

Évaluation des risques de rupture écologique à l'interface ville-forêt : Cas de la forêt sèche d'Antsanitia nord-ouest de Madagascar

Assessment of ecological breakdown risks at the city-forest interface: A case study of the Antsanitia dry forest, North-Western Madagascar

FLORINE¹, Jean Christophe RABEMAROSOA¹, Judicaël Bertôt RAZAFINDRATONGA¹, Aurélien NDRIANJAFY¹, Vololomboahangy RANDRIANJAFY^{1,2}, Tsimiovalaza Tsimangataka ANDRIAMAMPIANDRA³

¹ Ecole Doctorale Ecosystèmes Naturels (EDEN), Université de Mahajanga (UMG), florinefandresena@gmail.com, rabemarosoajeanchristophe@gmail.com, ratongajudicael@gmail.com, aureliennndrianjafy@gmail.com

² Facultés des Sciences de Technologie et de l'environnement, Université de Mahajanga, lobo.voahangy@moov.mg

³ Instituts Universitaire de Gestion et de Management, Université de Mahajanga, tsimiovalaza@yahoo.fr

RÉSUMÉ. Les forêts sèches de Boeny, dans le nord-ouest de Madagascar, abritent une biodiversité unique mais sont fortement menacées par la déforestation, les feux de brousse et les pressions anthropiques. Cette étude vise à caractériser la flore, l'avifaune et l'herpétofaune des sites de Mandravasarotra et Antsanitia et à évaluer les pressions exercées sur ces écosystèmes. Des relevés floristiques ont été réalisés à l'aide de transects linéaires et de quadrats, tandis que les observations directes et les prospections de microhabitats ont permis d'inventorier les oiseaux et les reptiles. Au total, 53 espèces végétales ont été recensées, dont 81 % sont endémiques à Madagascar, réparties principalement en arbres et arbustes de petite taille. La densité moyenne d'individus par hectare varie selon les sites, avec une surface terrière totale atteignant 13,9 m²/ha. L'avifaune comprend 13 espèces, dont plusieurs forestières et endémiques, tandis que 10 espèces de reptiles ont été observées, majoritairement dans les zones herbeuses et les lisières forestières. Les indices de diversité et la structure forestière indiquent une richesse élevée mais une fragmentation marquée. Les pressions anthropiques identifiées incluent le brûlis, l'exploitation illégale de bois, et le pâturage extensif, qui compromettent la régénération naturelle et la connectivité des habitats. Ces résultats soulignent l'importance de mesures de conservation adaptées, combinant protection stricte, restauration écologique et implication des communautés locales. Cette étude fournit ainsi une base scientifique pour la planification de la conservation des forêts sèches de Boeny et contribue à la connaissance des écosystèmes forestiers menacés du nord-ouest de Madagascar.

ABSTRACT. The dry forests of Boeny, in north-western Madagascar, are home to unique biodiversity but are under serious threat from deforestation, bush fires and anthropogenic pressures. This study aims to characterise the flora, avifauna and herpetofauna of the Mandravasarotra and Antsanitia sites and to assess the pressures exerted on these ecosystems. Floristic surveys were carried out using linear transects and quadrats, while direct observations and microhabitat surveys were used to inventory birds and reptiles. A total of 53 plant species were recorded, 81% of which are endemic to Madagascar, mainly distributed among small trees and shrubs. The average density of individuals per hectare varies between sites, with a total basal area of 13.9 m²/ha. The avifauna comprises 13 species, including several forest-dwelling and endemic species, while 10 species of reptiles have been observed, mainly in grassy areas and forest edges. Diversity indices and forest structure indicate high richness but marked fragmentation. Identified anthropogenic pressures include slash-and-burn farming, illegal logging, and extensive grazing, which compromise natural regeneration and habitat connectivity. These results highlight the importance of appropriate conservation measures, combining strict protection, ecological restoration, and the involvement of local communities. This study thus provides a scientific basis for planning the conservation of the dry forests of Boeny and contributes to knowledge of the threatened forest ecosystems of north-western Madagascar.

MOTS-CLÉS. Antsanitia, biodiversité, flore, avifaune, herpétofaune, conservation.

KEYWORDS. Antsanitia, biodiversity, flora, avifauna, herpetofauna, conservation.

1. Introduction

Madagascar est reconnu comme l'un des centres mondiaux de biodiversité, présentant une remarquable diversité d'habitats, incluant des forêts humides, sèches et une forêt épineuse unique [MYE 00]. La flore malgache compte plus de 15 000 espèces, dont environ 90 % sont endémiques [GOO 05]. La faune montre également un endémisme exceptionnel, avec plus de 50 % pour les oiseaux, 65 % pour les poissons d'eau douce, et jusqu'à 100 % pour certains groupes de mammifères, notamment les primates [GLA 03]. ; [GOO 18]. ; [MITT 10].

Cependant, cette biodiversité exceptionnelle est aujourd'hui confrontée à des risques majeurs découlant des activités humaines. La déforestation, résultant de l'expansion agricole et de la forte demande des agglomérations en combustibles ligneux (bois de chauffe et charbon de bois), représente l'une des principales pressions sur les écosystèmes forestiers. Entre 1990 et 2010, la perte moyenne de couverture forestière a été de 0,7 % par an, avec près de 44 % de la forêt disparue en 60 ans [ONE 13]. ; [VIEI 18]. Ces pertes ne menacent pas seulement les espèces endémiques, mais engendrent un risque systémique de rupture des services écosystémiques essentiels, tels que la protection des sols et la régulation des ressources en eau indispensables aux populations urbaines [RAL 23].

Dans ce contexte, les forêts sèches de la région de Boeny illustrent parfaitement les vulnérabilités propres aux interfaces ville-forêt. Le secteur d'Antsanitia-Mandravasarotra, situé à proximité immédiate de l'agglomération de Mahajanga (environ 17,6 km), est soumis à une pression urbaine intense qui transforme les dynamiques naturelles en risques de rupture écologique [ANDRIANONE 23]. Face à ce double enjeu de richesse biologique et de vulnérabilité périurbaine, des inventaires rigoureux sont indispensables pour identifier les zones de risques prioritaires et documenter l'état de dégradation des habitats [BRO 16] ; [TSI 12].

L'utilisation d'approches multi-taxons (flore, oiseaux, reptiles) est ici privilégiée pour caractériser la structure et la résilience de ces mosaïques d'habitats périphériques [THU 09] ; [BLA 07]. L'objectif général de cette étude est d'évaluer les risques de perte de biodiversité et de dégradation structurale à Antsanitia afin de contribuer à une gestion durable des ressources naturelles dans un contexte d'expansion urbaine.

Plus spécifiquement, l'étude vise à : (i) quantifier la richesse, l'abondance et l'endémisme des communautés floristiques et fauniques dans un gradient de pression ; (ii) caractériser la structure des populations végétales pour évaluer la vulnérabilité de l'habitat ; (iii) analyser les variations spatiales de la diversité selon le degré d'altération des milieux ; et en fin (iv) évaluer le potentiel de risque sanitaire lié à la modification des habitats, notamment via l'hypothèse de la circulation du virus West Nile [TAN 16].

2. Méthodologie

2.1. Site d'étude

Le site Mandravasarotra est un domaine de l'Université de Mahajanga, qui est situé dans le Fokontany Antsanitia, Secteur Ankabokabe, Commune rurale de Belobaka, District de Mahajanga II et Région Boeny au Nord-Ouest de Madagascar. Il se trouve entre les coordonnées géographiques 15°34'12" de latitude Sud et 46°25'08" de longitude Est. Ce site est localisé à environ 17,6 km au nord de la ville de Mahajanga et à 13 km de l'aéroport, dans la commune rurale de Belobaka [BAR 22]. Le site d'étude est localisé au niveau de Mandravasarotra et Antsanitia (coordonnées : 15°47'S, 46°03'E), dans la commune rurale de Belobaka, district de Mahajanga II. Les différentes zones d'échantillonnage (A à E et Mandravasarotra) sont illustrées sur la Figure 1

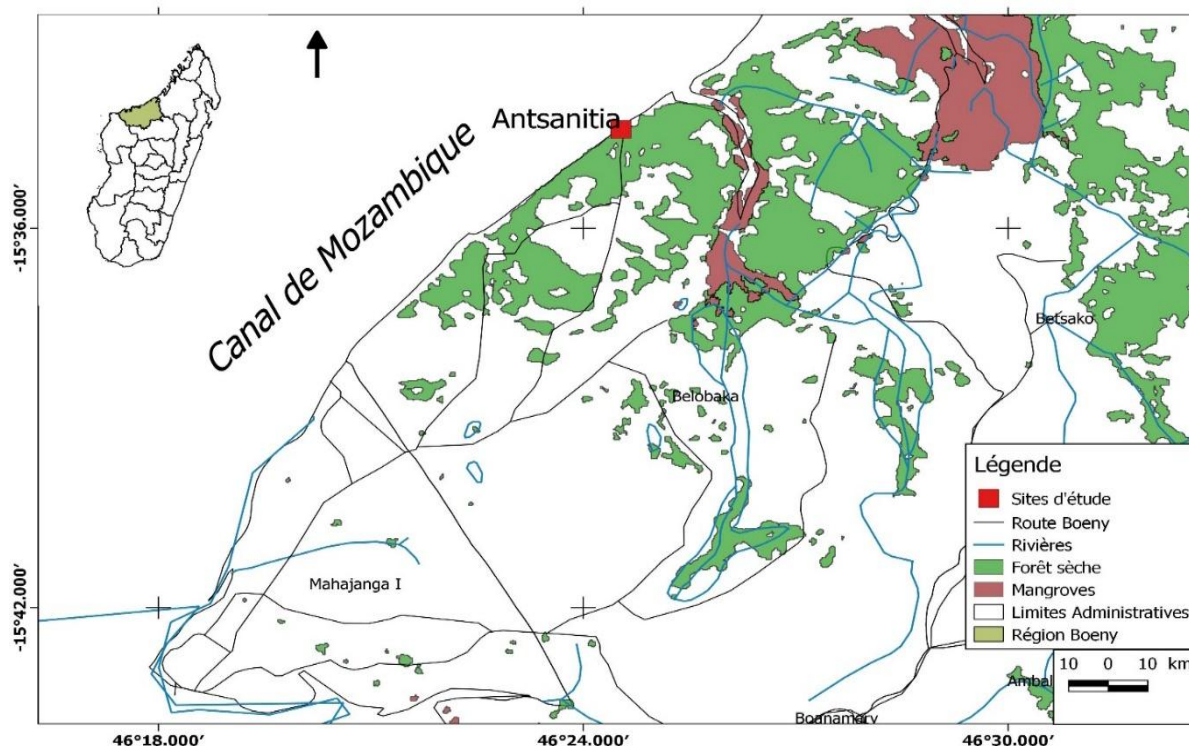


Figure 1. Localisation des sites d'étude

2.2. Méthodes d'échantillonnage et techniques d'inventaire

Les relevés ont été réalisés du 15 mars au 15 avril 2023 (fin de la saison humide). Les observations ornithologiques [BIB 92] ; [RAH 13] ont été menées entre 5h30 et 10h30 sur un transect de 500 m installé dans chaque zone. Les transects ont été parcourus à une vitesse constante de 1 km/h afin de standardiser l'effort d'échantillonnage. Les inventaires ont été effectués par trois observateurs expérimentés, dans des conditions optimales. Deux méthodes complémentaires ont été combinées : observations générales (tous oiseaux vus/entendus) et taux de rencontre (occurrences/heure abondance relative pour Shannon/Pielou).

Les prospections des reptiles [RAX 93] ; [RAX 94] ; [RAX 88] ; [RAX 91] ; [RAS 00] ; [NUSS 00] ; [RUA 16] ont été réalisées entre 8h et 16h, avec une durée d'environ 4 heures par zone. Les recherches ont porté sur divers microhabitats (litière, écorce, souches, rochers), en combinant l'observation directe le long de transects et la fouille systématique des refuges (tous types de microhabitats, y compris dans les milieux dégradés). Les observations générales, effectuées de jour comme de nuit, ainsi que la fouille systématique, consistaient à marcher lentement le long des transects prédéterminés et à noter toutes les espèces et tous les individus rencontrés.

La similarité de la composition spécifique entre les zones d'échantillonnage a été analysée à l'aide du coefficient de similarité de Jaccard (C_j), calculé pour chaque paire de sites. Ce coefficient permet de quantifier le degré de ressemblance entre les sites en se basant sur la présence ou l'absence des espèces. Avec : N_1 correspondant à la richesse spécifique du site 1, N_2 à la richesse spécifique du site 2, et C au nombre d'espèces communes aux deux sites. Le coefficient de similarité de Jaccard (C_j) est calculé selon la formule suivante :

$$C_j = \frac{C}{N_1 + N_2 - C}$$

Les coefficients de similarité obtenus ont ensuite été utilisés pour construire un dendrogramme de similarité entre les sites. À cet effet, une matrice de distance de Jaccard a été calculée selon la relation :

$$DSJ = 1 - C_j$$

Cette matrice de distance permet d'évaluer le degré de dissemblance entre les sites sur la base de la composition spécifique.

2.3. Inventaire floristique

Cinq quadrats de 10×10 m (100 m^2) ont été installés par zone, totalisant 500 m^2 par zone ($1/20$ ha). La méthode phytosociologique de [BRA 65] a été utilisée pour caractériser qualitativement et quantitativement les communautés végétales. Pour chaque individu, la hauteur et le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) ont été mesurés pour l'analyse structurale.

2.4. Dendrométrie

Les paramètres dendrométriques, notamment la hauteur et le DHP, ont été étudiés pour évaluer la structure, les relations et la dominance des espèces au sein des peuplements.

2.5. Surface terrière

La surface terrière a été calculée afin d'évaluer la dominance des individus dans chaque parcelle et dans l'ensemble des zones d'étude. Elle représente la section transversale du tronc d'un arbre à 1,30 m du sol et se calcule selon la formule suivante :

$$Gi = (\pi / 4) \times di^2$$

où :

- Gi = surface terrière de l'individu i (en m^2)
- di = diamètre à hauteur de poitrine de l'individu i (en m)

2.6. Densité

La densité des individus a été exprimée par hectare (ind/ha ou tiges/ha). Elle a été calculée pour l'ensemble des zones et pour certaines espèces dominantes à l'aide de la formule :

$$D = N_{ind} / S$$

où :

- D = densité (ind/ha)
- N_{ind} = nombre total d'individus recensés
- S = surface échantillonnée (en ha)

2.7. Diversité biologique

La diversité spécifique a été évaluée à l'aide de l'indice de Shannon-Weaver (H') et de l'indice d'équitabilité de Pielou (E), permettant d'apprécier le niveau de diversité biologique au sein des zones étudiées.

Les formules utilisées sont les suivantes :

$$H' = - \sum (p_i \times \log(p_i))$$

$$E = H' / \log(S)$$

où :

- p_i = proportion d'individus de l'espèce i par rapport au nombre total d'individus
- S = nombre total d'espèces recensées.

La diversité exponentielle de Shannon ($e^{H'}$) a également été calculée afin d'exprimer la diversité effective.

Pour la diversité taxonomique (objectifs 1 et 2), les indices de Shannon-Weaver (H') et de Pielou (J') ont été calculés. Pour garantir une comparaison non biaisée entre les différentes zones, la richesse spécifique effective (diversité de $q=0$ et $q=1$) a été estimée en utilisant la fonction iNEXT sous le logiciel R [CHA 14] .

En outre, la comparaison de la composition spécifique de toutes les zones , prises deux par deux, a permis d'apprécier leur similarité en calculant le coefficient de similarité de Jaccard (C_j). Les coefficients ont servi à évaluer le degré de ressemblance des sites à travers les espèces présentes. La formule de ce coefficient (C_j) est la suivante. Enfin, le statut de l'IUCN de chaque espèce a été mentionné dans la mesure du possible.

3. Résultats

3.1. Diversité des Oiseaux

Le Tableau 1 présente la richesse spécifique et la répartition spatiale des espèces d'oiseaux observées dans les différentes zones d'étude (Mandravasarotra et A à E).

Espèces	Famille	Statut UICN	Endémique	Habitats	Guildes
<i>Acridotheres tristis</i>	Sturnidae	LC	Oui	Urbain, milieux ouverts, zones agricoles	Omnivore
<i>Agapornis canus</i>	Psittacidae	LC	Non	Forêts sèches, savanes boisées, zones cultivées	Granivore
<i>Bubulcus ibis</i>	Ardeidae	LC	Non	Zones humides, pâturages, rizières	Insectivore
<i>Caprimulgus madagascariensis</i>	Caprimulgidae	LC	Oui	Fourrés, lisières forestières, jardins	Insectivore
<i>Centropus toulou</i>	Cuculidae	LC	Non	Prairies, savanes, milieux ouverts	Insectivore

Tableau 1. Espèces d'oiseaux recensées dans forêts Antsanitia

Espèces	Famille	Statut UICN	Endémique	Habitats	Guildes
<i>Cisticola cherina</i>	Cisticolidae	LC	Non	Forêts, jardins, zones urbaines	Insectivore
<i>Copsychus albospecularis</i>	Muscicapidae	LC	Oui	Forêts, jardins, zones urbaines	Insectivore
<i>Corvus albus</i>	Corvidae	LC	Non	Urbain, milieux ouverts	Omnivore
<i>Coua cristata</i>	Cuculidae	LC	Oui	Forêts sèches, broussailles	Omnivore
<i>Cypsiurus parvus</i>	Apodidae	LC	Non	Milieux ouverts, zones urbaines	Insectivore
<i>Dicrurus forficatus</i>	Dicruridae	LC	Oui	Forêts, savanes boisées	Insectivore
<i>Falco concolor</i>	Falconidae	VU	Non	Milieux ouverts, zones côtières	Carnivore
<i>Foudia madagascariensis</i>	Ploceidae	LC	Non	Forêts dégradées, jardins, cultures	Granivore
<i>Hypsipetes madagascariensis</i>	Pycnonotidae	LC	Non	Forêts, lisières	Frugivore
<i>Lonchura nana</i>	Estrildidae	LC	Non	Prairies, zones agricoles	Granivore
<i>Merops superciliosus</i>	Meropidae	LC	Non	Milieux ouverts, savanes	Insectivore
<i>Mirafr hova</i>	Alaudidae	LC	Oui	Prairies, savanes	Granivore / Insectivore
<i>Nectarinia notata</i>	Nectariniidae	LC	Non	Forêts, jardins	Nectarivore
<i>Nectarinia souimanga</i>	Nectariniidae	LC	Oui	Forêts, jardins, urbain	Nectarivore
<i>Neomixis tenella</i>	Cisticolidae	LC	Oui	Forêts sèches, broussailles	Insectivore
<i>Oena capensis</i>	Columbidae	LC	Non	Milieux ouverts, zones agricoles	Granivore
<i>Otus rutilus</i>	Strigidae	LC	Oui	Forêts	Carnivore (insectivore)
<i>Passer domesticus</i>	Passeridae	LC	Non	Urbain, villages	Granivore / Omnivore
<i>Ploceus sakalava</i>	Ploceidae	LC	Oui	Zones humides, savanes	Granivore
<i>Streptopelia picturata</i>	Columbidae	LC	Oui	Forêts, jardins, urbain	Granivore
<i>Turnix nigricollis</i>	Turnicidae	LC	Oui	Prairies, savanes	Omnivore (insectivore-granivore)
<i>Upupa marginata</i>	Upupidae	LC	Non	Milieux ouverts, savanes	Insectivore

Tableau 1. (Suite) Espèces d'oiseaux recensées dans forêts Antsanitia

L'étude a recensé permis un total de 27 espèces d'oiseaux dans les six zones d'échantillonnage. La richesse en espèces varie considérablement entre les zones étudiées. Les valeurs les plus élevées ont été observées dans les zones D et E, avec 13 espèces chacune, tandis que la zone C présentait la plus faible

diversité avec seulement 3 espèces. Les zones A, B et Mandravarasarotra présentait des valeurs intermédiaires, avec respectivement 8, 10 et 10 espèces. Cette variation suggère une hétérogénéité spatiale marquée dans la composition des espèces au sein de la zone d'étude. Sur les 27 espèces recensées, 23 sont endémiques, soit 74,1 %. Selon les catégories de l'UICN, la forêt d'Antsanitia abrite une espèce actuellement menacée : *Falco concolor*, classée comme vulnérable (VU).

L'indice de diversité de Shannon révèle des différences significatives entre les zones. Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées dans les zones E ($H' = 2,18$), D ($H' = 2,15$) et B ($H' = 2,14$), indiquant des communautés relativement diversifiées. À l'inverse, la zone C présente une valeur nettement inférieure ($H' = 0,95$), reflétant une diversité réduite. Les zones A et Mandravarasarotra présentent des niveaux de diversité intermédiaires. Ces résultats confirment la tendance observée pour la richesse en espèces.

Les valeurs de l'indice d'équitabilité de Pielou sont globalement élevées dans toutes les zones ($J \approx 0.83 - 0.93$), indiquant une répartition relativement homogène des abondances spécifiques. Malgré une richesse spécifique faible en zone C, l'équitabilité élevée suggère l'absence de dominance excessive d'une seule espèce. Ce résultat indique que les variations observées dans l'indice de Shannon sont principalement influencées par la richesse spécifique plutôt que par une forte inégalité dans les abondances.

L'analyse des distances de Jaccard, exprimées en pourcentages, révèle une variabilité marquée dans la composition des espèces entre les zones. Les dissemblances les plus importantes concernent la zone C, en particulier avec Mandravarasarotra (91,67 %) et la zone A (90 %), ce qui indique une composition des espèces très distincte. Des dissemblances significatives ont également été observées entre la zone C et les zones D (76,92 %) et E (85,71 %). À l'inverse, certaines zones présentent des dissemblances moins marquées. Les zones A et B présentent une dissemblance modérée (50 %), ce qui suggère une composition relativement similaire. Les zones D et E présentent une dissemblance de 63,16 %, ce qui indique une similitude partielle dans leurs assemblages spécifiques. Les comparaisons impliquant Mandravarasarotra montrent généralement des dissemblances élevées (72,22 à 91,67 %), reflétant une composition intermédiaire mais distincte.

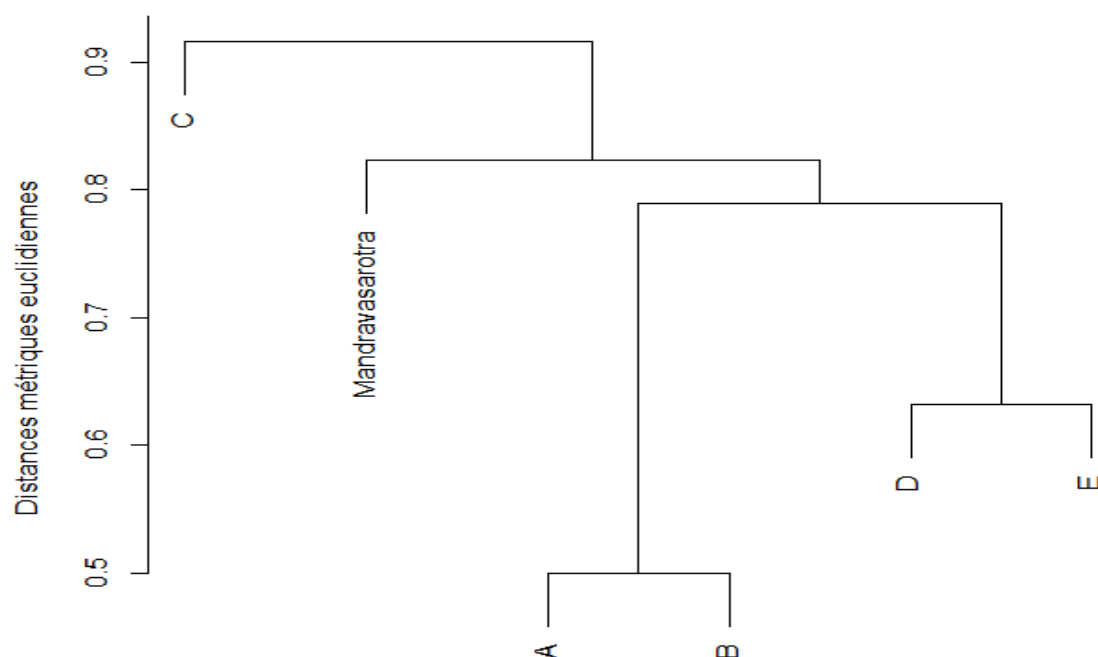


Figure 2. Classification hiérarchique des communautés aviennes basée sur la dissimilarité de Jaccard

La classification hiérarchique basée sur les distances de Jaccard révèle une structuration claire des assemblages d'espèces. Les zones D et E tendent à se regrouper, indiquant une similarité de composition spécifique (Figure). Les zones A et B apparaissent également relativement proches. En

revanche, la zone C se distingue nettement, traduisant une composition spécifique particulière. Mandravasarotra occupe une position intermédiaire, suggérant des affinités partielles avec plusieurs zones

3.2. Diversité des reptiles

Le Tableau 2 illustre la richesse spécifique et la distribution des reptiles selon les zones d'étude, avec une dominance des familles Lamprophiidae et Gekkonidae

Espèces	Famille	Statut UICN	Endémique	Habitats	Guildes
<i>Dromicodryas bernieri</i>	Lamprophiidae	LC	Oui	Forêts sèches, savanes, lisières	Carnivore
<i>Dromicodryas quadrilineatus</i>	Lamprophiidae	LC-	Oui	Forêts sèches, savanes	Carnivore
<i>Furcifer oustaleti</i>	Chamaeleonidae	LC	Non	Forêts, zones dégradées, jardins	Insectivore
<i>Geckolepis maculata</i>	Gekkonidae	LC	Non	Forêts, zones rocheuses	Insectivore
<i>Hemidactylus mercatorius</i>	Gekkonidae	LC	Non	Habitations, milieux ouverts	Insectivore
<i>Hemidactylus frenatus</i>	Gekkonidae	LC	Non	Urbain, zones anthropisées	Insectivore
<i>Leioheterodon madagascariensis</i>	Lamprophiidae	LC	Oui	Forêts, savanes	Carnivore
<i>Leioheterodon modestus</i>	Lamprophiidae	LC	Oui	Forêts, milieux ouverts	Carnivore
<i>Liophidium torquatum</i>	Lamprophiidae	LC	Oui	Forêts, litière forestière -	Carnivore
<i>Lycodryas pseudogranuliceps</i>	Lamprophiidae	LC	Oui	Forêts, milieux boisés	Carnivore
<i>Lygodactylus tolampyae</i>	Gekkonidae	LC	Oui	Forêts sèches, zones rocheuses	Insectivore
<i>Madagascarophis colubrinus</i>	Lamprophiidae	LC	Oui	Zones ouvertes, savanes	Carnivore

Tableau 2. Espèces de reptiles recensées dans forêts Antsanitia

L'inventaire herpétologique a permis de recenser 12 espèces de reptiles. Parmi celles-ci, 10 espèces sont endémiques de Madagascar, correspondant à un taux d'endémicité élevé (83,3 %). Ce résultat souligne l'importance de la zone étudiée pour la conservation de l'herpétofaune locale. L'analyse des statuts de conservation indique que l'ensemble des espèces appartient à la catégorie Préoccupation mineure (LC) selon l'UICN, suggérant une absence d'espèces actuellement menacées.

La zone B présente la richesse la plus élevée avec 10 espèces, suivie de la zone D (9 espèces). Les zones A, C et Mandravasarotra affichent des richesses intermédiaires (6–7 espèces), tandis que la zone E présente la richesse la plus faible avec seulement 4 espèces. Cette distribution indique une variabilité spatiale de la composition spécifique, suggérant des différences locales dans les conditions écologiques ou les niveaux de perturbation.

L'indice de diversité de Shannon montre des valeurs relativement proches pour les zones A ($H' = 1.89$), B ($H' = 1.92$) et D ($H' = 1.92$), indiquant des communautés relativement diversifiées. La zone C présente une diversité modérée ($H' = 1.26$), tandis que la zone E affiche la valeur la plus faible ($H' = 0.89$). Mandravasarotra présente également une diversité relativement réduite ($H' = 1.12$). Ces résultats

suggèrent que certaines zones, malgré une richesse modérée, présentent une diversité plus faible, probablement en raison d'une répartition inégale des abondances spécifiques.

Les valeurs de l'équitabilité de Pielou révèlent des différences notables entre les zones. La zone A présente une équitabilité très élevée ($J = 0.97$), indiquant une répartition presque homogène des abondances entre les espèces. Les zones B et D affichent également des valeurs élevées ($J = 0.83$ et 0.87), suggérant des communautés relativement équilibrées. En revanche, les zones C, E et Mandravarasotra présentent des valeurs plus faibles ($J \approx 0.63 - 0.70$), traduisant une dominance plus marquée de certaines espèces. Ces résultats indiquent que la diversité observée est influencée non seulement par la richesse spécifique mais également par la structure des abondances.

L'analyse des distances de Jaccard met en évidence une hétérogénéité de la composition spécifique entre les zones. Les dissimilarités les plus faibles sont observées entre les zones C et E (33.33 %), ainsi qu'entre les zones A et C (37.50 %), indiquant une composition relativement similaire. À l'inverse, des dissimilarités élevées sont observées entre Mandravarasotra et les autres zones (57.14 – 76.92 %), traduisant une composition spécifique distincte. Les comparaisons impliquant la zone D montrent également des dissimilarités importantes, notamment avec la zone E (70 %).

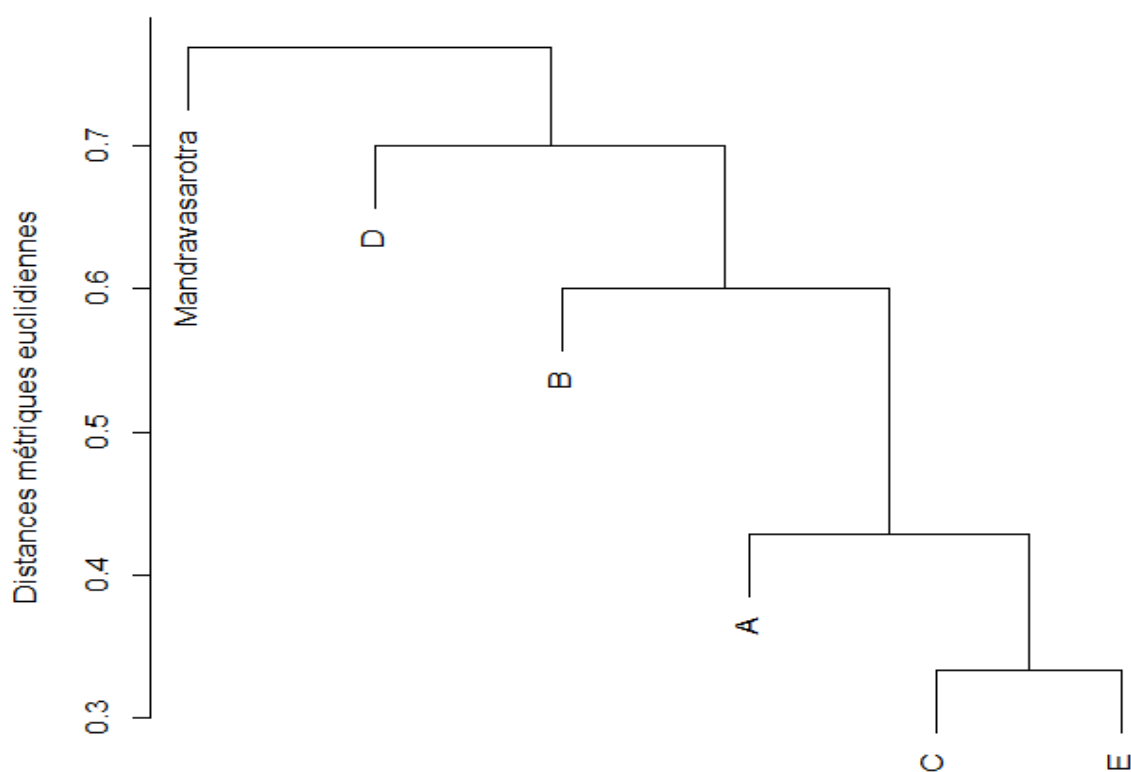


Figure 3. Classification hiérarchique des communautés de reptiles basée sur la dissimilarité de Jaccard

La classification hiérarchique basée sur la distance de Jaccard révèle une structuration des assemblages de reptiles entre les zones. Les zones présentant de faibles dissimilarités tendent à se regrouper, suggérant une similarité de composition spécifique. À l'inverse, Mandravarasotra apparaît relativement isolée, indiquant une composition distincte. Cette structuration suggère l'existence de variations spatiales dans les communautés de reptiles, possiblement liées aux caractéristiques de l'habitat, aux microconditions environnementales ou aux pressions anthropiques.

3.3. Etude de la Flore

3.3.1. Richesse spécifique

Le Tableau 3 résume la richesse floristique (espèces, genres, familles) par zone, confirmant 53 espèces au total réparties en 29 familles

Zones	Espèces	Genres	Familles
<i>Mandravasaroetra</i>	32	28	22
<i>Zone A</i>	21	20	17
<i>Zone B</i>	22	19	17
<i>Zone C</i>	18	17	16
<i>Zone D</i>	16	14	11
<i>Zone E</i>	16	16	14

Tableau 3. Richesse floristique (nombre d'espèces, genres et familles) par zone d'étude à Antsanitia et Mandravasarotra.

Le tableau montre que la zone de Mandravasarotra présente la plus forte diversité floristique, avec 32 espèces réparties dans 28 genres et 22 familles. Les zones A et B suivent avec une diversité relativement élevée (21–22 espèces). Les zones C, D et E affichent des niveaux de diversité plus faibles, particulièrement la zone D avec seulement 16 espèces, 14 genres et 11 familles. Notons toutefois que la zone E, bien que comptant peu d'espèces (16), présente une diversité générique relativement élevée (16 genres). Globalement, Mandravasarotra apparaît comme la zone la plus écologiquement diversifiée, tandis que les zones périphériques présentent une richesse spécifique et taxonomique plus réduite.

Le Tableau 4 présente la liste des espèces recensées sur le site d'Antsanitia.

Espèces	Familles	Noms vernaculaire	Statut UICN	Endémique
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Fabaceae		LC	Non
<i>Acridocarpus excelsus</i>	Malpighiaceae		LC	Oui
<i>Adenia olaboensis</i> Clav.	Passifloraceae		LC	Oui
<i>Alchornea perrieri</i> Leandri	Euphorbiaceae		VU	Oui
<i>Antidesma madagascariense</i> Lam.	Phyllanthaceae	Taindalitra	LC	Oui
<i>Bismarckia nobilis</i>	Arecaceae	Satrambe	LC	Oui
<i>Brachylaena microphylla</i> Humb.	Asteraceae		LC	Oui

Tableau 4. Espèces recensées dans le site d'Antsanitia.

Espèces	Familles	Noms vernaculaire	Statut UICN	Endémique
<i>Breonia</i> sp.	Rubiaceae		LC	Oui
<i>Bridelia berneriana</i> Baill.	Phyllanthaceae	Kitata	LC	Oui
<i>Bussea perrieri</i>	Fabaceae		EN	Oui
<i>Campylospermum lanceolatum</i> (Baker) H. Perrier	Ochnaceae		LC	Oui
<i>Cedrelopsis grevei</i> Baill.	Rutaceae	Katrafay	LC	Oui
<i>Chadsia flammea</i> Bojer	Fabaceae		LC	Oui
<i>Cinnamosma fragrans</i> H. Baill.	Canellaceae		LC	Oui
<i>Combretum obscurum</i> Tul.	Combretaceae		LC	Oui
<i>Croton argyrodaphne</i> Baill.	Euphorbiaceae	Lazalaz	LC	Oui
<i>Dalbergia erubescens</i> Bosser & R. Rabev.	Fabaceae	Manary	EN	Oui
<i>Dalbergia greveana</i> Baill.	Fabaceae	Manary boty	VU	Oui
<i>Dalbergia louvelii</i> R. Vig.	Fabaceae	Manary	EN	Oui
<i>Dalbergia trichocarpa</i> Baker	Fabaceae	Manary	LC	Oui
<i>Dichapelatum bojeri</i>	Fabaceae		LC	Oui
<i>Diospyros</i> L.	Ebenaceae		LC	Oui
<i>Diporidium greveanum</i>	Fabaceae		VU	Oui
<i>Dypsis ampasindavae</i> Beentje	Arecaceae	Kindro	CR	Oui
<i>Dypsis lutescens</i>	Arecaceae		NT	Oui
<i>Erythroxylum pervillei</i> Baill.	Erythroxylaceae		LC	Oui
<i>Erythroxylum platyclados</i> Bojer	Erythroxylaceae	Tapiaka	LC	Non
<i>Grewia grandulosa</i> Vahl	Malvaceae	Sely	LC	Autochtone
<i>Grewia lavanalensis</i>	Malvaceae	Sely	LC	Oui
<i>Grewia madagascariensis</i> Capuron	Malvaceae	Sely	EN	Oui
<i>Homalium lucidum</i>	Salicaceae		LC	Oui
<i>Mascarenhasia arborescens</i> A. DC.	Apocynaceae		LC	Oui
<i>Millettia aurea</i> (R. Vig.) Du Puy & Labat	Fabaceae		VU	Oui
<i>Mimosa latispinosa</i>	Fabaceae		LC	Oui
<i>Monanthotaxis boivinii</i> (Baill.) Verdc.	Annonaceae		LC	Oui
Espèces	Familles	Noms vernaculaire	Statut UICN	Endémique

<i>Homalium lucidum</i>	Salicaceae		LC	Oui
<i>Mascarenhasia arborescens</i> A. DC.	Apocynaceae		LC	Autochtone
<i>Millettia aurea</i> (R. Vig.) Du Puy & Labat	Fabaceae		VU	Oui
<i>Mimosa latispinosa</i>	Fabaceae		LC	Oui
<i>Monanthes boivinii</i> (Baill.) Verdc.	Annonaceae		LC	Oui
<i>Neoapaloxylon</i> <i>madagascariense</i> (Drake) Rauschert	Fabaceae		LC	Non
<i>Ormocarpopsis aspera</i>	Fabaceae		LC	Oui
<i>Ormocarpopsis calcicola</i> R. Vig.	Fabaceae		VU	Oui
<i>Paracarphelea kirondron</i>	Rubiaceae		LC	Oui
<i>Psorospermum cerasifolium</i> Baker	Hypericaceae		LC	Oui
<i>Reissantia angustipetala</i>	Celastraceae		LC	Oui
<i>Rhopalocarpus lucidus</i> Bojer	Sphaerosepalaceae		LC	Oui
<i>Rourea orientalis</i> Baill.	Connaraceae		LC	Autochtone
<i>Schefflera longipedicellata</i>	Araliaceae		LC	Oui
<i>Stereospermum</i> <i>euphoroides</i>	Bignoniaceae		LC	Oui
<i>Strychnos decussata</i> (Pappe) Gilg	Loganiaceae		LC	Autochtone
<i>Strychnos spinosa</i>	Loganiaceae	Mokotra	LC	Non
<i>Tabernaemontana calcarea</i> Pichon	Apocynaceae		LC	Oui
<i>Terminalia boivinii</i> Tul.	Combretaceae	Amanin'omby	LC	Autochtone
<i>Terminalia mantaly</i> H. Perrier	Combretaceae		LC	Oui
<i>Trilepisium</i> <i>madagascariense</i> D.C	Moraceae		LC	Non
<i>Vernonia appendiculata</i>	Asteraceae		LC	Oui
<i>Zanthoxylum tsihanimposa</i>	Rutaceae		NT	Oui

Tableau 4. (Suite) *Espèces recensées dans le site d'Antsanitia.*

Au total, 53 espèces ont été recensées dans l'ensemble des zones d'études. Elles sont réparties dans 43 genres et 29 familles sans considérer les espèces non identifiées. Les familles les plus représentatives sont Papilionaceae avec 6 espèces (11,3%), puis les Fabaceae avec quatre espèces (7,5%) les autres familles ne représentent que moins de 5,7%.

L'analyse des statuts de conservation révèle la présence de plusieurs espèces menacées selon la classification de l'UICN. Les espèces concernées incluent notamment *Dypsis ampasindavae* (CR), *Bussea perrieri*, *Dalbergia erubescens*, *Dalbergia louvelii* et *Grewia madagascariensis* (EN), ainsi que

Alchornea perrieri, *Dalbergia greveana*, *Diporidium greveanum*, *Millettia aurea* et *Ormocarpopsis calcicola* (VU).

3.3.2. Répartition phytogéographique

La figure ci-dessous présente la répartition phytogéographique des espèces végétales dans le site d'Antsanitia.

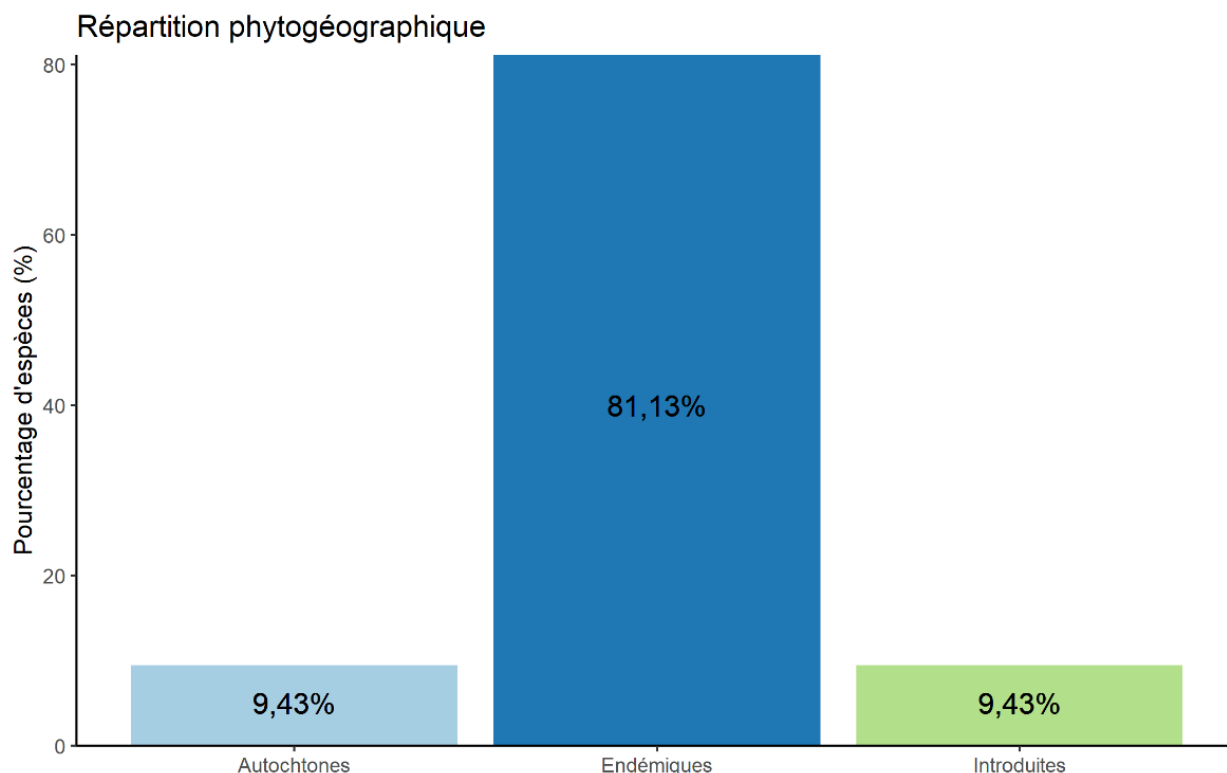


Figure 4. Répartition phytogéographique des espèces végétales

Le nombre d'espèces endémiques dans l'ensemble des zones étudiées sont importantes allant jusqu'à 81,13% (soient 43 espèces). Tandis que les autres catégories ne représentent que peu d'espèces (5 espèces, 9,43%). Par ailleurs, cette endémisme se répartissent dans les zones d'intervention.

3.3.2. Densité

3.3.2.1. Densité des individus par ha

La densité correspond au nombre d'individus par hectare. Dans cette étude, cinq quadrats de 10×10 m ont été installés dans chaque zone, soit une surface totale de 500 m^2 (équivalente à $1/20 \text{ ha}$). La zone de Mandravasarotra présente la densité la plus élevée, avec $14\,300 \text{ ind/ha}$ pour les individus de $\text{DHP} \geq 5 \text{ cm}$, ce qui correspond à $1\,430$ individus pour 500 m^2 .

3.3.2.2. Densité des individus dans chaque zone

La zone de Mandravasarotra présente des densités élevées pour certaines espèces. *Dalbergia greveana* (Manary boty) et *Dalbergia trichocarpa* (Manary boty) affichent les effectifs les plus importants, avec respectivement 12 et 11 individus recensés. Ces valeurs correspondent à des densités estimées de 240 et 220 ind/ha pour les individus de $\text{DHP} \geq 5 \text{ cm}$ (soit $0,024$ et $0,022 \text{ ind/500 m}^2$). Dans la zone B, les densités les plus élevées concernent *Cedrelopsis grevei* (Katrafay) et *Dalbergia trichocarpa*, avec respectivement 200 et 220 ind/ha ($\text{DHP} \geq 5 \text{ cm}$). Dans la zone C, la densité la plus forte est observée pour *Dalbergia trichocarpa*, atteignant 500 ind/ha pour les individus de $\text{DHP} \geq 5 \text{ cm}$.

3.3.3. Surface terrière

3.3.3.1. Surface terrière dans l'ensemble des zones et espèces

La surface terrière (G_i), exprimée en cm^2 , montre des variations notables entre les zones étudiées. La valeur la plus élevée est enregistrée à Mandravasarotra (59 933,14 cm^2), indiquant une contribution importante des individus de grand diamètre. Des valeurs relativement élevées sont également observées dans la zone B (52 002,78 cm^2) et la zone C (43 419,17 cm^2), traduisant une présence significative d'arbres de diamètre supérieur. En revanche, les zones A (28 398,43 cm^2), D (24 400,75 cm^2) et E (13 691,06 cm^2) présentent des surfaces terrières plus faibles, suggérant une dominance d'individus de plus petit diamètre ou une moindre abondance d'arbres de grande taille. Ces différences de surface terrière reflètent des variations de structure forestière entre les zones, possiblement liées aux dynamiques de régénération et aux niveaux de perturbation.

3.3.3.2. Surface terrière dans chaque zone et sur les espèces cibles

Dans la zone Mandravasarotra, la surface terrière de l'espèce *Dalbergia greveana* et *Dalbergia trichocarpa* est respectivement de 1093,27 cm^2 et de 362,06 cm^2 . Par contre, dans la zone A et la zone B, c'est l'espèce *Cedrelopsis grevei* qui a une valeur de la surface terrière la plus haute (1544,87 cm^2 et 4059,72 cm^2 , respectivement). L'espèce *Cinnamosma fragrans* tient une valeur élevée également dans la zone B avec 2722,97 cm^2 . La zone C, *Dalbergia trichocarpa* (1457,69 cm^2) tient également une surface terrière importante et *Cedrelopsis grevei* dans la zone D (1792,27 cm^2).

3.3.4. Mesure de la diversité biologique

La Figure 3 illustre les indices de diversité de Shannon (H') et d'équitabilité de Pielou (J') pour la flore par zone

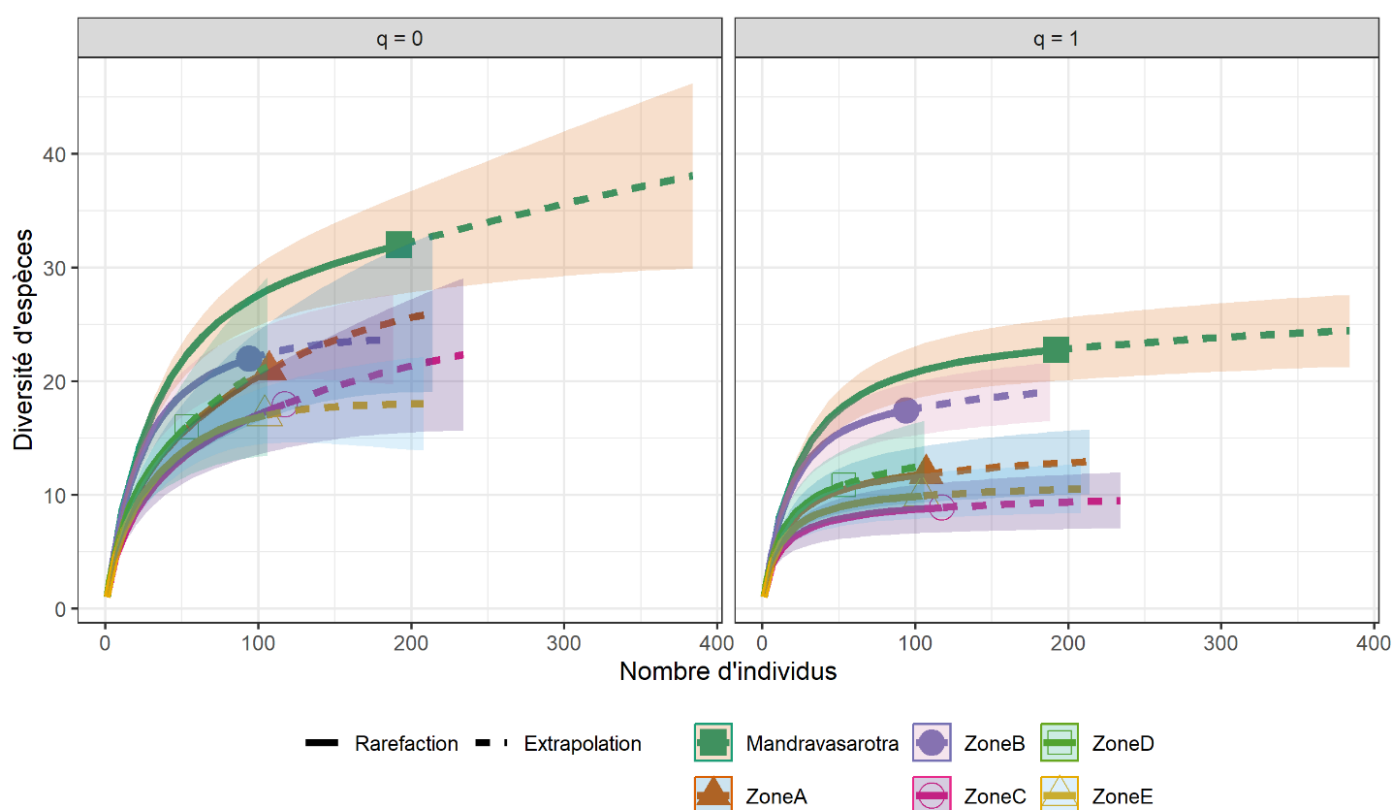


Figure 5. Indices de diversité floristique

La diversité spécifique, estimée à l'aide de l'indice de Shannon, varie selon les zones étudiées. La valeur la plus élevée est observée à Mandravasarotra ($H' = 2,49$), suivie de la Zone B ($H' = 2,31$) et de la Zone E ($H' = 1,86$). Des valeurs plus faibles sont enregistrées dans les Zones C ($H' = 1,68$) et D ($H' =$

1,63), traduisant une diversité floristique relativement réduite. Par ailleurs, les valeurs de l'indice d'équitabilité de Pielou sont toutes supérieures à 0,70, indiquant une distribution relativement homogène des abondances spécifiques et suggérant l'absence de dominance marquée au sein des communautés végétales étudiées.

3.3.3. Dendrometrie

3.3.3.1. Diamètre à hauteur de poitrine

La Figure 4 montre la distribution des diamètres à hauteur de poitrine (DHP) par classe de taille dans les zones d'étude.

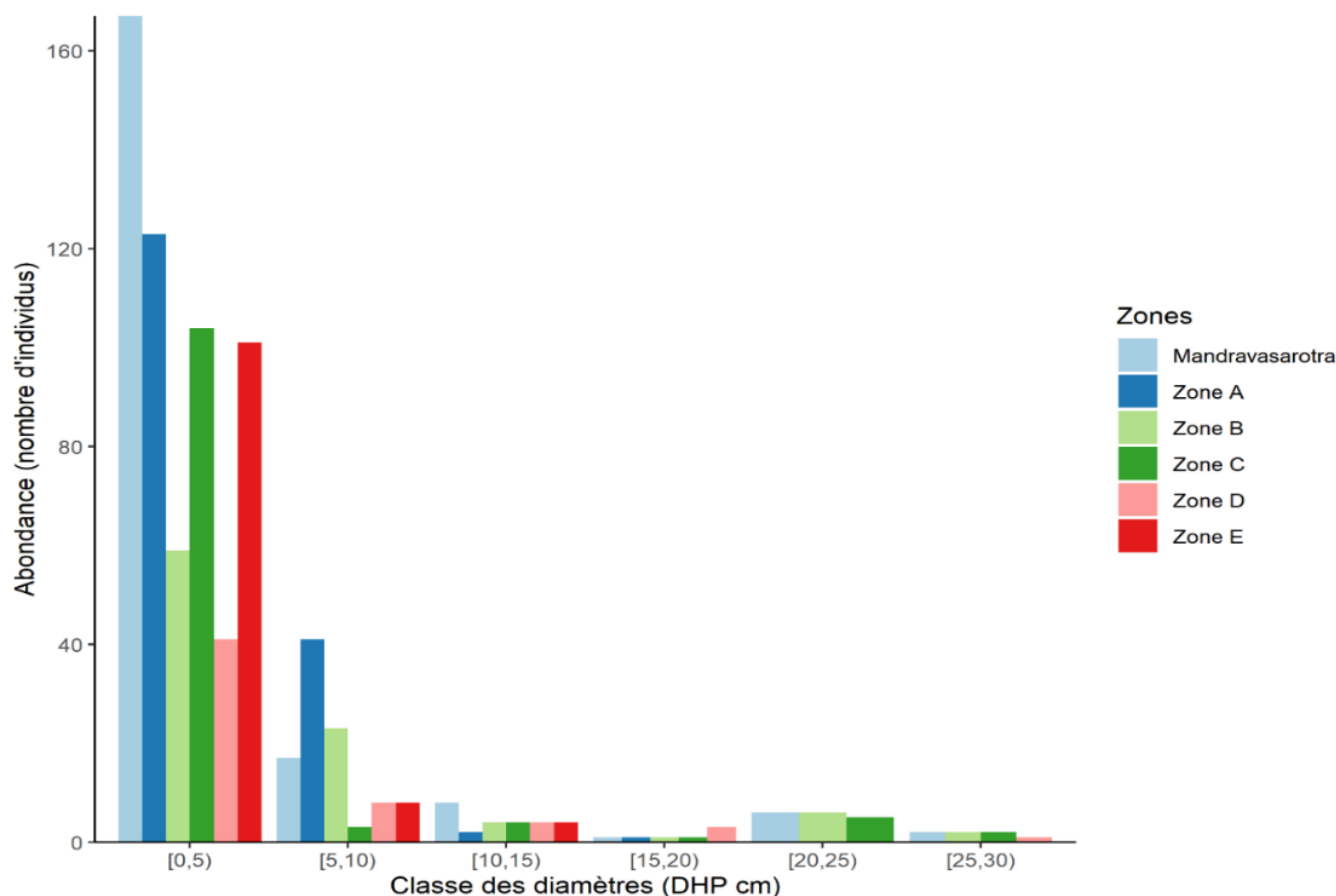


Figure 6. Structure diamétrique des peuplement) par zone à Antsanitia

La zone Mandravarasotra possède un nombre important en individus de faible diamètre (0-5 cm), ainsi que les zones A, zone C et zone E. Par contre, peu d'individus sont rencontrés dans la classe de diamètre 5-10 cm représenté par la zone A. Les individus de gros diamètre de plus de 20 cm se rencontrent dans les zones Mandravarasotra, zone B, zone C et zone D (faible abondance).

La Figure 5 présente la relation allométrique significative entre hauteur et diamètre

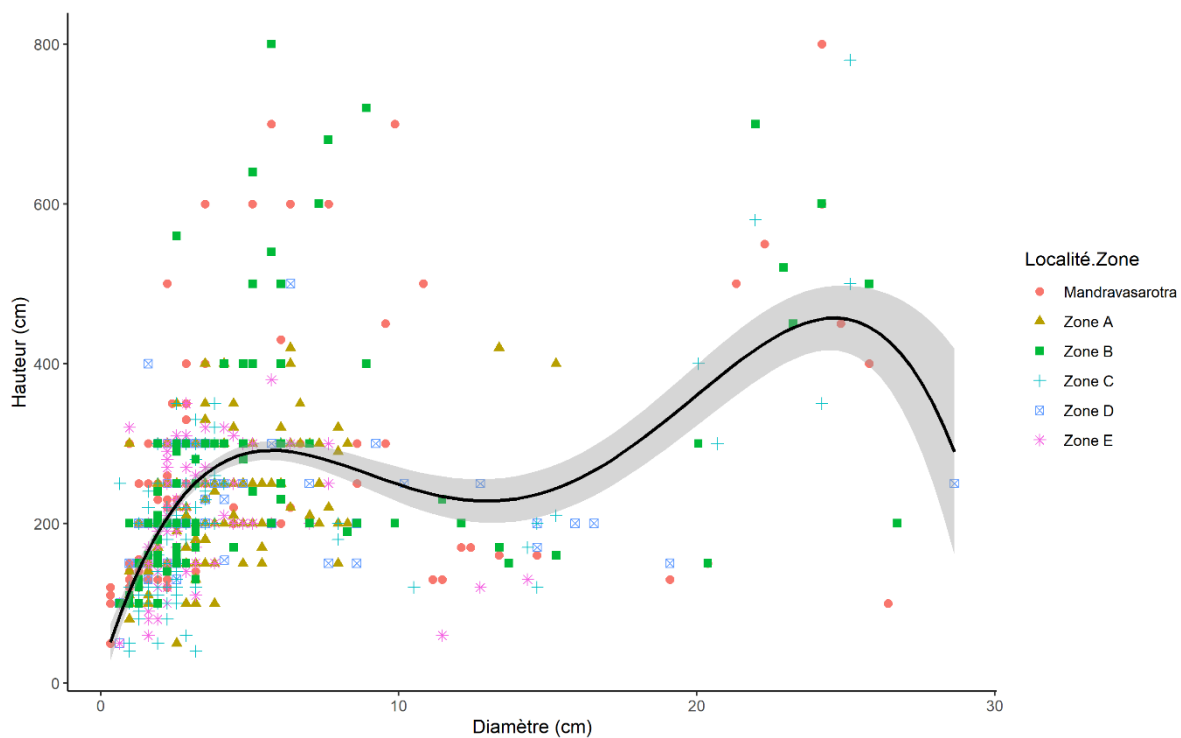


Figure 5. Relation hauteur-diamètre des arbres et arbustes

Une corrélation significative (Kendal, $z = 14,6$; $P < 0,001$) a été montrée entre les hauteurs et les diamètres des espèces d'arbres dans les zones d'études. La relation entre les diamètres et les hauteurs des arbres est significative ($R^2 = 0,3254$, $P < 0,001$) dans l'ensemble des arbres et arbustes recensés dans la forêt sèche de Antsanitia.

3.3.4. Pressions et menaces dans le site d'étude

Lors des relevés de terrain, la présence de fours à charbon abandonnés était fréquente. L'inventaire a également révélé de nombreux arbres abattus et des trous dans le sol, témoignant de l'intensité des activités anthropiques. Les populations locales expliquent que ces défrichements sont liés à leur dépendance aux ressources forestières : elles utilisent la forêt pour se procurer de la nourriture, comme les ignames (*Dioscorea bemandry*) et les baies (*Flacourtia ramontchi*), des plantes médicinales, par exemple pour traiter les diarrhées (*Strychnos madagascariensis*) ou la gale (*Croton argyrodaphne*), ainsi que pour le bois de chauffe. Ces pratiques entraînent malheureusement une destruction progressive de l'habitat naturel. La vie quotidienne des populations locales est étroitement liée aux ressources forestières, utilisées notamment pour la construction de maisons et de clôtures. Plusieurs espèces d'arbres sont exploitées à cette fin, telles que *Bismarckia nobilis*, *Commiphora* sp., ainsi que des espèces appartenant à la famille des Fabaceae. Par ailleurs, les feux de brousse constituent également une menace récurrente dans le site d'étude.

4. Discussion

Les résultats révèlent des gradients marqués de dégradation écologique dans la forêt sèche d'Antsanitia. Ces gradients sont directement liés à la pression anthropique exercée par l'expansion urbaine de Mahajanga située à seulement 17,6 km [VIE 18]. Ces variations spatiales de biodiversité traduisent des stades successifs de perturbation. Ces perturbations ont des implications qui débordent largement le cadre purement écologique. Elles affectent directement la résilience du système urbain adjacent.

La richesse aviaire varie drastiquement entre les zones étudiées. Seulement 3 espèces ont été recensées en zone C contre 13 espèces dans les zones D et E. L'indice de Shannon maximal atteint $H' =$

2,18 en zone E. Cette valeur contraste fortement avec la faible diversité de la zone C où $H' = 0,95$. L'analyse de Jaccard confirme cette hétérogénéité spatiale. La zone C présente des dissimilarités élevées de 91,67% avec Mandravasarotra et 90% avec la zone A. Les zones D et E affichent une plus grande similitude avec seulement 63,16% de dissimilarité.

Les espèces forestières spécialistes se concentrent exclusivement dans les zones D et E. *Coua cristata*, *Upupa marginata* et *Otus rutilus* témoignent de micro-habitats encore intacts dans ces zones. Leur absence totale en zone C est frappante. Cette absence est couplée à la dominance d'espèces anthropophiles. *Foudia madagascariensis* et *Passer domesticus* dominent les matrices dégradées. Ce contraste révèle une porosité accrue de la lisière forestière [RAN 23]. L'équitabilité élevée observée partout reste notable. Les valeurs de J varient de 0,83 à 0,93. Ces valeurs suggèrent l'absence de dominance absolue d'une espèce. Elles maintiennent une résilience fonctionnelle minimale malgré la dégradation.

Pour l'herpétofaune, 12 espèces ont été recensées. Parmi elles, 83,3% sont endémiques. La richesse atteint un maximum de 10 espèces en zone B. Elle atteint un minimum de 4 espèces en zone E. Les indices de Shannon varient de $H' = 1,89$ à 1,92 pour les zones A, B et D. La valeur tombe à $H' = 0,89$ en zone E. Le dendrogramme de Jaccard montre un isolement marqué de Mandravasarotra. Les dissimilarités atteignent 57 à 77%. Une proximité existe entre les zones C et E. La dissimilarité n'y est que de 33%. Ces résultats suggèrent des réponses différentielles aux pressions anthropiques. Les Lamprophiidae comme *Dromicodryas* spp. persistent dans les zones ouvertes. Les Chamaeleonidae (*Furcifer oustaleti*) nécessitent une structure boisée minimale pour survivre [THE 15];[RAX 93].

L'inventaire floristique révèle 53 espèces réparties en 29 familles. Parmi elles, 81,13% sont endémiques. Mandravasarotra domine avec 32 espèces et 28 genres. La densité atteint 14 300 ind/ha avec $DHP \geq 5$ cm à Mandravasarotra. Cette densité contraste avec une structure diamétrique alarmiste. Les petits pieds dominent dans la classe 0-5 cm. Les grands diamètres restent rares au-delà de 20 cm. La surface terrière culmine à 59 933 cm² à Mandravasarotra. Elle n'atteint que 13 691 cm² en zone E. Les indices de Shannon floristique restent cohérents. H' varie de 1,63 à 2,49. L'équitabilité dépasse 0,70 partout [MOA 07]. Les espèces menacées sont particulièrement affectées. *Dalbergia louvelii* (EN) et *Dypsis ampasindavae* (CR) confirment une exploitation sélective intense.

La rareté des arbres matures est frappante. *Dalbergia greveana* se limite à 240 ind/ha en zone Mandravasarotra. *Cedrelopsis grevei* domine les zones A et B par leur surface terrière. L'omniprésence de fours à charbon documentés sur le terrain est éloquent. Ces observations révèlent une dynamique extractive classique. La coupe sélective cible les espèces de valeur. Elle inhibe la régénération naturelle. Elle entraîne un appauvrissement structurel. Elle aboutit à une perte de résilience [RAL 23].

La relation allométrique hauteur-DHP est hautement significative. Le coefficient R^2 atteint 0,3254 avec $P < 0,001$. Ce résultat confirme une structure forestière juvénile et altérée par l'exploitation. Les feux de brousse sont fréquents en saison sèche. Ils empêchent la fermeture du couvert forestier. Ils favorisent l'installation de graminoides invasives. Ces processus amplifient la fragmentation spatiale. Les fortes dissimilarités de Jaccard entre zones le démontrent clairement.

La réduction du couvert forestier est nette dans les zones C, D et E. La fragmentation des peuplements s'y ajoute. L'exposition des versants aggrave la situation. Un ruissellement concentré en résulte. Ce ruissellement menace d'ensabler les routes et quartiers périphériques de Mahajanga. Les zones d'activités situées en aval sont également concernées [ONE 13];[ANDRIAN 23];[KUL 00].

L'ouverture du paysage résulte des coupes sélectives et des feux de brousse. Cette ouverture accroît la probabilité de départs de feux incontrôlés. Leur propagation rapide vers les zones habitées devient un risque majeur. Ce risque s'amplifie particulièrement en saison sèche sous l'effet des vents dominants [MOA 07];[VIE 18]. La perte progressive de la fonction d'interception hydrique compromet la régulation des écoulements. Les risques de crues soudaines augmentent.

La proximité croissante entre oiseaux forestiers et zones urbanisées crée des conditions préoccupantes. *Falco concolor* (VU, endémique) évolue près des espaces agricoles et de Mahajanga. Un potentiel spill-over de pathogènes en résulte. [TAN 16] documente le rôle central des espèces aviaires dans la circulation du virus West Nile à Madagascar. Les gradients de perturbation observés à Antsanitia pourraient amplifier les réservoirs naturels. Les opportunités de contact humain s'en trouvent multipliées. Une surveillance entomologique renforcée s'impose [BRO 16].

L'exploitation intensive du bois de chauffe et du charbon de bois motive une forte demande énergétique à Mahajanga. Cette exploitation menace directement les services écosystémiques critiques. La stabilisation des sols repose actuellement sur un couvert à 81% endémique. Ce service risque la rupture dans 5-10 ans pour les zones C et E.

L'approvisionnement en combustibles ligneux repose sur 14 300 ind/ha. Cette base est déjà sous tension immédiate. La régulation hydrologique reste fonctionnelle grâce à la structure juvénile actuelle. Elle pourrait s'effondrer dans 10 ans. Les produits forestiers non ligneux risquent de disparaître dans 5 ans. Les communautés locales perdraient alors savoirs et ressources traditionnels.

La forêt d'Antsanitia constitue un tampon écologique critique. Sa défaillance créerait une vulnérabilité systémique pour Mahajanga. Un actif écologique deviendrait un passif urbain majeur [RAS 21] ;[RAL 23]. La protection stricte des zones D et E s'impose immédiatement. Ces zones se distinguent par leur richesse élevée et leur structure stable. La restauration active de la zone C doit suivre sans délai. Le reboisement avec *Cedrelopsis grevei* et *Dalbergia* spp. restaurerait la connectivité paysagère.

L'accompagnement des communautés locales apparaît indispensable. Des alternatives durables réduiraient la dépendance à l'exploitation destructrice. L'apiculture valorisant *Bismarckia nobilis* offre des perspectives. L'agroforesterie avec des Fabaceae adaptées aux conditions sèches complète cette approche. Ces solutions maintiendraient les revenus locaux [AND 21] ;[WAEB 15].

Un suivi scientifique rigoureux est nécessaire. Des transects permanents doivent être établis. Un monitoring avifaune, herpétofaune et dendrométrie doit être mis en place. La télédétection de la fragmentation complète ce système. Ces outils détecteront précocement les évolutions critiques. Ils permettront d'ajuster les interventions

La conservation de la forêt d'Antsanitia dépasse la préservation patrimoniale. Elle représente un investissement stratégique. La sécurité environnementale, hydrique et sanitaire de Mahajanga en dépend. L'urbanisation s'accélère. Le changement climatique s'intensifie. Ces pressions rendent cette approche impérieuse.

5. Conclusion

Cette étude a permis de documenter l'état écologique, la diversité biologique et la structure des communautés floristiques et fauniques des zones de Mandravasarotra et d'Antsanitia, confirmant leur statut de refuge de biodiversité critique dans la région de Boeny. Les inventaires multi-taxons révèlent une richesse exceptionnelle, notamment au niveau floristique, avec l'identification de 53 espèces végétales, dont un taux remarquable de 81,13 % d'endémisme. La dominance des familles Fabaceae et Papilionaceae illustre l'adaptation structurelle typique de cette forêt sèche malgache. Du point de vue faunique, la richesse aviaire est la plus élevée dans les zones D et E, tandis que la zone B présente la plus forte diversité de reptiles. Ces résultats démontrent que la qualité de l'habitat reste un facteur déterminant pour la distribution des communautés animales, notamment pour les espèces spécialistes dépendantes des microstructures forestières intactes ou semi-intactes.

Malgré cette richesse, les données récoltées traduisent une vulnérabilité critique face aux pressions anthropiques persistantes. Les observations de terrain (fours à charbon abandonnés et arbres abattus)

confirment que l'exploitation illicite et le défrichement, liés à la dépendance des populations locales aux ressources forestières (bois, charbon, aliments), sont les moteurs principaux de la dégradation. La structure de la forêt est significativement altérée par la coupe sélective des espèces clés telles que *Dalbergia greveana* et *Cedrelopsis grevei*. L'absence de certains taxons et la faible diversité notée dans des zones comme la Zone C (oiseaux) et la Zone E (reptiles) mettent en lumière la sensibilité accrue des espèces endémiques à la fragmentation, aux feux et à la perte d'intégrité structurelle de leur habitat.

Au regard des résultats obtenus, plusieurs actions prioritaires sont recommandées pour assurer la conservation durable des forêts sèches d'Antsanitia. Il est essentiel de renforcer la protection des zones les plus riches en biodiversité, notamment les zones D et E, en limitant les activités extractives et en améliorant la surveillance contre la coupe sélective et les feux de brousse. La restauration écologique des zones fortement dégradées, comme la zone C, devrait être engagée à travers le reboisement avec des essences autochtones telles que *Cedrelopsis grevei*, *Dalbergia* spp. et d'autres Fabaceae adaptées aux conditions sèches. Un système de suivi écologique régulier, basé sur des transects permanents et un monitoring avifaunistique, herpétologique et dendrométrique, permettrait de détecter rapidement les évolutions de l'état des habitats. L'implication active des communautés locales est également indispensable : programmes de sensibilisation, promotion d'activités alternatives (apiculture, écotourisme, agroforesterie) et création de comités de gestion participative renforceraient l'adhésion sociale à la conservation. Finalement, un renforcement de la gouvernance environnementale s'impose, incluant une meilleure coordination entre autorités, ONG et collectivités, ainsi qu'un contrôle plus strict de l'exploitation illégale des bois précieux. Ensemble, ces actions contribueraient à préserver la biodiversité exceptionnelle d'Antsanitia tout en assurant la résilience écologique du paysage à long terme.

5. Bibliographie

- [AND 21] Andreone, F., Carpenter, A. I., Crottini, A., D'Cruze, N., Dubos, N., Edmonds, D., Garcia, G., Luedtke, J., Megson, S., Rabemananjara, F., Randrianantoandro, C., Randrianelona, R., Robinson, J., Vallan, D., & Rosa, G. M. (2021). Amphibian conservation in Madagascar: Old and novel threats to a peculiar fauna. In H. Heatwole & M.-O. Rödel (Eds.), *Status and threats of Afrotropical amphibians: Sub-Saharan Africa, Madagascar, Western Indian Ocean Islands* (Vol. 11, Issue 7, pp. 147–186). Chimaira.
- [ANDRIA 21] Andriantsimanarilafy, R.R.; Rabearivony, J. (2021) A new record, with range extension, for the dwarf chameleon *Brookesia ebenau* Boettger, 1880 from Beantely forest, north of Madagascar. *Herpetol. Notes*, 14, 551–553.
- [BIB] Bibby, J., Burgess, D. & Hill, A. (1992). *Bird Census Techniques*. London: Academic Press, 257 p.
- [BLA 06] Blanc-Pamard, C., & Rakoto Ramiarantsoa, H. (2007). *La gestion sociale de l'environnement à Madagascar : entre normes et pratiques*. IRD Éditions.
- [BRA 65] Braun-Blanquet, J. (1965). *Plant sociology: The study of plant communities*. Transl. rev. and ed. by C.D. Fuller & H.S. Conard. London: Hafner, 439 pp.
- [BRO 22] Brown, J. L., Sillero, N., Glaw, F., Bora, P., Vieites, D. R., & Vences, M. (2016). Spatial biodiversity patterns of Madagascar's amphibians and reptiles. *PLOS ONE*, 11(1), e0144076. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144076>
- [CHA 14] Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L. & Ma, K.H. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45–67.
- [GAR 15] Gardner, C.J.; Raxworthy, C.J.; Metcalfe, K.; Raselimanana, A.P.; Smith, R.J.; Davies, Z.G. (2015) Comparing Methods for Prioritizing Protected Areas for Investment: A Case Study Using Madagascar's Dry Forest Reptiles. *PLoS ONE*, 10, e0132803. [Google Scholar] [CrossRef] [PubMed]
- [GAU 03] Gautier, L., & Goodman, S. M. (2003). Introduction to the flora of Madagascar. In S. M. Goodman & J. Benstead (Eds.), *The natural history of Madagascar* (pp. 229–250). University of Chicago Press.
- [GLA 94] Glaw, F., & Vences, M. (1994). *A fieldguide to the amphibians and reptiles of Madagascar* (1st ed.). Vences & Glaw Verlag.

- [GLA 03] Glaw, F., & Vences, M. (2003). Introduction to amphibians. In S. M. Goodman & J. Benstead (Eds.), *The natural history of Madagascar* (pp. 883–898). University of Chicago Press.
- [GLA 07] Glaw, F.; Vences, M. A (2007). *Fieldguide to the Amphibians and Reptiles of Madagascar*, 3rd ed.; Vences & Glaw Verlags GbR Hardtstr.2, 50939 köln (Cologne): Cologne, Germany.
- [GLA 22] Glaw, F.; Vences, M.; Raxworthy, C.J. (2022) Diversity and exploration of the Malagasy reptilia fauna. In *The New Natural History of Madagascar*; Goodman, S.M., Ed.; Princeton University Press: Princeton, NJ, USA; Volume 2, pp. 1423–1552.
- [GOO 05] Goodman, S. M., & Benstead, J. P. (2005). *The natural history of Madagascar*. University of Chicago Press.
- [GOO 13] Goodman, S.M. & Raherilalao, M.J. (Eds.). (2013). *Atlas d'une sélection de vertébrés terrestres de Madagascar*. Antananarivo: Association Vahatra.
- [GOO 18] Goodman, S. M., Raherilalao, M. J., & Wohlhauser, S. (2018). *Les aires protégées terrestres de Madagascar: Leur histoire, description et biote / The terrestrial protected areas of Madagascar: Their history, description, and biota*. Association Vahatra
- [KULO 26] Kulohoma, B. W., & Wesonga, C. S. A. (2026). Migratory birds as vectors of zoonotic diseases: Surveillance and One Health approaches. *CABI One Health*, 5(1), 0004. <https://doi.org/10.1079/cabionehealth.2026.000>
- [KUL 00] Kull, C. A. (2000). Deforestation, erosion, and fire: Degradation myths in the environmental history of Madagascar. *Environment and History*, 6(4), 421–450
- [MITT 10] Mittermeier, R. A., Hawkins, F., Louis, E. E., Langrand, O., Ratsimbazafy, J., Rasoloarison, R., Roos, C., Kappeler, P., & Mackinnon, J. (2010). *Lemurs of Madagascar* (3rd ed.). Conservation International.
- [MOA 07] Moat, J., & Smith, P. (2007). *Atlas of the vegetation of Madagascar*. Kew Publishing.
- [MYE 00] Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858.
- [NUS 00] Nussbaum, R.A. & Raxworthy, C.J. (2000). Revision of the Madagascan snake genus *Heteroliodon* Boettger (Reptilia: Squamata: Colubridae). *Herpetologica*, 56(4), 489–499.
- [ONE 13] ONE, CI, MNP, Norad & FTM. (2013). Evolution de la couverture de forêts naturelles a Madagascar entre 2005-2010. p.42.
- [PEN 09] Pennington, R.T., Lavin, M. & Oliveira-Filho, A. (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 437–457. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>
- [RAK 25] Rakotoarimalala, F., Kuhn, A., Raselimanana, A. P., & Ruane, S. (2025). Herpetofaunal diversity in northern Madagascar: The Andrafiomena-Andavakoera protected area. In S. M. Goodman & J. A. Tahinarivony (Eds.), *A floral and faunal inventory of the Andrafiomena-Andavakoera protected area of northern Madagascar* (Malagasy Nature, 19, pp. 160–174).
- [RAL 23] Ralimanana, H., Perrigo, A. L., Smith, R. J., Borrell, J. S., Faurby, S., Rajaonah, M. T., Randriamboavonjy, T., Vorontsova, M. S., Cooke, R. S. C., Phelps, L. N., Sayol, F., Andela, N., Andermann, T., Andriamanohera, A. M., Andriambololonera, S., Bachman, S. P., Bacon, C. D., Baker, W. J., Belluardo, F., Birkinshaw, C., Cable, S., Canales, N. A., Carrillo, J. D., Clegg, R., Clubbe, C., Crottini, A., Damasco, G., Dhanda, S., Edler, D., Farooq, H., de Lima Ferreira, P., Fisher, B. L., Forest, F., Gardiner, L. M., Goodman, S. M., Grace, O. M., Guedes, T. B., Hackel, J., Henniges, M. C., Hill, R., Lehmann, C. E. R., Lowry II, P. P., Marline, L., Matos-Maraví, P., Moat, J., Neves, B., Nogueira, M. G. C., Onstein, R. E., Papadopoulos, A. S. T., Perez-Escobar, O. A., Phillipson, P. B., Pironon, S., Przelomska, N. A. S., Rabarimanarivo, M., Rabehevitra, D., Raharimampionona, J., Rajaonary, F., Rajaovelona, L. R., Rakotoarinivo, M., Rakotoarisoa, A. A., Rakotoarisoa, S. E., Rakotomalala, H. N., Rakotonasolo, F., Ralaiveloarisoa, B. A., Ramirez-Herranz, M., Randriamamonjy, J. E. N., Randrianasolo, V., Rasolohery, A., Ratsifandrihamanana, A. N., Ravololomanana, N., Razafiniary, V., Razanajatovo, H., Razanatsoa, E., Rivers, M., Silvestro, D., Testo, W., Torres Jiménez, M. F., Walker, K., Walker, B. E., Wilkin, P., Williams, J., Ziegler, T., Zizka, A., & Antonelli, A. (2022). Madagascar's extraordinary biodiversity: Threats and opportunities. *Science*, 378, eadf1466. <https://doi.org/10.1126/science.adf1466>
- [RAN 16] Randriamamonjy, T. A. (2016). Inefficiency of forestry regulations and management applicability on rosewood (*Dalbergia* spp.) exploitation in Madagascar: Case study of Marojejy and Masoala National Parks. *Journal of Arts, Science & Commerce*, VII (3). <https://doi.org/10.18843/rwjasc/v7i3/05>
- [RAN 23] Randriamialisoa, A., Andriantsimanarilafy, R. R., Rakotondrina, A. J. V., Rakotoarisoa, J. A., Nasaina, R. T., Rabearivony, J., & Raselimanana, A. P. (2023). Overview of reptile diversity from Bobaomby Complex, northern tip of Madagascar. *Animals*, 13(21), 3396. <https://doi.org/10.3390/ani13213396>

- [RAS 08] Raselimanana, A. (2008). Herpétofaune des forêts sèches malgaches. In *The Natural History of Madagascar*.
- [RAS 23] Rasoamanana, A., Tahina, R. F., & Gardner, C. J. (2023). Linking institutional weaknesses to deforestation drivers in the governance of protected areas in Madagascar. In [Titre de l'ouvrage] (Chap. 10). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781003363101-10>
- [RAX 93] Raxworthy, C.J. & Nussbaum, R.A. (1993). A new Madagascan *Phelsuma*, with a review of *Phelsuma trilineata* and comments on *Phelsuma cepedianana* in Madagascar (Squamata: Gekkonidae). *Herpetologica*, 49, 342–349.
- [RAX 94] Raxworthy, C.J. & Nussbaum, R.A. (1994a). A partial systematic revision of the day geckos, *Phelsuma* Gray, of Madagascar (Reptilia: Squamata: Gekkonidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 112, 321–335.
- [RAX 91] Raxworthy, C.J. (1991). Field observations on some dwarf chameleons (*Brookesia* spp.) from rainforest areas of Madagascar, with description of a new species. *Journal of Zoology*, 224, 11–25. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1991.tb04785.x>
- [RAX 88] Raxworthy, C.J. (1988). A herpetological survey of Manongarivo. In N. Quansah (Ed.), *Manongarivo Special Reserve (Madagascar) 1987–88 Expedition Report* (pp. 57–86).
- [RUA 16] Ruane, S., Burbrink, F.T., Randriamahatantsoa, B. & Raxworthy, C.J. (2016). The cat-eyed snakes of Madagascar: phylogeny and description of a new species of *Madagascarophis* (Serpentes: Lamprophiidae) from the Tsingy of Ankarana. *Copeia*, 104, 712–721.
- [SED 00] Seddon, N., Tobias, J., Yount, J. W., Ramanampamonjy, J. R., Butchart, S., & Randrianizahana, H. (2000). Conservation issues and priorities in the Mikea Forest of south-west Madagascar. *Oryx*, 34(4), 287–304.
- [SHI 23] Shi, J., Xu, F. & Xiang, W. (2023). Fusing tree-ring and permanent sample plot data to model influences of climate and thinning on tree growth in larch plantations in northeast China. *Forest Ecology and Management*, 531, 120800. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120800>
- [TAN 16] Tantely, M. L., Goodman, S. M., Rakotondranaivo, T., & Boyer, S. (2016). Review of West Nile virus circulation and outbreak risk in Madagascar: Entomological and ornithological perspectives. *Parasite*, 23, Article 49. <https://doi.org/10.1051/parasite/2016058>
- [THE 15] Theisinger, O., & Ratianariv, M. C. (2015). Patterns of reptile diversity loss in response to degradation in the spiny forest of southern Madagascar. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1), 273–283.
- [VIE 18] Vielledent, G., Grinand, C., Vaudry, R., & Andrianirina, N. (2018). Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation*, 222, 189–197.
- [WAE 15] Waeber, P., Wilmé, L., Ramamonjisoa, B., & Garcia, C. A. (2015). Dry forests in Madagascar: Neglected and under pressure. *International Forestry Review*, 17(S2), 201–217. <https://doi.org/10.1505/146554815815834822>