monticola</i>	5,0	4,00	3,71	48,77	0,717
Forescom vs Marécage	<i>Cephalophus dorsalis</i>	9,8	10,06	3,63	15,90	0,001
Forescom vs Marécage	<i>Potamochoerus porcus</i>	7,1	7,12	2,71	27,47	0,001
Forescom vs Marécage	<i>Philantomba monticola</i>	6,0	6,82	3,71	37,12	0,032
Forescom vs Marécage	<i>Tragelaphus spekei</i>	5,4	1,82	3,67	45,93	0,199
Forescom vs Marécage	<i>Atherurus africanus</i>	5,0	4,88	2,92	54,06	0,088
Forescom vs Marécage	<i>Loxodonta cyclotis</i>	0,7	0,64	0,00	9,12	0,003
Soforma vs Forescom	<i>Cephalophus dorsalis</i>	6,9	5,91	10,06	15,07	0,788
Soforma vs Forescom	<i>Cephalophus callipygus</i>	4,8	3,36	2,41	25,43	0,015
Soforma vs Forescom	<i>Potamochoerus porcus</i>	4,7	5,27	7,12	35,55	0,996
Soforma vs Forescom	<i>Philantomba monticola</i>	4,6	4,00	6,82	45,64	0,859
Soforma vs Forescom	<i>Cephalophus nigrifrons</i>	4,4	1,91	2,82	55,21	0,610

Note. Seules les cinq espèces les plus contributives par comparaison sont présentées. Les valeurs d'abondance correspondent aux abondances moyennes par habitat. Les p-values significatives sont indiquées en gras.

Dans la comparaison entre Forescom et le marécage, *Cephalophus dorsalis* constitue la principale espèce discriminante, avec une contribution moyenne de 9,8 % à la dissimilarité totale et une abondance nettement plus élevée dans les forêts exploitées de Forescom (10,06) que dans les zones marécageuses (3,63) ($p = 0,001$). *Potamochoerus porcus* contribue également fortement à cette différenciation (7,1 % ; $p = 0,001$), tandis que *Philantomba monticola* présente une contribution significative plus modérée (6,0 % ; p

$= 0,032$). Bien que sa contribution moyenne soit faible (0,7 %), *Loxodonta cyclotis* apparaît également significative ($p = 0,003$), traduisant une distribution contrastée entre ces habitats.

Pour la comparaison entre Soforma et le marécage, *Cephalophus callipygus* est la seule espèce présentant une contribution significative à la dissimilarité observée (5,0 % ; $p = 0,003$). Cette espèce est plus abondante dans les forêts exploitées de Soforma (3,36) que dans les milieux marécageux (1,00), ce qui souligne son rôle dans la différenciation de ces deux habitats.

La comparaison entre les deux concessions forestières (Soforma et Forescom) révèle une

dissimilarité plus faible, traduisant une composition faunique relativement similaire. Dans ce cas également, *Cephalophus callipygus* apparaît comme la seule espèce contribuant significativement à la différenciation entre les deux habitats ($p = 0,015$), tandis que les autres espèces dominantes, telles que *Cephalophus dorsalis*, *Potamochoerus porcus* et *Philantomba monticola*, présentent des contributions élevées mais non significatives.

3.6.2. Espèces indicatrices des habitats

L'analyse IndVal met en évidence une différenciation des communautés de mammifères selon les habitats, caractérisée par des associations spécifiques entre certaines espèces et les strates étudiées (tableau VII).

Tableau VII. Espèces indicatrices significativement

Espèce	Habitat associé	IndVal	p-value
<i>Philantomba monticola</i>	Forescom + Marécage + Soforma	0,941	-
<i>Potamochoerus porcus</i>	Forescom + Marécage + Soforma	0,920	-
<i>Cephalophus dorsalis</i>	Forescom + Soforma	0,900	0,001
<i>Cercopithecus ascanius</i>	Forescom + Marécage + Soforma	0,820	-
<i>Tragelaphus spekei</i>	Forescom + Marécage + Soforma	0,760	-
<i>Pan paniscus</i>	Forescom + Marécage + Soforma	0,747	-
<i>Atherurus africanus</i>	Forescom	0,741	0,001
<i>Cephalophus nigrifrons</i>	Forescom + Marécage + Soforma	0,721	-
<i>Phataginus tetradactyla</i>	Forescom + Marécage + Soforma	0,707	-
<i>Cephalophus callipygus</i>	Forescom + Soforma	0,706	0,015
<i>Hydricus maculicollis</i>	Marécage	0,577	0,011
<i>Allenopithecus nigroviridis</i>	Forescom + Marécage	0,563	0,097
<i>Cercopithecus neglectus</i>	Marécage	0,540	0,013
<i>Civettictis civetta</i>	Marécage	0,506	0,047
<i>Cercopithecus wolfi</i>	Forescom + Marécage	0,484	0,393
<i>Smutsia gigantea</i>	Marécage + Soforma	0,455	0,286
<i>Cephalophus silvicultor</i>	Forescom + Marécage + Soforma	0,416	-
<i>Atilax paludinosus</i>	Forescom + Marécage + Soforma	0,392	-
<i>Aonyx congicus</i>	Forescom + Marécage	0,383	0,412
<i>Phataginus tricuspidis</i>	Marécage	0,354	0,234
<i>Cephalophus weynsi</i>	Forescom + Marécage	0,349	0,514
<i>Loxodonta cyclotis</i>	Forescom	0,343	0,142
<i>Lophocebus aterimus</i>	Forescom + Marécage	0,312	0,669
<i>Orycteropus afer</i>	Forescom	0,309	0,395
<i>Panthera pardus</i>	Forescom + Marécage	0,221	1,000
<i>Colobus angolensis</i>	Marécage	0,204	1,000

Note : Les espèces indicatrices ont été retenues lorsque leur valeur IndVal était $\geq 0,25$ et que leur association à un habitat était significative ($p < 0,05$), après 999 permutations.

L'analyse IndVal a mis en évidence six espèces significativement associées à certains habitats. Les

forêts exploitées de Forescom et Soforma sont caractérisées par *Cephalophus dorsalis* (IndVal = 0,900 ; $p = 0,001$) et *Cephalophus callipygus* (IndVal = 0,706 ; $p = 0,015$), tandis que *Atherurus africanus* est spécifiquement associé à la strate Forescom (IndVal = 0,741 ; $p = 0,001$). Les zones marécageuses sont caractérisées par *Hydricus maculicollis* (IndVal = 0,577 ; $p = 0,011$), *Cercopithecus neglectus* (IndVal = 0,540 ; $p = 0,013$) et *Civettictis civetta* (IndVal = 0,506 ; $p = 0,047$). Les autres espèces présentent des valeurs IndVal parfois élevées mais ne montrent pas d'association statistiquement significative avec un habitat particulier, suggérant une distribution plus généraliste ou une occurrence trop faible pour mettre en évidence une préférence écologique robuste.

4. Discussion

4.1. Structuration dominée par quelques espèces abondantes

Les résultats obtenus indiquent que les communautés de mammifères sont largement dominées par un nombre limité d'espèces à forte abondance, en particulier *Cephalophus dorsalis*, *Philantomba monticola* et *Potamochoerus porcus*. Ces espèces concentrent une part importante de l'abondance totale et semblent jouer un rôle structurant dans l'organisation des assemblages.

Ce type de distribution, où quelques espèces dominent largement tandis que d'autres restent peu représentées, correspond à un schéma bien connu dans les communautés tropicales (Magurran, 2004). Des observations similaires ont été rapportées dans plusieurs forêts du bassin du Congo, où les céphalophes et les suidés occupent une place importante dans les réseaux trophiques (Fa et al., 2002 ; Abernethy et al., 2013). Leur capacité à exploiter des ressources variées et à s'adapter à différents contextes environnementaux pourrait expliquer en partie leur forte représentation dans les habitats étudiés.

4.2. Rôle des habitats : importance des zones marécageuses et exploitées

La diversité plus élevée observée dans les zones marécageuses va dans le sens de travaux antérieurs qui soulignent le rôle de ces milieux comme habitats favorables à de nombreuses espèces en Afrique centrale (De Wasseige et al., 2010 ; Junk et al., 2013). La disponibilité quasi permanente en eau, combinée à une productivité élevée, crée des conditions propices à la coexistence de plusieurs taxons. Les différences significatives d'abondance observées entre habitats

confirment également l'importance des conditions écologiques locales dans la distribution des mammifères. Les milieux marécageux apparaissent particulièrement favorables au maintien de populations abondantes, probablement en raison d'une disponibilité accrue en ressources alimentaires, en eau et en refuges.

À l'inverse, la faible richesse spécifique observée dans la forêt non exploitée doit être interprétée avec prudence. Ce résultat peut paraître surprenant au regard de la littérature, qui associe généralement les forêts peu perturbées à des niveaux élevés de diversité biologique (Gibson et al., 2011). Dans le contexte de cette étude, cette tendance pourrait en partie s'expliquer par des facteurs méthodologiques, notamment un effort d'échantillonnage plus limité dans cette strate ainsi qu'une détectabilité plus faible des espèces dans les forêts denses, où la visibilité est réduite et les indices de présence sont souvent plus difficiles à observer (MacKenzie et al., 2002). Par conséquent, cette faible richesse ne doit pas être interprétée comme le reflet d'une faible valeur écologique de cet habitat. Au contraire, la présence de certaines espèces associées aux milieux faiblement perturbés suggère que la forêt non exploitée pourrait jouer un rôle important pour le maintien d'espèces plus spécialisées et sensibles aux perturbations.

Les forêts exploitées (Forescom et Soforma) présentent, quant à elles, des niveaux de diversité relativement élevés. Ce résultat rejoint l'idée selon laquelle des perturbations modérées peuvent, dans certains cas, favoriser temporairement la diversité en créant une mosaïque d'habitats et de niches écologiques (Gardner et al., 2009). Cela reste toutefois dépendant de l'intensité et de la durée des perturbations.

4.3. Effet de la pression anthropique : une réponse non linéaire

L'un des résultats les plus marquants concerne la relation positive observée entre la pression anthropique, la richesse spécifique et l'abondance. Cette tendance, déjà rapportée dans d'autres contextes (Newbold et al., 2015), suggère que certaines formes de perturbation peuvent favoriser des espèces généralistes capables de s'adapter à des environnements modifiés. Toutefois, cette relation doit être interprétée avec prudence. Elle ne signifie pas nécessairement que les perturbations améliorent la qualité écologique des habitats. Elle peut refléter une augmentation locale d'espèces généralistes ou tolérantes, capables d'exploiter les milieux ouverts ou modifiés par les activités humaines. Par ailleurs, les

zones perturbées offrent souvent une meilleure détectabilité des espèces ou de leurs indices de présence, ce qui peut contribuer à accroître les valeurs observées de richesse spécifique et d'abondance.

Une tendance à l'augmentation de l'abondance totale a également été observée le long du gradient de pression anthropique, bien que cette relation demeure légèrement inférieure au seuil conventionnel de significativité. Ce résultat suggère que certaines espèces pourraient tirer parti des modifications du milieu induites par les activités humaines, sans que cet effet soit suffisamment marqué pour affecter uniformément l'ensemble de la communauté.

Ce type de réponse est souvent associé à des processus d'homogénéisation biotique, au cours desquels les espèces tolérantes tendent à prendre le dessus sur les espèces plus spécialisées (McKinney & Lockwood, 1999 ; Olden et al., 2004). Dans ce contexte, l'augmentation de la richesse spécifique ne traduit pas nécessairement une amélioration de la qualité écologique, mais plutôt une réorganisation des communautés. Quelques espèces généralistes deviennent plus fréquentes alors que les espèces sensibles ou spécialisées déclinent progressivement.

Le fait que les indices de diversité (Shannon, Simpson) ne montrent pas de variation significative va dans ce sens. Cela suggère que les perturbations affectent surtout la dominance relative des espèces, plus que la diversité globale elle-même (Dirzo et al., 2014). L'absence de relation significative avec l'équitabilité renforce cette interprétation et indique que la répartition relative des individus entre espèces reste globalement stable malgré les perturbations observées.

Par ailleurs, la présence d'espèces rares et menacées à de faibles effectifs, telles que *Loxodonta cyclotis* et *Panthera pardus*, indique que les espèces les plus sensibles restent vulnérables, même lorsque les indicateurs globaux ne montrent pas de dégradation évidente.

4.4. Structuration des communautés selon les habitats

Les analyses multivariées mettent en évidence une structuration des communautés de mammifères en fonction des habitats, bien que cette différenciation demeure relativement modérée. L'ordination NMDS révèle un chevauchement partiel des transects appartenant aux différentes strates, suggérant l'existence d'une composition spécifique largement partagée entre habitats. La valeur de stress obtenue (0,208) indique une représentation bidimensionnelle acceptable des relations écologiques entre les transects,

tout en traduisant une certaine complexité dans l'organisation des communautés.

Cette tendance est confirmée par la PERMANOVA, qui met en évidence des différences significatives de composition entre habitats ($p = 0,001$). Toutefois, la proportion de variance expliquée reste relativement faible ($R^2 = 0,16$), indiquant que les habitats n'expliquent qu'une partie limitée de la variabilité observée. D'autres facteurs écologiques, tels que la disponibilité des ressources, la structure de la végétation, les gradients hydrologiques ou encore les pressions anthropiques locales, pourraient également contribuer à l'organisation des assemblages.

Par ailleurs, le test d'homogénéité des dispersions (betadisper) s'est révélé significatif, indiquant que la variabilité interne des communautés diffère selon les habitats. Ainsi, une partie des différences détectées par la PERMANOVA peut être attribuée à une dispersion inégale des données plutôt qu'à une modification stricte de la composition spécifique. Cette situation semble particulièrement marquée dans les milieux marécageux, où les transects présentent une plus grande dispersion dans l'espace d'ordination, traduisant une plus forte hétérogénéité des assemblages.

Dans l'ensemble, ces résultats suggèrent que les habitats étudiés se distinguent moins par la présence ou l'absence d'espèces particulières que par les variations de leur abondance relative et par le degré d'hétérogénéité des communautés qu'ils abritent. Cette structuration principalement quantitative est cohérente avec les observations réalisées dans de nombreuses forêts tropicales, où les communautés partagent souvent un noyau commun d'espèces tandis que leur importance relative varie en fonction des conditions environnementales locales (Condit et al., 2002).

4.5. Espèces structurantes et indicatrices des habitats

Les analyses SIMPER et IndVal ont permis d'identifier les espèces responsables de la structuration des communautés et de la différenciation des habitats. Ces approches complémentaires montrent que quelques espèces jouent un rôle disproportionné dans l'organisation des assemblages de mammifères du territoire d'Inongo.

Parmi les espèces structurantes, *Cephalophus dorsalis* apparaît comme le principal facteur de différenciation entre habitats. Cette espèce présente la contribution la plus élevée à la dissimilarité observée entre Forescom et le marécage (9,8 %) et constitue

également une espèce indicatrice significative des habitats forestiers exploités de Forescom et Soforma (IndVal = 0,900 ; $p = 0,001$). Son abondance plus élevée dans les formations forestières suggère une affinité pour les habitats offrant un couvert végétal relativement dense et une disponibilité importante de ressources alimentaires.

Deux autres espèces forestières se distinguent également par leur rôle dans la structuration des communautés. *Atherurus africanus* est significativement associé à la strate Forescom (IndVal = 0,741 ; $p = 0,001$), tandis que *Cephalophus callipygus* présente à la fois une contribution significative à la dissimilarité entre habitats et une forte valeur indicatrice (IndVal = 0,706 ; $p = 0,015$). Ces résultats suggèrent que les concessions forestières exploitées conservent des conditions écologiques favorables à plusieurs espèces typiquement forestières.

Les milieux marécageux sont quant à eux caractérisés par un ensemble d'espèces indicatrices spécifiques, notamment *Hydricus maculicollis*, *Cercopithecus neglectus* et *Civettictis civetta*. L'association significative de ces espèces avec les zones humides souligne l'importance des conditions hydrologiques, de la structure particulière de la végétation et des ressources trophiques propres aux marécages dans la structuration des communautés. Ces habitats apparaissent ainsi comme des composantes essentielles du paysage, contribuant au maintien d'espèces peu représentées dans les autres strates.

À l'inverse, plusieurs espèces dominantes telles que *Philantomba monticola*, *Potamochoerus porcus*, *Pan paniscus*, *Cercopithecus ascanius* ou encore *Cephalophus nigrifrons* présentent des contributions élevées à la structuration des communautés sans montrer d'association significative avec un habitat particulier. Leur présence dans plusieurs strates suggère une large amplitude écologique et une capacité à exploiter différents types d'habitats. Ces espèces peuvent ainsi être considérées comme des espèces généralistes contribuant à la connectivité écologique entre les différents milieux.

Ces résultats indiquent que la structuration des communautés de mammifères repose à la fois sur quelques espèces indicatrices associées à des habitats spécifiques et sur plusieurs espèces dominantes largement distribuées dans le paysage. Cette combinaison traduit une différenciation écologique relativement modérée, où les habitats se distinguent

principalement par les abondances relatives des espèces plutôt que par un remplacement complet des assemblages fauniques.

4.6. Implications pour la conservation

La coexistence d'espèces dominantes, rares et menacées met en évidence la forte valeur écologique du territoire d'Inongo. La présence d'espèces telles que *Loxodonta cyclotis* et *Pan paniscus* rappelle l'importance de cette région pour la conservation de la biodiversité en Afrique centrale (IUCN, 2025).

Les résultats suggèrent que les communautés présentent une certaine capacité d'ajustement face à des perturbations modérées, probablement liée à la présence d'espèces tolérantes. Toutefois, cette apparente stabilité pourrait masquer une fragilité plus discrète, notamment chez les espèces spécialisées, dont les effectifs restent faibles. Cette situation évoque les processus de défaunation décrits dans la littérature (Dirzo et al., 2014), où les changements ne sont pas toujours immédiatement perceptibles à travers les indicateurs globaux.

Les différents habitats semblent jouer des rôles complémentaires. Les zones marécageuses apparaissent comme des milieux particulièrement riches et relativement équilibrés, alors que les forêts non exploitées, malgré une richesse plus faible, abritent des espèces plus exigeantes. Les forêts exploitées occupent, quant à elles, une position intermédiaire, où les effets des perturbations restent encore visibles mais pas nécessairement irréversibles.

Dans ce contexte, les résultats suggèrent qu'une approche de gestion tenant compte de cette diversité de situations serait plus pertinente qu'une vision uniforme des habitats. La maîtrise des pressions anthropiques, en particulier celles liées au braconnage, à l'accessibilité et à la fragmentation, apparaît comme un élément clé pour limiter les impacts à long terme. Le maintien de la connectivité entre habitats semble également jouer un rôle important pour la persistance des espèces.

Plus largement, les espèces indicatrices identifiées dans cette étude pourraient constituer des outils utiles pour le suivi des dynamiques écologiques, en permettant de détecter plus finement les changements au sein des communautés.

5. Conclusion

Cette étude met en évidence une structuration complexe des communautés de mammifères dans le territoire d'Inongo, largement influencée par les interactions entre les types d'habitats et les pressions anthropiques. L'approche combinée, intégrant des

analyses de diversité, des méthodes multivariées et des outils tels que SIMPER et IndVal, a permis d'apporter une lecture relativement fine du fonctionnement de ces communautés.

Les résultats montrent que les assemblages apparaissent dominés par un nombre limité d'espèces abondantes, tandis qu'un ensemble plus discret d'espèces rares et spécialisées contribue de manière importante à la diversité globale. Les différences observées entre habitats confirment le rôle des conditions environnementales : les zones marécageuses présentent les niveaux de diversité les plus élevés, alors que les forêts exploitées occupent une position intermédiaire. À l'inverse, la forêt non exploitée semble moins riche, un résultat qui doit toutefois être interprété avec prudence, notamment en raison des variations de l'effort d'échantillonnage et des biais de détectabilité.

L'effet de la pression anthropique apparaît plus nuancé. Une augmentation de la richesse spécifique et de l'abondance est observée dans les milieux modérément perturbés, sans que cela ne se traduise par une amélioration de la structure globale des communautés. Ce décalage suggère que les perturbations favorisent surtout des espèces généralistes et tolérantes, ce qui pourrait progressivement conduire à une érosion des espèces les plus sensibles, en particulier les grands mammifères.

Par ailleurs, les analyses indiquent que les différences entre habitats reposent davantage sur des variations d'abondance que sur un véritable remplacement des espèces. Autrement dit, les communautés partagent globalement un même noyau d'espèces, mais leur importance relative varie selon les conditions locales. L'identification d'espèces à la fois structurantes et indicatrices va dans ce sens et met en évidence une organisation reposant à la fois sur la plasticité écologique de certaines espèces et la spécialisation d'autres.

Pris ensemble, ces éléments suggèrent que les communautés étudiées présentent une certaine capacité d'ajustement face aux perturbations, tout en restant potentiellement vulnérables à long terme. Cela souligne l'intérêt de considérer non seulement la diversité spécifique, mais aussi la structure et le fonctionnement des communautés dans les approches de conservation.

Dans cette optique, plusieurs implications se dégagent. Les zones marécageuses apparaissent comme des habitats particulièrement importants pour le maintien de la diversité, tandis que les forêts non

exploitées semblent jouer un rôle plus discret mais essentiel pour certaines espèces exigeantes. Les forêts exploitées, quant à elles, illustrent des situations intermédiaires où les effets des perturbations restent encore partiellement réversibles.

Ces résultats suggèrent que les stratégies de gestion gagneraient à intégrer la diversité des habitats et les gradients de perturbation, plutôt que de considérer les milieux de manière isolée. La maîtrise des pressions anthropiques, notamment celles liées à l'accessibilité et aux activités de prélèvement, ainsi que le maintien de la connectivité écologique, apparaissent comme des éléments déterminants pour limiter les effets à long terme sur les communautés. Par ailleurs, les espèces indicatrices identifiées dans cette étude pourraient constituer des outils pertinents pour le suivi des changements écologiques.

Enfin, certaines limites liées aux conditions d'échantillonnage et à la détectabilité des espèces invitent à poursuivre les investigations. Des suivis à plus long terme, associés à des méthodes complémentaires, permettraient sans doute d'affiner l'interprétation des dynamiques observées et de mieux appuyer les décisions de gestion dans cette région..

Remerciements

Les auteurs remercient ERA Congo/Wildlife Works Carbon pour l'appui logistique et l'accès à la concession d'étude. Ils remercient également les pisteurs locaux, les agents de terrain et les communautés riveraines pour leur contribution aux inventaires fauniques.

Financement

Cette recherche a bénéficié principalement du soutien financier de ERA Congo/Wildlife Works Carbon. Des contributions complémentaires ont également été mobilisées à travers les ressources propres des auteurs afin de couvrir certaines activités de terrain et de traitement des données.

Conflit d'Intérêt

Les auteurs déclarent n'avoir aucun conflit d'intérêts.

Considérations éthiques

Les travaux de terrain ont été réalisés avec l'autorisation du gestionnaire de la concession ERA Congo/Wildlife Works Carbon et en conformité avec les exigences administratives locales. Les prospections ont été conduites de manière non invasive, sans capture ni manipulation d'animaux. Le piégeage photographique a été utilisé uniquement à des fins

d'inventaire écologique. Les informations fournies par les pisteurs et chasseurs locaux ont été recueillies avec leur accord et utilisées uniquement dans le cadre scientifique de cette étude.

Contribution des auteurs

D.L. : a coordonné l'étude, participé à la collecte des données et rédigé la première version du manuscrit.

J.R.B., M.B. et M.B.: ont contribué à la conception méthodologique et au suivi de terrain.

P.M. et G.I.: ont participé à l'analyse des données, à l'interprétation des résultats et à la révision du manuscrit.

Tous les auteurs ont lu et approuvé la version finale du manuscrit..

ORCID des Auteurs

Lilonga D.: <https://orcid.org/0009-0003-5772-232X>;

Menga P.: <https://orcid.org/0009-0000-5565-566X>;

Bwangoy J.R.: <https://orcid.org/0009-0001-3498-5894>;

Bolaa M.: <https://orcid.org/0009-0008-5974-5361>;

Bakanza M.: <https://orcid.org/0009-0003-9828-2922>;

Punga J.: <https://orcid.org/0009-0002-3776-5165>;

Ilumbe G. : <https://orcid.org/0009-0004-9866-0943>.

Références bibliographiques

- Abernethy, K. A., Coad, L., Taylor, G., Lee, M. E., & Maisels, F. (2013). Extent and ecological consequences of hunting in Central African rainforests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368(1625), 20120303. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0303>
- Bennett, E. L., Blencowe, E., Brandon, K., Brown, D., Burn, R. W., Cowlshaw, G., Davies, G., Dublin, H., Fa, J. E., Milner-Gulland, E. J., Robinson, J. G., Rowcliffe, J. M., Underwood, F. M., & Wilkie, D. S. (2007). *Hunting for consensus: Reconciling bushmeat harvest, conservation, and development policy in West and Central Africa*. *Conservation Biology*, 21(3), 884–887. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00595.x>
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>

- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. (2001). *Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198506492.001.0001>
- Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Marques, T. A., & Oedekoven, C. S. (2015). *Distance sampling: Methods and applications*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-19219-2>
- Clark, C. J., Poulsen, J. R., Malonga, R., & Elkan, P. W. (2009). Logging concessions can extend the conservation estate for Central African tropical forests. *Biological Conservation*, 142(12), 2711–2720. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.033>
- Condit, R., Pitman, N., Leigh, E. G., Jr., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R. B., Núñez, P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H. C., Losos, E., & Hubbell, S. P. (2002). Beta-diversity in tropical forest trees. *Science*, 295(5555), 666–669. <https://doi.org/10.1126/science.1066854>
- De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- De Wasseige, C., et al. (2010). *The forests of the Congo Basin: State of the forest 2010*. Publications Office of the European Union. <https://www.observatoire-comifac.net/publications/edf-2010>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- 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>
- Fa, J. E., Currie, D., & Meeuwig, J. (2003). Bushmeat and food security in the Congo Basin: Linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation*, 30(1), 71–78. <https://doi.org/10.1017/S0376892903000067>
- 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>
- Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A., & Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(6), 561–582. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>
- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., & Sodhi, N. S. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378–381. <https://doi.org/10.1038/nature10425>
- Hollander, M., Wolfe, D. A., & Chicken, E. (2013). *Nonparametric statistical methods* (3rd ed.). Wiley.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2025). *The IUCN Red List of Threatened Species* (Version 2025-2). IUCN. Retrieved February 2026, from <https://www.iucnredlist.org>
- Jolliffe, I. T. (2002). *Principal component analysis* (2nd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/b98835>
- Junk, W. J., An, S., Finlayson, C. M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S. A., Mitsch, W. J., & Robarts, R. D. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis. *Aquatic Sciences*, 75(1), 151–167. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- Kays, R., Tilak, S., Kranstauber, B., Jansen, P., A., Carbone, C., Rowcliffe, M., Fountain, T., Eggert, J., & He, Z., (2011). Camera traps as sensor networks for monitoring animal communities. *International Journal of Research and Reviews in Wireless Sensor Networks*, 1(2), 19–29.
- Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Ribeiro, J. E., Giraldo, J. P., Lovejoy, T. E., Condit, R., Chave, J., Harms, K. E., & D'Angelo, S. (2006). Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, 87(2), 469–482. <https://doi.org/10.1890/05-0064>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates. *Ecology*, 83(8), 2248–2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESOR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESOR]2.0.CO;2)
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9780470999593>
- McGill, B. J., Dornelas, M., Gotelli, N. J., & Magurran, A. E. (2015). Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution*,

-
- 30(2), 104–113.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.11.006>
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11), 450–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Newbold, T., Hudson, L., Hill, S. et al. (2015). *Global effects of land use on local terrestrial biodiversity*. *Nature* 520, 45–50.
<https://doi.org/10.1038/nature14324>
- O’Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (2011). *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer.
https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_6
- Oksanen, J., et al. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. <https://cran.r-project.org/package=vegan>
- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(1), 18–24.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing*. <https://www.r-project.org>
- Roswell, M., Dushoff, J., & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130(3), 321–338.
<https://doi.org/10.1111/oik.07202>
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A., & Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys. *Biological Conservation*, 114(3), 351–355.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6)
- Sutherland, W. J. (2006). *Ecological census techniques* (2nd ed.). Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press. ISBN: 978-0-521-84713-8.
- Walsh, P. D., & White, L. J. T. (1999). What it will take to monitor forest elephant populations. *Conservation Biology*, 13(5), 1194–1202.
<https://oipub.com/papers/132164748>
- White, L., & Edwards, A. (Eds.). (2000). *Conservation research in the African rain forest: A technical handbook*. New York, NY: Wildlife Conservation Society, 444 p.