

VOLUME 18

ISSUE 01

DECEMBER 2023



# MADAGASCAR CONSERVATION & DEVELOPMENT

INVESTING IN A SUSTAINABLE NATURAL ENVIRONMENT FOR FUTURE  
GENERATIONS OF HUMANS, ANIMALS AND PLANTS OF MADAGASCAR

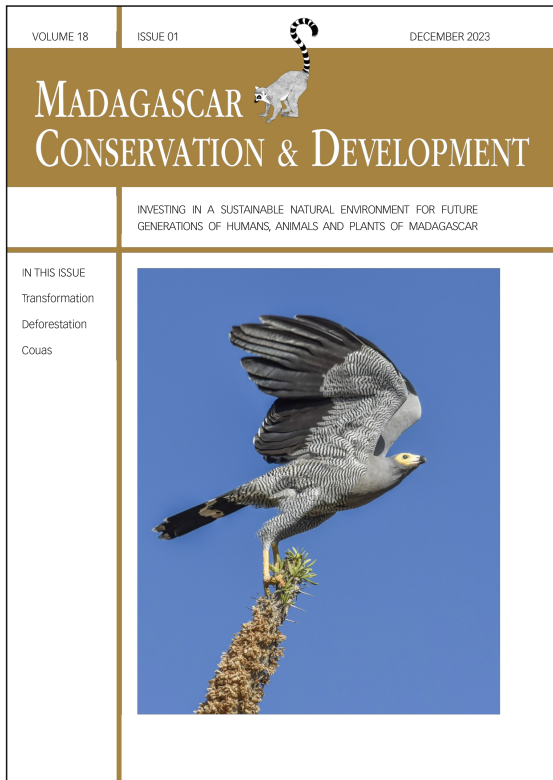
## IN THIS ISSUE

Transformation

Deforestation

Couas





Madagascar Conservation & Development is the journal of Indian Ocean e-Ink. It is produced under the responsibility of this institution. The views expressed in contributions to MCD are solely those of the authors and not those of the journal editors or the publisher.

All the Issues and articles are freely available at <https://www.journalmcd.com>



Contact Journal MCD  
[info@journalmcd.net](mailto:info@journalmcd.net) for general inquiries regarding MCD  
[funding@journalmcd.net](mailto:funding@journalmcd.net) to support the journal

Madagascar Conservation & Development  
Institute and Museum of Anthropology  
University of Zurich  
Winterthurerstrasse 190  
CH-8057 Zurich  
Switzerland

io@i

Indian Ocean e-Ink  
Promoting African Publishing and Education  
[www.ioeink.com](http://www.ioeink.com)



MISSOURI BOTANICAL GARDEN

Missouri Botanical Garden (MBG)  
Madagascar Research and Conservation Program  
BP 3391  
Antananarivo, 101, Madagascar

## TABLE OF CONTENTS

## EDITORIAL

- 03 Translation and transformation. *Richard, A.F.*  
<<https://dx.doi.org/10.4314/mcd.v18i1.5>>

## ARTICLE

- 05 Caractérisation et analyse des services écosystémiques de l'aire protégée Complexe Mahavavy Kinkony (Madagascar) selon la perception des communautés locales. *Rambeloarisoa, L. F., Roger, E., Faramalala, M. H., Rakotondraompiana, S., Rakotoniaina, S.*  
<<https://dx.doi.org/10.4314/mcd.v18i1.1>>
- 15 Decrease of deforestation in Protected Areas of Madagascar during the Covid-19 years. *Andrianambinina, F. O. D., Rafanoharana, S. C., Rasamuel, H. A. T., Waeber, P. O., Ganzhorn, J. U., Wilmé, L.*  
<<https://dx.doi.org/10.4314/mcd.v18i1.2>>
- 22 Variation de la masse et des caractères morphologiques des lémuriens nocturnes dans les forêts primaires et dégradées de Menabe Sud, Belo sur Mer, Madagascar. *Rakotomalal, J. E., Lewis, R. J., Louis, E. E., Rakotomanana, H. F.*  
<<https://dx.doi.org/10.4314/mcd.v18i1.3>>
- 31 Les déterminants de la réussite des initiatives exogènes de la diversification des moyens de subsistance des communautés de pêcheurs. *Ranaivomanana, L., Mara, E. R., Mahafina, J. A.*  
<<https://dx.doi.org/10.4314/mcd.v18i1.4>>
- 39 Exploring the potential of occupancy modelling using passive acoustics in *Coua gigas* and *Coua coquereli*. *Jordan, C., Markolf, M.*  
<<https://dx.doi.org/10.4314/mcd.v18i1.6>>

# Translation and transformation

Finishing my PhD field research in 1971, the environmental challenges facing Madagascar were already clear and I decided to try to help. At the time, I viewed this as a separate track in my life that had little or nothing to do with my academic career as a biological anthropologist. This was to change over the ensuing decades. At the outset, the then President of the School of Agronomy (ESSA) at the University of Madagascar, the late Gilbert Ravelojaona, encouraged a small group of us from ESSA, Yale, and Washington University, to establish a partnership with a rural community. There would be three goals: conserve the surrounding forests and wildlife, improve community members' livelihoods, and provide a site for training and research. Ravelojaona was ahead of his time: only in the 1980s did community-based conservation approaches gain wide attention (Pollini et al. 2014). His vision took us eventually to Bezà Mahafaly, where the partnership continues and has expanded to encompass neighboring communes (Ranaivonasy et al. 2016).

Conservation biology emerged as a university discipline in the 1980s, founded with a unified purpose and conceptual framework (Soulé and Wilcox 1980, Sodhi and Ehrlich 2010). The separation in my mind between research and practice began to crumble, and the experience of working at Bezà Mahafaly accelerated the process. In the early 1990s, the first Integrated Conservation and Development Projects got underway in Madagascar (Jones et al. 2022). Although their success was mixed, they helped bring together conservation efforts on the one hand and development on the other. The founding of this journal in 2006 signaled another step, and its impact was rightly celebrated in an editorial almost a decade ago (Gardner 2014). Today, evidence and insights are widely shared between disciplines, between researchers and practitioners, and among members of the rapidly expanding community of Malagasy environmentalists and overseas colleagues. This involved developing a shared vocabulary for collaboration, but a more dramatic and literal exercise in translation took place at the same time: much of what was formerly published in English or French now simultaneously appears in both languages (e.g., *Madagascar Conservation & Development*, *Malagasy Nature*). All this is huge progress.

And yet... In March 2022, my book about Madagascar's long history and uncertain present was published (Richard 2022) in English and I brought copies with me to Bezà Mahafaly that summer. The locally recruited monitoring team with whom we have worked for many years were eager to know what was in it. Madagascar was not always an island? Madagascar was home to many species of dinosaurs? The ancestors of virtually all land species alive today are descended from a handful of ancestors that managed to cross the Mozambique Channel millions of years ago? Amazing... Their interest and questions led me to consider further

'translational challenges'. What is the point of a book about Madagascar for general readers if most people in Madagascar have no access to it? Language is one reason for its inaccessibility: many cannot read English (or French, into which I hope it will be translated). Reading skill is another: many would be unable or disinclined to read a whole book, even translated into Malagasy—which is unlikely. To make matters worse, the last chapter of *The Sloth Lemur's Song* includes an extended exhortation to share knowledge derived from different ways of knowing, and yet there I was, absolutely not doing that.

What to do? For many years, WWF Madagascar published several issues annually of an environmentally focused magazine called *Vintsy*. Its format was a mix of comics and text in English, French and Malagasy, aimed at 7–15-year-olds. *Vintsy* was widely read inside and outside classrooms, and clubs grew up around it. Not a one-way transmission of information, it stimulated discussion and engagement. Inspired by *Vintsy* and other comic strips, I turned my attention to pictures instead of the words and numbers that have dominated my career. The Malagasy graphic novelists, Pov (William Rasoanaivo) and Dwa (Eric Andriantsialonina), are now working to translate—and transform—my 287-page book in English into four comic books in the Malagasy language. Sitting on the sidelines, fascinated, the learning curve for me is steep. My purpose here is not to describe the journey with respect to this particular book, however, but rather to raise broad issues that have emerged during discussions with colleagues and friends in Madagascar.

First, who is the target audience and how best can that audience be reached? The audience I had in mind were adults with limited literacy living around protected areas. The environmental education of school-age children is critically important, to be sure, but time is running out and there is not enough to wait for them all to grow up. My particular purpose was to share Madagascar's long history, the preciousness of the island's wildlife, and the deep roots and complex history of the Malagasy people themselves. But the question of target audience holds regardless of particular purpose and so does an associated conundrum, expressed by a friend who said he was trying and failing to imagine what he would say while handing over comic books to grown men and women in the communities where he works: variations of "I suggest you read this" and "this is interesting" felt odd and awkward.

Targeting an adult audience poses other challenges too. The regional diversity of Madagascar is high, with differences in climate and topography giving rise to distinctive vegetation and wildlife, and the history of human settlement encompasses distinctive cultural, social, and economic paths to the present (Wright and Rakotoarisoa 1997). Capturing that diversity within the confines of short comic books so that they resonate widely is not easy, though perhaps less daunting than navigating differences of dialect. There are around 18 regional dialects of the Malagasy language, and most protected areas are located in regions where "official Malagasy" may be understood, but not widely spoken. The inter-intelligibility of dialects is much debated. It undoubtedly varies among individuals, depending on education, exposure to other dialects, and inherent willingness or ability to engage with unfamiliar ways of speaking, but my own experience is that dialect is at the very least an important marker of place and history.



Yet the idea of producing comics in 18 different dialects is completely unrealistic.

Together, these considerations led me not to abandon the original target audience of adults but rather to reach them indirectly. The recipients of copies will still be adults, but the initial target readers will be 7–15-year-olds, who are taught “official Malagasy” at school. This not only mitigates the dialect issue but also allows for a different conversation with adults: instead of “this is interesting”, the accompanying explanation is that the books are for their children, grandchildren, or other children in the community—but may be of interest to them too.

Reaching adult audiences successfully in this way will depend not only on how captivating the material is—the graphic authors’ challenge—but also on the distribution channel. The usual way of distributing educational materials is through the school curriculum. But many potential communications are not educational in the formal sense and, even if they are, may fit poorly into the national curriculum; the ministerial approval process is lengthy and complex, moreover, and the target audience is people who live around protected areas, not island-wide. The solution, I hope, lies with the extensive and growing network of organizations working with communities in these places, from Madagascar National Parks to national and international NGOs. They are in the best position to know what works in the local context—whether to give copies to team members, award them as prizes in environmental competitions, pass them on to interested primary school teachers, or a combination of all these uses and others besides.

Drafting this editorial, I sought but did not find a better word than “audience”, which lacks reciprocity. The comic books will tell a story embedded in scientific evidence of Madagascar past and present, but I hope they will also stimulate discussion and storytelling in return. Cell phones and social media are widely used in Madagascar today, providing a platform for doing this far beyond the immediacy of a few folks sitting around together of an evening as we did a summer ago at Bezà. We shall see.

One last, not inconsequential issue: exercises in translation and transformation of the kind I describe depend on philanthropic support. Is it likely to be forthcoming on any scale? At this juncture, probably not. But that will change if their value is recognized. Developing a greater sense of shared purpose between people educated into an understanding of the global environmental crisis and those whose understanding comes from lived experience will not alone offer a solution, but it has a crucial part to play. Sharing world views, knowledge and stories more effectively will make a real contribution to that effort.

Alison F. Richard  
Senior Research Scientist & Crosby Professor emerita  
Department of Anthropology  
Yale University New Haven, CT  
Email: [alisonfrichard@gmail.com](mailto:alisonfrichard@gmail.com)

## REFERENCES

- Gardner, C. 2014. Publishing for conservation and development? *Madagascar Conservation & Development* 9, 1: 3–4. <<https://doi.org/10.4314/mcd.v9i1.1>>
- Jones, J. P. G., Rakotonarivo, O. S., and Razafimanehaka, J. H. 2022. Forest conservation on Madagascar: past, present, and future. In: *The New Natural History of Madagascar*. S. Goodman (ed.), pp 2130–2140. Princeton University Press.
- Pollini, J., Hockley, N., Muttentzer, F. D. and Ramamonjisoa, B. 2014. The transfer of natural resource management rights to local communities. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. Scales (ed.), pp 172–192. Routledge, New York, USA.

Ranaivonasy, J., Ratsirarson, J. et Richard A. (eds.) 2016. *Suivi écologique et socio-économique dans la Réserve Spéciale de Bezà Mahafaly (Sud-ouest de Madagascar)*. Malagasy Nature 10.

Richard, A. 2022. *The Sloth Lemur’s Song: Madagascar from the Deep Past to the Uncertain Present*. William Collins, London, UK.

Sodhi, N. S. and Ehrlich, P. R. 2010. *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Soulé, M. E. and Wilcox, B. A. (eds.). 1980. *Conservation Biology: An Ecological-Evolutionary Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA.

Vintsy. <[https://www.wwf.mg/en/ourwork/with\\_the\\_people/sustainability\\_projects/clubvintsy/](https://www.wwf.mg/en/ourwork/with_the_people/sustainability_projects/clubvintsy/)> gives a brief description of the program’s aims, scope and history.

Wright, H. T and Rakotoarisoa, J.-A. 1997. Cultural transformations and their impacts on the environments of Madagascar. In: *Natural Change and Human Impact in Madagascar*. S. Goodman and B. Patterson (eds.), pp309–330. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.



Figure 1. Alison, Middle Haddam, January 2022

# Caractérisation et analyse des services écosystémiques de l'aire protégée complexe Mahavavy Kinkony (Madagascar) selon la perception des communautés locales

Lalaina Fanorenana Rambeloarisoa<sup>1</sup>, Edmond Roger<sup>1</sup>,  
Miadana Harisoa Faramalala<sup>1</sup>, Solofo  
Rakotondraompiana<sup>2</sup>, Solofoarisoa Rakotoniaina<sup>2</sup>

Correspondence:

Lalaina Fanorenana Rambeloarisoa  
Mention Biologie et Écologie Végétales  
Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo, Ankatso  
Antananarivo 101, Madagascar  
Email: [lalaina.rambeloarisoa@gmail.com](mailto:lalaina.rambeloarisoa@gmail.com)

## RÉSUMÉ

Les écosystèmes fournissent de multiples services qui contribuent au bien-être des communautés locales. La connaissance de ces services permet de comprendre les interactions entre la nature et la population et de planifier la gestion des milieux naturels. L'objectif de cette étude est d'analyser et de caractériser les services écosystémiques de l'aire protégée complexe Mahavavy Kinkony. Des enquêtes socio-économiques sous forme d'entretiens semi-structurés (pour les chefs de ménages) et structurés (pour les personnes ressources) ont été faites auprès de 556 personnes réparties dans 19 *fokontany*. Ces enquêtes ont été couplées avec des observations directes des activités quotidiennes des communautés locales. L'importance des services écosystémiques a été évaluée à partir du taux de réponses des services cités. La caractérisation des services écosystémiques a été faite dans les *fokontany* riverains, les groupes socio-professionnels, le genre et l'âge à partir d'une classification hiérarchique ascendante et d'une analyse factorielle de correspondances. Quatre catégories de services écosystémiques (approvisionnement, régulation, culturels et soutien) répartis en 137 services ont été identifiées dont 45 types regroupés en 15 classes sont les plus sollicités. Les services d'approvisionnement sont les plus diversifiés. La classification hiérarchique a permis de regrouper la zone en quatre groupes de *fokontany*. La préférence et la connaissance des personnes enquêtées dépendent de leur profession et de leur âge. Cette étude montre les caractéristiques générales des services écosystémiques dans l'aire protégée Complexe Mahavavy Kinkony mais des études approfondies sur les relations entre les écosystèmes, les services et les bénéficiaires sont nécessaires dans l'avenir.

## ABSTRACT

Ecosystems provide multiple ecosystem services that contribute to the well-being of local communities. Knowledge of these services allows us to understand the interactions between nature and population and to plan the management of natural environments. The objective of this study is to analyze and characterize the ecosystem services provided by ecosystems inside the Mahavavy Kinkony Complex protected area. Socio-economic surveys in the form of semi-structured interviews (for household heads) and structured interviews (for resource persons) were conducted with 556 people in 19 *fokontany*. The surveys were coupled with direct observations of the daily activities of local communities. The importance of ecosystem services was assessed based on the response rate of the services cited. The characterization of ecosystem services was made according to *fokontany*, socio-professional groups, gender and age from an ascending hierarchical classification and a factorial analysis of correspondences. Four categories of ecosystem services (supply, regulation, cultural and support) divided into 137 services were identified, of which 45 types grouped into 15 classes are the most solicited. Supply services are the most diversified. The hierarchical classification made it possible to group the zone into four groups of *fokontany*. The preference and knowledge of the people surveyed depend on their profession and age. This study shows the general characteristics of ecosystem services in the Mahavavy Kinkony Complex protected area, but further studies on the relationships between ecosystems, services and beneficiaries are needed in the future.

1 Mention Biologie et Écologie Végétales, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo, Ankatso, Antananarivo 101, Madagascar  
2 Institut de géophysique et observatoire d'Antananarivo (IOGA), Université d'Antananarivo, BP 3843, Ambohidempona, Campus Universitaire, Antananarivo 101, Madagascar

Citation Rambeloarisoa, L. F., Roger, E., Faramalala, M. H., Rakotondraompiana, S., Rakotoniaina, S. 2023. Caractérisation et analyse des services écosystémiques de l'aire protégée complexe Mahavavy Kinkony (Madagascar) selon la perception des communautés locales. *Madagascar Conservation & Development* 18, 1: 05–14. <<https://doi.org/10.4314/mcd.v18i1.1>>

## INTRODUCTION

Les écosystèmes et les espèces qui les composent à travers la fourniture de multiples services écosystémiques soutiennent et rendent la vie humaine possible (Daily et al. 1997). Fondé et développé au début des années 1970 (Gómez-Baggethun et al. 2010), le concept de service écosystémique a connu un rayonnement dans la littérature à partir de la fin des années 1990 suite aux travaux de Costanza et Daly (1992), Perrings et al. (1992) et d'autres auteurs. Le concept a ensuite été largement développé et diffusé à partir de la publication du Millenium Ecosystem Assessment (2005). Les services écosystémiques sont définis comme les bénéfiques que les êtres humains tirent des écosystèmes et qui contribuent directement ou indirectement à leur bien-être et représentent une partie de la valeur économique de la planète (Costanza et al. 1997 et Millenium Ecosystem Assessment 2005). Cependant, ces services sont peu connus par les sociétés humaines et sont peu évalués, notamment dans le cas de Madagascar. Malgré la difficulté de mesurer certains services par rapport à d'autres (Salles 2010), plusieurs études ont visé à quantifier et à estimer la valeur des services écosystémiques fournis par des aires naturelles, protégées ou non (Salzman 2005, Barraqué et Viavattene 2009, Chevassus-Au-Louis et Pirard 2011). Le débat reste toujours ouvert tant sur l'évaluation que sur l'identification de ces services (ex. de Groot et al. 2002, Bonin et Antona 2012). Actuellement, il existe plusieurs classifications de services écosystémiques dans la littérature mais les classifications du Millenium Ecosystem Assessment (2005) et du Common International Classification of Ecosystem Services de Haines-Young et Potschin (2018) sont parmi les plus utilisées (La Notte et al. 2017).

Dans un contexte de pressions toujours croissantes sur les milieux naturels, étudier la diversité et l'importance des services écosystémiques dans une aire protégée peut aider à mieux comprendre les interactions entre la nature et les populations riveraines. La connaissance des services écosystémiques permettra aux décideurs et gestionnaires de l'environnement et des aires protégées de mieux planifier l'aménagement et la gestion de la zone. Ceci permettra aussi aux populations de prendre conscience de la diversité et de l'importance des ressources naturelles ainsi que de tous les avantages qu'elles en tirent (Ilou et al. 2017). Cette étude vise à caractériser et analyser les services écosystémiques fournis par les écosystèmes dans l'aire protégée du Complexe Mahavavy Kinkony (au nord-ouest de Madagascar) selon la perception et la connaissance de la population riveraine. Les connaissances écologiques locales ou traditionnelles de la population riveraine sont souvent d'un grand intérêt scientifique. Ces connaissances forment une base de données riches en informations, allant de l'utilisation traditionnelle des plantes et des animaux, de la compréhension du fonctionnement des écosystèmes locaux, jusqu'à des savoirs et croyances liés aux relations Homme-environnement qui tiennent compte des facteurs sociaux et Homme-écosystème pour tous les autres facteurs (Berkes 1999, Davis et Wagner 2003, Palmer et Finlay 2003). Comme il s'agit d'identifier les services écosystémiques selon la perception des communautés riveraines, la liste des services écosystémiques n'est pas exhaustive.

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

**ZONE D'ÉTUDE.** L'aire protégée du complexe des zones humides Mahavavy Kinkony (AP-CMK) est localisée au nord-ouest de Madagascar dans la région Boeny. Elle est située entre 15°57'

et 16°15' de latitude Sud et 45°27' et 46°10' de longitude Est, et couvre une superficie d'environ 302 000 ha (Figure 1). C'est une aire protégée de catégorie V « Paysage harmonieux protégé » selon la catégorisation de l'IUCN (Décret No 2015-718 du 21 avril 2015). On y rencontre une multitude d'écosystèmes riches en biodiversité dont les principaux sont des forêts sèches, des mangroves, des savanes et des zones humides représentées principalement par le lac Kinkony (2e plus grand lac de Madagascar) et le fleuve Mahavavy (Andriamasimanana et al. 2013). Les principales menaces et pressions qui pèsent sur les écosystèmes sont la conversion des zones humides en cultures, l'ensablement, la surpêche, le charbonnage, le défrichement et l'exploitation illicite des forêts, les feux incontrôlés, la divagation du bétail, la chasse et collecte d'animaux sauvages à des fins commerciales, la coupe sélective de bois, le changement climatique et la destruction des habitats (Andriamalala et al. 2019, Randrianjafy et al. 2020). L'AP-CMK couvre plusieurs *fokontany* (la plus petite unité administrative à Madagascar qui correspond à un groupement de villages ou hameaux) dont 19 ont été retenus pour effectuer cette étude. La population totale dans la zone comptait environ 83 000 habitants en 2018. Les principales activités économiques sont l'agriculture, l'élevage, les pêches continentale et maritime, l'artisanat et le commerce. L'agriculture est dominée en premier lieu par la riziculture qui est de deux types : (i) la riziculture de saison sèche dans les vallées et sur les bordures de forêts près des rivières et ruisseaux et (ii) la riziculture pluviale en collines ; en second lieu par les cultures vivrières (manioc, maïs) ; et enfin par la culture industrielle de canne à sucre. Quant à l'élevage, il est surtout bovin de type extensif. Les élevages porcins et caprins sont plus marginaux et l'élevage aviaire est très répandu mais à petite échelle.

**ENQUÊTES.** Des enquêtes socio-économiques basées sur des questionnaires et des observations directes des activités quotidiennes des communautés riveraines ont été faites dans les *fokontany* sélectionnés afin de caractériser les services écosystémiques dans l'AP-CMK. Les enquêtes ont été menées suivant l'approche d'Analyse Socio-économique selon le Genre (FAO 2001), basée sur l'âge, le sexe et les marginalités des groupes socio-professionnels. Les matériels de collecte de données étaient composés de plusieurs fiches d'enquête, de guides d'entretiens individuels ou de groupes auprès des populations locales, des chefs traditionnels et des autorités locales. Sur la base de critères tels que la localité riveraine, les groupes socio-professionnels et l'accessibilité, 19 *fokontany* à l'intérieur du périmètre de l'AP-CMK ont été retenus pour effectuer l'étude. Les écosystèmes dominants dans la zone devaient être représentés par au moins trois *fokontany*.

La formule de Schwartz (1995) suivante a été utilisée pour identifier la taille des échantillons de ménages à enquêter dans chaque *fokontany* :

$$n_q = [(Z_\alpha)^2 \times P(1 - P)]/d^2$$

avec  $n_q$  pour la taille de l'échantillon pour un *fokontany*  $q$ ,  $Z_\alpha$  pour l'écart fixé ou écart réduit à un risque de 5% (1,96), ce qui correspond à un intervalle de confiance de 95%,  $d$  pour la marge d'erreur qui varie de 1 à 15% ( $d$  a été fixé à 8% dans cette étude) et  $P$  pour la proportion de ménages par *fokontany*.

Des enquêtes individuelles sous forme d'entretiens structurés ont été réalisées auprès des chefs de ménage sélectionnés



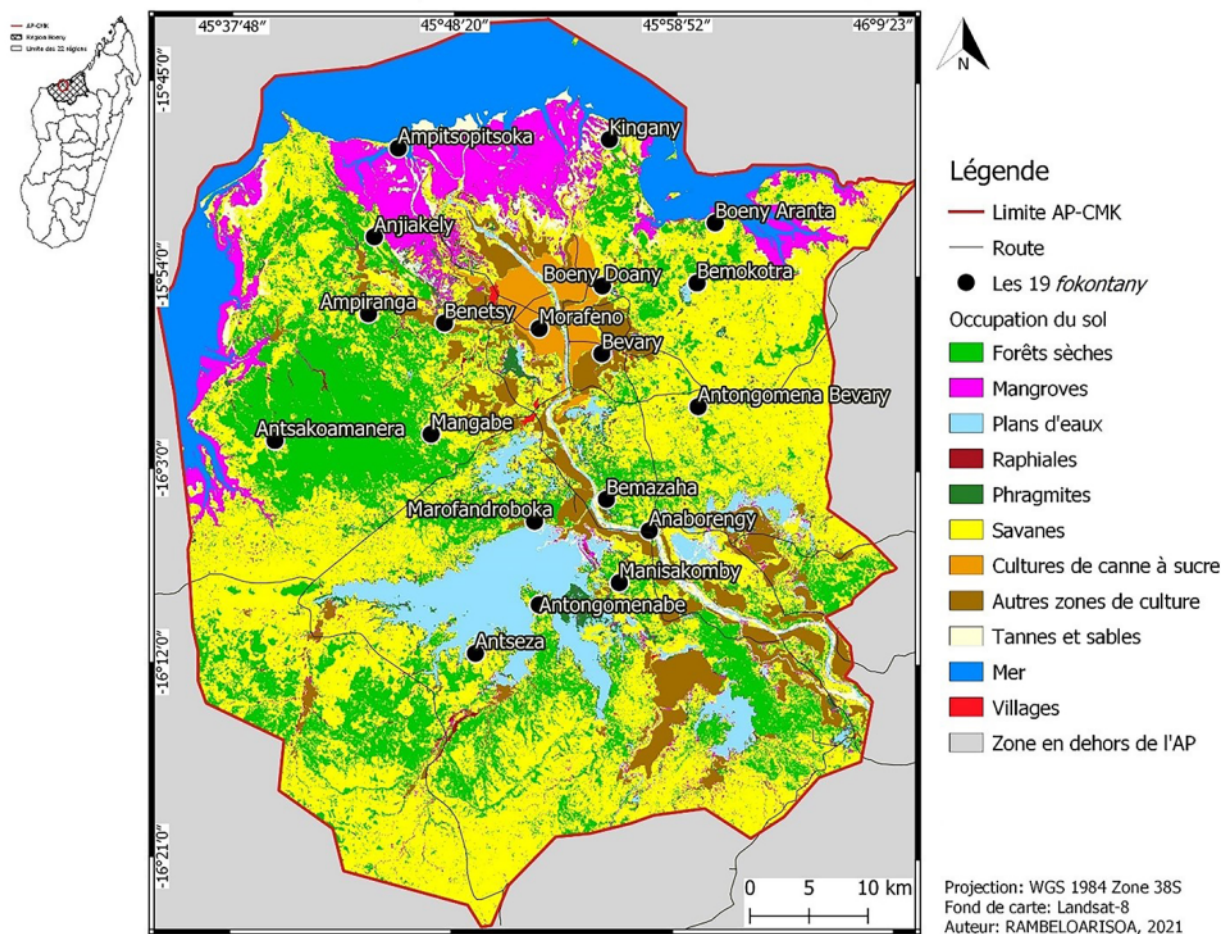


Figure 1. Localisation géographique de l'aire protégée Complexe Mahavavy Kinkony.

dans chaque *fokontany* selon leurs catégories d'appartenance (âge, sexe et groupes socio-professionnels). Cette technique d'entretien individuel a été complétée par un focus group de 12 à 23 personnes désignées par les responsables du *fokontany*. Lors de la discussion de groupe, un tableau présentant les différents services écosystémiques cités par catégorie de services a été dressé. Des analyses FFOM—force, faiblesse, opportunité et menace—de ces différents services ont été effectuées afin de produire une matrice d'orientation stratégique (MOS) présentant les résultats des analyses faites. Une telle matrice permet aux populations de déterminer les services écosystémiques les plus importants et de proposer d'éventuelles solutions pour faire face aux pressions et menaces qui peuvent nuire à ces services. D'autres enquêtes individuelles ou en groupe sous forme d'entretiens semi-structurés ont aussi été réalisées auprès des chefs traditionnels et des autorités locales afin de mieux connaître leurs opinions sur les différentes formes d'utilisation des ressources naturelles et des services écosystémiques par les populations.

Les enquêtes socio-économiques ont été complétées par des observations directes des activités quotidiennes des communautés locales permettant de collecter des données sur le mode vie, les activités de subsistance ou leurs façons d'utiliser les ressources naturelles. L'observation directe constitue également un moyen de recoupement des réponses obtenues après les enquêtes.

Les enquêtes ont été effectuées en 2019 (avril, saison sèche) pour identifier les bénéfices tangibles (ex. fruits, bois, produits médicinaux) et intangibles (ex. fertilisation des terres, lutte contre

l'érosion, aspects spirituels). Les principaux aspects abordés sont les modes d'utilisation des ressources naturelles, les fonctionnements des écosystèmes, les caractéristiques des systèmes de productions, la complexité et la dynamique des services écosystémiques. Le temps imparti au remplissage du questionnaire varie entre 20 et 35 minutes en fonction de la personne interrogée. Pour chaque plante citée lors des enquêtes, des collectes d'herbiers et des prises de photos étaient faites afin que leur nom scientifique puisse être déterminé par un systématicien végétal.

**TRAITEMENT DES DONNÉES.** Les données collectées lors des enquêtes socio-économiques ont été traitées sur Sphinx Plus (Ganassali 2014), puis les services écosystémiques cités par les chefs de ménage ont été classés dans quatre catégories que sont (i) les services d'approvisionnement, (ii) les services de régulation, (iii) les services culturels et (iv) les services de support (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Les productions agricoles ont été considérées comme des services écosystémiques intégrés dans les agrosystèmes.

L'importance des services écosystémiques a été appréciée à travers le calcul du taux de réponses (Seastrom 2001) selon la formule  $T = ns/N * 100$ , où  $N$  est le nombre de personnes interrogées pour une catégorie donnée,  $ns$  est le nombre de personnes enquêtées ayant fourni une réponse pour un service écosystémique avec  $T$  compris entre 0 et 100 %. Les valeurs proches de 0 indiquent une connaissance très limitée du service écosystémique par de nombreuses personnes et la moindre importance accordée au service cité. Les valeurs proches de 100 indiquent que beau-



coup d'enquêtés ont une bonne connaissance du service écosystémique par de nombreuses personnes et l'importance accordée au service cité.

La catégorisation en groupes homogènes des *fokontany*, sur la base des services écosystémiques cités par les populations locales, est réalisée en appliquant l'Analyse Factorielle de Correspondances (AFC), suivie d'une Classification Hiérarchique Ascendante (Grangé et Lebart 1993). Dans chaque groupe de *fokontany*, l'analyse des préférences des populations pour les services écosystémiques a été faite à partir d'une nouvelle AFC sur la base des différentes matrices de données constituées par les services et les variables groupes socio-professionnels, genre et âge. Les différentes analyses statistiques ont été faites à l'aide du logiciel RStudio 4.1.0. (RStudio Team 2021).

## RÉSULTATS

En fonction de la variabilité du nombre total de ménages par *fokontany*, le nombre des personnes enquêtées par *fokontany* variait de 13 à 76. Cinq cent cinquante-six personnes dont 294 hommes et 262 femmes repartis en 206 agro-éleveurs, 133 artisans, 82 pêcheurs, 70 administrateurs ou personne occupant un poste dans une administration et 65 commerçants ont été interrogés.

### DIVERSITÉ DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS L'AP-CMK.

Cent trente-sept services écosystémiques répartis en quatre catégories (approvisionnement, régulation, culture et soutien) ont été identifiés dont 45 types, regroupés en 15 classes, sont les plus utilisés (Figure 2).

Le bois de chauffe (84,2 %), les végétaux pour la construction (81,1 %), les produits agricoles (70,1 %), l'écotourisme et la recherche (60,8 %), les services culturels (60,4%), l'utilisation des eaux (58,8 %), les services de régulation (57,7%), les végétaux pour l'artisanat (54,7%) et les services de soutien (53,4%) sont les plus utilisés dans l'AP-CMK. Le plus faible taux de réponse revient aux produits de chasse et au prélèvement de miel (19,5%). Parmi les 45 types de services écosystémiques les plus utilisés par la population dans l'AP-CMK, seize étaient des services d'approvisionnement (Figure S3). Les plus utilisés et les plus sollicités par la population étaient le bois de chauffe (84,2%), les végétaux pour la construction (68%), les produits agricoles (66,9%), les plantes pour

l'artisanat (54,7%), l'eau d'irrigation (51,6%), le bois de construction (48,6%), les plantes pour la consommation (47,5%) et les plantes médicinales (43,9%). Les bois de chauffe étaient des bois morts récoltés dans les forêts ou dans la savane. Les activités agricoles étaient dominées par la riziculture et les cultures vivrières comme la culture de maïs, de manioc et de patate douce. Non inclus dans ces types de produits agricoles, la culture de canne à sucre occupait également une place plus ou moins importante en termes de services cités (19,6 % du taux de réponse). Les végétaux et les bois les plus sollicités pour la construction étaient *Bismarckia nobilis*, *Raphia farinifera*, *Commiphora* sp., *Albizia lebbek*, *Rhizophora mucronata*, *Cerriops tagal*, *Cedrelopsis grevei*, *Ziziphus jujuba*, *Capurodendron gracifolium*, *Alchomea alnifolia*, *Sapium melanostictum* et *Gardenia decaryi*. Les plantes les plus citées pour l'artisanat étaient les palmiers *Bismarckia nobilis*, *Hyphaene coriacea* et *Raphia farinifera*. Les plantes les plus utilisées pour la médecine traditionnelle étaient *Cedrelopsis grevei*, *Cassia occidentalis*, *Leea guineensis*, *Floscopa glomerata*, *Acridocarpus excelsus* et *Terminalia mantaly*. Les plantes utilisées pour la consommation étaient principalement dominées par les ignames sauvages et les fruits récoltés sur des arbres. L'eau des lacs et des rivières était utilisée par les villageois de la périphérie pour la consommation ménagère et l'irrigation des cultures. Les ressources halieutiques les plus sollicitées sont les poissons, les crabes et les crevettes.

Les services de régulation ont été regroupés en une seule classe (57,7% de taux de réponse). Parmi les types de service écosystémique les plus sollicités dans l'AP-CMK, 17 étaient des services de régulation (Figure S4). La capacité de la végétation à servir de brise vent, à attirer la pluie, les rôles de la végétation et des terres dans les cycles des éléments nutritifs et dans la lutte contre l'érosion des sols, la capacité des lacs et rivières à stocker les précipitations étaient les plus perceptibles avec respectivement 21,4%, 22,1%, 16,4%, 16,2% et 14,2% de taux de réponse. Cependant, la capacité des lacs et rivières à recharger les aquifères (4%) et à réguler les crues et inondations (4%), la capacité des mangroves à amortir les vagues (3,6%) et à fixer les sols (2,9%), la capacité de la végétation à faire circuler de l'air frais (2,9%), à lutter contre la désertification (2,2%) et à la régulation thermique (1%) n'étaient pas perçues comme des services remarquables.

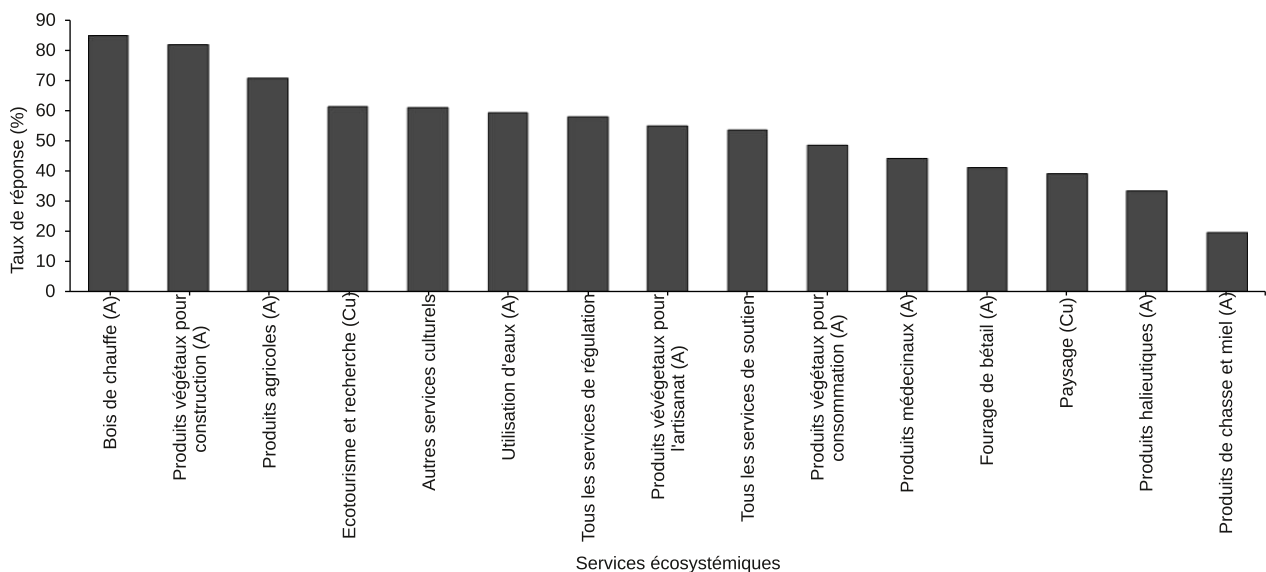


Figure 2. Catégorie des services écosystémiques dans l'AP-CMK.

Les services culturels ont été regroupés en une seule classe (60,4% de taux de réponse). Ceux associés aux écosystèmes dans l'AP-CMK se référaient à la satisfaction visuelle (externalité positive), émotionnelle et psychique offerte par le paysage, à l'écotourisme, la recherche, aux vertus médicinales des plantes et à la présence de lieux sacrés et de cultes traditionnels dans tous les habitats naturels. L'écotourisme (60,8%), les vertus médicinales (43,4%), la recherche (40,7%) et la satisfaction visuelle et émotionnelle (38,9%) étaient les services culturels les plus cités (Figure S5).

Les services de soutien ont été regroupés en une seule classe (53,5% de taux de réponse). Les plus souvent mentionnés étaient les habitats pour les animaux (39,8%), les zones de nichoirs pour différentes espèces d'oiseaux (32,4%), la production d'oxygène atmosphérique par la végétation et les zones humides (11%) et la zone de nurserie et frayère des animaux marins (7,4%) (Figure S6).

**CARACTÉRISATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES SUIVANT LES FOKONTANY.** Les *fokontany* de l'AP-CMK ont été catégorisés selon l'utilisation des services écosystémiques. Le dendrogramme de la classification hiérarchique ascendante des *fokontany* sur la base des services écosystémiques a révélé quatre groupes. (Figure 3).

Le groupe I était composé de *fokontany* qui exploitaient les services liés aux ressources en eau douce dont les principaux sont les lacs et rivières sacrés, les prélèvements des ressources halieutiques d'eau douce, le stockage des précipitations, l'épuration de l'eau, le nichoir des oiseaux, le cycle de l'eau et l'eau de consommation. Le groupe II était composé des *fokontany* qui se trouvaient dans les écosystèmes savanicoles et qui exploitaient les services comme la culture de canne à sucre, le cycle des éléments nutritifs, le fourrage pour le bétail, les lieux sacrés et la formation et la stabilité des sols. Le groupe III regroupait les *fokontany* où les services comme la forêt sacrée, l'attraction de pluie, le brise vent et la production d'oxygène atmosphérique étaient les plus cités. Le groupe IV était composé des *fokontany* qui citaient le plus les services comme le prélèvement de ressources halieutiques marines, la lutte contre l'érosion côtière et la nurserie et frayère des animaux marins.

D'après l'analyse factorielle, cinq axes contrôlent la variance commune dont 67,8% des informations sont portées par les deux premiers axes. Les services qui ont une forte contribution dans la formation de l'axe factoriel 1 sont les prélèvements des ressources halieutiques marines, la lutte contre l'érosion côtière, la nurserie et frayère des animaux aquatiques, le brise vent et l'attraction de pluie. Sur l'axe factoriel 2, les services tels que les lacs et rivières sacrés, le prélèvement des ressources halieutiques d'eau douce, le nichoir de diverses espèces d'oiseaux, le stockage de précipitation et la culture de canne à sucre présentent les plus fortes contributions (Figure S8).

**CARACTÉRISATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LE GROUPE DE FOKONTANY.** Vingt-cinq services écosystémiques regroupés en 13 types ont été les plus cités (Figure S9). Les plus connus et les plus cités sont les services culturels (96,2%), les utilisations d'eau pour la consommation et pour l'irrigation (89,1%), les produits végétaux pour la construction (85,3%), l'écotourisme et recherche (80,1%), les prélèvements de produits halieutiques (78,9%) et les services de soutien (75,6%). Les produits médicinaux (19,2%) et le fourrage pour le bétail (14,1%) sont les plus faiblement sollicités.

L'analyse factorielle entre les services écosystémiques, les groupes socio-professionnels et le genre montre que les axes 1 et 2 expliquent la préférence des groupes socio-professionnels à 70,3% aux services écosystémiques (Figure 4a). Suivant l'axe factoriel 1, les personnes travaillant dans le secteur de l'administration accordaient une grande importance au fourrage pour le bétail, l'herbe pour la consommation animale, le cycle de l'eau, l'épuration de l'eau et la régulation des crues et des inondations, tandis que les commerçants préféraient l'habitat pour les animaux. Les artisans s'intéressaient aux végétaux pour l'artisanat et la construction, les bois de chauffe et l'eau de consommation. Suivant l'axe factoriel 2, les agro-éleveurs allaient vers la riziculture, les plantes et leurs vertus médicinales, les bois de construction, l'eau d'irrigation et la recharge des aquifères. Les pêcheurs se distinguaient par leurs considérations sur les ressources halieutiques d'eau douce, le stockage des précipitations, l'écotourisme et les lacs et rivières sacrées. D'après les enquêtes effectuées, les différents groupes socio-professionnels n'avaient pas les mêmes niveaux d'éducation, les personnes de l'adminis-

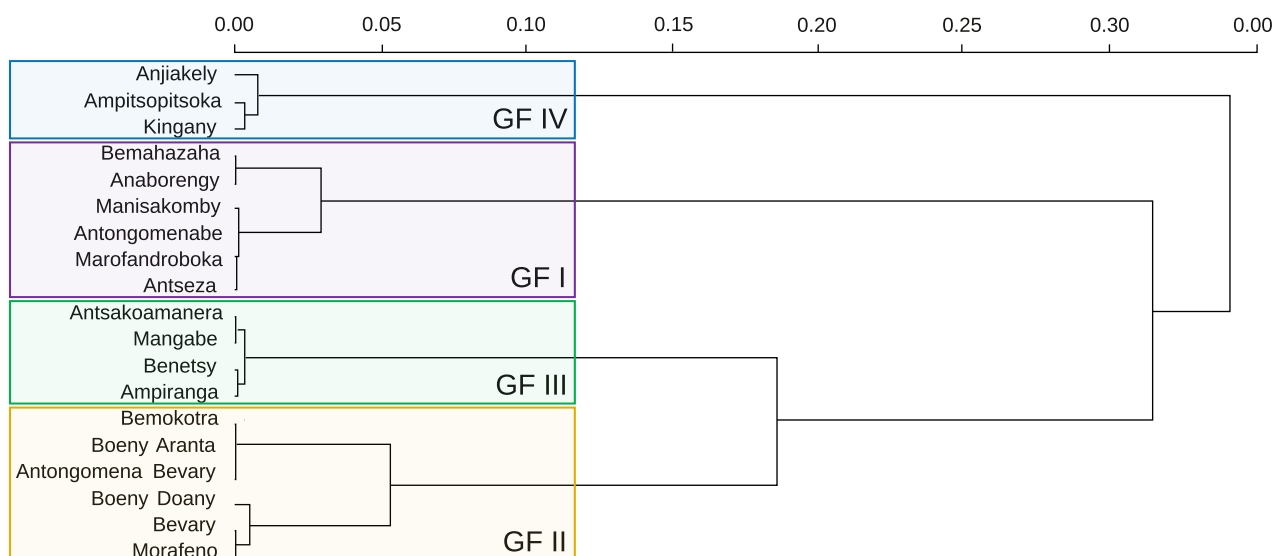


Figure 3. Dendrogramme de la classification hiérarchique ascendante des *fokontany*.

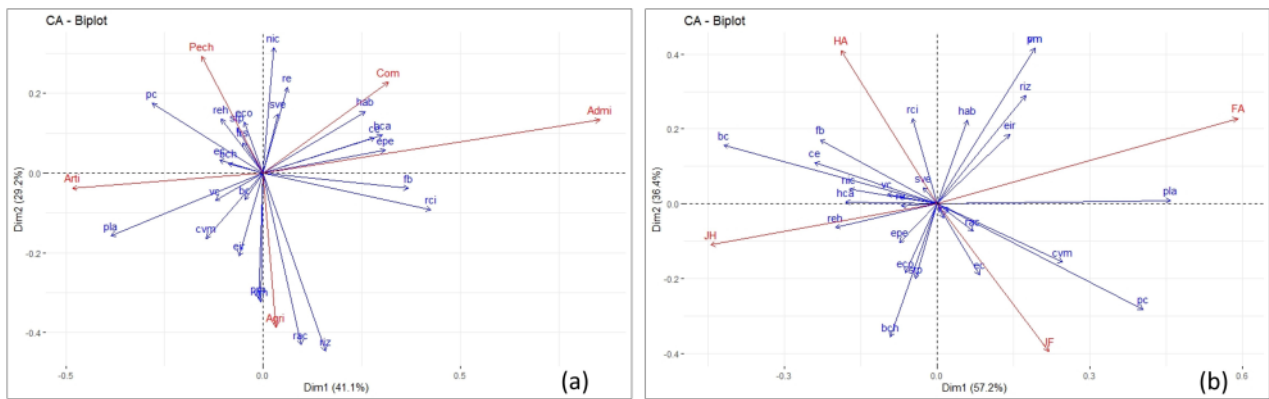


Figure 4. Services écosystémiques selon le groupe socioprofessionnel (a) et le genre (b) dans le groupe de *fokontany* I. (Avec pm : plantes médicinales, bc : bois de construction, bch : prélèvement de bois de chauffe, sve : satisfaction visuelle et émotionnelle, vm : vertus médicinales, eco : écotourisme, re : recherche, nic : nichoirs de diverses espèces d'oiseaux, pc : plantes pour consommation, cvm : cultures vivrières et maraichères, riz : riziculture, hab : habitat d'animaux, vc : végétaux pour construction, pla : plantes pour l'artisanat, fb : fourrage de bétail, hca : herbe pour consommation animale, ec : eau de consommation, eir : eau d'irrigation, lrs : lacs et rivières sacrés, reh : ressources halieutiques d'eau douce, ce : cycle de l'eau, rac : recharge des aquifères, stp : stockage de précipitation, epe : épuration d'eau, rci : régulation des crues et inondations, Arti : artisans, Com : commerçants, agri : agro-éleveurs, admi : administrateurs, HA : homme adulte, FA : femme adulte, JA : jeune homme et JH : jeune femme).

tration ou les commerçants avaient un niveau un peu plus élevé que les autres groupes.

Les interactions entre le genre et les services écosystémiques sont expliqués à 93,6% de la variance contenue dans les données initiales sur les axes factoriels 1 et 2 (Figure 4b). Les femmes de 18 à 39 ans se distinguaient par leurs préférences pour les services liés aux ressources en eau comme l'eau de consommation, la recharge des aquifères et les lacs et rivières sacrés, alors que les femmes de 40 à 60 ans s'intéressaient plutôt aux plantes pour l'artisanat. Les hommes de 18 à 39 ans s'intéressaient surtout aux ressources halieutiques d'eau douce, l'herbe pour la consommation animale, la recherche et les nichoirs de diverses espèces d'oiseaux. Les hommes de 40 à 60 ans s'intéressaient par contre à la régulation des crues et des inondations et la satisfaction visuelle et émotionnelle. Outre les services préférés par chaque groupe, les femmes citaient les plantes pour la consommation et les cultures vivrières et maraichères tandis que les hommes citaient le fourrage pour le bétail, le cycle de l'eau et le bois de construction. Les hommes et femmes de 18 à 39 ans s'intéressaient davantage à l'écotourisme, au bois de chauffe et le stockage de précipitations alors que les plus âgés accordaient plus d'importance aux plantes médicinales.

**CARACTÉRISATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LE GROUPE DE FOKONTANY II.** Vingt-six services écosystémiques regroupés en 13 types étaient les plus utilisés et les plus sollicités (Figure S11). Le bois de chauffe, les produits agricoles, les végétaux pour la construction, les végétaux pour l'artisanat et le fourrage du bétail étaient les services les plus utilisés par les ménages avec un taux de réponse respectivement de 93,0%, 82,9%, 76,7%, 76,7% et de 73,0%. Le service le moins mentionné concernait les produits de la chasse et le miel (25,7%).

L'analyse factorielle montre que les deux premiers axes factoriels expliquent 89,6% de la variance contenue dans la matrice des données (Figure S12a). La projection des catégories de groupes socio-professionnels sur le plan factoriel formé par les axes 1 et 2 a révélé que les personnes des secteurs de l'administration avaient une nette préférence pour la recherche, la production d'oxygène atmosphérique, la fixation de carbone atmosphérique et les lieux sacrés. Quant aux agro-éleveurs, ils avaient cité les cultures vivrières et maraichères, les végétaux pour la construction, la chasse et la cueillette sauvage et le

prélèvement de miel. Les artisans accordaient une importance particulière aux plantes pour l'artisanat et le bois de chauffe. Les commerçants citaient surtout l'écotourisme et le prélèvement d'eau de consommation.

L'analyse des relations entre le genre et les services écosystémiques dans le groupe de *fokontany* II est expliquée à 93,7% sur les axes factoriels 1 et 2 (Figure S12b). Ainsi, les femmes de 18 à 39 ans avaient une grande préférence pour les cultures vivrières et maraichères, l'eau de consommation, l'eau d'irrigation et le bois de chauffe alors que les femmes âgées préféraient la satisfaction visuelle et émotionnelle, et l'écotourisme. Les hommes de 18 à 39 ans s'intéressaient à la chasse et la cueillette et les prélèvements de miel, d'herbe pour la consommation animale et au bois de construction. Les hommes plus âgés valorisaient davantage la culture de canne à sucre et les services de régulation comme la fixation de carbone atmosphérique et la production d'oxygène atmosphérique. Les femmes s'intéressaient aux plantes pour l'artisanat tandis que les hommes préféraient les plantes utilisées pour la construction. De même, les jeunes se tournaient collectivement vers les services de régulation comme la formation et la stabilité du sol, le cycle des éléments nutritifs et la lutte contre l'érosion du sol tandis que les plus âgés s'intéressaient aux plantes médicinales.

**CARACTÉRISATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LE GROUPE DE FOKONTANY III.** Vingt-neuf services écosystémiques regroupés en 13 types avaient été les plus cités et les plus sollicités (Figure S13). Les produits médicinaux (95,4%), les services de régulation (94,3%), le prélèvement de bois de chauffe (89,7%), les produits végétaux pour consommation (88,5%) et pour construction (82,8%), les services de soutien (81,6%) sont les plus cités par la population locale. Le fourrage de bétail est le service le moins sollicité avec un taux de réponse de 29,9%.

La perception des acteurs sur les services écosystémiques selon leur appartenance socio-professionnelle est expliquée à 91,1% sur les axes 1 et 2 (Figure S14a). Les personnes qui travaillaient dans les administrations se tournaient plutôt vers les services de régulation comme la fixation de carbone atmosphérique et la régulation thermique, les services de soutien comme les lieux de nichoirs de diverses espèces d'oiseaux et sur la recherche. Les agro-éleveurs s'intéressaient aux cultures vivrières et maraichères et aux prélèvements de miel et d'herbe pour les

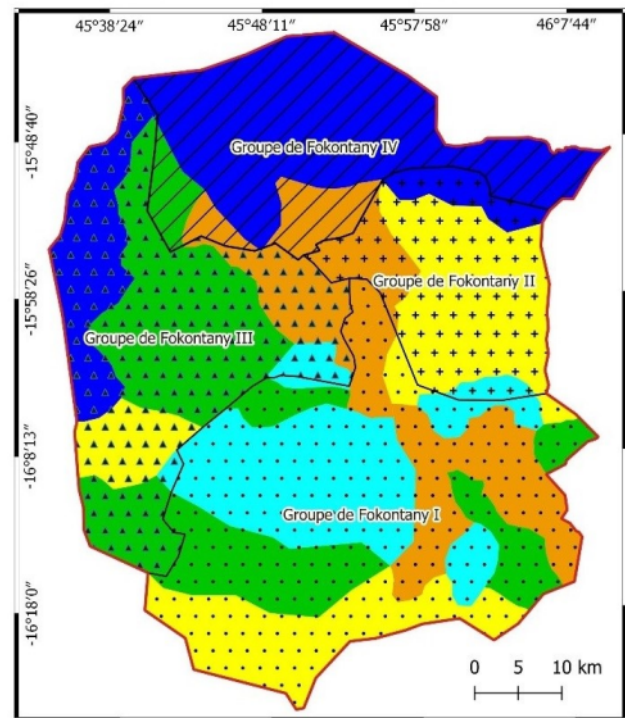
animaux. Les artisans mentionnaient davantage les prélèvements de plantes pour l'artisanat, les plantes médicinales, l'eau de consommation, et l'apport de pluie. Les commerçants se contentaient principalement de l'écotourisme et de la satisfaction visuelle et émotionnelle.

De l'analyse factorielle des interactions entre les genres et les services écosystémiques, les deux premiers axes expliquent 93% de la variance contenue dans les données initiales (Figure S14b). Le positionnement des genres sur les axes factoriels a permis de noter que les femmes plus âgées avaient une nette préférence pour les plantes destinées à l'artisanat et les plantes médicinales, et pour l'eau de consommation, tandis que les femmes plus jeunes se tournaient vers les cultures vivrières et maraîchères, les plantes pour la construction, le bois de chauffe, l'eau d'irrigation et les services de régulation comme le brise vent, l'attraction de pluie et la lutte contre l'érosion du sol. Quant aux hommes plus jeunes, ils avaient un net intérêt pour la chasse et la cueillette, les végétaux pour la construction, le prélèvement de miel et la recherche scientifique. Les hommes plus âgés valorisaient davantage le fourrage pour le bétail et les services de régulation comme la fixation de carbone et la production d'oxygène atmosphérique, la régulation thermique et la lutte contre la désertification.

**CARACTÉRISATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LE GROUPE DE FOKONTANY IV.** Vingt-un services écosystémiques regroupés en 11 types étaient les plus sollicités (Figure S15). Les produits halieutiques (92,7%), les produits végétaux pour la construction (85,3%), les services de régulation (79,4%), les services culturels (75,0%), le bois de chauffe (72,0%) et les produits médicinaux (72,0%) sont les plus cités. Le taux de réponse le plus faible (26,5%) concernait les produits de la chasse et la collecte de miel.

Les axes factoriels 1 et 2 expliquent à 76,5% la perception des groupes socio-professionnels sur les services écosystémiques (Figure S16a). Les personnes appartenant au secteur de l'administration avaient une grande préférence sur la recherche et la fixation de carbone atmosphérique. Quant aux pêcheurs, ils s'intéressaient aux services écosystémiques issues de la mangrove comme les ressources halieutiques marines, la nurserie et frayère des animaux marins, l'amortissement des vagues, la fixation du sol, le brise vent et la satisfaction visuelle et émotionnelle. Les agro-éleveurs et les artisans avaient une grande considération pour les cultures vivrières et maraîchères, les plantes pour l'artisanat et pour la construction et les bois de chauffe. Les commerçants s'intéressaient aux plantes médicinales et à la lutte contre l'érosion côtière.

Expliquée à 93,7% de la variance des données initiales sur les axes factoriels 1 et 2 (Figure S16b), l'analyse factorielle des correspondances entre les genres et les services écosystémiques a révélé que les femmes plus âgées de ce groupe de *fokontany* avaient une grande préférence pour les plantes médicinales et la satisfaction visuelle et émotionnelle tandis que les jeunes pour les cultures vivrières et maraîchères et les plantes pour l'artisanat et la consommation. Les hommes plus âgés s'intéressaient surtout à l'écotourisme, la recherche et les services de régulation comme la fixation de carbone et la production d'oxygène atmosphérique, la lutte contre l'érosion côtière et le brise vent. Quant aux hommes jeunes, ils se distinguaient par le prélèvement de ressources halieutiques marines, de miel et de bois de chauffe, et la citation



#### Légende

— Limite aire protégée complexe Mahavavy-kinkony

Groupe de *fokontany*

□ Groupe de *fokontany* I

□ Groupe de *fokontany* II

□ Groupe de *fokontany* III

□ Groupe de *fokontany* IV

Types de services utilisés

■ Catégories de services liés aux forêts

■ Catégories de services liés aux plantes cultivées

■ Catégories de services liés aux savanes

■ Catégories de services liés aux zones humides

■ Catégories de services liés aux zones côtières et marines

Figure 5. Carte des quatre groupes de *fokontany* et des types de services utilisés par zone.

des services issus de la mangrove comme la nurserie et frayère des animaux marins et la fixation du sol (Figure 5).

## DISCUSSIONS

Les quatre catégories de services écosystémiques que sont les services d'approvisionnement, de régulations, culturels et de soutien détaillés dans 137 services écosystémiques regroupés en 45 types ont été mentionnés dans tous les *fokontany* avec une meilleure perception des services d'approvisionnement, de régulation et culturels. Ces constatations sont les mêmes que celles trouvées par Menshah et al. (2020) et Sambou et al. (2018) dans une étude similaire au Bénin et au Sénégal. La diversité des services écosystémiques dans l'AP-CMK peut s'expliquer tout d'abord par son statut d'aire protégée et ensuite par la présence d'écosystèmes variés, l'hétérogénéité de la végétation et la diversité des communautés riveraines qui ont des connaissances diverses de ces services. L'aire protégée CMK abrite en effet biodiversité importante avec une grande diversité d'espèces, d'écosystèmes et de paysages Andriamasimanana et al. (2013). Ces divers écosystèmes offrent à de nombreuses communautés végétales et animales terrestres ou marines un refuge pour s'y installer et se reproduire. Leur conservation est alors primordiale afin de garantir la durabilité et la diversité des services écosystémiques dans la zone.

Le prélèvement de bois de chauffe était le service d'approvisionnement le plus cité dans l'AP-CMK puisque 80% de la popula-



tion de la zone utilise le bois comme source d'énergie de combustion. Ce taux est équivalent à celui trouvé par Randrianarison et al. (2021) pour les zones rurales de la région Analamanga (83,9%). Ces similarités pourraient s'expliquer par le fait que les communautés vivant dans les zones rurales ont de faibles revenus qui ne leur permettent pas d'accéder à des sources de combustion comme le gaz d'où leur préférence orientée vers le bois de chauffe.

Vient ensuite le prélèvement de plantes pour la construction. Près de 70% des maisons dans la zone sont construites à partir de plantes. Ces formes de construction sont les mêmes que celles de l'ethnie Masikoro dans le delta de Mangoky (Rakotomavo et Fromard 2009) et celles des villages dans le Menabe central (Razafintsalama et al. 2014). En général, ces formes de maisons sont typiques des zones côtières de Madagascar mais la différence se trouve dans les végétaux utilisés. Le prélèvement des produits agricoles tels que les plantes cultivées vient après. En effet, l'agriculture constitue une source de revenus principale ou secondaire pour 67% de la population dans la zone. Le prélèvement de plantes pour l'artisanat (feuilles et fibres) constitue une activité principale ou secondaire de plus de 50% des femmes qui s'adonnent à la vannerie. Cela est notamment dû à l'abondance d'*Hyphaene coriacea* et de *Bismarckia nobilis* dans la région puisque les jeunes feuilles de ces espèces constituent la matière première principale utilisée dans cette activité (Rakotonandrasana et al. 2015). Le prélèvement d'eau d'irrigation et d'eau de consommation sont aussi parmi les services les plus cités. L'agence de distribution d'eau se trouve seulement dans les grandes villes et près de 40% des communautés utilisent l'eau des lacs et des rivières. Le prélèvement de plantes médicinales est la base de la médecine traditionnelle qui est très courante et expliquée par l'éloignement des centres de santé. De la même manière, peut être expliquée l'importance du fourrage de bétail accordé par les gens car les zébus représentent leur richesse et palie aux banques en étant leur porte-monnaie. La culture de la canne à sucre est pratiquée de manière intensive à l'intérieur de l'aire protégée dans les terrains privés de la Société « Ouest Sucre Complant » et se trouve en deuxième place après la riziculture en termes de superficie occupée. La chasse et la cueillette sont les services les moins cités, ce qui traduit la connaissance des populations du statut de protection des espèces au sein de l'aire protégée.

L'analyse de ces différents types de services d'approvisionnement montre que la vie de la plupart des communautés riveraines de l'AP-CMK dépend en grande partie des ressources naturelles. Cette constatation est la même que celle trouvée par Borgerson et al. (2018) dans une étude sur l'utilisation des ressources naturelles par les communautés vivant autour des forêts de Kianjavato. Ainsi, l'usage parcimonieux des ressources naturelles doit être une condition des politiques de conservation et de développement (Harpet et al. 2014).

Les services de régulation sont appréciés par les gens et cités pour contribuer au maintien des activités de subsistance et au bien-être, ainsi qu'au bon fonctionnement des écosystèmes et de l'équilibre écologique. Ceci est en accord avec O'Brien et al. (2010) qui soutiennent que les écosystèmes, à travers leurs activités régulatrices, contribuent à l'amélioration de la santé, du cadre et de la qualité de vie des populations.

La biodiversité de l'AP-CMK avec ses nombreux écosystèmes et la beauté du paysage font de l'AP un lieu touristique et de recherche. Ces intérêts que les communautés locales portent sur

l'écotourisme et la recherche les incitent à s'ouvrir aux visiteurs et aux chercheurs. Cette ouverture favorise les échanges de connaissances et de pratique et renforce la responsabilité et l'implication des communautés riveraines dans la gestion de l'environnement. Les valeurs sociales et culturelles que les communautés locales accordent à certains écosystèmes particuliers constituent des points positifs pour leur conservation car ils sont traditionnellement protégés par des lois ancestrales (Harpet et al. 2008).

Les services d'approvisionnement, de régulation et culturels sont facilement identifiables par les gens de la région quel que soit leur niveau d'étude alors que les services de soutien ne sont perçus que par ceux qui ont un niveau d'étude élevé, comme les personnes travaillant dans le secteur de l'administration. Les communautés scientifiques considèrent pourtant que les services de soutien sont les plus importants car ils sont nécessaires à la production de tous les autres services (Le Clec'h et al. 2014). Il est donc primordial de renforcer la connaissance des communautés pour qu'elles comprennent le fonctionnement et les interactions des écosystèmes, les différents avantages qu'ils leur fournissent et sur les menaces et pressions qui peuvent nuire à ces avantages. Cela augmentera leur participation et leur perception sur l'importance de la conservation des écosystèmes.

Les spécificités des *fokontany* quant aux services écosystémiques privilégiés peuvent surtout être expliquées par les géographies, à avoir la proximité du lac Kinkony ou de la rivière Mahavavy, ou encore de lieux sacrés ou de superficies herbeuses pour les éleveurs. La diversité de l'utilisation des services écosystémiques variait ainsi en fonction de la zone et de la profession des personnes enquêtées. Ce constat est le même que celui trouvé par Ilou et al. (2019) dans une étude similaire dans une réserve de biosphère en Bénin.

L'analyse combinée des préférences de la population selon le genre et l'âge dans les groupes de *fokontany* a permis de constater que les services écosystémiques les plus cités par les jeunes de 18 à 39 ans sont des services d'approvisionnement tandis que les gens plus âgés de 40 à 60 ans citaient davantage des services culturels et de régulation. Les plus jeunes se contenteraient des services d'approvisionnement et auraient peu de connaissances et d'expériences sur les autres catégories de services. Ceci contredit ce qu'affirme Maddison (2007) qui proposait que pour une évaluation, il valait mieux considérer l'expérience plutôt que l'âge. Cette situation pourrait traduire un faible taux de scolarisation des jeunes dans les zones rurales ou encore à l'abandon précoce de l'éducation dû à la paupérisation des parents. Ainsi, les personnes âgées sont toujours les mieux informées ; alors qu'actuellement, ce sont les jeunes qui explorent le plus les écosystèmes. Et cela pourra entraîner une diminution des responsabilités des jeunes vis-à-vis de la conservation des écosystèmes. Ainsi, il est important de renforcer les moyens de communication audiovisuelle dans l'aire protégée et d'impliquer les personnes avec de bonnes connaissances de la région dans la mise en œuvre des programmes de sensibilisation et de communication.

## CONCLUSION

Cette étude présentait les résultats de la caractérisation des services écosystémiques de l'aire protégée complexe Mahavavy Kinkony. Fondée sur les données issues de la perception, des connaissances et des activités des communautés locales, l'étude a permis de déterminer et de préciser les principaux services

écosystémiques dans la zone et de leur importance. Ces résultats constituent ainsi des données importantes à la main du gestionnaire de l'aire protégée pour orienter la politique de gestion de la zone. Ils peuvent être également utilisés comme outil de plaidoyer permettant une intégration plus large des écosystèmes, de la biodiversité mais aussi des populations bénéficiaires des services écosystémiques, dans les discussions visant la définition d'une stratégie de gestion.

En outre, cette étude ne montre que les caractéristiques générales des services écosystémiques dans l'aire protégée complexe Mahavavy Kinkony, il serait alors très intéressant d'effectuer dans l'avenir des études plus approfondies sur les relations entre les services, les écosystèmes et les communautés riveraines de l'AP. Les activités des riverains sont conditionnées par la disponibilité des ressources, une étude de la capacité des écosystèmes à fournir les services en fonction de l'intensité de leur utilisation est donc nécessaire afin d'évaluer la durabilité des services écosystémiques.

## REMERCIEMENTS

Cette étude a été financée par le programme Sud Expert Plante Développement Durable (SEP2D) dans le cadre du projet « Comptabilité biologique des écosystèmes - COMPTABIO ». Nous tenons à remercier les équipes de ce projet pour leur contribution, directement ou indirectement, dans la réalisation de cette étude. Nous remercions ASITY Madagascar pour leurs contributions et pour avoir facilité l'accès à l'Aire Protégée complexe Mahavavy Kinkony et nous adressons nos remerciements aux communautés locales.

## RÉFÉRENCES

- Andriamalala, A. M., Randrianodiasana, J. et Ranarijaona, H. L. T. 2019. Evaluation des pressions sur le complexe Mahavavy-Kinkony : cas des écosystèmes fluviaux-littoraux des mangroves du delta de Mahavavy. *Revue des Sciences, de Technologies et de l'Environnement* 1: 11–16. <[http://madarevues.recherches.gov.mg/IMG/pdf/rste\\_volume\\_1\\_-\\_version\\_final-17-22.pdf](http://madarevues.recherches.gov.mg/IMG/pdf/rste_volume_1_-_version_final-17-22.pdf)>
- Andriamasimanana, R. H., Rasolomanana, E. H., Cameron, A. et Ratsimbazafy, J. 2013. Étude des impacts écologiques du dynamisme spatio-temporel des habitats naturels sur la faune menacée du Complexe Zones Humides Mahavavy-Kinkony, Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 8, 2: 86–90. <<https://doi.org/10.4314/mcd.v8i2.7>>
- Barraqué, B. et Viavattene, C. 2009. Eau des villes et eau des champs. *Économie Rurale* 310, 2: 5–21. <<https://doi.org/10.4000/economierurale.708>>
- Berkes, F. 1999. *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Taylor and Francis, Philadelphia.
- Bonin, M. et Antona, M. 2012. Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. *Vertigo* 12, 3. <<https://doi.org/10.4000/vertigo.13147>>
- Borgerson, C., Johnson, S. E., Louis Jr, E. E., Holmes, S. M., Anjaranirina, E. J. G., Randriamady, H. J. & Golden, C. G. 2018. The use of natural resources to improve household income, health, and nutrition within the forests of Kianjavato, Madagascar. *Madagascar Conservation Development* 13, 1: 45–52. <<https://doi.org/10.4314/mcd.v13i1.6>>
- Chevassus-Au-Louis, B. et Pirard, R. 2011. Les services écosystémiques des forêts et leur rémunération éventuelle. *Revue Forestière Française* 63, 5: 579–599. <<https://doi.org/10.4267/2042/46106>>
- Costanza, R. & Daly, H. E. 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology* 6, 1: 37–46. <<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x>>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260. <<https://doi.org/10.1038/387253a0>>
- Daily, G. C., Alexander, S., Ehrlich, P. R., Goulder, L., Lubchenco, J., et al. 1997. Ecosystem services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2: 1–16. Disponible en ligne <<https://www.esa.org/wp-content/uploads/2013/03/issue2.pdf>>
- Davis, A. & Wagner, J. R. 2003. *Who knows? On the importance of identifying "experts" when researching local ecological knowledge*. *Human Ecology* 31: 463–489. <<https://doi.org/10.1023/A:1025075923297>>
- de Groot, R. S., Wilson, M. A. & Boumans, R. M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 3: 393–408. <[https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)>
- FAO. 2001. *SEAGA Socio-Economics and Gender Analysis Programme: Field Level Handbook*. FAO, Rome. Disponible en ligne <<https://www.fao.org/3/ak214e/ak214e00.pdf>>
- Ganassali, S. 2014. *Enquêtes et analyses de données avec Sphinx*. Pearson Education, Collection LM, France.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L. & Montes, C. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 6: 1209–1218. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>>
- Grangé D. et Lebart L. 1993. *Traitements statistiques des enquêtes*. Dunod, Paris.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. B. 2018. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. The Paddocks, Chestnut Lane, Barton in Fabis, Nottingham, UK. Disponible en ligne <<https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>>
- Harpet, C., Navarroi, L. et Ramanankirahina, R. 2008. Rôle et implications des croyances et des savoir-faire locaux dans les programmes de conservation : exemple d'un site à lémuriens sacrés au cœur de la station forestière à usages multiples d'Antrema (pays Sakalava, Madagascar). *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)* 63, 3: 208–292. <<https://doi.org/10.3406/revvec.2008.1422>>
- Harpet, C., Combo, A. S., Hladik, C. M., Simmen, B., Riera, B. et Ranarijaona, H. L. 2014. Méthode d'évaluation des perceptions et des représentations locales sur un échantillon ciblé de la faune et de la flore de la côte ouest de Madagascar. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)* 69, 3–4: 351–355. <<https://doi.org/10.3406/revvec.2014.1759>>
- Ilou, B. S. L., Sogbohossou, E. A., Toko, I. I., Houinato, M. R. B. et Sinsin, B. 2017. Diversité et importance socio-économique des services écosystémiques dans la réserve de biosphère de la Pendjari au Nord-Benin. *Journal de la Recherche Scientifique de l'Université de Lomé* 19, 3: 15–28. <<https://www.ajol.info/index.php/jrsul/article/view/167462>>
- Ilou, B. S. L., Toko Imorou, I., Vigninou, T. et Thoma, O. 2019. Caractérisation des Services Écosystémiques dans la Réserve de Biosphère Transfrontalière du W (RBTW) au Nord-Benin. *European Scientific Journal* 15, 36: 279–295. <<https://eujournal.org/index.php/esj/article/view/12646>>
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., et al. 2017. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators* 74: 392–402. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>>
- Le Clec'h, S., Dufour, S., Oszwald, J., Grimaldi, M. et Jégou, N. 2014. Spatialiser les services écosystémiques, un enjeu méthodologique et plus encore. In: *Political Ecology des Services Écosystémiques*. X. A. de Sartre, M. Castro, S. Dufour et J. Oszwald (eds), pp 203–221. PIE Peter Lang, Bruxelles. Disponible en ligne <[https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins\\_textes/divers15-07/010065089.pdf](https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers15-07/010065089.pdf)>
- Maddison, D. 2007. *The perception of and adaptation to climate change in Africa*. Policy Research Working Paper. N. 4308. World Bank, Washington, DC. Disponible en ligne <<http://hdl.handle.net/10986/7507>>

- Mensah, G. K. S., Zakari, S., Sogbossi, E. et Imorou, T. I. 2020. Analyse des services écosystémiques offerts par la biodiversité végétale des palais royaux, des bois et sites sacrés et espaces végétalisés dans la ville d'Abomey. *International Journal of Progressive Sciences and Technologies* 22, 2: 386–397. Disponible en ligne <<https://ijpsat.es/index.php/ijpsat/article/view/2138>>
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis*. Island Press, Washington DC. Disponible en ligne <<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>>
- O'Brien, L., Townsend, M. & Ebdon, M. 2010. 'Doing something positive': Volunteers' experiences of the well-being benefits derived from practical conservation activities in nature. *VOLUNTAS* 21: 525–545. <<https://doi.org/10.1007/s11266-010-9149-1>>
- Palmer, J. & Finlay, V. 2003. *Faith in Conservation: New Approaches to Religions and the Environment*. Directions in Development, The World Bank, Washington DC. Disponible en ligne <<http://hdl.handle.net/10986/15083>>
- Perrings, C., Folke, C. & Måler, K. G. 1992. The ecology and economics of biodiversity loss: the research agenda. *Ambio* 21, 3: 201–211. Disponible en ligne <<http://www.jstor.org/stable/4313929>>
- Rakotomavo, A. et Fromard, F. 2009. Stratégies d'utilisation des ressources végétales chez les Vezo et les Masikoro du delta de Mangoky (Madagascar). *Bois et Forêt des Tropiques* 300, 2: 45–55. <<https://doi.org/10.19182/bft2009.300.a20414>>
- Rakotonandrasana, S. R., Rakotondrafara, A. et Ratsimbason, M. 2015. Importance, impacts de l'utilisation et gestion rationnelle du *satrana* ou *Hyphaene coriacea* Gaertn. (Arecaceae) près de la baie de Rigny, Antsiranana (Madagascar). *Madagascar Conservation & Development* 10, 2: 48–52. <<https://doi.org/10.4314/mcd.v10i2.2>>
- Randrianarison, M. P., Razafiarivony, N. A. T., Randrianandrasana, N. et Raheliarilalao, B. 2021. Potentiels d'acidification et de réchauffement climatique des bois-énergie à Madagascar. *International Journal of Progressive Sciences and Technologies* 27, 1: 361–370. <<https://ijpsat.org/index.php/ijpsat/article/view/3183>>
- Randrianjafy Rasoloarisoa, V., Ramiandra, V. A., Randriamahatantsoa, B. et Rabibisoa, N. H. C. 2020. Étude analytique de l'herpétofaune du complexe Mahavavy Kinkony, district Mitsinjo, région Boeny, Madagascar. *Revue des Sciences, de Technologies et de l'Environnement* 2: 12–22. Disponible en ligne <[http://madarevues.recherches.gov.mg/IMG/pdf/rste\\_version\\_final\\_sous-theme\\_1\\_-21-31.pdf](http://madarevues.recherches.gov.mg/IMG/pdf/rste_version_final_sous-theme_1_-21-31.pdf)>
- Razafintsalama, V., Ramanantoandro, T., Belloncle, C., Rajoelison, G. L. et Sorg, J.-P. 2014. Utilisations villageoises et potentialités technologiques des bois de forêts secondaires dans le Menabe central, Madagascar. *Bois et Forêt des Tropiques* 320, 2: 59–73. <<https://doi.org/10.19182/bft2014.320.a20544>>
- RStudio Team. 2021. *RStudio: Integrated Development Environment for R*. RStudio, PBC. Boston, MA. <<http://www.rstudio.com/>>
- Salles, J.-M. 2010. Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment et avec quels résultats ? *Natures Sciences Sociétés* 4, 18: 414–423. Disponible en ligne <<https://www.cairn.info/revue-natures-sciences-societes-2010-4-page-414.htm>>
- Salzman, J. 2005. Creating markets for ecosystem services: notes from the field. *New York University Law Review* 80: 870–961. Disponible en ligne <[https://scholarship.law.duke.edu/faculty\\_scholarship/1237](https://scholarship.law.duke.edu/faculty_scholarship/1237)>
- Sambou, A., Camara, B., Goudiaby, A. O. K., Coly, A. et Badji, A. 2018. Perception des populations locales sur les services écosystémiques de la forêt classée et aménagée de Kalounayes (Sénégal). *Revue Francophone du Développement Durable* 6: 69–86. Disponible en ligne <<http://rivieresdusud.uasz.sn/xmlui/handle/123456789/671>>
- Schwartz, D. 1995. *Méthode Statistique à l'Usage des Médecins et des Biologistes*. 4e édition. Éditions Médicinales, Flammarion, Paris.
- Seastrom, M. M. 2001. Taux de réponse comme gestion de la qualité des données. In: *Recueils du Symposium 2001 de Statistique, Canada. La Qualité des Données d'un Organisme Statistique : Une Perspective Méthodologique*. Disponible en ligne <<https://www150.statcan.gc.ca/n1/fr/pub/11-522-x/2001001/session15/6280-fra.pdf?st=geGgb0be>>

## MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE

### Appendice S1. Fiche d'enquête

Figure S1. Services d'approvisionnement les plus sollicités dans l'AP-CMK.

Figure S2. Services de régulation les plus sollicités dans l'AP-CMK.

Figure S3. Services culturels les plus sollicités dans l'AP-CMK

Figure S4. Services de soutien les plus sollicités dans l'AP-CMK.

Figure S5. Projection des quatre groupes de *fokontany* dans le plan factoriel 1 x 2.

Figure S6. Types de services écosystémiques dans le groupe de *fokontany* I

Figure S7. Types de services écosystémiques dans le groupe de *fokontany* II.

Figure S8. Services écosystémiques selon le groupe socioprofessionnel (a) et le genre (b) dans le groupe de *fokontany* II.

Figure S9. Types de services écosystémiques dans le groupe de *fokontany* III.

Figure S10. Services écosystémiques selon le groupe socioprofessionnel (a) et le genre (b) dans le groupe de *fokontany* III.

Figure S11. Types de services écosystémiques dans le groupe de *fokontany* IV.

Figure S12. Services écosystémiques selon le groupe socioprofessionnel (a) et le genre (b) dans le groupe de *fokontany* IV.

# Decrease of deforestation in Protected Areas of Madagascar during the Covid-19 years

F. Ollier D. Andrianambinina<sup>1\*</sup>, Serge C. Rafanoharana<sup>2\*</sup>,  
H. Andry T. Rasamuel<sup>2</sup>, Patrick O. Waeber<sup>3,4</sup>, Joerg U.  
Ganzhorn<sup>5</sup>, Lucienne Wilmé<sup>2,6</sup>

Correspondence:

Ollier D. Andrianambinina  
Madagascar National Parks  
Ambatobe, BP 1424  
Antananarivo 103  
Madagascar  
Email: ollier\_cdcsci@mnps.mg

Serge C. Rafanoharana  
World Resources Institute Africa  
Madagascar Program  
BP 3884  
Antananarivo 101  
Madagascar  
Email: serge.rafanoharana@wri.org

## ABSTRACT

Deforestation poses a significant threat to global biodiversity and ecosystem services. This study focuses on estimating the deforestation within Protected Areas (PAs) in Madagascar over a 21-year period from 2001 to 2022. A novel methodology utilizing remote sensing data and specific thresholds of tree canopy density is employed to estimate annual deforestation rates and identify trends and patterns within PAs. The analysis reveals significant deforestation in the PA network over the last decade, particularly in 2014, 2017, 2018, and 2019. Notably, the lowest annual deforestation rates were estimated during the Covid-19 years of 2020 (0.66%), 2021 (0.62%), and the subsequent year in 2022 (0.67%) when considering the entire network of 103 PAs with natural forests from 2013 to 2022.

## RÉSUMÉ

La déforestation constitue une menace importante pour la biodiversité mondiale et les services écosystémiques. Cette étude se concentre sur l'évaluation de l'efficacité des aires protégées (AP) pour lutter contre la déforestation à Madagascar sur une période de 21 ans, de 2001 à 2022. Une méthodologie novatrice utilisant des données de télédétection et des seuils spécifiques de densité du couvert arboré est employée pour estimer les taux annuels de déforestation et identifier les tendances et les modèles au sein des AP. Au cours de la dernière décennie, l'analyse révèle une dé-

forestation significative dans le réseau des AP au cours de certaines années, notamment en 2014, 2017, 2018 et 2019. En revanche, il est intéressant de noter qu'entre 2013 et 2022, les taux annuels de déforestation les plus bas ont été estimés pendant les années de Covid-19 en 2020 (0,66 %), 2021 (0,62 %) et l'année suivante en 2022 (0,67 %) sur l'ensemble du réseau des 103 AP avec des forêts naturelles.

## INTRODUCTION

Madagascar is globally recognized for its exceptional forest biodiversity, which faces ongoing threats due to escalating deforestation rates and high poverty levels (Ganzhorn et al. 2001, Rabesahala Horning 2012, Vieilledent et al. 2018, Jones et al. 2019, Estrada et al. 2022). The country's remarkable level of endemism and the proportion of threatened species has consistently placed it as a priority for conservation efforts (Ganzhorn et al. 2001, Waeber et al. 2016, Corson 2017, Rafanoharana et al. 2023a). Extensive research has shed light on the concerning levels of forest loss in Madagascar (Harper et al. 2007, Gorenflo et al. 2011, Allnutt et al. 2013, Mayaux et al. 2013, Zinner et al. 2014, Vieilledent et al. 2018). Despite challenges, the government has significantly expanded Protected Areas (PAs) to conserve remaining forests and protect endangered endemic flora and fauna (Gardner et al. 2018, Waeber et al. 2020, Ralimanana et al. 2022). Madagascar's forests are incredibly diverse, including dense humid forests, subhumid

1 Madagascar National Parks, Ambatobe, BP 1424, Antananarivo 103, Madagascar

2 Madagascar Program, World Resources Institute Africa, BP 3884, Antananarivo 101, Madagascar

3 International Forest Management, Bern University of Applied Sciences, Bern, Switzerland

4 Forest Management and Development, Institute of Terrestrial Ecosystems, Department of Environmental Systems Science, ETH Zürich, Zürich, Switzerland

5 Department of Biology, University of Hamburg, Martin-Luther-King-Platz 3, D-20146 Hamburg, Germany

6 Missouri Botanical Garden, Madagascar Research & Conservation Program, BP 3391, Antananarivo 101, Madagascar

\* Contributed equally



forests, dry forests, dry spiny forests, and thickets. Distribution patterns are influenced by regional and local conditions (Moat and Smith 2007, Wilmé et al. 2006, 2012, Waeber et al. 2015, Hending et al. 2022).

Assessing the effectiveness of PAs in mitigating deforestation is crucial for Madagascar's conservation efforts. Eklund et al. (2016) analyzed data from two distinct time periods (1990–2000 and 2000–2010) and found evidence that PAs have played a role in reducing deforestation. The observed decrease in deforestation rates cannot be solely attributed to confounding factors related to protected land. The effectiveness of PAs varied between the two time periods, with lower deforestation rates in the later period alleviating pressures on PAs (Eklund et al. 2016). Nevertheless, Madagascar continues to experience a concerning trend of steadily increasing annual deforestation since 2005, with a significant loss of 99,000 hectares (ha) per year during 2010–2014, equivalent to a rate of 1.1% per year (Vieilledent et al. 2018). Of particular concern is the fact that approximately 46% of the remaining forest now lies within 100 meters of the forest edge, underscoring the immediate threat to the country's forest ecosystems (Vieilledent et al. 2018).

The assessment of forest cover using remote sensing relies on the algorithms employed for classifying various vegetation types, which include distinguishing between forested and non-forested areas. Rafanoharana et al. (2023b) developed an iterative approach adapted to accurately estimate forest cover within PAs. This methodology demonstrates a remarkable 89.4% accuracy in identifying specific thresholds of tree canopy density (TCD) compared to the standard TCD threshold of >30% with only 80.2% accuracy, represents a significant advancement in forest monitoring techniques. By applying this methodology, we seek to enhance our ability to effectively estimate annual deforestation to inform managers of Madagascar's PAs (Rafanoharana et al. 2023b).

In this study, we employ the methodology introduced by Rafanoharana et al. (2023b) to evaluate deforestation and annual deforestation rates in Madagascar's PAs spanning a 21-year duration. Our focus was on the period from 2013 to 2022, with a particular emphasis on the influence of the Covid-19 pandemic, characterized by a significant reduction in tourism and the temporary closure of PAs, on deforestation within these regions.

## METHODOLOGY

In this study, we utilized the network of PAs as of 2015, which was detailed to noncontiguous parcels. We excluded any PAs or parcels that did not contain natural forests, resulting in a sample of 103 PAs comprising a total of 164 noncontiguous parcels (Rafanoharana et al. 2023b). To comprehend the general trend, we examined the deforestation over a span of 21 years, specifically analyzing the years with the highest and lowest rates of deforestation within the 103 PAs. Forest change was assessed by analyzing the evolution of tree canopy densities using specific thresholds as described by Rafanoharana et al. (2023b). Given that the areas of the 164 noncontiguous parcels ranged from 12 ha to 385,735 ha, we estimated not only the annual area of forest loss but also the annual deforestation rates of the remaining forest from the previous year. Our analysis primarily focused on the most recent 10-year period, starting in 2013, which coincided with the utilization of Landsat 8 and improved remote sensing data (Turubanova et al. 2023).

We employed the national shapefile obtained from Madagascar National Parks to encompass the entire network of PAs (Rafanoharana et al. 2023b). Additionally, we created a historical PA boundary by referencing the establishment decrees of each PA, thereby considering changes over time since 2000 (Figure 1, Table S1, Folder S1). To assess the changes in PA boundaries, we conducted a GIS analysis by overlaying the PA boundaries for the years 2000 and 2015. This process allowed us to determine the alterations in PA limits specifically in the years 2011, 2012, and 2015. The resulting PA boundaries were then combined with data on tree cover loss (TCL) and tree canopy density (TCD) obtained from sources such as Hansen et al. (2013) and Global Forest Watch (GFW 2022). The specific TCD (Rafanoharana et al. 2023b) was utilized to filter the deforestation in each noncontiguous parcel of every PA. We analyzed the deforestation in PAs regardless of the year in which they were gazetted.

To better understand and verify our interpretation of the identified deforestation patterns spanning the period from 2013 to 2022, we conducted consultations with some of the PA managers. Our primary objectives were twofold: first, to elucidate the drivers and causative factors contributing to deforestation, aimed at delineating the underlying reasons for deforestation in non-pandemic years. Secondly, we aimed to discern any notable alterations or plausible influences that may have occurred specifically during the Covid-19 pandemic years (2020 and 2021).

## RESULTS

The network of PAs with natural forests has expanded significantly since 2000, comprising a total area of 6,351,500 ha of land across 103 PAs. This represents a 3.5-fold increase compared to the network of 43 PAs with natural forests in 2000 (Table 1, see also Table S1).

Deforestation within PAs is ongoing with annual deforestation representing at least 0.4% of the remaining forest every year since 2013. The rate consistently remains at or above 0.6% for the PAs gazetted in 2015 (Figure 2, Table 2). The total area of the network of the 103 PAs with forest was 2,407,830 ha in 2012 with an estimated forest cover of 1,694,460 ha (70.4%) based on Rafanoharana et al. (2023b), including Mikea National Park (NP) gazetted in 2011 (parcel 1 = 179,830 ha; parcel 2 = 4,805 ha) with an estimated area of dry spiny forest of 129,370 ha in parcel 1 in 2012 (80.9%), and Natural Park Makira gazetted in 2012 with an area of 373,340 ha including an estimated forest cover of 344,640 ha in 2012 (92.3%). IUCN conservation categories II and IV provide more effective forest protection in comparison to categories V and VI (Figure 3, Figure S2, Dudley 2008).

When considering the entire network of 103 PAs with natural forest from 2013 to 2022, the lowest annual deforestation rates have been estimated during the Covid-19 years in 2020 (0.66%), 2021 (0.62%) and the following year in 2022 (0.67%) (Figure 2, Table 2).

Table 1. Evolution of the network of protected areas with natural forests from 2000 to 2023 (marine parcels excluded).

Years	Number of PAs with natural forests	Total area of PAs with natural forests
2000–2006	43	1,839,570 ha
2007–2010	44	1,850,860 ha
2011	45	2,035,490 ha
2012–2014	46	2,407,830 ha
2015–2023	103	6,351,460 ha

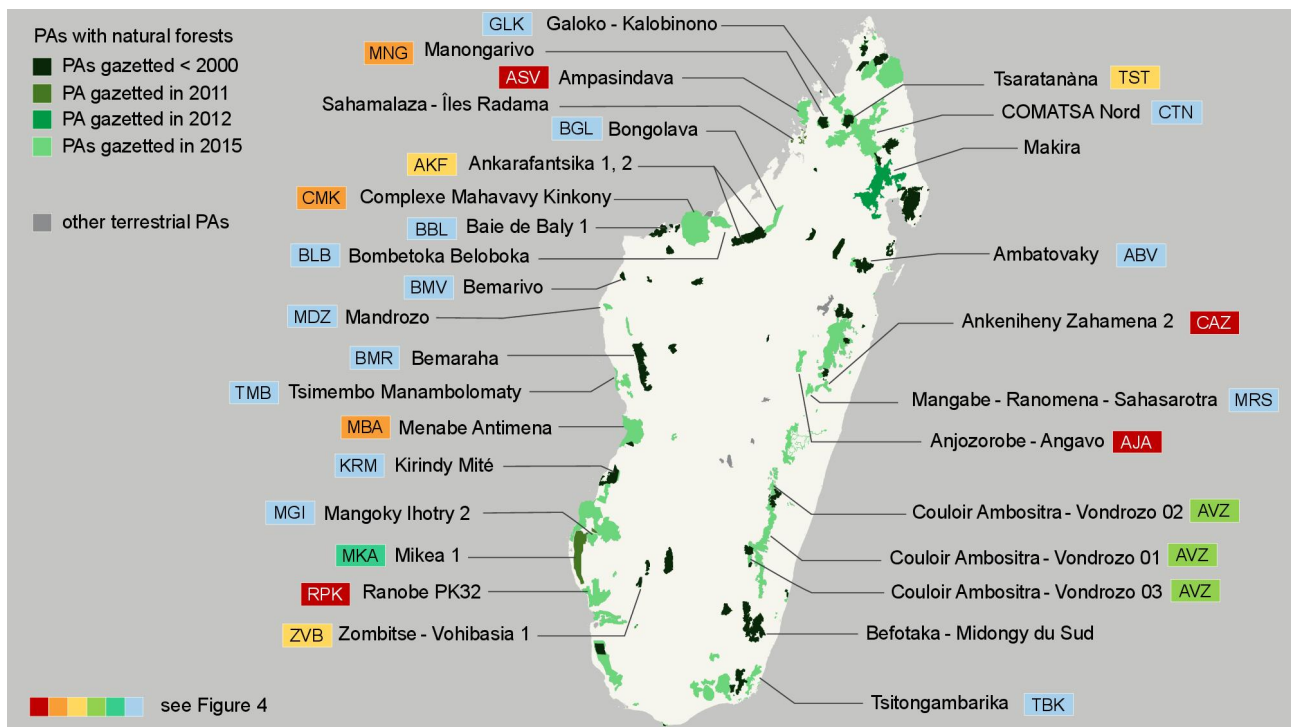


Figure 1. Evolution of the network of protected areas (PAs) of Madagascar since 2000. (Abbreviations in color refer to Figure 4)

The analysis reveal significant deforestation in the PA network over the last decade, particularly in 2014, 2017, 2018, and 2019. In 2014 and 2017, deforestation encompassed nearly 60,000 ha, whereas it dropped to just under 50,000 ha in 2018 and 2019 when we consider the entire network of PAs (Table 3). Over these four years, the total forest loss exceeded 200,000 ha, which is equivalent to more than 5% of the remaining forest area in 2012 within the 103 PAs containing natural forests. Notably, more than 50% of the annual deforestation over this four-year period took place within eight specific PAs (Table 3).

Within the network of 103 PAs with natural forests we selected the 75 larger parcels with total area above 10,000 ha to identify the top 10 parcels with highest annual deforestation rates. In 2022, 6 PAs out of 10 were amongst the oldest, i.e., gazetted before 2000 and 4 PAs were gazetted in 2015 (Figure 4).

## DISCUSSION

**PRE COVID-19 YEARS.** The expansion of PA areas, as outlined in the Durban vision announced in 2003, was almost complete by late 2008 (Gardner et al. 2013). However, the process was delayed for several years due to a coup d'état in January 2009 (Randrianja 2012). Consequently, the new PAs and extensions of existing PAs, which were supposed to be enacted, were considered as new PAs from 2009 to 2015. Only two PAs were officially established during this period.

For Mikea NP, the peak deforestation rate was projected for 2014, but in reality, this surge took place in 2013, a mere two years after the official gazette of the NP. The annual data provided by Global Forest Watch covers the period from January to December and is confirmed by the University of Maryland (UMD). Tree cover losses are only validated by UMD when multiple satellite images confirm the change. However, for the forests in Mikea NP, deforestation was only confirmed in early 2014.

On 22 February 2013, Mikea NP was severely impacted by tropical cyclone Haruna, with estimated wind gusts of 210 km/h. The dry spiny forest experienced extensive damage, characterized

by fallen and stripped trees. By September 2013, fires ignited by local people leveraged the abundance of large volumes of dead wood, leading to significant propagation across vast areas of the park (P. G. Manantsoa, pers. comm.).

It has been suggested that deforestation is significant in the year preceding the gazette of a PA. This was observed in the Complexe Zones Humides Mahavavy Kinkony category V PA, with the highest deforestation rate occurring in 2014 before its gazette in 2015 (T. H. Razafindralambo, pers. comm.). To counteract this effect, exceptional budgets are allocated by FAPBM (the Madagascar protected areas and biodiversity fund) during the process of PA creation (Andrianambinina et al. 2023, Folder S1).

The increase in deforestation in 2014, one year before the expansion of the PA network in 2015, was observed in PAs gazetted before 2000, in 2011, 2012, and in 2015. Apart from Mikea NP, the remaining three PAs responsible for over 50% of the annual deforestation in 2014 were gazetted in 2015 under IUCN category V. These include Ranobe PK32, Menabe Antimena, and Mangoky Ihotry. Ranobe PK32 and Menabe Antimena have experienced heavy deforestation over the past few decades and consistently rank among the top 10 PAs with the highest annual deforestation rates, particularly during the years 2014 and 2017–2019.

Slash-and-burn agriculture has been devastating the dry forests of Menabe Antimena since the early 1970s, intensified in 1992 for corn production intended for the brewing industry and export outside of Madagascar (Zinner et al. 2014, Vieilledent et al. 2016, Hudson et al. 2018). Similarly, the unique dry spiny forests of Ranobe PK32 in southwestern Madagascar have been severely depleted during a similar timeframe. This specific dry spiny forest on sandy soil has been devastated due to a combination of local population's discontent with a mining project aimed at exploiting ilmenite and the excessive demand for wood charcoal from the neighboring city of Toliara (Gardner et al. 2016, Llopis et al. 2019, Rafanoharana et al. 2021).

Table 2. Forest area (ha) in the network of protected areas according to year they have been gazetted, and annual rate of deforestation in brackets.

Years	PAs gazetted < 2000	PAs as in 2015	PAs gazetted < 2012	PAs gazetted < 2013
2013	1,208,120 (0.37%)	3,779,377 (0.68%)	1,344,134 (0.38%)	1,688,168 (0.35%)
2014	1,199,119 (0.71%)	3,721,372 (1.56%)	1,318,131 (1.99%)	1,661,166 (1.68%)
2015	1,194,119 (0.42%)	3,692,369 (0.79%)	1,312,131 (0.45%)	1,654,165 (0.42%)
2016	1,186,118 (0.68%)	3,661,366 (0.83%)	1,303,130 (0.66%)	1,644,164 (0.59%)
2017	1,174,117 (0.99%)	3,601,360 (1.60%)	1,291,129 (0.93%)	1,630,163 (0.83%)
2018	1,162,116 (0.96%)	3,553,355 (1.33%)	1,279,127 (0.92%)	1,616,161 (0.86%)
2019	1,154,115 (0.70%)	3,514,351 (1.05%)	1,268,126 (0.83%)	1,604,160 (0.74%)
2020	1,149,114 (0.42%)	3,489,348 (0.66%)	1,263,126 (0.39%)	1,598,159 (0.38%)
2021	1,143,114 (0.51%)	3,465,346 (0.62%)	1,256,125 (0.47%)	1,591,159 (0.41%)
2022	1,135,113 (0.65%)	3,440,344 (0.67%)	1,248,124 (0.60%)	1,582,158 (0.52%)
Average deforestation rate	0.64%	0.98%	0.76%	0.68%

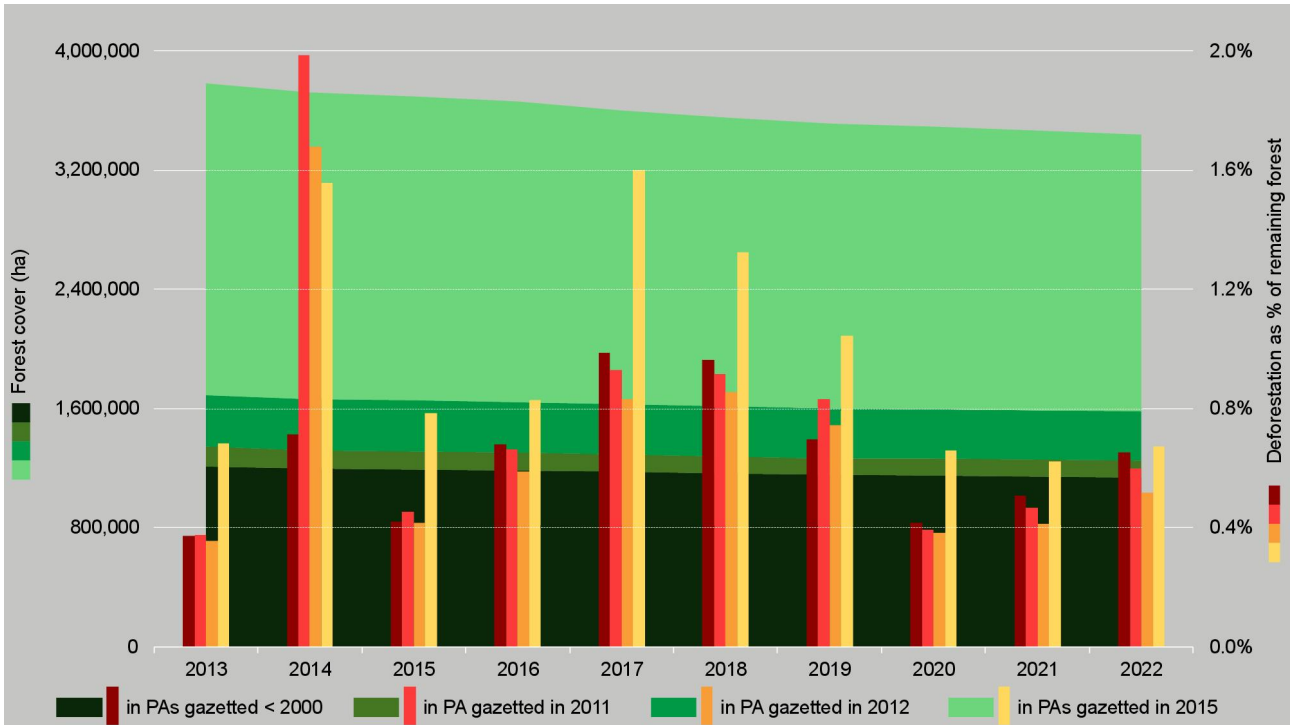


Figure 2. Changes in forest cover and deforestation in protected areas (PAs) from 2013 to 2022. (National Park Sahamalaza-Îles Radama with a total area of 11,280 ha gazetted in 2007, is included in PAs gazetted in 2011)

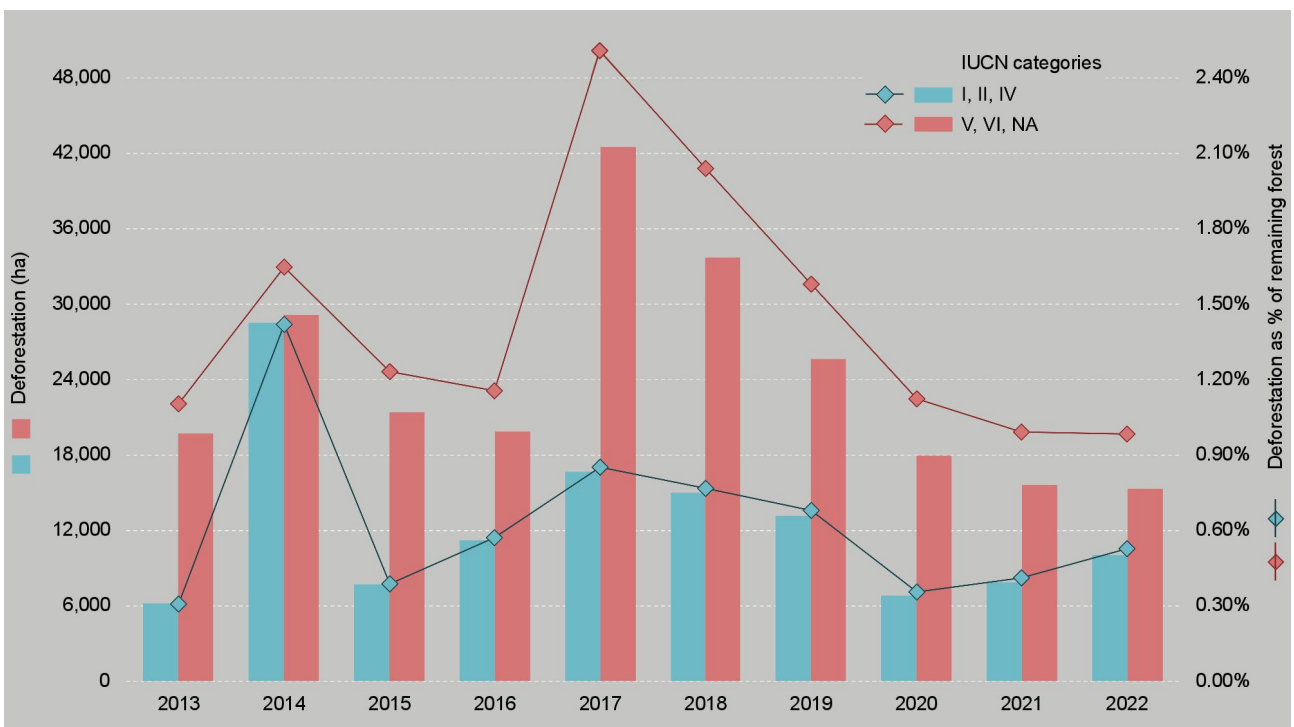


Figure 3. Deforestation and IUCN conservation categories. Comparing deforestation in IUCN categories I, II, and IV protected areas (PAs) to categories V and VI. (NA indicates PAs without category assignment but which are typically managed as category V)

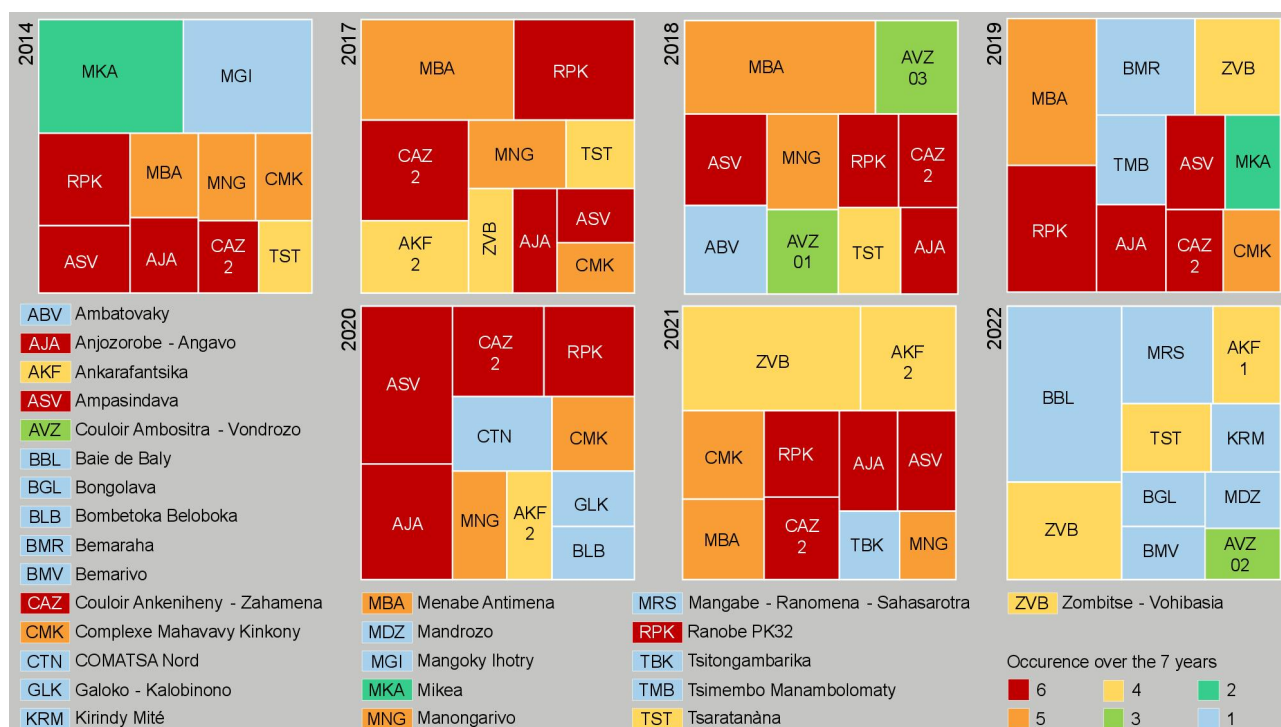


Figure 4. High-deforestation protected areas: 2014, 2017–2019, 2020–2022. Top 10 of the protected areas (PAs) or parcels of PAs with total area > 10,000 ha and highest annual deforestation rates in years 2014 and 2017–2019, and 2020–2022. (PAs or parcels of PAs in light blue are only mentioned once over these 7 years; one unique color for other PAs, see also Figure 1)

Table 3. Protected areas (PAs) explaining >50% of the total deforestation for the years 2014 and 2017–2019. (percentage given for the deforestation in the specific PA or parcel of PA per total deforestation for the year)

PA	Year gazetted	PA area (ha)	Estimated forest cover in 2012 (ha)	2014	2017	2018	2019
Menabe Antimena	2015	201,927	91,895	3,688 (6.3%)	8,791 (14.7%)	7,214 (14.6%)	4,503 (11.6%)
Ranobe PK32	2015	168,500	98,023	7,149 (12.3%)	9,372 (15.6%)	3,040 (6.2%)	4,880 (12.5%)
Mikea 1	2011	179,834	129,371	17,489 (30.0%)			2,595 (6.7%)
Ankeniheny-Zahamena 1	2015	328,141	297,760		4,494 (7.5%)	4,586 (9.3%)	1,877 (4.8%)
Ambositra-Vondrozo 1	2015	255,554	183,188		2,801 (4.7%)	5,129 (10.4%)	1,886 (4.8%)
Mangoky Ihotry 1	2015	385,735	138,374	3,245 (5.6%)	2,889 (4.8%)		1,848 (4.7%)
COMATSA Nord	2015	238,176	186,038			2,847 (5.8%)	2,526 (6.5%)
Befotaka / Midongy	< 2000	205,985	146,086		2,766 (4.6%)	2,751 (5.6%)	
Subtotal deforestation				31,570 (54.2%)	31,113 (53.3%)	25,568 (51.8%)	20,114 (51.6%)
Deforestation in the 103 PAs				57,709	59,355	48,824	38,792

COVID-19 YEARS. In the years 2020 and 2021, when the Covid-19 pandemic had a significant impact, there was a notable reduction in forest cover loss and annual deforestation rates as compared to the years 2014 and 2017–2019. Andrianambinina et al. (2023) reported that the pandemic led to a near standstill in tourism due to travel restrictions, including a ban on travel within the country. In response to these circumstances, Madagascar National Parks intensified patrolling efforts in the western region of Madagascar. The aim was to provide an alternative source of income for local communities involved in monitoring the PAs to prevent potential encroachments into PAs during the travel ban (Andrianambinina et al. 2022).

While there is no direct causal link explaining the reduced deforestation, it's essential to understand the context and consider potential factors. One hypothesis that merits further investigation is the disruption of supply chains due to travel bans, which may have impacted the export of resources taken from within the PAs by people living near or around PAs, possibly contributing to the reduction in deforestation.

Interestingly, Menabe Antimena did not rank among the top 10 PAs with a high annual deforestation rate, unlike Ranobe PK32. Even during the Covid-19 pandemic, when there were travel restrictions and PAs were closed, the demand for wood charcoal remained active, especially in Toliara, just south of Ranobe PK32. It's

noteworthy that the production of wood charcoal is a significant factor contributing to deforestation, like in parcel 2 of the Corridor Ankeniheny-Zahamena. Notably, during the Covid-19 years, this area experienced a decrease in annual deforestation rates, which might suggest the possibility of wood charcoal being exported beyond the immediate production region (M. Ratsimbason, pers. comm.). In parcels 1 and 3 of the Corridor Forestier Ambositra-Vondrozo PA, the annual rates of deforestation decreased during the Covid-19 years, indicating that the products from slash and burn agriculture and illegal mining were likely intended for exportation beyond the region. However, in parcel 2, the annual deforestation rates remained high during the Covid-19 years. In Ampasindava, slash and burn agriculture posed the main threat to the forests, and the deforestation rates remained high during the Covid-19 years (P. Ranirison, pers. comm.). Similar threats were observed in parcel 2 of Corridor Ankeniheny-Zahamena and Complexe Anjozorobe-Angavo IUCN category V PAs. Ankarafantsika NP and parcel 1 of Zombitse-Vohibasia NP are located along major national roads. When any of these PAs are set on fire by the local population, it receives national media attention as a means for the local communities to draw the attention of the central government. In 2021, these PAs ranked second and first, respectively, for the highest deforestation rates. The decrease in annual deforestation rates can also be attributed to the exportation of resources



exploited in some PAS, such as illegal gem mining in Corridor Ankeniheny-Zahamena PA, maize cultivation in Menabe Antimena PA for national brewery or exportation to Mauritius and other countries, and the cultivation of khat (*Catha edulis*) and marijuana (*Cannabis* sp.) in Tsaratanàna Strict Nature Reserve (IUCN category Ia, SNR) for the national market (Rafanoharana et al. 2021).

YEAR 2022. Despite the conclusion of the Covid-19 pandemic, deforestation rates in 2022 did not reach the high levels observed in 2014 and 2017–2019. Many of the PAS that ranked in the top 10 for deforestation rates in 2014 and 2017–2019 were not included in the top 10 in 2022. For example, Ankeniheny-Zahamena, Ambositra-Vondrozo, and Menabe Antimena were not among the PAS with the highest deforestation rates in 2022, while Tsaratanàna SNR was listed again. Comparatively, deforestation in 2022 remained lower than in 2014 and 2017–2019.

The highest deforestation rates in 2022 were observed in the "usual suspects," namely Ankarafantsika NP, Zombitse-Vohibasia NP, and Tsaratanàna SNR. However, six PAS that were not mentioned in the top 10 in previous years joined the top 10 list in 2022. In Corridor Ambositra-Vondrozo PA, the high deforestation rates observed in 2018 were attributed to illegal mining of gold and crystals within the PA. Although this activity was partially halted during the Covid-19 years, it resumed to some extent in 2022 (M. R. A. Ranosy, pers. Comm.). Forests in Ankarafantsika and Zombitse-Vohibasia NPs experienced fires in 2022, albeit to a lesser extent than Baie de Baly NP, which garnered significant media coverage despite its remote location.

The introduction of a new approach in the estimation of forest losses (Rafanoharana et al. 2023b), provides valuable data for analyzing the local and regional factors driving deforestation in and around Madagascar's PAS. This advancement opens the door to a fresh perspective on understanding the drivers of deforestation in the region. It also serves as a valuable model for conservation science, exemplified by Rafanoharana et al. (2023a), who assessed lemur populations based on forest area analysis and deforestation rates across Madagascar's PAS from 2015 to 2017, projecting their development until 2050.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to acknowledge Patrick Ranirison, Association Famelona; Tahiana Harilala Razafindralambo, Association Asity; Manakavana Ralph Antonin Ranosy, Conservation International, and Manda Ratsimbason, Conservation International for sharing information on PAS Ampasindava, Complexe Zones Humides Mahavavy Kinkony, Corridor Forestier Ambositra-Vondrozo and Corridor Ankeniheny-Zahamena, respectively; and Parfait Garina Manantsoa, Mikea NP.

## REFERENCES

- Allnutt, T. F., Asner, G. P., Golden, C. D. and Powell, G. V. N. 2013. Mapping recent deforestation and forest disturbance in northeastern Madagascar. *Tropical Conservation Science* 6, 1: 1–15. <<https://doi.org/10.1177/194008291300600101>>
- Andrianambinina, F. O. D., Waeber, P. O., Schuurman, D., Lowry II, P. P. and Wilmé, L. 2022. Clarification on protected area management efforts in Madagascar during periods of heightened uncertainty and instability. *Madagascar Conservation & Development* 17, 1: 25–28. <<https://doi.org/10.4314/mcd.v17i1.7>>

- Andrianambinina, F. O. D., Schuurman, D., Rakotoarijaona, M. A., Razanajovy, C. N., Ramparany, H. M., et al. 2023. Boost the resilience of protected areas to shocks by reducing their dependency on tourism. *PLOS ONE* 18, 4: e0278591. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0278591>>
- Corson, C. 2017. A history of conservation politics in Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 12, 1: 49–60. <<http://doi.org/10.4314/mcd.v12i1.4>>
- Eklund, J., Blanchet, F. G., Nyman, J., Rocha, R., Virtanen, T. and Cabeza, M. 2016. Contrasting spatial and temporal trends of protected area effectiveness in mitigating deforestation in Madagascar. *Biological Conservation* 203: 290–297. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.033>>
- Estrada, A., Garber, P. A., Gouveia, S., Fernández-Llamazares, Á., Ascensão, F., et al. 2022. Global importance of Indigenous Peoples, their lands, and knowledge systems for saving the world's primates from extinction. *Science Advances* 8, 31: eabn2927. <<https://doi.org/10.1126/sciadv.abn29272020>>
- Ganzhorn, J. U., Lowry, P. P., Schatz, G. E. and Sommer, S. 2001. The biodiversity of Madagascar: one of the world's hottest hotspots on its way out. *Oryx* 35, 4: 346–348. <<https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.2001.00201.x>>
- Gardner, C.J., Nicoll, M.E., Mbohoahy, T., Oleson, K.L.L., Ratsifandrihamanana, A.N., et al. 2013. Protected areas for conservation and poverty alleviation: experiences from Madagascar. *Journal of Applied Ecology* 50, 6: 1289–1294. <<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12164>>
- Gardner, C. J., Gabriel, F. U. L., St. John, F. A. V., Davies, Z. G. 2016. Changing livelihoods and protected area management: a case study of charcoal production in south-west Madagascar. *Oryx* 50, 3: 495–505. <<https://doi.org/10.1017/S0030605315000071>>
- Gardner, C. J., Nicoll, M. E., Birkinshaw, C., Harris, A., Lewis, R. E., et al. 2018. The rapid expansion of Madagascar's protected area system. *Biological Conservation* 220: 29–36. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.011>>
- GFW (Global Forest Watch). 2022. Tree cover loss. Available online <<https://data.globalforestwatch.org/documents/gfw::tree-cover-loss/about>>
- Gorenflo, L. J., Corson, C., Chomitz, K. M., Harper, G., Honzák, M. and Özler, B. 2011. Exploring the association between people and deforestation in Madagascar. In *Human Population: Its Influences on Biological Diversity, Ecological Studies* 214. R. P. Cincotta and L. J. Gorenflo (eds.), pp 197–221. Springer, Berlin, Heidelberg. <[https://doi.org/10.1007/978-3-642-16707-2\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-642-16707-2_11)>
- Harper, G. J., Steininger, M. K., Tucker, C. J., Juhn, D. and Hawkins, F. 2007. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation* 34, 4: 1–9. <<https://doi.org/10.1017/S0376892907004262>>
- Hending, D., Holderied, M., McCabe, G. and Cotton, S. 2022. Effects of future climate change on the forests of Madagascar. *Ecosphere* 13, 4: e4017. <<https://doi.org/10.1002/ecs2.4017>>
- Hudson, M., Andrianandrasana, H., Lewis, R., Gerrie, R., Concannon, L. 2018. Unprecedented rates of deforestation in Menabe Antimena: Can we halt this catastrophic damage? Available online <<https://www.documentcloud.org/documents/5744009-Durrell-2018-Unprecedented-rates-of>>
- Jones, J. P. G., Ratsimbazafy, J., Ratsifandrihamanana, A. N., Watson, J. E. M., Andrianandrasana, H. T., et al. 2019. Madagascar: Crime threatens biodiversity. *Science* 363: 825. <<https://doi.org/10.1126/science.aaw6402>>
- Llopis, J. C., Harimalala, P. C., Bär, R., Heinemann, A., Rabemananjara, Z. H., Zahring, J. G. 2019. Effects of protected area establishment and cash crop price dynamics on land use transitions 1990–2017 in north-eastern Madagascar. *Journal of Land Use Science* 14, 1: 52–80. <<https://doi.org/10.1080/1747423X.2019.1625979>>
- Mayaux, P., Pekel, J. F., Desclée, B., Donnay, F., Lupi, A., et al. 2013. State and evolution of the African rainforests between 1990 and 2010. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368, 1625: 20120300. <<https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0300>>
- Moat, J. and Smith, P. 2007 Atlas of the Vegetation of Madagascar, Atlas de la Végétation de Madagascar. Royal Botanic Gardens, Kew Publishing. Available online <<https://kew.iro.bl.uk/concern/books/614e90f8-34f3-468f-956c-8574f21a1e4d>>

- Rabesahala Horning, N. 2012. Debunking three myths about Madagascar's deforestation. *Madagascar Conservation & Development* 7, 3: 116–119. <<https://doi.org/10.4314/mcd.v7i3.3>>
- Rafanoharana, S. C., Andrianambinina, F. O. D., Rasamuel, H. A., Rakotoarijaona, M. A., Ganzhorn, J. U., et al. 2021. Exemplifying deforestation processes in four protected areas in Madagascar. *Forests* 12, 9: 1143. <<https://doi.org/10.3390/f12091143>>
- Rafanoharana, S.C., Andrianambinina, F.O.D., Rasamuel, H.A., Waeber, P.O., Wilmé, L., Ganzhorn, J.U. 2023a. Projecting forest cover in Madagascar's protected areas to 2050 and its implications for lemur conservation. *Oryx*. <<https://doi.org/10.1017/S0030605323001175>>
- Rafanoharana, S. C., Andrianambinina, F. O. D., Rasamuel, H. A., Waeber, P. O., Ganzhorn, J. U. and Wilmé, L. 2023b. Tree Canopy Density thresholds for accurate forest cover estimation in protected areas of Madagascar. *Environmental Research Communications* 5, 7: 071003. <<https://doi.org/10.1088/2515-7620/ace87f>>; <Supplementary Material>
- Ralimanana, H., Perrigo, A. L., Smith, R. J., Borrell, J. S., Faurby, S. et al. 2022 Madagascar's extraordinary biodiversity: Threats and opportunities. *Science* 378: eadf1466 <<https://doi.org/10.1126/science.adf1466>>
- Randrianja, S. 2012. Madagascar, le coup d'État de mars 2009. Éditions Karthala, Paris.
- Turubanova, S., Potapov, P., Hansen, M. C., Li, X., Tyukavina, A., et al. 2023. Tree canopy extent and height change in Europe, 2001–2021, quantified using Landsat data archive. *Remote Sensing of Environment* 298: 113797. <<https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113797>>
- Vieilledent, G., Grinand, C., Pedrono, M., Rabetrano, T., Rakotoarijaona, J.-R., et al. 2016. Deforestation process in the dry forests of the Menabe region, western Madagascar – Mission report. Unpublished report BioSceneMada. Available online <<https://bioscenemada.cirad.fr/documents/>>
- Vieilledent, G., Grinand, C., Rakotomalala, F. A., Ranaivosoa, R., Rakotoarijaona, J. R., et al. 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 <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.008>>
- Waeber, P. O., Wilmé, L., Ramamonjisoa, B., Garcia, C., Rakotomalala, D., et al. 2015. Dry forests in Madagascar, neglected and under pressure. *International Forestry Review* 17, S2: 127–148. <<https://doi.org/10.1505/146554815815834822>>
- Waeber, P. O., Wilmé, L., Mercier, J.-R., Camara, C. and Lowry II, P. P. 2016. How effective have thirty years of internationally driven conservation and development efforts been in Madagascar? *PLoS ONE* 11, 8: e0161115. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161115>>
- Waeber, P. O., Rafanoharana, S., Rasamuel, H. A. and Wilmé, L. 2020. Parks and reserves in Madagascar: Managing biodiversity for a sustainable future. In: *Protected Areas, National Parks and Sustainable Future*. A. N. Bakar and M. N. Suratman (eds.), pp 89–108. IntechOpen, London. <<https://doi.org/10.5772/intechopen.85348>>
- Zinner, D., Wygoda, C., Razafimanantsoa, L., Rasoloarison, R., Andrianandrasana, H. T., et al. 2014. Analysis of deforestation patterns in the central Menabe, Madagascar, between 1973 and 2010. *Regional Environmental Change* 14: 157–166. <<https://doi.org/10.1007/s10113-013-0475-x>>

## SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table S1. Evolution of the network of protected areas (PAs), its forest cover from 2000 to 2022.

Figure S1. Changes in forest cover and deforestation rates in protected areas (PAs) from 2001 to 2022. (National Park Sahamalaza-Îles Radama with a total area of 11,280 ha gazetted in 2007, is included in PAs gazetted in 2011)

Figure S2. Deforestation and IUCN conservation categories. Comparing deforestation in IUCN categories I and II, versus IV, versus V and VI. (NA indicates PAs without category assignment but which are typically managed as category V)

Folder S1. Shapefile of Protected Areas as of 2015 (Laborde Madagascar projection)

# Variation de la masse et des caractères morphologiques des lémuriens nocturnes dans les forêts primaires et dégradées de Menabe Sud, Belo sur Mer, Madagascar

Jean Elvis Rakotomalala<sup>1</sup>, Rebecca J. Lewis<sup>2</sup>, Edward E. Louis<sup>3</sup>, Hajanirina F. Rakotomanana<sup>1</sup>

Correspondence:

Jean Elvis Rakotomalala  
Mention Zoologie et Biodiversité Animales  
Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo, BP 906  
Antananarivo 101, Madagascar  
Email: [j.e.rakotomalala@gmail.com](mailto:j.e.rakotomalala@gmail.com)

## RÉSUMÉ

La perte d'habitat due à l'activité humaine est une menace qui affecte tous les primates à Madagascar. Les lémuriens, primates arboricoles, ont des réponses variées face au changement de leur habitat. La présente recherche vise à déterminer le lien entre la dégradation forestière, la masse et les caractères morphologiques des lémuriens nocturnes de Menabe Sud : *Lepilemur ruficaudatus* et *Microcebus murinus*. L'étude a été effectuée dans cinq sites dont deux sites sont des forêts primaires et trois autres sont des forêts perturbées. La capture et la mesure des caractères morphologiques des lémuriens ont été réalisées entre novembre et décembre 2014, puis entre juillet et septembre 2015. Des parcelles botaniques (5m x 5m) ont été utilisées pour décrire les caractéristiques des sites dont l'abondance des arbres, le diamètre à hauteur de poitrine ou la hauteur et le diamètre de la couronne. La masse de *M. murinus* n'était pas influencée par la saison de capture ( $P > 0,05$ ), mais elle variait avec le sexe ( $P < 0,005$ ) et le site ( $P < 0,001$ ). Tous les caractères morphologiques de *M. murinus* dans les deux forêts primaires étaient similaires ( $P > 0,05$ ). Par contre, dans les forêts perturbées, les femelles de *M. murinus* étaient plus lourdes et avaient des corps plus longs que les mâles ( $P < 0,05$ ). La masse et la longueur du corps de *L. ruficaudatus* entre les différents sites étaient similaires ( $P > 0,05$ ). Comparé à *L. ruficaudatus*, *M. murinus* répondrait davantage à la dégradation forestière. Comprendre l'étendue de la réponse morphologique des lémuriens face à la dégradation de leur habitat pourrait être utilisé comme outil pour prioriser leur conservation.

## ABSTRACT

Forest structure effects primate morphology because it determines the availability and characteristics of resources, such as substrates for locomotion, sleeping trees, and trees food. However, forest degradation may alter environmental condition of habitats and influence lemur behavior and morphology. We evaluated the links between forest degradation, lemur body mass, and lemur morphometric. We surveyed red-tailed sportive lemurs (*Lepilemur ruficaudatus*) and gray mouse lemurs (*Microcebus murinus*) in the dry, deciduous forest of southern Menabe, Morondava, Madagascar. The study was conducted in the dry season in 2014 (November–December) and 2015 (July–September). Lemur captures were conducted in five forest sites: two primary forest and three disturbed forest. Sherman and Tomahawk style traps were used to capture mouse lemurs. We conducted three capture sessions in site B in 2014 and three capture sessions for each site in 2015, for a total of 5616 night traps. During each capture session, 80 Sherman traps and 24 Tomahawk traps were installed for three consecutive nights. To capture the red-tailed sportive lemur, we used a gun (Dan Inject Model JM air rifle) with a tranquilizer dart to immobilize the animal. We collected morphometric measurements from 232 mouse lemurs and 31 red-tailed sportive lemurs. Botanic plots (5m x 5m) allowed us to characterize the forest characteristics: tree diameter at breast height (DBH), tree height, tree abundance, tree crown height and diameter. Tree abundance with DBH  $\geq 5$  cm and trees diversity varied significantly between sites ( $P < 0.001$ ). Mouse lemur body mass did not vary with seasonality of the capture ( $P > 0.05$ ). For mouse lemurs, all morphometric from two populations in the pristine forest were similar ( $P > 0.05$ ). Mouse lemurs in one disturbed habitat had greater body length and body

1 Mention Zoologie et Biodiversité Animales, Faculté de Sciences, Université d'Antananarivo, BP 906, Antananarivo 101, Madagascar

2 Department of Anthropology 2201 Speedway, Stop C3200 University of Texas at Austin, Austin, TX 78712-1723, USA

3 Department of Conservation Genetics, Omaha's Henry Doorly Zoo & Aquarium, 3701 S 10th St, Omaha, NE 68107, USA

mass than mouse lemurs in the pristine forest ( $P < 0.05$ ). The difference may be linked with fruit abundance of two trees species (*Tamarindus indica* and *Ziziphus mauritiana*) and more insect availability in the disturbed site. In the altered habitat, mouse lemur females had longest body size and heavier than males ( $P < 0.05$ ). Red-tailed sportive lemur body mass and length did not change between sites ( $P > 0.05$ ). Our study is consistent with the hypothesis that lemur morphometric and body mass may change with forest degradation in southern forest of Menabe. Additionally, the range of the response varies between species and sex: mouse lemurs had a wider reaction norm to the habitat disturbance than did red-tailed sportive lemurs. Mouse lemurs may have higher ecological flexibility and tolerance for forest changes, specifically the alteration of forest habitats. Understanding how lemur morphology responds to habitat disturbance may be used as a tool to prioritize lemur conservation.

## INTRODUCTION

Les rôles des environnements externes, biotiques et abiotiques, sont souvent utilisés pour expliquer la variation des caractères morphologiques des espèces (Allen et al. 2006, Lahann et al. 2006, Rakotondranary et al. 2011, Gordon et al. 2016). Par conséquent, plusieurs facteurs ont été déterminés pour expliquer la variation morphologique des mammifères et particulièrement les primates. La masse et les caractères morphologiques de primates auraient varié avec la dégradation forestière dans la mesure où la dégradation modifie plusieurs variables forestières comme la disponibilité et la qualité de la nourriture (Pavelka et Behi 2005, Ganzhorn et al. 2006, Chapman et al. 2015), les caractéristiques des arbres (Mammides et al. 2009, Chapman et al. 2010, Marshall 2010) et la température ambiante (Ganzhorn et Schmid 1998). Or, dans un habitat donné, ces variables auraient défini la masse et les traits morphologiques de lémuriens (Lahann et al. 2006, Burke et Lehman 2014, Gordon et al. 2016, Agostini et al. 2017). Dans une forêt où les supports pour se déplacer sont essentiellement formés par de petits arbres, *Microcebus griseorufus* a des doigts et des orteils plus longs (Agostini et al. 2017). De plus, la réduction de ressources alimentaires disponibles due à la perte des arbres dans la forêt secondaire aurait conduit à la baisse de la masse de *M. murinus* (Ganzhorn et Schmid 1998).

De rares études ont été effectuées pour examiner les relations entre les caractéristiques forestières, la masse et les caractères morphologiques de lémuriens (ex., Irwin et al. 2019, Andriatsitohaina et al. 2020). Ces études ont montré que les lémuriens avaient des réponses morphologiques différentes suivant la qualité et les caractéristiques forestières. Ainsi, Irwin et al. (2019) avaient examiné comment la fragmentation modifiait la masse, la longueur du corps et la structure squelettique de *Propithecus diadema*, et Andriatsitohaina et al. (2020) avaient quant à eux déterminé l'influence du changement des caractéristiques des arbres de la lisière et de l'intérieur des forêts sur la masse de *Microcebus ravelobensis*.

La présente étude visait à déterminer si la masse et les caractères morphologiques de différentes populations de *Microcebus murinus* et de *Lepilemur ruficaudatus* variaient avec la dégradation de la forêt dans la région Sud de Menabe. Entre la forêt primaire et la forêt dégradée, l'abondance, la caractéristique et la diversité des arbres sont différentes (Ganzhorn et Schmid 1998, Irwin et al. 2019). Par conséquent, l'étude prévoyait une

variation significative pour la richesse spécifique, les caractéristiques et la densité des arbres entre les cinq sites étudiés (hypothèse 1). Or, la densité et la diversité des arbres ont souvent été utilisées comme indice pour estimer l'abondance et la qualité de la nourriture consommée par les animaux (Chapman et al. 2010, 2015). Toutefois, la qualité et l'abondance de la nourriture avaient influencé la masse, la croissance ainsi que la morphologie de certains primates, comme la masse de *Papio cynocephalus* (Altmann et al. 1993), la masse de *L. ruficaudatus* (Ganzhorn 2002), et la masse et la longueur du corps de *Propithecus diadema* (Irwin et al. 2019). L'étude anticipait ainsi des variations significatives de la masse et des caractères morphologiques entre les populations de lémuriens des forêts dégradées et des forêts primaires du Menabe Sud (hypothèse 2). Dans la mesure où la distribution des ressources alimentaires est saisonnière (Dammhahn et Kappeler 2008), l'étude envisageait que la masse des lémuriens pourrait changer en fonction de la saison de capture (hypothèse 3).

## MÉTHODES

**SITES D'ÉTUDES.** L'étude dans le Parc National de Kirindy Mité (Figure 1) a été focalisée sur quatre sites : site A (E044°10'12.3", S20°47'16.0"), site B (E044°10'15.4", S20°47'57.9"), site C (E044°05'22.7", S20°46'45.4") et site D (E043°57'07.0", S21°09'23.6"). Un cinquième site à l'extérieur du parc est le site E (E044°34'17.4", S20°37'46.9"). Les sites A et D étaient couverts de forêts intactes alors que les forêts étaient perturbées par les activités humaines dans les trois autres sites. Le site C était perturbé par la coupe sélective (Goodman et al. 2008) pour la production de pirogue (Jean E. Rakotomalala, Rebecca J. Lewis et Edwards E. Louis, données non publiées). Le site B était perturbé suite à un feu en 2013 (Axel 2018). Le site E était une forêt secondaire avec des cultures sur brûlis et des coupes sélectives (Jean E. Rakotomalala, Rebecca J. Lewis et Edwards E. Louis, données non publiées). L'ensemble des sites présentait une forêt sèche de l'Ouest (Moat et Smith 2007). Les données météorologiques de la station de recherche Ankoatsifaka de Kirindy Mité indiquent une température annuelle moyenne de 25°C (minima = 12°C, maxima = 39°C, N = 36 mois, Jean E. Rakotomalala, Rebecca J. Lewis et Edwards E. Louis, données non publiées). La précipitation annuelle est faible, de l'ordre de 850 mm (Lewis et Axel 2019).

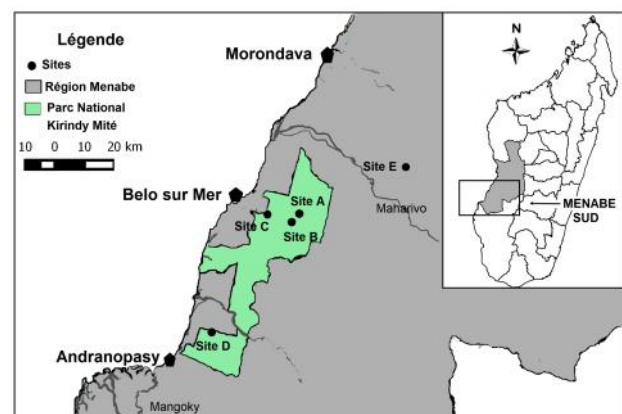


Figure 1. Localisation des cinq sites d'études dans le sud Menabe. (Site A = Ankoatsifaka, Site B = Ampamaliabao, Site C = Amponiloaka, Site D = Ankoba et Site E = Antsiridrano)



## DESCRIPTION DE L'HABITAT. Caractéristiques des arbres.

Pour décrire la structure de l'habitat, la méthode de Schwab et Ganzhorn (2004) a été utilisée afin de faciliter la comparaison avec les autres études antérieures. Des parcelles de 5 m x 5 m ont été installées dans les zones de capture de lémuriens. Pour chaque parcelle, tout arbre dont le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) était supérieur ou égal à 5 cm a été recensé. Pour chaque arbre, l'espèce ou le nom vernaculaire, le DHP, la hauteur et les diamètres de la couronne ont été relevés. Le DHP a été mesuré à l'aide d'un DHP mètre mais les autres variables ont été estimées visuellement. Ces variables ont été récoltées afin d'estimer la disponibilité des ressources forestières à savoir la densité et la richesse spécifique de la couverture arborée liées à la disponibilité et la diversité des ressources alimentaires (Ganzhorn et al. 2006, Chapman et al. 2010).

DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE. Indice de Jaccard. Basé sur la présence et l'absence des espèces dans chaque site, l'indice de Jaccard a été calculé pour déterminer si la composition spécifique des communautés végétales dans les différents sites était similaire ou non. Cet indice est donné par la formule suivante (équation 1) :

$$I = \frac{C}{N1 + N2 - C}$$

Avec N1 pour la richesse spécifique présente dans le site 1, N2 pour la richesse spécifique présente dans le site 2 et C pour le nombre d'espèces communes aux deux sites. Ces coefficients ont ensuite été traités avec le logiciel MYSTAT.12 afin de produire un dendrogramme basé sur les affinités des plantes des sites considérés.

Indice de Shannon-Wiener. Les structures d'abondance relative des espèces déterminent l'équitabilité ou la composante de dominance de la diversité. L'évaluation de l'équitabilité est utile pour détecter les changements dans la structure d'une communauté et parfois très utile pour détecter les changements d'origine anthropique. La mesure de l'équitabilité correspondant à l'indice de Shannon selon les formules suivantes (équations 2 et 3) :

$$H' = \sum_{i=1}^S \frac{n_j}{N} \log_2 \frac{n_j}{N} \quad E = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Avec S pour le nombre total d'espèces,  $n_j/N$  pour la fréquence relative des espèces,  $n_j$  pour la fréquence relative de l'espèce j dans l'unité d'échantillonnage, N pour la somme des fréquences relatives spécifiques, et E pour l'équitabilité.

## CAPTURE ET COLLECTE DES DONNÉES MORPHOLOGIQUES.

Les captures de lémuriens nocturnes ont été réalisées à l'aide de pièges ou avec un fusil tranquillisant, ce dernier ayant été utilisé par l'équipe de Madagascar Biodiversity Partnership au cours du mois de novembre 2014, plus particulièrement pour les plus grands lémuriens nocturne comme *Lepilemur ruficaudatus*. Les pièges Sherman et Tomahawk avaient été utilisés pour capturer *Microcebus murinus* lors d'une session de capture dans

le site B entre le 30 novembre et le 12 décembre 2014, puis lors de trois sessions de capture par site au cours de la saison sèche en 2015, du 2 au 12 juillet 2015 dans le site E ; du 17 au 26 juillet 2015 dans le site C ; du 2 au 12 août 2015 dans le site B ; du 14 au 23 août 2015 dans le site A ; et du 14 au 23 septembre dans le site D avec un total, 5616 nuits-pièges effectué. Les pièges avaient été appâtés par des morceaux de banane mure avant le coucher du soleil et contrôlés avant l'aube. Pour chaque animal capturé, les coordonnées GPS avaient été enregistrées pour relâcher les animaux avant le coucher du soleil au point de capture et permettre la description ultérieure de l'habitat au cours de la journée.

La masse corporelle et les caractères morphologiques ont été collectés suivant les techniques de Rasoloarison et al. (2000, 2013) et Zimmermann et al. (1998) (Tableau S4). La masse corporelle a été mesurée à l'aide de balance à ressort « Pesola » (100 g pour *Microcebus murinus* et 1000 g pour *Lepilemur ruficaudatus*). Les mesures des caractères morphologiques ont été effectuées à l'aide d'un mètre ruban souple (précision  $\pm 1$ mm) ou à l'aide d'un pied à coulisse électronique (précision  $\pm 0,01$ mm). Conformément aux méthodes préconisées par Louis et al. (2006), chaque animal avait été anesthésié avant la pesée et les mesures morphologiques.

ANALYSE DE DONNÉES. La normalité de données a été vérifiée à l'aide de test Kolmogorov-Smirnov. Des transformations logarithmiques (base 10) ont été réalisées pour les données non paramétriques. Un test de variance, ANOVA à un facteur, a été utilisé pour vérifier si la biomasse forestière et la richesse spécifique des arbres variaient entre les différents sites. Le test de Kruskal-Wallis a été réalisé pour savoir si les caractéristiques des arbres variaient avec les sites.

À l'exception de la masse, une analyse de variance à deux facteurs a été réalisée pour vérifier si le facteur sexe ou celui du site avait une influence sur les traits morphologiques des lémuriens nocturnes. L'analyse de variance, ANOVA à trois facteurs, a été réalisée pour déterminer si la saison de capture, le site et le sexe étaient à l'origine de la variation de la masse. La session de capture avait couvert deux saisons (i) juin – septembre, au cours de la saison sèche pendant laquelle la disponibilité des fruits et celle des arthropodes est faible (Dammhahn et Kappeler 2008) et (ii) novembre – décembre, la saison de transition entre saisons sèche et humide lorsque la disponibilité des arthropodes est élevée mais que les fruits sont encore rares (Dammhahn et Kappeler 2008).

Une analyse discriminante a été utilisée afin de mieux classer et séparer les populations de lémuriens. Pour *Microcebus murinus*, seuls les individus adultes qui avaient une masse supérieure ou égale à 45 g avaient été pris en compte pour éviter l'effet de l'âge sur la variation de la morphologie (Lahann et al. 2006). Les femelles enceintes avaient été écartées lors des analyses morphologiques (Rasoazanabary 2006).

Tableau 1. Variation des caractéristiques des arbres au DHP  $\geq 5$  cm dans les sites d'études. (Site A = Ankoatsifaka, Site B = Ampamaliabao, Site C = Amponiloaka, Site D = Ankoba et Site E = Antsiridrano ; résultats du test de Kruskal-Wallis avec  $\chi^2$  = valeur du khi-deux calculée et P = risque d'erreur dont la valeur seuil est égale à 0,05 ; valeur entre parenthèse pour l'étendue de la médiane)

Caractéristiques des arbres	Site A	Site B	Site C	Site D	Site E	$\chi^2$	P
N	1107	1004	682	901	533		
DBH (cm)	7,6 (5–173)	7,9 (5–157)	7,8 (5–83)	9,3 (5–179)	10,1 (5–88)	162.52	< 0,0001
H (m)	6 (2–18)	6 (2–18)	6 (1–18)	7 (2–20)	6 (2–20)	120.22	< 0,0001
CH (m)	3 (1–12)	3 (1–16)	2 (1–11)	3 (1–14)	3 (1–14)	66.01	< 0,0001
CD (m)	2 (0–11)	1,5 (0–10)	2 (0–11)	2,5 (0–13)	3 (0–15)	412.09	< 0,0001

## RÉSULTATS

**HABITATS.** Caractéristiques des arbres. Plus de 4227 pieds d'arbres incluant plus de 117 espèces ont été recensés sur les 306 parcelles botaniques. Les changements des caractéristiques des arbres entre les sites ont été significatifs ( $P < 0,001$ , Tableau 1). Le diamètre des arbres étaient les plus grands dans le site E (médiane = 10,1 cm, étendue = 5–87,8 cm) et les plus petits dans le site A (médiane = 7,6 cm, étendue = 5–173 cm). Les arbres étaient les plus hauts dans le site D (médiane = 7 m, étendue = 2–20 m) et les plus courts dans le site C (médiane = 6 m, étendue = 1–18 m). La hauteur de couronne des arbres était la plus élevée dans le site D (médiane = 3 m, étendue = 1–14 m) et la plus basse dans le site C (médiane = 2 m, étendue = 1–11 m). Les diamètres des couronne des arbres étaient les plus courts dans le site B (médiane = 1,5 m, étendue = 0–10 m) et les plus larges dans le site E (médiane = 3 m, étendue = 0–15 m).

**Densité, richesse spécifique et diversité des arbres.** La densité des arbres changeait selon les sites ( $P < 0,001$ , Tableau 2) avec la plus haute valeur dans le site C ( $17,49 \pm 5,04$  arbres/parcelle,  $N = 39$ ). Le nombre d'espèces d'arbres variait de manière significative entre les sites ( $P < 0,001$ , Tableau 2) avec la plus grande valeur dans le site D ( $10 \pm 3$  espèces/parcelle,  $N = 62$ ) et la plus petite dans le site E ( $5 \pm 3$  espèces/parcelle,  $N = 63$ ). L'indice de Jaccard a montré que la composition floristique du site E était différente de celles des sites A, B, C et D (Tableau S1). Le nombre total d'espèces d'arbre recensées sur l'ensemble des sites variait de 54 à 66 (Tableau S2). L'indice de Shannon a montré que la dominance des espèces d'arbres variait selon les sites (Tableau S2). La distribution des espèces d'arbres du site D était la plus équitable, l'espèce dominante ne représentant guère que 7,90% de l'effectif total. Les sites A, B et C avaient des indices d'équité faibles avec une espèce dominante *Strychnos decussata* avec une abondance respective de 16,65%, 24,05% et 20,80% (Tableau S3). Dans le site E, *Ziziphus mauritiana* (9,6%) et *Tamarindus indica* (17,3%) étaient les espèces dominantes. L'indice de Jaccard a révélé deux clades (i) un clade à l'intérieur de l'aire protégée et (ii) un second pour le site non protégé E (Figure 2).

Tableau 2. Variation de la densité et de la richesse spécifique des arbres des sites. (Site A = Ankoatsifaka, Site B = Ampamaliabao, Site C = Amponiloaka, Site D = Ankoba et Site E = Antsirirano ; résultats du test ANOVA ; F = rapport de Fisher, P = risque d'erreur dont la valeur seuil est égale à 0,05 ; la moyenne est donnée avec la déviation standard)

Qualité de la forêt	N	Nombre d'arbres/ parcelle	RS (espèces/ parcelle)
Site A Intact	73	$15,16 \pm 4,76$	$9 \pm 3$
Site B Dégradée	69	$14,57 \pm 5,15$	$8 \pm 3$
Site C Dégradée	39	$17,49 \pm 5,04$	$9 \pm 2$
Site D Intact	62	$14,53 \pm 3,97$	$10 \pm 3$
Site E Dégradée	63	$8,44 \pm 4,72$	$5 \pm 3$
F		38,208	30,271
P		< 0,0001	< 0,0001

Tableau 3. Influence de la saison, du sexe et du site sur la masse de *Microcebus murinus* et *Lepilemur ruficaudatus*. (Site A = Ankoatsifaka, Site B = Ampamaliabao, Site C = Amponiloaka, Site D = Ankoba et Site E = Antsirirano ; résultats du test ANOVA ; F = rapport de Fisher, P = risque d'erreur dont la valeur seuil est égale à 0,05 ; la moyenne est donnée avec la déviation standard)

	<i>Microcebus murinus</i>	<i>Lepilemur ruficaudatus</i>
sexe	F 8,230 ; P = 0,005	F 0,026 ; P = 0,873
sites	F 8,173 ; P < 0,001	F 0,668 ; P = 0,524
saison	F 0,801 ; P = 0,372	
sexe * site	F 3,911 ; P = 0,004	F 0,357 ; P = 0,704
sexe * saison	F 2,906 ; P = 0,090	
sites * saison	F 1,881 ; P = 0,115	
sexe * sites * saison	F 0,525 ; P = 0,593	

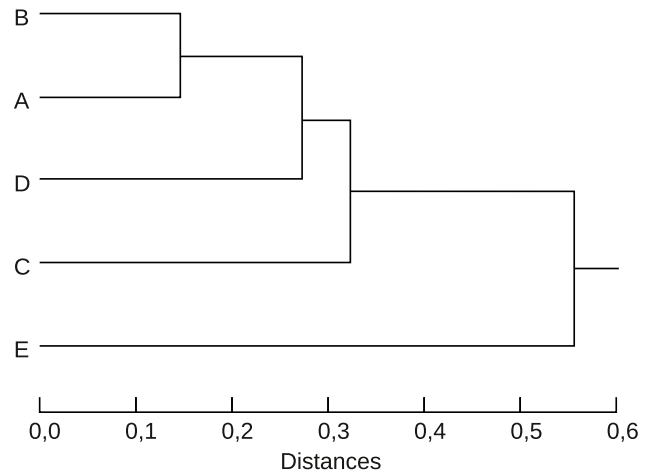


Figure 2. Dendrogramme de similarité de Jaccard pour les différents habitats. (La distance est 1 — coefficient de Jaccard : mesure la différence de composition floristique entre les sites).

**VARIATION DE LA MASSE.** *Microcebus murinus*. La masse de *M. murinus* n'a pas changé avec la saison ( $P = 0,372$ , Tableau 3) mais avec les sites ( $P < 0,001$ ) et le sexe ( $P = 0,005$ ). Le facteur sexe et celui du site ont interagi sur la variation de la masse de *M. murinus* ( $P = 0,004$ , Tableau 3). La masse corporelle de *M. murinus* était plus élevée dans le site E ( $64,4 \pm 9,9$  g) mais elle était plus basse dans le site B ( $55,3 \pm 7,5$  g, Tableau 4). La masse moyenne des *M. murinus* dans le site E était la plus élevée en comparaison de la masse moyenne de *M. murinus* dans le parc Kirindy Mite ( $P < 0,05$ , Tableau S5). A l'inverse des sites A et D, les femelles de *M. murinus* capturés dans les sites B, C et E ont été plus lourds que les individus mâles (Tableau 5).

*Lepilemur ruficaudatus*. L'absence de capture de *L. ruficaudatus* dans les sites A, D et E a limité les analyses. Tous les individus de *L. ruficaudatus* avaient été capturés pendant le mois de novembre 2014 entravant toute analyse saisonnière. La masse de *L. ruficaudatus* n'a changé ni avec le sexe ni avec le site ( $P > 0,05$ , Tableau 3).

**VARIATION DES CARACTÈRES MORPHOLOGIQUES.** *Microcebus murinus*. La longueur du corps de *M. murinus* variait avec le site ( $P = 0,003$ , Tableau 4) et le sexe ( $P < 0,001$ , Tableau 5). La longueur du corps de *M. murinus* dans les sites A et D était plus courte que celle dans les sites B et C ( $P < 0,05$ , Tableau S5). Les mesures de la largeur et la longueur de la tête, du membre postérieur et la largeur de la queue de *M. murinus* variait avec le site ( $P < 0,05$ , Tableau 4). La largeur de la tête de *M. murinus* dans le site B était plus petite que dans le site E ( $P < 0,05$ , Tableau S5). La largeur de la queue de *M. murinus* dans les sites A et D était plus grande que dans les autres sites ( $P < 0,05$ ). Le membre postérieur des individus capturés dans le site C était plus long que dans les sites A et E ( $P < 0,05$ ).

*Lepilemur ruficaudatus*. Seules trois mesures de caractères morphologiques de *L. ruficaudatus* ont été significatives (Tableau 6), à savoir la longueur de l'oreille ( $P = 0,038$ ), la longueur du pied ( $P = 0,046$ ) et la longueur du tibia ( $P = 0,004$ ). Les longueurs de l'oreille et du tibia des individus capturés dans le site A étaient différentes de ceux des animaux capturés dans le site E ( $P < 0,05$ ). L'oreille de *L. ruficaudatus* dans le site E était plus longue que celle dans le site A ( $P = 0,035$ ). Le tibia de *L. ruficaudatus* dans le site E était plus long que celui dans le site A ( $P = 0,005$ ).

Tableau 4. Variation de la masse et des caractères morphologiques de *Microcebus murinus*. (MC = masse corporelle, LC = longueur du corps, LT = longueur de la tête, IT = largeur bizygomatique de la face ou largeur de la tête, LP = longueur du pied, LM = longueur de la main, LMA = longueur du membre antérieur, LMP = longueur du membre postérieur, MZ = longueur du trait du plan médian de la tête, LO = longueur de l'oreille, IO = largeur de l'oreille ou largeur du pavillon, LQ = longueur de la queue, IQ = largeur de la queue ; F = rapport de Fisher, P = risque d'erreur dont la valeur seuil est égale à 0,05 ; la moyenne est donnée avec la déviation standard)

	Site A	Site B	Site C	Site D	Site E	Facteur sites ANOVA
MC (g)	55,7 ± 5,4	55,3 ± 7,5	59,3 ± 10,0	57,4 ± 6,1	64,4 ± 9,9	$F_{8,230}$ ; $P < 0,001$
LC (mm)	55,7 ± 5,4 (N = 52)	55,3 ± 7,5 (N = 52)	59,3 ± 10,0 (N = 27)	57,4 ± 6,1 (N = 60)	64,4 ± 9,9 (N = 41)	$F_{8,970}$ ; $P = 0,003$
LT (mm)	87,4 ± 6,3 (N = 49)	91,0 ± 5,7 (N = 52)	91,9 ± 4,8 (N = 27)	86,9 ± 4,6 (N = 60)	90,0 ± 5,7 (N = 41)	$F_{7,208}$ ; $P < 0,001$
IT (mm)	36,6 ± 2,9 (N = 49)	37,5 ± 2,2 (N = 52)	39,2 ± 2,5 (N = 27)	36,5 ± 2,4 (N = 60)	37,6 ± 2,6 (N = 41)	$F_{3,644}$ ; $P = 0,007$
LP (mm)	19,8 ± 0,9 (N = 42)	19,6 ± 0,9 (N = 52)	19,9 ± 0,8 (N = 26)	20,0 ± 0,7 (N = 50)	20,3 ± 1,0 (N = 41)	$F_{2,104}$ ; $P = 0,081$
LMP (mm)	31,6 ± 2,0 (N = 48)	32,1 ± 1,5 (N = 51)	32,5 ± 1,6 (N = 27)	32,2 ± 1,5 (N = 60)	32,3 ± 1,4 (N = 41)	$F_{4,883}$ ; $P = 0,001$
MZ (mm)	87,2 ± 6,1 (N = 49)	87,7 ± 4,6 (N = 66)	91,1 ± 5,1 (N = 27)	89,3 ± 5,1 (N = 60)	85,5 ± 5,6 (N = 41)	$F_{4,977}$ ; $P = 0,001$
LQ (mm)	16,2 ± 2,4 (N = 49)	15,5 ± 1,9 (N = 52)	17,5 ± 2,9 (N = 27)	16,2 ± 2,1 (N = 60)	17,3 ± 2,8 (N = 44)	$F_{2,203}$ ; $P = 0,07$
IQ (mm)	142,4 ± 6,2 (N = 50)	140,9 ± 7,2 (N = 67)	143,6 ± 9,1 (N = 27)	145,0 ± 9,5 (N = 57)	140,7 ± 7,8 (N = 40)	$F_{7,251}$ ; $P < 0,001$
LO (mm)	14,1 ± 1,9 (N = 41)	12,9 ± 1,6 (N = 40)	11,9 ± 2,5 (N = 27)	13,6 ± 1,2 (N = 47)	12,7 ± 2,5 (N = 35)	$F_{2,143}$ ; $P = 0,099$
IO (mm)	23,4 ± 2,7 (N = 7)	24,1 ± 1,0 (N = 12)		22,1 ± 2,3 (N = 13)	23,6 ± 2,3 (N = 6)	$F_{1,682}$ ; $P = 0,179$
LM (mm)	16,5 ± 1,9 (N = 7)	17,4 ± 0,8 (N = 12)		17,2 ± 2,4 (N = 13)	15,4 ± 2,2 (N = 6)	$F_{1,527}$ ; $P = 0,218$
LMA (mm)	19,9 ± 1 (N = 8)	21,8 ± 3,4 (N = 12)		20,8 ± 0,8 (N = 13)	20,3 ± 1,5 (N = 6)	$F_{2,479}$ ; $P = 0,126$

Tableau 5. Variation des mesures avec une différence significative entre les individus mâles et femelles. (Site A = Ankoatsifaka, Site B = Ampamaliabao, Site C = Amponiloaka, Site D = Ankoba et Site E = Antsirirano ; MC = masse corporelle, LP = longueur du pied, LC = longueur du corps ; F = rapport de Fisher, P = risque d'erreur dont la valeur seuil est égale à 0,05 ; la moyenne est donnée avec la déviation standard)

	Sexe	Site A	Site B	Site C	Site D	Site E	Facteur sexe ANOVA
MC	Femelle	55,2 ± 5,9 (N = 26)	58,5 ± 9,3 (N = 20)	63,2 ± 12,6 (N = 13)	56,5 ± 6,5 (N = 33)	68,1 ± 14,1 (N = 16)	$F_{8,230}$ ; $P = 0,005$
	Mâle	56,2 ± 4,9 (N = 26)	53,2 ± 5,3 (N = 32)	5,7 ± 5,1 (N = 14)	58,5 ± 5,6 (N = 27)	62,1 ± 5,2 (N = 25)	
LP	Femelle	31,5 ± 2,3 (N = 25)	32,9 ± 0,9 (N = 19)	33,1 ± 1,8 (N = 13)	32,4 ± 1,4 (N = 33)	33,0 ± 1,3 (N = 16)	$F_{10,914}$ ; $P < 0,001$
	Mâle	31,8 ± 1,6 (N = 23)	31,7 ± 1,6 (N = 32)	31,9 ± 1,3 (N = 14)	32,0 ± 1,5 (N = 27)	31,8 ± 1,4 (N = 25)	
LC	Femelle	87,4 ± 7,9 (N = 25)	93,65 ± 6,0 (N = 20)	93,7 ± 5,2 (N = 13)	87,6 ± 4,2 (N = 33)	92,1 ± 6,5 (N = 16)	$F_{10,377}$ ; $P = 0,001$
	Mâle	87,4 ± 4,5 (N = 24)	89,3 ± 4,8 (N = 32)	90,2 ± 3,8 (N = 14)	86,2 ± 4,5 (N = 27)	88,7 ± 4,8 (N = 25)	

Tableau 6. Variation de la masse et des caractères morphologiques de *Lepilemur ruficaudatus*. (Site A = Ankoatsifaka, Site B = Ampamaliabao, Site C = Amponiloaka, Site D = Ankoba et Site E = Antsirirano ; MC = masse corporelle, LC = longueur du corps, LQ = longueur de la queue, LO = longueur de l'oreille, IO = largeur de l'oreille ou largeur du pavillon, LT = longueur de la tête, IT = largeur bizygomatique de la face ou largeur de la tête, LP = pieds, LMA = longueur du membre antérieur, LMP = longueur du membre postérieur, LM = main, DPL = longueur du doigt le plus long, LP = longueur du pouce, LH = longueur de l'humérus, LR = longueur du radius, LTB = longueur du tibia, LF = longueur du fémur, CF = circonférence du fémur, GO = longueur du gros orteil, ORL = longueur de l'orteil le plus long et CP = circonférence de la poitrine ; F = rapport de Fisher, P = risque d'erreur dont la valeur seuil est égale à 0,05 ; la moyenne est donnée avec la déviation standard)

	Site A (N = 10)	Site D (N = 5)	Site E (N = 13)	Facteur sites ANOVA
LC (cm)	21,7 ± 3,6	19,6 ± 0,5	20,2 ± 1,0	$F_{2,015}$ ; $P = 0,156$
GO (cm)	2,0 ± 0,4	2,1 ± 0,5	2,7 ± 1,5	$F_{0,127}$ ; $P = 0,300$
CP (cm)	15,4 ± 1,8	15,5 ± 1,2	15,4 ± 1,3	$F_{0,203}$ ; $P = 0,818$
LO (mm)	30,3 ± 1,4	30,9 ± 1,3	31,9 ± 1,9	$F_{3,806}$ ; $P = 0,038$
IO (mm)	18,3 ± 12,0	22,0 ± 3,8	21,1 ± 1,8	$F_{1,822}$ ; $P = 0,185$
LMS (cm)	15,1 ± 3,3	15,8 ± 0,9	14,8 ± 1,1	$F_{0,376}$ ; $P = 0,691$
LM (cm)	5,3 ± 0,3	5,1 ± 0,6	5,6 ± 0,7	$F_{1,315}$ ; $P = 0,288$
LP (cm)	7,3 ± 0,3	7,5 ± 0,6	7,9 ± 0,4	$F_{3,545}$ ; $P = 0,046$
LT (cm)	8,0 ± 0,3	8,1 ± 0,3	8,2 ± 0,3	$F_{0,626}$ ; $P = 0,543$
LH (cm)	6,6 ± 0,6	6,1 ± 0,3	6,4 ± 0,9	$F_{2,433}$ ; $P = 0,110$
ORL (cm)	2,4 ± 0,2	2,4 ± 0,5	2,6 ± 0,2	$F_{2,471}$ ; $P = 0,107$
DPL (cm)	2,6 ± 0,8	2,6 ± 0,1	2,6 ± 0,2	$F_{0,347}$ ; $P = 0,710$
LMP (cm)	23,7 ± 1,5	23,4 ± 0,7	22,9 ± 1,1	$F_{1,787}$ ; $P = 0,190$
MC (g)	793,3 ± 51,2	780,2 ± 75,8	824,3 ± 122,4	$F_{0,048}$ ; $P = 0,953$
LTB (cm)	9,4 ± 0,3	9,6 ± 0,4	10,3 ± 0,7	$F_{7,082}$ ; $P = 0,004$
LP (cm)	1,4 ± 0,2	1,4 ± 0,1	1,6 ± 0,3	$F_{3,289}$ ; $P = 0,055$
CF (cm)	11,3 ± 0,6	10,2 ± 0,6	10,8 ± 1,1	$F_{3,771}$ ; $P = 0,083$
LQ (cm)	9,9 ± 0,7	9,1 ± 0,4	9,8 ± 0,6	$F_{2,238}$ ; $P = 0,129$
LO (cm)	25,0 ± 1,5	25,4 ± 0,9	25,4 ± 1,8	$F_{0,189}$ ; $P = 0,829$
LR (cm)	6,0 ± 0,8	5,3 ± 0,2	5,7 ± 0,6	$F_{1,105}$ ; $P = 0,348$

CLASSIFICATION DES DIFFÉRENTES POPULATIONS. *Microcebus murinus*. Neuf variables ont contribué à la discrimination des cinq populations de *M. murinus* selon les valeurs de Wilks  $\lambda$  (Tableau S6) : la longueur et la largeur de la queue, la longueur et la largeur de la tête, la longueur de la main, la longueur du membre postérieur, la longueur du trait du plan médian de la tête, la masse et la longueur du corps. Les valeurs propres de la fonction 1 et celle de la fonction 2 sont respectivement de 1,015 et 0,549, avec des valeurs respectives de Wilks  $\lambda$  de 0,262 ( $P < 0,001$ ) et 0,527 ( $P < 0,001$ ). Les fonctions 1 et 2 ont la majorité du pouvoir de discrimination. La fonction 1 explique 56,8% de la variation totale avec une forte corrélation canonique ( $R = 0,710$ ). La seconde fonction explique à son tour 30,7% de la variation totale avec un autre coefficient de corrélation canonique élevé ( $R = 0,595$ ). Les deux premières fonctions expliquent ainsi 87,6% des variations totales observées entre les différentes variables. Les différences entre les populations de *M. murinus* sont expliquées par les écarts entre les barycentres des cinq populations (distance de Mahalanobis). Les populations de *M. murinus* des sites A et D ont formé un groupe dont les barycentres des deux populations sont plus ou moins confondus (Figure 3). Les *M. murinus* des sites B, C et E ont formé

respectivement le deuxième, le troisième et le quatrième groupe. L'analyse discriminante n'a pu classer que 60,6% des individus de *M. murinus* dans leur groupe respectif.

*Lepilemur ruficaudatus*. L'analyse discriminante des mesures morphologiques a montré que la largeur de l'oreille ( $\lambda = 0,510$ ,  $P < 0,001$ ), la longueur du tibia ( $\lambda = 0,540$ ,  $P < 0,001$ ) et la longueur du pouce ( $\lambda = 0,770$ ,  $P = 0,038$ ) contribuent le plus à la distinction et la classification des groupes de *L. ruficaudatus* (Tableau S10). Ces variables ont permis de différencier les groupes de *L. ruficaudatus* des sites A, D et E. Seule la première fonction est significative (Wilks  $\lambda = 0,011$ ,  $P = 0,003$ ), en ayant la valeur propre la plus élevée (17,181) pour représenter la majorité du pouvoir de discrimination (Tableau S11). La fonction 1 explique 81,7 % de la variation totale avec une forte corrélation canonique ( $R = 0,972$ ). Les dissimilarités entre les populations de *L. ruficaudatus* sont expliquées par la distance entre les barycentres de divers groupes. Les populations de *L. ruficaudatus* des sites A, D et E étaient différentes (Figure 4). L'analyse discriminante a pu classer correctement la totalité (100 %) des individus dans leurs groupes respectifs.

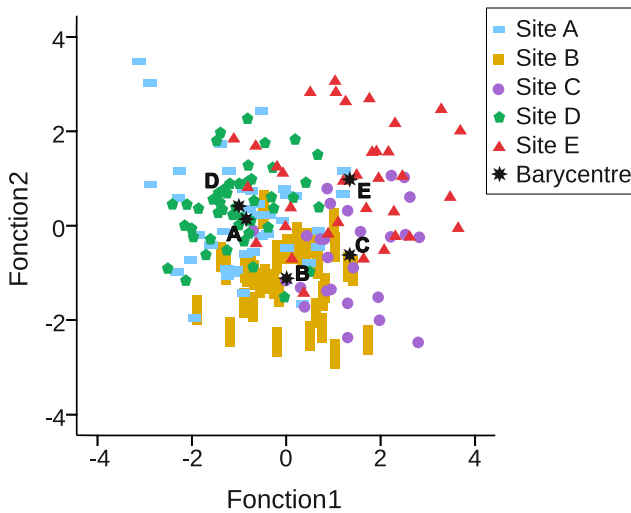


Figure 3. Classification des individus des populations de *Microcebus murinus* suivant l'analyse de discrimination.

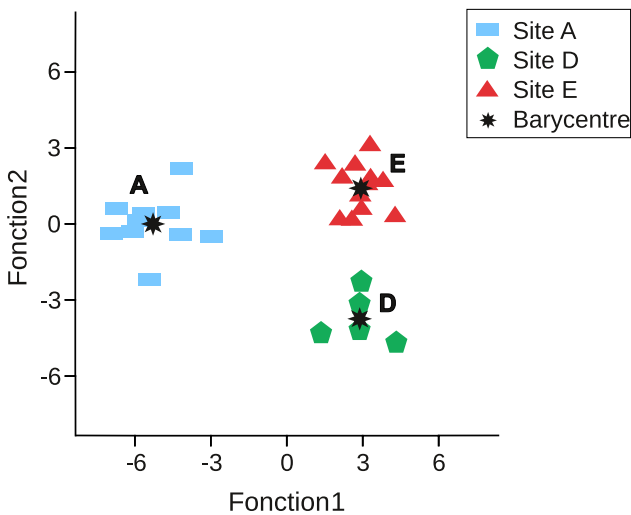


Figure 4. Classification des individus des populations de *Lepilemur ruficaudatus* suivant l'analyse de discrimination.

## DISCUSSION

L'objectif de l'étude est de déterminer la relation entre les caractéristiques forestières, la masse et les caractères morphologiques des populations de *Microcebus murinus* et *Lepilemur ruficaudatus* dans deux forêts primaires et trois forêts dégradées de Menabe Sud. L'étude a confirmé la première hypothèse selon laquelle la richesse spécifique, les caractéristiques et la densité des arbres variaient dans les cinq sites étudiés. L'étude a confirmé la deuxième hypothèse qui prévoyait une variation de la masse et des caractères morphologiques entre les populations de lémurien étudiées. La dégradation forestière aurait donc affecté la masse de *M. murinus*. Par ailleurs, la variation de la richesse spécifique et de la densité et des caractéristiques des arbres faisant suite à la dégradation forestière auraient influencé les caractères morphologiques des populations de *M. murinus* et *L. ruficaudatus*. La diversité morphologique de *M. murinus* dans la forêt de Kirindy Mite a poussé certains chercheurs à penser qu'il y avait deux espèces de *Microcebus* dans le parc, dont une espèce semblable à *M. berthae* (Achille P. Raselimanana, Marie Jeanne Raheirilalao, Voahangy Soarimalala et José M. Ralison, données non publiées), alors que la présence de *Microcebus myoxinus* à Amponiloaky, Site C, a été rapportée par Ralison (2008). Compte tenu de ces

éléments, cette étude a s'était attelé dès le départ à vérifier l'existence d'une autre espèce de microcèbes, mais les analyses génétiques réalisées montrent que le parc n'héberge que *M. murinus* (Jean E. Rakotomalala, Rebecca J. Lewis et Edwards E. Louis, données non publiées).

La masse de primates est corrélée avec la disponibilité de nourriture (ex., *Papio cynocephalus*, Altmann et al. 1993) et la masse des lémuriens est certainement influencée par la saison. La masse des *Microcebus murinus* ne variait pas avec la saison de capture mais avec le site et le sexe contrairement aux observations à Kirindy, au nord de Morondava, où la variation de la masse était nettement influencée par la saison et le sexe chez *M. murinus* (Rakotoniaina et al. 2016). Cette différence peut être expliquée par le fait que la présente étude avait couvert deux saisons sèches avec de faibles précipitations entre octobre et décembre qui n'auraient pas pu augmenter significativement la productivité de la forêt pour les ressources alimentaires telles les fruits (Dammhahn et Kappeler 2008). D'une part, la fluctuation saisonnière de l'abondance et de la qualité des ressources pourrait avoir un impact sur la masse des lémuriens (*Propithecus verreauxi*, Richard et al. 2000 ; *Lepilemur ruficaudatus*, Ganzhorn 2002 ; *M. murinus*, Rakotoniaina et al. 2016), d'autre part, la variation de la longueur du jour entre les différentes saisons aurait influencé directement l'activité de *M. murinus* ainsi que la variation de sa masse (Perret et Aujard 2001).

La masse de lémuriens pourrait augmenter avec la taille et la densité des arbres (*Microcebus ravelobensis*, Andriatsitohaina et al. 2020). Ces variables sont des indices caractérisant à la fois la disponibilité de sites de repos et de nourritures pour les lémuriens (*M. murinus*, Ganzhorn et Schmid 1998, Rakotoniaina et al. 2016). Par conséquent, la masse des lémuriens dans la forêt dégradée serait inférieure à celle dans la forêt primaire comme cela a été observé chez *M. murinus* (Ganzhorn et Schmid 1998) et *Propithecus diadema* (Irwin et al. 2019). La dégradation forestière conduit à un changement structural de la forêt avec une variation de la densité des arbres (Ganzhorn et Schmid 1998) et de la couverture de la canopée (Ganzhorn et al. 2006). Ce changement agirait sur la disponibilité des fruits et des insectes (Levey 1990) et la qualité de la nourriture comme la teneur en protéine et en sucre des fruits (Ganzhorn 2002, Ganzhorn et al. 2006) en agissant sur la masse de lémuriens. Selon Ganzhorn et Schmid (1998), la baisse de l'abondance des arbres qui se traduit par une diminution des ressources alimentaires disponibles dans les forêts dégradées expliquerait la réduction de la masse de *M. murinus*. Les résultats de la présente étude ont cependant montré que les individus de *M. murinus* dans la forêt dégradée étaient plus lourds et plus longs que les individus de la forêt primaire. La perturbation aurait ainsi changé la qualité et la disponibilité des ressources alimentaires comme les feuilles et les fruits (Ganzhorn 2002) suite à la réduction de la couverture forestière ainsi que l'augmentation de la pénétration de la lumière (Ganzhorn 2002, Ganzhorn et al. 2006). Ces différences pourraient aussi s'expliquer par la disponibilité importante de tamarin (*Tamarindus indica*) et de jujubier, espèce allochtone (*Ziziphus mauritiana*) dans la forêt perturbée, particulièrement dans le site E (Tableau S3). En effet, les fruits de jujubier sont riches en sucre, en vitamines C, en calcium et en fer (Danthu et al. 2002) alors que les fruits de tamarin sont riches en sucre, en protéine, en vitamine C, en magnésium et en calcium (Hamacek et al. 2013). Par conséquent, dans la forêt perturbée, l'abondance de fruits de jujubier et de



tamarin a probablement conduit à une croissance de la masse et de la longueur du corps de *M. murinus*.

Les deux sites de forêts primaires A et D sont distants de 60 km mais tous les caractères morphologiques des deux populations de *Microcebus murinus* étaient similaires. Par contre, un à quatre caractère(s) différenciaient les individus de *M. murinus* des forêts primaires et perturbées. Dans les sites A et E, les populations de *Lepilemur ruficaudatus* différaient sur deux mesures morphologiques. Ces résultats suggèrent que les caractères morphologiques de *M. murinus* et *L. ruficaudatus* varieraient avec la dégradation forestière. Les variations observées, notamment pour la taille de *M. murinus*, pourraient être liées à la différence de productivité des sites (Lahann et al. 2006) et la qualité de la nourriture disponible comme cela a été observé pour *Propithecus diadema* (Irwin et al. 2019). La structure forestière influence directement la qualité nutritionnelle des ressources et les contraintes énergétiques liées à la recherche de nourriture (Ganzhorn et al. 1997, Irwin 2008).

La variation structurale de la végétation et son lien avec les facteurs environnementaux semblent influencer la morphologie de primates. La structure forestière détermine les supports utilisés par les primates pour se mouvoir en étant liée par le DHP des arbres, la densité des arbres et la densité de la végétation dans les diverses strates, et pourrait ainsi agir sur les comportements des primates (Dagosto et Yamashita 1998, Manduell et al. 2012, Blanchard et al. 2015) et affecter leurs caractères morphologiques comme les particularités des doigts et des orteils de *Microcebus griseorufus* (Agostini et al. 2017). Cette étude converge dans ce sens en montrant que les caractéristiques des arbres ou des supports étaient des facteurs déterminant pour expliquer la variation de la longueur de l'oreille et du pied de primates. Dans le site E, l'oreille et le pied de *L. ruficaudatus* étaient plus larges que dans les autres sites. Dans la forêt secondaire (site E), *Lepilemur ruficaudatus* exploitait généralement des habitats caractérisés par des grands arbres et hauts arbres (Rakotomalala et al. 2022). Le changement des caractéristiques de la forêt aurait favorisé la sélection d'une population de *L. ruficaudatus* qui s'adapte à l'utilisation de petites branches comme moyen de locomotion dans les arbres élevés lors de la recherche de nourriture. Cela signifie que les individus qui auraient éventuellement développé de longues pattes et de larges oreilles seraient privilégiés. L'avantage d'une oreille large chez les primates nocturnes se trouve dans les stratégies pour éviter les prédateurs en améliorant l'audition pour mieux localiser les risques (Orkin et Pontzer 2011, Young et Chadwell 2020). L'absence de variation de la longueur de l'oreille et du pied des *M. murinus* dans les sites indique que d'autres facteurs que la structure forestière auraient influencé ces traits, cela pourrait être la température ou l'humidité (Lahann et al. 2006).

Cette recherche n'a identifié aucune variation de la masse et des caractères morphologiques entre les individus mâles et femelles des populations de *Lepilemur ruficaudatus*, contrairement à *Microcebus murinus*. Chez *M. murinus*, l'influence de la qualité de l'habitat et le sexe sur la variation de la masse des populations de *M. murinus* témoigne d'une différence de réaction entre les individus mâles et femelles par rapport à la dégradation forestière. Les résultats de cette étude ont montré que les femelles de *M. murinus* qui vivent dans la forêt perturbée étaient plus lourdes et plus larges que les mâles (Tableau 5). Les femelles de *M. murinus* sont dominantes et ont ainsi un accès privilégié

aux ressources comme la nourriture et les sites de repos (Hohenbrink et al. 2016), phénomène observé pour *Propithecus diadema* dans les forêts fragmentés (Irwin et al. 2019). Ce phénomène semble ainsi avoir alors l'influence de la dégradation de la forêt sur la masse et les caractères morphologiques des femelles.

Les limites de ce travail sont dans les études génétiques et comportementales des populations de lémuriens nocturnes qui auraient pu renseigner les variations morphologiques observées par rapport aux variations génétiques (Kappeler et al. 2005) ou simplement une morphologie normale par rapport à des facteurs externes comme l'humidité et la disponibilité de nourriture (Zvariková et al. 2016) ou les caractéristiques des supports (Agostini et al. 2017), autrement dit sans modification génétique (Ah-King et Nylin 2010). Les variations des caractères morphologiques observées chez les lémuriens nocturnes de Menabe Sud témoignent de l'existence de réactions adaptatives normales face aux variations des facteurs écologiques et environnementaux comme la température et la disponibilité de ressources. Toutefois, l'intensité de la variation des réponses morphologiques observées variait avec les espèces étudiées, en étant plus nette chez *M. murinus* que chez *L. ruficaudatus*.

Comme tous les lémuriens, *Microcebus murinus* et *Lepilemur ruficaudatus* sont menacées par la perte de l'habitat naturel. *L. ruficaudatus* est classé en danger critique d'extinction selon l'UICN (2022). Pour la conservation des lémuriens, la compréhension des liens entre la dégradation forestière, la masse et les morphologies est cruciale. Cela devrait permettre d'identifier l'habitat viable pour le lémurien face à la dégradation croissante de son habitat, particulièrement dans la région de Menabe (ex., Zinner et al. 2014, Axel 2018).

## REMERCIEMENTS

Nous tenons tout particulièrement à remercier l'équipe Ankoatsifaka pour nous avoir accueilli pendant les périodes de travail et pour nous avoir aidé avec ses soutiens matériels, moraux et logistiques. Nos vifs remerciements s'adressent aussi à MICET, MBP, CAFF/CORE et Madagascar National Park pour nous avoir facilité la réalisation de ce projet. Un grand merci à Daniel, Dadany, Veà, Filaza, Lezandry, Elysé et Kalovo qui ont fait les captures de lémuriens et la description de l'habitat avec nous tout au long des études sur le terrain. Pour le financement, nous remercions Margot March Biodiversity Fund et Omaha Doorly Zoo and Aquarium.

## BIBLIOGRAPHIE

- Agostini, G., Rasoazanabary, E. & Godfrey, L. R. 2017. The befuddling nature of mouse lemur hands and feet at Beza Mahafaly, SW Madagascar. *American Journal of Primatology* 79, 9: e22690. <<https://doi.org/10.1002/ajp.22680>>
- Ah-King, M. & Nylin, S. 2010. Sex in an evolutionary perspective: just another reaction norm. *Evolutionary Biology* 37, 4: 234–246. <<https://doi.org/10.1007%2Fs11692-010-9101-8>>
- Allen, C. R., Havlicek, T. D., Garmestani, A. S., Peterson, G. D., Stow, C. A., et al. 2006. Patterns in body mass distributions: sifting among alternative hypotheses. *Ecology Letters* 9, 5: 630–643. <<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00902.x>>
- Altmann, J., Schoeller, D., Altmann, S. A. Muruthi, P. & Sapolsky, R. M. 1993. Body size and fatness of free-living baboons reflect food availability and activity levels. *American Journal of Primatology* 30, 2: 149–161. <<https://doi.org/10.1002/ajp.1350300207>>

- Andriatsitohaina, B., Romero-Mujalli, D., Ramsay, M. S., Kiene, F., Rasoloharijaona, S. et al. 2020. Effects of habitat edges on vegetation structure and the vulnerable golden-brown mouse lemur (*Microcebus ravelobensis*) in northwestern Madagascar. *BMC Ecology* 20: 69. <<https://doi.org/10.1186/s12898-020-00337-z>>
- Axel, A. C. 2018. Burned area mapping of an escaped fire into tropical dry forest in western Madagascar using multi-season landsat OLI data. *Remote Sensing* 10, 3: 371. <<https://doi.org/10.3390/rs10030371>>
- Blanchard, M. L., Furnell, S., Sellers, W. I. & Crompton, R. H. 2015. Locomotor flexibility in *Lepilemur* explained by habitat and biomechanics. *American Journal of Physical Anthropology* 156, 1: 58–66. <<https://doi.org/10.1002/ajpa.22627>>
- Burke, R. J. & Lehman, S. M. 2014. Edge effects on morphometrics and body mass in two sympatric species of mouse lemurs in Madagascar. *Folia Primatologica* 85, 5: 277–291. <<https://doi.org/10.1159/000360082>>
- Chapman, C. A., Struhsaker, T. T., Skorupa, J. P., Snaith, T. V. & Rothman, J. M. 2010. Understanding long-term primate community dynamics: implications of forest change. *Ecological Applications* 20, 1: 179–191. <<https://www.jstor.org/stable/27797797>>
- Chapman, C. A., Schoof, V. A. M., Bonnell, T. R., Gogarten, J. F. & Calmé, S. 2015. Competing pressures on populations: long-term dynamics of food availability, food quality, disease, stress and animal abundance. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 370, 1669: 20140112. <<https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0112>>
- Dagosto, M. & Yamashita, N. 1998. Effect of habitat structure on positional behavior and support use in three species of lemur. *Primates* 39: 459–472. <<https://doi.org/10.1007/BF02557569>>
- Dammhahn, M. & Kappeler, P. M. 2008. Comparative feeding ecology of sympatric *Microcebus berthae* and *M. murinus*. *International Journal of Primatology*, 29: 1567–1589. <<https://doi.org/10.1007/s10764-008-9312-3>>
- Danthu, P., Soloviev, P., Totté, A., Tine, E., Ayessou, N., et al. 2002. Caractères physico-chimiques et organoleptiques comparés de jujubes sauvages et des fruits de la variété Gola introduite au Sénégal. *Fruits* 57, 3: 173–182. <<https://doi.org/10.1051/fruits:2002016>>
- Ganzhorn, J. U. 2002. Distribution of folivorous lemur in relation to seasonally varying food resources: integrating quantitative and qualitative aspects of food characteristics. *Oecologia* 131, 3: 427–435. <<https://doi.org/10.1007/s00442-002-0891-y>>
- Ganzhorn, J. U. & Schmid, J. 1998. Different population dynamics of *Microcebus murinus* in primary and secondary deciduous dry forests of Madagascar. *International Journal of Primatology* 19: 785–796. <<https://doi.org/10.1023/A:1020337211827>>
- Ganzhorn, J. U., Malcomber, S., Andrianantoana, O. & Goodman, S. M. 1997. Habitat characteristics and lemur species richness in Madagascar. *Biotropica* 29, 3: 331–343. <<https://www.jstor.org/stable/2389148>>
- Ganzhorn, J. U., Goodman, S. M., Nash, S. & Thalmann, U. 2006. Lemur biogeography. In *Primate Biogeography*. S. M. Lehman & J. G. Fleagle (eds.), pp 229–254. Springer, New York. <[https://doi.org/10.1007/0-387-31710-4\\_8](https://doi.org/10.1007/0-387-31710-4_8)>
- Goodman, S. M., Raheirilalao, M. J., Raselimanana, A., Ralison, J., Soarimalala, V. et Wilmé, L. 2008. Introduction. In *Les Forêts Sèches de Madagascar*. S.M. Goodman & L. Wilmé (eds.). Malagasy Nature 1: 2–32.
- Gordon, A. D., Johnson, S. E. & Louis, E. E. 2016. Environmental correlates of body mass in true lemurs (*Eulemur* spp.). *International Journal of Primatology* 37: 89–108. <<https://doi.org/10.1007/s10764-015-9874-9>>
- Hamacek, F. R., Santos, P. R. G., Cardoso, L. M. & Pinheiro-Sant'Ana, H. M. 2013. Nutritional composition of tamarind (*Tamarindus indica* L.) from the Cerrado of Minas Gerais, Brazil. *Fruits* 68, 5: 381–395. <<https://doi.org/10.1051/fruits/2013083>>
- Hohenbrink, S., Schaarschmidt, F., Katharina Bünemann, K., Gerberding, S., Zimmermann, E. & Radespiel, U. 2016. Female dominance in two basal primates, *Microcebus murinus* and *Microcebus lehilahytsara*: variation and determinants. *Animal Behaviour* 122: 145–156. <<https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.10.008>>
- Irwin, M. T. 2008. Diademed sifaka (*Propithecus diadema*) ranging and habitat use in continuous and fragmented forest: higher density but lower viability in fragments? *Biotropica* 40, 2: 231–240. <<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00368.x>>
- Irwin, M. T., Samonds, K. E., Raharison, J.-L., Junge, R. E., Mahefarisoa, K. L., et al. 2019. Morphometric signals of population decline in diademed sifakas occupying degraded rainforest habitat in Madagascar. *Scientific Reports* 9: 8776. <<https://doi.org/10.1038/s41598-019-45426-2>>
- Kappeler, P. M., Rasoloarison, R. M., Razafimanantsoa, L., Walter, L. & Roos, C. 2005. Morphology, behavior and molecular evolution of giant mouse lemurs (*Mirza* spp) Gray, 1870, with description of a new species. *Primate Report*, 71: 3–26.
- Lahann, P., Schmid, J. & Ganzhorn, J. U. 2006. Geographic variation in populations of *Microcebus murinus* in Madagascar: Resource seasonality or Bergmann's rule? *International Journal of Primatology* 27: 983–999. <<https://doi.org/10.1007/s10764-006-9055-y>>
- Levey, D. J. 1990. Habitat-dependent fruiting behavior of an understory tree, *Miconia centrodesma*, and tropical treefall gaps as keystone habitats for frugivores in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 6, 4: 409–420. <<https://doi.org/10.1017/S026646740000479X>>
- Lewis, R. & Axel, A. C. 2019. Using vegetation phenology and long-term demographic data to assess the impact of Cyclone Fanele on a lemur population in Madagascar. In *Primate Research and Conservation in the Anthropocene*. A. M. Behie., J. A. Teichroeb & N. Malone (eds.), pp 216–236. Cambridge University Press, Cambridge. <<https://doi.org/10.1017/9781316662021.013>>
- Louis, Jr. E. E., Coles, M. S., Andriantompohavana, R., Sommer, J. A., Engberg, S. E., et al. 2006. Revision of the mouse lemurs (Primates, *Microcebus*) of eastern Madagascar. *International Journal of primatology*, 27: 347–389. <<https://doi.org/10.1007/s10764-006-9036-1>>
- Mammides, C., Cords, M. & Peters, M. K. 2009. Effects of habitat disturbance and food supply on population densities of three primate species in the Kakamega forest, Kenya. *African Journal of Ecology* 47, 1: 87–96. <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2007.00921.x>>
- Marshall, J. A. 2010. Effect of habitat quality on primate populations in Kalimantan: Gibbons and leaf monkeys as case studies. In *Indonesian Primates*. S. Gursky-Doyen & J. Supriatna (eds.), pp. 157–177. Springer, New York.
- Moat, J. & Smith, P. 2007. Atlas of the vegetation of Madagascar. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Manduell, K. L., Harrison, M. E. & Thorpe, S. K. S. 2012. Forest structure and support availability influence orangutan locomotion in Sumatra and Borneo. *American Journal of Primatology* 74, 12: 1128–1142. <<https://doi.org/10.1002/ajp.22072>>
- Orkin, J. D. & Pontzer, H. 2011. The Narrow Niche Hypothesis: Gray squirrels shed new light on primate origins. *American Journal of Physical Anthropology* 144, 4: 617–24. <<https://doi.org/10.1002/ajpa.21450>>
- Pavelka, M. S. M. & Behi, A. M. 2005. The effect of hurricane Iris on the food supply of black howlers (*Alouatta pigra*) in southern Belize. *Biotropica* 37, 1: 102–108. <<https://www.jstor.org/stable/30045512>>
- Perret, M. & Aujard, F. 2001. Regulation by photoperiod of seasonal changes in body mass and reproductive function in gray mouse lemurs (*Microcebus murinus*): differential responses by sex. *International Journal of Primatology* 22: 5–24. <<https://doi.org/10.1023/A:1026457813626>>
- Rakotomalala, J. E., Rakotomanana, H. F., Louis, J. E. E. et Lewis, J. R. 2022. Effets des structures forestières sur l'occurrence et la préférence en microhabitat des lémuriens nocturnes de la forêt sèche de Menabe Sud, Madagascar. *Afrique Science* 20, 3: 1–12.
- Rakotondranary, S. J., Hapke, A. & Ganzhorn, J. U. 2011. Distribution and morphological variation of *Microcebus* spp. along an environmental gradient in southeastern Madagascar. *International Journal of Primatology* 32: 1037–1057. <<https://doi.org/10.1007/s10764-011-9521-z>>
- Rakotoniaina, J. H., Kappeler, P. M., Ravoniarimbinina, P., Pechouskova, E., Hämäläinen, A. M., et al. 2016. Does habitat disturbance affect stress, body condition and parasitism in two sympatric lemurs? *Conservation Physiology* 4, 1: cow034. <<https://doi.org/10.1093/conphys/cow034>>
- Ralison, J. 2008. Les lémuriens des forêts sèches malgaches. In *Les Forêts Sèches de Madagascar*. S.M. Goodman & L. Wilmé (eds.). Malagasy Nature 1: 135–156.
- Rasoazanabary, E. 2006. Male and female activity patterns in *Microcebus murinus* during the dry season at Kirindy forest, western Madagascar. *International Journal of Primatology* 27: 437–464. <<https://doi.org/10.1007/s10764-006-9017-4>>

- Rasoloarison, R. M., Goodman, S. M. & Ganzhorn, J. U. 2000. Taxonomic revision of mouse lemurs (*Microcebus*) in the western portions of Madagascar. *International Journal of Primatology* 21: 963–1019. <<https://doi.org/10.1023/A:100551129475>>
- Rasoloarison, R. M., Weisrock, D. W., Yoder, A. D., Rakotondravony, D. & Kappeler, P. M. 2013. Two new species of mouse lemurs (Cheirogaleidae: *Microcebus*) from eastern Madagascar. *International Journal of Primatology* 34: 455–469. <<https://doi.org/10.1007/s10764-013-9672-1>>
- Richard, A. F., Dewar, R. E., Schwartz, M. & Ratsirarson, J. 2000. Mass change, environmental variability and female fertility in wild *Propithecus verreauxi*. *Journal of Human Evolution* 39, 4: 381–391. <<https://doi.org/10.1006/jhev.2000.0427>>
- Schwab, D. & Ganzhorn, J. U. 2004. The distribution and population structure of *Microcebus berthae*, the smallest known primate and its habitat use in relation to other sympatric cheirogaleids. *International Journal of Primatology* 25, 2: 307–330. <<http://dx.doi.org/10.1023/B:IJOP.0000019154.17401.90>>
- IUCN. 2022. Red List of Threatened Species. <<https://www.iucnredlist.org>>
- Young, J. W. & Chadwell, B. A. 2020. Not all fine-branch locomotion is equal: Grasping morphology determines locomotor performance on narrow supports. *Journal of Human Evolution* 142: 102767. <<https://doi.org/10.1016/j.jhevol.2020.102767>>
- Zimmermann, E., Cepok, S., Rakotoarison, N., Zietemann, V. & Radespiel, U. 1998. Sympatric mouse lemurs in North-West Madagascar: A new rufous mouse lemur species (*Microcebus ravelobensis*). *Folia Primatologica* 69: 106–114. <<https://doi.org/10.1159/000021571>>
- Zinner, D., Wygoda, C., Razafimanantsoa, L., Rasoloarison, R., Andrianandrasana, H. T., et al. 2014. Analysis of deforestation patterns in the central Menabe, Madagascar, between 1973 and 2010. *Regional Environmental Change* 14, 1: 157–166. <<http://dx.doi.org/10.1007/s10113-013-0475-x>>
- Zvaríková, M., Kiseľák, J., Zvarík, M., Masarovič, R., Prokop, P. & Fedor, P. 2016. Ecological gradients and environmental impact in the forest dwelling *Haplothrips subtilissimus* (Thysanoptera: Phlaeothripidae) phenotypic variability. *Ecological Indicators* 66: 313–320. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.038>>

# Les déterminants de la réussite des initiatives exogènes de la diversification des moyens de subsistance des communautés de pêcheurs

Lala Ranaivomanana<sup>1</sup>, Edouard R. Mara<sup>1</sup>, Jamal A. Mahafina<sup>1</sup>

Correspondence:

Lala Ranaivomanana  
École Doctorale des Sciences Marines, Institut Halieutique et des Sciences Marines, Université de Toliara  
48B042, Rue Dr Rabesandratana HD  
BP 141, Toliara 601, Madagascar  
Email: lala.pnae@gmail.com

## ABSTRACT

The study conducted in Madagascar explores on the diversification of livelihoods in Madagascar was carried out to identify the determining elements of the livelihood strategies of fishing communities and to bring out the relevant points of intervention to move the system towards sustainable livelihood strategies. The study was carried out in two stages: first, investigations were undertaken in three areas (Toliara-Sud, Ambaro Bay and Belo sur Tsiribihina) in order to assess the livelihood strategies of fishing communities following the theoretical framework advocated by Ashley and Carney (1999). Secondly, more in-depth investigations were carried out on four projects aimed at the sustainable livelihoods of fishing communities, to draw lessons from their implementation while taking into account the contexts in which they were carried out. The study of the diversification of livelihoods in fishing communities in Madagascar first made it possible to highlight the vulnerability of coastal communities. We are in the presence of a population that corresponds to the typology of the poor described by Dissou et al. (2000): generalized poverty at the level of the five forms of Capital according to the concept of "capability" mentioned by Sen (1985, Gondard-Delcroix and Rousseau 2004). We are also in the presence of a very vulnerable population due to its strong dependence on natural resources and a very low diversification of its means of subsistence. Also, the population's only recourse is to develop survival strategies to the detriment, as usual, of natural capital. Lessons learned from the implementation of the four projects reviewed highlight the importance of both entry points and the performance of exit plans. The entry points evoke the need for participation, the determinants of which turn out to be, first, the superposition of the immediate, often economic, needs of the population and the "deferred" needs for the sustainability of natural capital. Active and effective participation also happens to be dependent on respect for the

power and decision-making structure actually in force at the local community level. The performance of exit plans depends on the degree of completion of the institutionalization of the structures supporting the participation of local communities. During the examination of the targeted projects, one notices in a notorious way, on the one hand, the quasi absence of an approach by typology which constitutes the base of the approach by the sustainable means of subsistence. On the other hand, it was also noted the failure of an appropriate monitoring-evaluation system which would have allowed any effective and efficient capitalization.

## RÉSUMÉ

L'étude de diversification des moyens de subsistance à Madagascar a été réalisée pour identifier les éléments déterminants des stratégies de subsistance des communautés de pêcheurs et à en faire émerger les points d'intervention pertinents pour faire évoluer le système vers des stratégies de subsistance durables. L'étude a été réalisée en deux étapes en commençant par des investigations dans trois zones (Toliara-Sud, Baie d'Ambaro et Belo sur Tsiribihina) pour apprécier les stratégies de subsistance des communautés de pêcheurs suivant le cadre théorique préconisé par Ashley et Carney (1999). En second lieu, des investigations plus approfondies ont été réalisées sur quatre projets visant les moyens de subsistance durable des communautés de pêcheurs, pour tirer des leçons de leur mise en œuvre tout en tenant compte des contextes dans lesquels ils ont été exécutés. L'étude de la diversification des moyens de subsistance utilisés par les communautés de pêcheurs à Madagascar a permis de mettre en relief la vulnérabilité des communautés côtières, conformément à la typologie des pauvres décrite par Dissou et al. (2000) avec une pauvreté généralisée au niveau des cinq formes de capital selon le concept de *capability* ou capacité/aptitude (Sen 1985, Gondard-Delcroix et Rousseau

1 École Doctorale des Sciences Marines, Institut Halieutique et des Sciences Marines, Université de Toliara, 48B042, Rue Dr Rabesandratana HD, BP 141, Toliara 601, Madagascar

Citation Ranaivomanana, L., Mara, E. R., Mahafina, J. A. 2023. Les déterminants de la réussite des initiatives exogènes de la diversification des moyens de subsistance des communautés de pêcheurs. Madagascar Conservation & Development 18, 1: 31–38. <<https://doi.org/10.4314/mcd.v18i1.4>>



2004). Les populations sont extrêmement dépendantes des ressources naturelles locales sans véritable alternative pour diversifier leurs moyens de subsistance. Leur seul recours consiste ainsi à développer des stratégies de survie au détriment, comme à l'accoutumée, du capital naturel.

Les leçons tirées de la mise en œuvre des quatre projets examinés mettent en exergue l'importance aussi bien des points d'entrée que de la performance des plans de retrait. Les points d'entrée évoquent la nécessité de la participation dont les déterminants s'avèrent être, d'abord, la superposition des besoins immédiats, souvent économiques, de la population et les besoins différés pour la durabilité du capital naturel. La participation active et effective se trouve également être tributaire du respect de la structure de pouvoir et de prise de décision réellement en vigueur au niveau des communautés locales. La performance des plans de retrait dépend du degré d'achèvement de l'institutionnalisation des structures supportant la participation des communautés locales. Les projets ciblés montrent clairement une quasi-absence d'une approche par typologie qui constitue pourtant le fondement de l'approche par les moyens de subsistance durable, ainsi que la défaillance d'un système de suivi-évaluation approprié qui aurait permis toute capitalisation effective et efficace.

## INTRODUCTION

Les questions cruciales liées au développement durable ne seront résolues que si les populations sont rassurées de la sécurité de leurs moyens d'existence (de Montalembert 1992). Plus de 30 ans après ces écrits, la problématique reste actuelle. En effet, nombreuses ont été les initiatives d'origine exogène allant dans le sens du développement des communautés de pêcheurs à Madagascar (e.g., Barnes-Mauthe et al. 2013, Gardner et al. 2017). Cette contribution répond à deux questions fondamentales : (i) comment réduire le risque de rejet par la population cible d'une initiative, et (ii) comment maximiser la durabilité des acquis en faveur de la sécurisation des moyens de subsistance des communautés de pêcheurs à Madagascar. Ralitera (2012) rapportait dans ce sens que des interventions basées sur des approches de développement préétablies ont connu des succès mitigés en termes d'atteinte de leur finalité. Bauman et al. (2004) distinguaient un certain nombre de catégories d'approches du développement entre autres l'approche de développement axé sur les communautés, les approches fondées sur les droits, le développement rural ou la gestion holistique. Ellis et Biggs (2001), en retraçant l'historique de l'évolution des théories sur le développement, mettaient en exergue l'évolution du développement communautaire, de l'intensification agricole et du développement rural intégré pour une préoccupation croissante envers la durabilité du développement.

La défaillance des approches « classiques » a poussé les organisations internationales à prendre en considération, le cadre fondé sur les Moyens d'Existence Durable à l'instar du cadre stratégique de la FAO de 2000, la stratégie de développement rural de la Banque mondiale en 2002, ou celle de la FIDA en 2001. L'Approche fondée sur les Moyens d'Existence (AMED) repose en effet sur le modèle de moyens d'existence de Ashley et Carney (1999) en se basant sur l'approche par les capacités évoquée par Sen (1985).

La science du management stratégique renvoie l'approche de maximisation des chances de réussite des « projets à risques » avant tout à la compréhension des parties prenantes. Les

conditions inhérentes à la variable sociale définie telle que par Breton et Diaw (1992) doivent être considérées dans tout projet de petite pêche durable à Madagascar. La promotion de la diversification est considérée comme un acte de gestion destiné à réduire la pression sur les ressources halieutiques, conformément au Code de conduite d'une pêche responsable (FAO 1995). Une évaluation rétrospective de quelques initiatives de diversification antérieures à Madagascar permettraient de capitaliser les leçons apprises de leurs mises en œuvre pour identifier les déterminants de leurs performances en termes de réduction de la vulnérabilité globale des bénéficiaires et partant de la durabilité de la petite pêche comme principale moyen de subsistance.

## MÉTHODES

Les éléments de la méthode ont été construits à partir de deux postulats de base : (i) La diversification des moyens de subsistance serait perçue en tant qu'outil de gestion des ressources halieutiques. Dans un contexte de surexploitation généralisée des ressources halieutiques, l'atténuation de l'effort de pêche présente deux alternatives que sont l'optimisation de la création de la valeur ajoutée tout au long de la filière ou la diversification des moyens de subsistance ; (ii) l'étude de la diversification des moyens de subsistance constituerait le référentiel pour identifier les déterminants des stratégies de subsistance des communautés de pêche pour en faire émerger les points d'intervention pertinents en vue de faire évoluer le système halieutique vers des stratégies de subsistance durable.

Un certain nombre de théories ou principes supportait la méthode pour aborder les questionnements suscités par l'étude. D'une part, la théorie des systèmes impose une vision holistique du système halieutique Garcia et al. (2003) et la théorie sur les capacités de choix (Sen 1985) aborde l'appréhension du développement qui intègre une dimension humaine. D'autre part, le cadre d'analyse des moyens de subsistance présenté par Ashley et Carney (1999) ainsi que le cadre d'analyse de l'approche par les moyens d'existence durable de la FAO (Neely et al. 2004) servent de références opérationnelles.

Trois zones géographiques avaient été sélectionnées pour les études de terrain et caractérisées par leur importance en matière de vulnérabilité des communautés de pêcheurs étant donné la dépendance de ces dernières à la pêche : Toliara Sud avec trois villages de pêcheurs situés le long de la côte sud-ouest de Madagascar (Beheloke, Maromena et Befasy), Belo sur Tsiribihina au niveau de quatre villages (Andramasay, Tambohobe, Andapotaly et Ambakivavao) et la baie d'Ambaro avec quatre villages de pêcheurs (Anjiamanoro, Andemby, Andrahibo et Ampasindava). L'établissement de la typologie de la pauvreté a été basé sur les signes des richesses en termes de moyens de production et des avoirs à la disposition des ménages. L'identification des signes de richesse a été faite avec les informateurs clés en focus groupes au niveau de chacun des 11 villages cibles. Trois classes ont été retenues : les classes pauvre, moyenne et riche. La classification par catégorie a été réalisée sur un échantillon constitué de 40 personnes par village, soit 440 personnes au total.

Quatre projets ont fait l'objet d'examens rétrospectifs : (i) Le Programme sectoriel Pêche (PSP) pour la période 1992–1996 (L'Heureux et al. 1995), (ii) le Projet Plan de Sauvegarde Social et Environnemental mis en œuvre par l'Association SAGE (PSSE), (iii) le Projet de Gestion des Ressources Naturelles Marines au sud de

Toliara mis en œuvre par WWF (PGRN), et (iv) le Projet *Sustaining Life: Empowering Civil Society for Improved Livelihoods and Effective Natural Resources* mis en œuvre par le WWF dans le delta Belo-sur-Tsiribihina (PECS). Les données utilisées dans cette étude ont été extraites de l'Étude de diversification des moyens de Subsistance à Madagascar commanditées par la COI et financé par la FAO Smartfish (Ranaivomanana 2013).

## RÉSULTATS

**VULNÉRABILITÉ DE LA COMMUNAUTÉ DE PÊCHEUR.** La forte dépendance à la pêche était notoire pour les communautés des pêcheurs dans les trois zones. La pêche représentait la principale source de revenus des 90% de la population dans la zone Toliara-Sud, 88% pour la baie d'Ambaro et 87% pour Belo sur Tsiribihina. Par ailleurs, 47% des ménages des communautés de pêcheurs de Toliara-Sud n'ont pas d'activités secondaires, 69% pour la Baie d'Ambaro et 29% dans la zone de Belo sur Tsiribihina.

La typologie de la pauvreté sur l'ensemble des trois zones (moyenne des moyennes) a montré la prédominance des classes moyenne (46,9%) et pauvre (39,8%) des ménages, et une minorité de 13,3% classée dans le type riche. Dans la zone de Toliara-Sud, 40,0% de la population se trouvaient dans la classe des pauvres, 55,0% dans la classe moyenne et 5,0% dans la classe des riches (Tableau 1). Dans la zone de la baie d'Ambaro, 28,1% se trouvaient dans la classe des pauvres, 53,1% dans la classe moyenne et 18,8% dans la classe des riches (Tableau 2). Dans la zone de Belo sur Tsiribihina, 51,3% de la population se trouvaient dans la classe des pauvres, 32,5% dans la classe « moyenne » et 16,3% dans la classe des riches. (Tableau 3).

La classe des pauvres se distinguait de celles des riches et de la classe moyenne par les moyens de production, les pauvres ne possédaient généralement pas de filets voire de pirogues, et se

Tableau 1. Typologie selon les classes de richesse pour les trois villages de la zone Toliara Sud.

Typologie	Caractéristiques	%	Nb de réponses
Riche	Possède un cheptel caprin ou ovin Detient une épicerie-bar, ou une salle de projection vidéo Dispose de plus d'un filet Maison en dur ou en tôle Mareyeur ou sous-collecteur	5.0%	6
Moyen	Dispose d'un filet Dispose d'au moins une pirogue	55.0%	66
Pauvre	Ne possède pas de filets, mais seulement de la ligne Vendeur de café et de beignets ou de galettes	40.0%	48
		100.0%	120

Tableau 2. Typologie selon les classes de richesse pour les quatre villages de la zone de la baie d'Ambaro.

Typologie	Caractéristiques	Pourcentage	Nombre de réponses
Riche	Maison en dur ou demi dur Tenue vestimentaire modeste Très respecté et considéré lors des prises de décision au cours d'une réunion Nombre de bovins supérieur à 30 Matériel et équipement de pêche complet (vedette, pirogue à voile, filets) Sociable Avec moto	18.80%	30
Moyen	Maison en demi dur/ maison en tôle ou en falafa Tenue vestimentaire modeste Respecté et considéré lors des prises de décision au cours d'une réunion de village Avec moto Nombre de bovins inférieur à 30 Matériel et équipement de pêche plus ou moins complet (i.e. peut avoir le filet de pêche mais sans pirogue ou le contraire) Aime beaucoup faire plaisir (consommer du katht)	53.10%	85
Pauvre	Maison en falafa Mauvaise tenue vestimentaire Peu considéré lors des prises de décision au cours d'une réunion de village Nombre de bovins inférieur à trois Pas de matériel et équipement de pêche incomplet Consommateur de kath ou d'alcool Ne veut pas travailler Travail journalier	28.10%	45
<b>Totaux</b>		100%	160

trouvaient dans la plupart des cas dans l'obligation d'en louer. Les riches exerçaient le métier de mareyeur ou de sous-collecteur en dehors de la pêche et les pauvres tiraient essentiellement leur revenu de la pêche maritime. Pour la typologie des riches, les principales contraintes aux moyens de subsistance déclarées sont le problème de la conservation de produits pêchés, l'inexistence de local de conditionnement et le problème d'écoulement de produits. Pour les typologies moyen et pauvre, la principale contrainte déclarée était le côté rudimentaire des moyens de production.

La perception des risques était sensiblement la même quelle que soit la typologie. Les chocs évoqués par population de Toliara-Sud étaient le mauvais temps, les cyclones, la sécheresse et les maladies. Pour la baie d'Ambaro, il s'agit du *varatraza* qui est un vent du Sud de l'inaccessibilité des routes, des plantes ou insectes nuisibles pour les plantations, des maladies des volailles et de la sécheresse. Quant à Belo sur Tsiribihina, la population évoquait comme principaux chocs le mauvais temps, la période de soudure liée au *tsioky antimo* (vent d'alizé), cyclones, maladies, pression anthropique et insécurité.

Pour répondre aux chocs, les ménages—surtout les pauvres—développaient des stratégies de survie. Pour les communautés de Toliara-Sud, il s'agissait essentiellement de l'endettement pour avoir accès aux facteurs de production ou pour faire face aux fêtes coutumières et obligations sociales. Certains ménages optaient également pour l'adaptation du type et quantité de nourriture au cours de l'année. Pour améliorer les moyens d'existence, les stratégies adoptées par les ménages de la zone Toliara Sud consistaient en la minimisation des risques et optimisation des ressources par la diversification des activités (transformation des produits halieutiques, petit commerce, cultures maraîchères, cultures de *tanety*, exploitation de la forêt ou production charbon de bois). Dans les zones de Belo sur Tsiribihina et de la baie d'Ambaro, il s'agissait d'emprunts auprès des collecteurs contre la session future des produits de la pêche à venir. Il pouvait aussi s'agir de l'augmentation de l'effort de pêche journalière et de la mobilisation de la main d'œuvre familiale pour la pêche au large ainsi que de l'automédication pour les pauvres. Pour améliorer leurs moyens d'existence, il a été noté un développement embryonnaire de quelques stratégies évolutives visant la minimisation des risques par la diversification des activités dont la culture de riz, de manioc, d'arachide ou de lentille.

Il a été noté des grandes différences entre les axes d'intervention pour améliorer la stratégie de subsistance par typologie de richesse. La stratégie adoptée par les riches consistait en la mise en place d'institutions de microfinance, l'installation d'un médecin résident, la construction d'un débarca-

Tableau 3. Typologie selon les classes de richesse dans quatre villages de la zone de Belo sur Tsiribihina.

Typologie	Caractéristiques	Pourcentage	Nombre de réponses
Riche	Maison en bois, très grande / Possède un boutre et un grand filet / Sous-collecteur de produits frais destinés à la transformation Possède un groupe électrogène et un appareil vidéo / Épicerie Pirogue et filet loués aux petits pêcheurs contre produits halieutiques / Sous-collecteur Grand filet Pirogue et filet loués aux petits pêcheurs	16.30%	26
Moyen	Mareyeur / Possède une pirogue et un filet Pirogue et filet à louer aux petits pêcheurs Éleveur de volaille	32.50%	52
Pauvre	Pirogue et filet facultatifs / Loue le filet ou la pirogue / Pêche aux crabes, aux crevettes et aux chevaquines comme activité principale	51.30%	82
<b>Totaux</b>		100%	160

dère et la connexion du village à un réseau téléphonique. Pour la typologie des moyens, le principal axe stratégique identifié allait vers l'amélioration des moyens de production.

**ÉVALUATION DES INITIATIVES DE DIVERSIFICATION.** Le projet de développement communautaire intégré de la pêche traditionnelle sur la côte Sud (PSP) a démarré en 1994 par l'Administration des Pêches de Madagascar pour l'amélioration des moyens de subsistance des communautés de pêcheurs. Le projet intervenait directement dans le développement de la pêche traditionnelle dans sept sites (Maromena, Soalara, Anakao, Itampolo, Ambohibola, Androka et Beheloka) dans le Sud-ouest de Madagascar. Le PSP a été conçu dans l'optique d'une approche intégrée qui tenait compte à la fois des aspects techniques du développement de la pêche et des besoins socio-économiques des communautés de pêcheurs. Le PSP faisait également appel à la contribution de divers intervenants en fonction de leurs domaines de compétence et de leurs possibilités financières. La participation des pêcheurs et de leurs communautés aux Projets étant évoquée comme une condition nécessaire à la réalisation de toutes les activités. À ce titre une Association pour le Développement des Pêcheurs (ADP) par village avait été mise en place. Elle constituait une plateforme de discussions et de mobilisation relative à la gestion des pêches et cautionnait le choix des bénéficiaires dans le cas des crédits qui contribuent à améliorer les conditions de vie du village. Les ADP offraient alors un cadre pour les discussions relatives à l'exploitation des ressources et mobilisaient la population dans la réalisation d'activités qui contribuent à améliorer les conditions de vie du village. Les activités ont touché quelques 2 000 pêcheurs en termes de renforcement des capacités en techniques de transformation de produits et 15 000 personnes au moins pour les microréalisations. Plus de 200 pêcheurs et 40 mareyeurs regroupés dans des groupements d'intérêt professionnel ou des petites unités de pêche (4 à 20 membres) avaient bénéficié de la mise en œuvre d'un système de crédit autogéré (vente à crédit de matériels de pêche, et celle des infrastructures de traitement des poissons). Visant l'amélioration des moyens de subsistance des communautés de pêcheurs toutes les catégories de capitaux ont été supportés par l'initiative : (i) le capital humain à travers le renforcement des capacités des pêcheurs en termes de techniques de pêche, de conservation et de commercialisation des produits ; (ii) le capital naturel à travers l'instauration d'une pêche durable, (iii) le capital physique à travers les microprojets d'infrastructures d'intérêt général touchant la santé, la scolarisation ou la commercialisation (piste, adduction d'eau, écoles, marchés, dispensaires, etc.), et (iv) le capital financier du pêcheur par l'amélioration du revenu des pêcheurs à travers l'amélioration de l'accès aux moyens de production.

Le Projet d'Appui du GEF/PNUD au PEIII pour l'amélioration du niveau de vie des pêcheurs ou Plan de Sauvegarde Social et Environnemental (PSSE) a été lancé conjointement par l'Administration chargée de l'Environnement et celle des Pêches de Madagascar, avec comme objectif l'amélioration du niveau de vie des petits pêcheurs autour des aires marines protégées de Nosy Ve, Anakao dans le Sud-Ouest de Madagascar. La principale hypothèse soutenant le projet voulait que « des revenus sont générés pour les communautés par la valorisation de la biodiversité ». Le Projet serait ainsi supporté par une logique théorique à deux dimensions que sont (i) les incitations écono-

miques et (ii) la participation. En termes de mode de participation, le PSSE a opéré sur plusieurs niveaux : les communautés de base, les plateformes de concertation œuvrant pour la conservation et le développement, les services techniques, les partenaires et les décideurs (Ministères, GEF /PNUD et PSDR). Le projet s'était attelé à la mise en place des communautés de base (CoBa) qui constituaient les interlocuteurs du projet et servaient de passerelle pour atteindre toutes les communautés. Les activités entreprises tournaient autour de l'amélioration/institution de l'organisation de gestion des ressources par la formation et sensibilisation des acteurs et le développement des filières durables par la promotion de la pêche responsable, la rationalisation de l'exploitation des coquillages et le développement de l'écotourisme. Les activités du projet touchaient quelques 2 960 pêcheurs piroguiers et à pieds. En termes d'amélioration des moyens de subsistance des communautés de pêcheurs, bien que le capital naturel constitue la principale cible du projet, il viserait implicitement le capital monétaire des pêcheurs par l'amélioration des revenus grâce aux filières pêches durables mises en place et développées avec l'utilisation de nouvelles techniques de pêche, le respect des normes des engins de pêche et l'organisation de la commercialisation. Le développement des filières de la petite pêche autour du complexe récifal de Nosy Ve a permis une amélioration des rendements de pêche entre la période 2008 et 2010 à cause d'une meilleure maîtrise des nouvelles techniques de pêche. En effet, la pêche aux poissons pélagiques à la palangre passait de 60 kg/mois à 267 kg/mois, la pêche aux gros poissons pélagiques à la ligne de traîne passait de 6 kg/j à 10 kg/j; et la pêche au calmar passait de 2,7 kg/j jour à 4,6 kg/j (rapport de suivi du projet). Il a également été constaté que les revenus des pêcheurs pratiquant la pêche au large avec les nouvelles techniques (palangrotte, palangre de fond, palangre pélagique) était 91,5% plus élevé que celui des pêcheurs avec les engins traditionnels (ligne simple, filet maillant de petite maille, petite senne de plage) dans les lagons et récifs.

Le Projet Gestion des Ressources Naturelles (PGRN) Marines au sud de Toliara lancé par le WWF à Madagascar sous tutelle conjointe de l'Administration chargée de l'Environnement et celle des Pêches de Madagascar avait l'objectif de réaliser une gestion durable des ressources marines. Le PGRN intervenait pour l'amélioration du niveau de vie des pêcheurs dans quatre localités : Itampolo, Ambohibola, Maromena/Befasy et Beheloke, le long du littoral du sud-ouest de Madagascar. L'hypothèse soutenant le projet était que la mise en place de la gestion participative permettrait d'atteindre une gestion durable des ressources marines dans les sites cibles du projet. En termes de participation, le PGRN s'était attelé à la mise en place des Comités de Gestion de pêches qui servaient de passerelle pour atteindre toutes les communautés de pêcheurs et pour la mobilisation de la population dans la réalisation des activités. Les activités consistaient en la mise en place d'un système de communication entre les porteurs d'enjeux, la création d'un environnement favorable à l'instauration de la gestion participative, la responsabilisation effective des communautés de pêcheurs pour la gestion des ressources marines et le développement des Activités Génératrices de Revenus (hors pêche). Les activités ont touché quelques 680 pêcheurs dans les quatre sites. Bien que le capital naturel constituait la principale cible du projet, il viserait implicitement le capital monétaire des pêcheurs par l'amélioration des revenus grâce à une meilleure gestion des ressources halieutiques. En

termes de capital naturel, les impacts du projet se manifestaient par l'amélioration de l'état de santé de l'écosystème récifal. À titre illustratif, la population d'Itampolo assimilait l'amélioration de la santé du récif par la réapparition de certaines espèces de poisson comme *angarera* (Haemulidae), *ambatsoy* et *lovo* (Serranidae) et *fianakoho* (Chaetodontidae) qui avaient été précédemment disparues et par la réduction de quelques espèces indiquant une mauvaise santé de l'écosystème du récif comme le *bodoloha* (Scaridae) et le *fiantsifa* (Acanthuridae). Il a été évoqué que la production moyenne avait augmenté pour le poulpe (11,1 kg/j/ pêcheur contre 3,4kg), pour le calmar (7,2 kg contre 2,7 kg), pour les langoustines (10,4 kg contre 0,9 kg), pour les concombres de mer (13,2 kg contre 9,4 kg) et pour les poissons (10,3 kg contre 8,5 kg). Grâce à cette amélioration de la production, le capital monétaire des pêcheurs devait implicitement être renforcé. Certains indices permettraient en effet de noter un léger changement dans les revenus des pêcheurs. On peut citer par exemple les nouvelles constructions ou l'acquisition d'appareils ménagers. Évidemment, le rapport causal entre l'augmentation du revenu et les actions du projet reste encore hypothétique. Cependant, étant donné que la pêche est l'activité primaire de la population locale et qu'aucun développement d'autres activités alternatives n'a été noté, l'amélioration de la Capture par Unité d'effort (CPUE) pourrait être liée dans une certaine mesure à l'augmentation du revenu des petits pêcheurs.

Le Projet *Sustaining Life: Empowering Civil Society for Improved Livelihoods and Effective Natural Resources* (PECS) a été lancé par le WWF MPWIO sous tutelle conjointe de l'Administration chargée de l'Environnement et celle des Pêches de Madagascar avec pour objectif d'instaurer la gestion durable des ressources naturelles et l'amélioration des moyens de subsistances des communautés cibles. Le PECS intervenait pour le renforcement des capacités des communautés de base dans le delta Belo-sur-Tsiribihina et Manambolo, pour préserver la perte de services écologiques. Le renforcement des capacités des communautés de base devait permettre d'assurer la disponibilité à long terme des ressources. Le mécanisme mis en place pour soutenir la participation active des bénéficiaires a été focalisé sur le renforcement des capacités à tous les niveaux. Cela a été supporté par une communication à la fois horizontale et verticale, à travers des conventions de collaboration pour les organisations de la société civile partenaires (appui technique et financier), et à travers l'opérationnalisation de la commission régionale. Les principales activités développées par le projet consistaient à renforcer la capacités des communautés villageoises pour qu'elles puissent prendre contrôle de l'amélioration de leur condition de vie, pour qu'elles s'impliquent d'une manière active dans la gestion des ressources naturelles et participent au processus de développement au niveau du complexe des mangroves et écosystèmes terrestres de Manambolamaty et Tsiribihina ; mais aussi à renforcer les capacités des organisations non gouvernementales (ONG) œuvrant dans le domaine de l'environnement et de la gestion des ressources naturelles pour qu'elles puissent servir d'appui permanent auprès des communautés villageoises pour les enjeux et défis de la gestion des ressources naturelles. Les bénéficiaires directs des activités étaient avant tout les communautés de pêcheurs et les ONG œuvrant dans le domaine de l'environnement et du développement. La participation des bénéficiaires se manifestait essentiellement par la mise en œuvre de certaines activités et

dans le processus de prise décision au niveau local, communal et régional, ainsi que par l'émission d'une déclaration conjointe à travers des plateformes de certification (ex : CRGISC <https://www.isaca.org/credentialing/crisc>). Bien que le capital naturel ait constitué la principale cible du projet, il visait implicitement le capital monétaire des pêcheurs grâce aux services écologiques fourni par l'écosystème des mangroves. Les activités du projet donnaient aussi une place centrale au capital social des membres des communautés qu'elles pouvaient mobiliser pour améliorer leur stratégie de subsistance et leur bien-être.

## DISCUSSION

L'étude avait pour objectif d'identifier les déterminants des stratégies de subsistance des communautés de pêche et d'en faire émerger les points d'intervention pertinents pour faire évoluer le système vers des stratégies d'existence durables, basées sur une petite pêche durable. Sur notre échantillonnage de 440 répondants de 11 villages, 86,7% des pêcheurs appartenaient à des classes pauvre et moyenne. Cette moyenne est légèrement supérieure au taux enregistré pour l'ensemble du pays qui est de 83,4 % de la population en milieu rural exprimé en termes de pauvreté matérielle, malgré les différences de méthodologie (INSTAT et CCER 2020, p 95). D'une manière générale, ces ménages avaient une très faible dotation en capital, dans toutes ses composantes dont le capital humain, le capital social, le capital financier, le capital naturel, et le capital physique. Peu d'opportunités s'offraient à eux et ils faisaient face à des risques importants inhibant la capacité des individus tels les risques physiques dus aux aléas des marchés, risque social de transgression des traditions, risques inhérents à l'impuissance des structures institutionnelles ou d'encadrement valables ou risques socio-politiques. Ces ménages étaient donc dans une situation d'extrême vulnérabilité (Gondard-Delcroix et Rousseau 2004), plus particulièrement, dans la zone de la baie d'Ambaro, bien que les revenus de la population étaient apparemment élevés, la part exagérée allouée aux dépenses improductives appauvrit d'une manière considérable le capital monétaire.

Pour satisfaire ses besoins, la stratégie de subsistance qu'adopte l'individu dépend de deux facteurs aue sont les dotations en capital d'une part et l'appréciation des risques d'autre part. Les ménages de type moyen» à pauvre n'ont pratiquement pas d'épargne liquide et n'ont généralement accès à aucun établissement financier pour le capital monétaire. En matière de capital humain, le faible niveau de scolarisation des chefs de ménages associé à celui des enfants en âge scolaire ne sont pas de bons indicateurs de potentialité (Ranaivomanana 2013). Quant au capital naturel, l'état de dégradation des écosystèmes en général ne constitue en aucun cas un bon présage (Ranaivomanana 2013). Pour le capital social, le degré de liberté laissé par les différents pouvoirs peut engendrer autant d'opportunités que de contraintes aux capacités de choix pour tous les individus (Gondard-Delcroix et Rousseau 2004). Les préoccupations de survie étant mises en avant, ces considérations justifiaient l'adoption par la population d'une stratégie de subsistance défensive, i.e. motivée uniquement par la prévention des risques. Il s'agissait en effet, d'augmenter la production par l'adoption d'engins de pêche moins sélectifs ou d'étendre des zones de pêche. Ce phénomène se manifestait par l'augmentation de la taille des pirogues pour aller plus loin à la recherche des nouvelles zones poissonneuses, la réduction du maillage des filets



pour capturer les poissons de petite taille, l'augmentation du nombre d'hameçons et l'augmentation de la longueur des filets qui pouvaient atteindre 100 mètres de profondeur ou l'utilisation simultanée de plusieurs filets. L'adoption de stratégie de diversification des moyens de subsistance s'avérait rare.

Pour appréhender l'efficacité des réponses apportées par les projets d'intervention en vue d'améliorer la durabilité des moyens de subsistance des communautés de pêcheurs bénéficiaires, la discussion doit se concentrer sur le diagnostic des interventions. Le diagnostic consiste à identifier les paramètres qui permettent d'éclairer les déterminants du succès ou de l'échec des interventions par rapport à leur stratégie de mise en œuvre.

DE LA PARTICIPATION VERS SON INSTITUTIONNALISATION. La participation est ici définie comme tout processus qui aide des individus à influencer les prises de décision qui les affectent et à prendre une certaine part dans le contrôle de ces décisions. L'institutionnalisation est considérée comme l'officialisation des mécanismes de participation en vue d'une reconnaissance et d'une appropriation par tous les porteurs d'enjeux sur la problématique à laquelle le projet veut s'attaquer. Les quatre projets étudiés ont permis de confirmer la place de la participation » et de son institutionnalisation» comme facteurs déterminant du succès ou de l'échec de la mise en œuvre de projets. Dans ces quatre projets, le diagnostic montrent une structuration à deux niveaux imbriqués pour promouvoir la participation : (i) au niveau des communautés de pêcheurs avec des promoteurs du projet facilitant la mise en place d'associations villageoises qui servaient essentiellement de plateforme de discussions et de mobilisation de la population dans la réalisation des activités, et (ii) au niveau de l'encadrement où le promoteur s'intégrait dans un réseau d'acteurs d'encadrement existant (souvent d'une manière informelle) pour une meilleure harmonisation de ses interventions et pour une certaine économie d'échelle dans la réalisation.

L'absence d'implication des structures communautaires dès la phase de planification stratégique du projet inhibait la pertinence du projet et ne pouvait que limiter son efficacité dans la réalisation de l'objectif annoncé. L'exemple du PSP est à cet effet révélateur avec des activités portant sur le traitement des produits halieutiques alors même que la population cible n'avait pas perçus une telle problématique ; ces activités ont connu un succès mitigé. Ce taux de participation n'aurait pas permis de justifier la pertinence du problème objet du projet par rapport aux priorités locales. Par contre, le PGRN et le PSSE ont connu un certain succès grâce à l'implication des structures communautaires dès la planification des activités.

L'institutionnalisation des structures communautaires contribue à renforcer l'ancrage d'un projet et partant sa durabilité (Ranaivomanana 2013). Les possibilités pour les communautés de pêcheurs d'assumer la poursuite de l'opération après une assistance temporaire d'un projet ont été inhibées faute d'institutionnalisation des structures communautaires érigées, dans le cas du PSP. Par contre, la durabilité des impacts a été facilitée par l'institutionnalisation des communauté villageoises (VOI) et des plateformes de concertation dans le cadre du PSSE. Il en est de même pour les comités de gestion des pêches lancés par le PGRN, ainsi que le CREPA dans le cadre du PECS. L'intégration du promoteur du projet dans un réseau d'acteurs d'encadrement pourrait améliorer d'une manière probante l'efficacité et l'efficience du projet par une meilleure harmoni-

sation des activités engendrant une certaine économie d'échelle. L'appel à contribution de divers intervenants par PSP, lui permettait de jouer le rôle de catalyseur du développement. Les interventions harmonieuses de ces acteurs avaient permis de faire front aux diverses facettes de la capacité de choix des communautés. Une telle opportunité n'a pas permis aux projets PGRN et PECS de mobiliser la participation selon la logique théorique à deux dimensions que sont les incitations économiques et la participation.

DE L'IMPORTANCE DE LA PORTE D'ENTRÉE À LA NÉCESSITÉ DU PLAN DE RETRAIT. On entend par « porte d'entrée » le point d'intervention appropriée au démarrage du projet. Il est exprimé aussi bien en termes d'action qu'en termes d'acteurs. La porte d'entrée conditionne le temps nécessaire pour la mobilisation des porteurs d'enjeux en faveur du projet et pour l'appropriation par ces derniers de la logique du projet. Le plan de retrait est défini comme la stratégie permettant d'éliminer le soutien externe et de conserver les acquis du projet. Le plan de retrait devrait être mis au point au début de la mise en œuvre des projets. Les études de cas ont permis de confirmer la place qu'occupent la porte d'entrée et le plan de retrait comme facteurs déterminants du succès ou de l'échec de la mise en œuvre des interventions en faveur des moyens d'existence et la durabilité des acquis (e.g., Gardner et al. 2017).

Au point de vue des acteurs, la porte d'entrée la plus efficace serait celle qui respecte le système de pouvoir au niveau local d'autant qu'en parallèle de la structure administrative, l'organisation traditionnelle occupe une place prépondérante dans la vie quotidienne de la population rurale à Madagascar. À ce titre, nous empruntons à Fauroux (2002) un argumentaire incontestable : « *Le résultat concret d'une intervention...est avant tout le produit des jeux d'acteurs... Dès lors, on ne peut pas concevoir et mettre en œuvre une action de développement pertinente, sans comprendre le contexte local, les acteurs et leurs logiques* ». Un meilleur ciblage de la porte d'entrée respectant à la fois la tradition locale, le système de pouvoir local et la hiérarchie administrative contribuait au bon ancrage des PSSE et PGRN, ce qui leur permettait une mobilisation exceptionnelle des communautés. PSP et PECS qui s'étaient attelés à la mise en place d'associations regroupant les pêcheurs sans prendre en compte le système local de pouvoir, illustrent le cas de manquement à cette règle. L'explicatif de la nécessité d'un effort de sensibilisation pour le lancement de ces projets s'expliquerait par la constatation de Fauroux (2002, cité par Ranaivomanana 2006) qui a mis en exergue que « *confronté à toute intervention : l'individu qui détient le pouvoir local use des moyens en sa possession pour la détourner à son profit... S'il ne le peut pas, ..., il développe des stratégies visant à annihiler les effets de l'opération qu'il perçoit comme négatifs* ».

Du point de vue action, la porte d'entrée le plus efficace serait celle qui met en exergue la logique d'incitation économique comme levier de la mobilisation de la participation. Les lacunes observées au niveau de la porte d'entrée « acteur » pour le PSP ont été comblées par un meilleur ciblage de la porte d'entrée « action » en offrant un mobile économique à la participation. En effet, le projet a pu jouer pleinement le rôle de catalyseur du développement grâce à la mobilisation des financements orientés vers le renforcement du capital humain. Le projet a également pu mettre en relief son apport tangible dans le capital monétaire du pêcheur avec les nouvelles méthodes de pêche plus perfor-

mantes. Le PSSE a pu améliorer davantage l'efficacité de sa porte d'entrée par sa capacité d'apporter une preuve tangible à l'amélioration du revenu des bénéficiaires : utilisation de nouvelles techniques de pêche, respect des normes des engins de pêche, organisation de la commercialisation. Dans une moindre mesure, le PGRN aurait été handicapé par le développement encore au stade embryonnaire des alternatives génératrices de revenus hors pêche.

L'internalisation et institutionnalisation de la participation conditionnent non seulement la facilitation de la mise en œuvre mais surtout aussi l'efficacité du plan de retrait. Cette institutionnalisation de la participation se reflète par la mise sur pied des institutions au niveau locales qui devraient pouvoir agir sur la formulation des politiques pour créer un milieu porteur. La mise en relation des pêcheurs avec des collecteurs de produits à travers des contrats et par l'institutionnalisation d'une charte d'accès aux ressources auraient contribué à assurer la durabilité des acquis du PSSE. L'institutionnalisation des comités de gestion et des dina, à savoir un ensemble de règles coutumières organisant la société, ont contribué à la réussite de l'appropriation des interventions du PGRN. Mais à un degré moindre, la durabilité des acquis serait handicapée par l'inachèvement de l'implémentation du régime de cogestion, prévue comme stratégie de renforcement du Plan de retrait. L'inexistence d'un plan de retrait approprié a lourdement handicapé la durabilité du PSP.

## CONCLUSION

DE LA NÉCESSITÉ DE L'APPROCHE PAR LES MOYENS D'EXISTENCE DURABLE. Il conviendrait de mentionner qu'aucun des projets examinés n'a pas privilégié l'AMED. Toutefois, les observations ont permis de prendre note des grandes différences entre les axes d'intervention pour améliorer la stratégie de subsistance par typologie de richesse, même si la perception des risques étaient apparemment les mêmes quel que soit la classe de richesse. Comme 86,7% des ménages étaient classés dans les catégories « moyen et pauvre », pour qu'une intervention réussisse, il aurait fallu trouver une typologie appropriée à la classe « moyen et pauvre ». Pour les typologies « moyen » et « pauvre », le principal axe stratégique identifié et priorisé avait montré une amélioration perceptible des moyens de production alors que pour les riches, la stratégie consistait entre autres en la construction d'un débarcadère, la mise en place d'institutions de microfinance, et en la connexion du village à un réseau téléphonique.

Cela expliquerait tout d'abord le succès et partant la durabilité des interventions se concentrant sur les techniques de pêche. Cela explique aussi corollairement la difficulté rencontrée par les interventions ciblant sur le développement de la petite pêche avec des ambitions comme la construction des débarcadères, l'amélioration des techniques de réduction des pertes post captures, et l'amélioration des performances en matière de commercialisation. Ces ambitions demeurent néanmoins indispensables pour un véritable développement de la petite pêche, mais nécessite outre des plans d'entrée et de retrait robustes, une preuve tangible des composantes liées aux activités liées à l'amélioration des captures de pêche par les petits pêcheurs.

Le recours à l'AMED pour le développement des communautés rurales vulnérables est une tendance incontournable. L'étude commanditée par la FAO portant sur les effets de l'AMED

sur la pauvreté rurale dans 12 pays ruraux (Nelly et al. 2004) concluait que « les approches fondées sur les moyens d'existence peuvent vraiment contribuer à la réduction de la pauvreté si elles sont appliquées de façon efficace ». Notre investigation portant sur les quatre projets ciblés ont permis de faire ressortir les éléments clés de la réussite d'une intervention qualifiée d'exogène (ce qu'on croyait savoir) mais toute généralisation requiert bien évidemment des recherches plus approfondies.

## RÉFÉRENCES

- Ashley, C. et Carney, D. 1999. Sustainable Livelihoods: Lessons from Early Experience. Department for International Development, London. Disponible en ligne <<https://www.semanticscholar.org/paper/Sustainable-livelihoods%3A-lessons-from-early-Ashley-Carney/aeb17d5b30bc79d880592b9fed9aa704adad58a6>>
- Barnes-Mauthe, M., Oleson, K. L. & Zafindrasilivonona, B. 2013. The total economic value of small-scale fisheries with a characterization of post-landing trends: An application in Madagascar with global relevance. *Fisheries Research* 147: 175–185. <<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.05.011>>
- Baumann P., Bruno M., Cleary D., Dubois O. et Flores X. 2004. Les Approche de Développement centrées sur les Gens mise en œuvre à la FAO. Quelques Leçons pratiques. FAO, Programme d'Appui aux Moyens d'Existence. Disponible en ligne <<https://www.fao.org/3/j3137f/j3137f00.htm>>
- Breton, Y. et Diaw, C. M. 1992. La variable sociale. In: *Recherches Interdisciplinaires et Gestion des Pêcheries*. Projet CIEO-890276. J.-C. Brêthes & A. Fontana (eds.), pp 111–146. Centre International d'Exploitation des Océans, Halifax, Canada.
- Dissou, Y., Dorosh, P., Dostie, B., Glick, P., Haggblade, S., et al. 2000. Pauvreté à Madagascar : Défi Public et Stratégies des Ménages. Institut National de la Statistique, Madagascar. Disponible en ligne <<https://www.cfrpp.cornell.edu/images/wp114.pdf>>
- Ellis, F. & Biggs, S. 2001. Evolving themes in rural development. *Development Policy Review* 19, 4: 437–448. <<https://doi.org/10.1111/1467-7679.00143>>
- FAO 1995. Code de Conduite pour une Pêche Responsable. FAO, Rome, Italie. Disponible en ligne <<https://www.fao.org/publications/card/fr/c/ca43187e-3439-5363-adee-1cb81e980dac>>
- FAO 2000. Enseignements : Qu'est-ce que l'approche fondée sur des moyens de subsistances durables? In: *Expériences et Enseignements de Différentes Organisations*. Disponible en ligne <<https://www.fao.org/3/X7749f/x7749f06.htm>>
- Fauroux, E. 2002. Comprendre une Société Rurale: Une Méthode d'Enquête Anthropologique appliquée à l'Ouest malgache. Institut de Recherche pour le Développement, Éditions du Gret, France. Disponible en ligne <[https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins\\_textes/divers17-06/010031591.pdf](https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers17-06/010031591.pdf)>
- Garcia, S. M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., Lasserre, G., et al. 2003. The Ecosystem Approach to Fisheries. Issues, Terminology, Principles, Institutional Foundations, Implementation and Outlook. FAO Fisheries Technical Paper No. 443. FAO, Rome. Disponible en ligne <<https://www.fao.org/documents/card/en?details=701c6108-e79d-57bb-87d8-eeb85effb2cd/>>
- Gardner, C. J., Latham, J. E. & Roccliffe, S., 2017. Intended and unintended outcomes in fisheries learning exchanges: Lessons from Mexico and Madagascar. *Marine Policy* 77: 219–226. <<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.04.040>>
- Gondard-Delcroix, C. et Rousseau, S. 2004. Vulnérabilité et stratégies durables de gestion des risques: Une étude appliquée aux ménages ruraux de Madagascar. In: *Les Dimensions Humaine et Sociale du Développement Durable*. Développement Durable & Territoires: Dossier 3. <<https://doi.org/10.4000/developpementdurable.1143>>

- INSTAT et CCER 2020. Institut National de la Statistique, Cellule Centrale d'Exécution du Recensement. Troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH-3). Résultats Globaux du Recensement Général de la Population et de l'Habitation de 2018 de Madagascar (RGPH-3). Tome 1, pp i-xxxii, 1-160.  
<<https://www.instat.mg/wp-content/uploads/Resultat-globaux-RGPH3-Tome-01.pdf>; [https://madagascar.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/resultat\\_globaux\\_rgph3\\_tome\\_01.pdf](https://madagascar.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/resultat_globaux_rgph3_tome_01.pdf)>
- L'Heureux, R., Weigel, J.-Y., Rabesalama, R. 1995. Évaluation du Programme Sectoriel Pêche PNUD/FAO/Mag/92/004. Rapport non publié. Disponible en ligne <<https://www.fao.org/3/AC048F/AC048F00.htm#TOC>>
- de Montalembert, M. R. 1992. Intersectoral policy linkages affecting the forestry sector. In: *Priorities for Forestry and Agroforestry Research*, pp 79-92. International Food Policy Research Institute, Washington DC, USA. Livre disponible en ligne  
<<https://www.ifpri.org/publication/priorities-forestry-and-agroforestry-policy-research>>
- Neely, C, Sutherland, K. et Johnson, J. 2004. Les Approches fondées sur les Moyens d'Existence durables ont-elles un Effet positif sur la Pauvreté rurale? Revue et Analyse de Douze Études de Cas FAO. Disponible en ligne <<https://www.fao.org/documents/card/fr/c/7d62e68d-252c-55c7-9196-4d3661bc83fc>>
- Ralitera, S. T. 2012. Essai sur l'Approche des Moyens d'Existence durable dans la Vie d'un Village rural. Cas du Village rural d'Ambohimiara. Mémoire de Maîtrise en Sociologie. Université Antananarivo. Disponible en ligne <[http://biblio.univ-antananarivo.mg/pdfs/raliteraSamsonT\\_SOCIO\\_M1\\_12.pdf](http://biblio.univ-antananarivo.mg/pdfs/raliteraSamsonT_SOCIO_M1_12.pdf)>
- Ranaivomanana, L. N. J. 2006. Identification des Conditions d'Appropriation de la Gestion Durable des Ressources Naturelles et des Écosystèmes: « Cas du Grand Récif de Toliara ». Thèse de Doctorat, Université de Rennes, France et Université de Toliara, Institut Halieutique et des Sciences Marines, Madagascar. Disponible en ligne  
<<https://halieutique.institut-agro-rennes-angers.fr/files/fichiers/pdf/932.pdf>>
- Ranaivomanana, L. 2013. Étude de Diversification des Moyens de Subsistance à Madagascar. Report/Rapport No. SF-FAO/2013/26. FAO-SmartFish Programme of the Indian Ocean Commission, Ebene, Mauritiuis. Disponible en ligne <<https://www.fao.org/3/az042f/az042f.pdf>>
- Sen, A. 1985. *Commodities and Capabilities*. Oxford University Press, Oxford, U.K. Version 1987 disponible en ligne  
<<https://archive.org/details/dli.ernet.474268/page/n1/mode/2up>>

# Exploring the potential of occupancy modelling using passive acoustics in *Coua gigas* and *Coua coquereli*

Celine Jordan<sup>1</sup>, Matthias Markolf<sup>2,3</sup>

Correspondence:

Matthias Markolf

Chances for Nature, Goettingen, Germany

Cologne Zoo, Cologne, Germany

Email: [mmarkolf@chancesfornature.org](mailto:mmarkolf@chancesfornature.org)

## ABSTRACT

In highly threatened habitats such as the dry deciduous forests of western Madagascar, it is essential to develop new approaches to detect population changes and evaluate conservation measures. Passive acoustic monitoring (PAM) is such a promising approach. This method has many advantages over conventional methods, such as time efficiency, money savings, and reduced wildlife disturbance. It is especially suitable for studying occupancy and activity patterns of vocalizing species such as birds. Our study analyzed data recorded with autonomous sound recorders in 2018 in Kirindy Forest for the territorial calls of *Coua gigas* and *Coua coquereli*. We modeled occupancy and detection probability for both species in the study area. We also examined activity patterns and found that the peak of vocal activity for *Coua coquereli* is at 700h and for *Coua gigas* at 1100h. To also test the value of PAM in relation to ecological factors we modeled occupancy and included logging status as a site covariate. We detected a positive influence of logging in occupancy of *Coua gigas*. Our study provides guidelines for future occupancy studies using PAM in the two coua species. We conclude that PAM will improve the ecological monitoring of soniferous animals in Madagascar.

## RÉSUMÉ

Dans les habitats très menacés tels que les forêts sèches à feuilles caduques de l'ouest de Madagascar, il est essentiel de développer de nouvelles approches pour détecter les changements de population et évaluer les mesures de conservation. La surveillance acoustique passive (PAM) est une approche prometteuse. Cette méthode présente de nombreux avantages par rapport aux méthodes conventionnelles, comme le gain de temps, l'économie d'argent et la réduction des perturbations de la faune. Elle est particulièrement adaptée à l'étude des modèles d'occupation et d'activité des espèces qui vocalisent telles que les oiseaux. Notre étude a analysé les données enregistrées avec des enregistreurs sonores autonomes en 2018 dans la forêt de Kirindy pour

les vocalisations territoriales de *Coua gigas* et *Coua coquereli*. Nous avons modélisé l'occupation et la probabilité de détection des deux espèces dans la zone d'étude. Nous avons également examiné les schémas d'activité et constaté que le pic d'activité vocale de *Coua coquereli* se situe à 0700h et celui de *Coua gigas* à 1100h. Pour tester la valeur de la PAM par rapport aux facteurs écologiques, nous avons modélisé l'occupation et inclus le statut d'exploitation forestière en tant que covariable du site. Nous avons détecté une influence positive de l'exploitation forestière sur l'occupation de *Coua gigas*. Notre étude fournit des lignes directrices pour les futures études d'occupation utilisant la PAM pour les deux espèces de coua. Nous concluons que la PAM améliorera le suivi écologique des animaux sonifères à Madagascar.

## INTRODUCTION

Due to ongoing declines in biodiversity, there is an increasing need for cost-effective and scalable ecological monitoring approaches (Gibb et al. 2018). Apart from addressing fundamental ecological questions, continuous monitoring of biodiversity and population dynamics in response to climate change and anthropogenic pressure is of fundamental importance in informing conservation planning and assessing the success of conservation measures (Honrado et al. 2016). However, finding a suitable wildlife monitoring approach can be challenging (Pollock et al. 2002). Traditional monitoring methods such as human observations and camera traps are well established in conservation studies (Beaudrot et al. 2019, Plumptre 2000, Besonne et al. 2020). Nevertheless, they also have disadvantages, mainly the high level of experience required and their high costs if conducted regularly (Zwerts et al. 2021). Vocal species, such as birds, are generally easier to detect by hearing than by seeing (Rosenthal and Ryan 2000).

Consequently, passive acoustic monitoring (PAM, Ross et al. 2023) with the usage of autonomous recorder units (ARU) is a

<sup>1</sup> Department of Sociobiology/Anthropology, University of Goettingen, Goettingen, Germany

<sup>2</sup> Chances for Nature, Goettingen, Germany

<sup>3</sup> Cologne Zoo, Cologne, Germany



rapidly growing method to study terrestrial wildlife (Darras et al. 2019). Several studies on bats (Revilla-Matrin et al. 2021), cetaceans (Todd et al. 2020), and primates (Kalan et al. 2015, Markolf et al. 2022) indicate the great potential of passive acoustic monitoring. In addition, many previous studies have demonstrated its effectiveness for bird monitoring (Celis-Murillo et al. 2012, Opiel et al. 2014, Priyadarshani et al. 2018, Pérez-Granados and Schuchmann 2021). It is particularly well suited to study the presence/absence of a species at a site and activity patterns (Mielke and Zuberbühler 2013), as it allows constant recordings over a long period (Sugai et al. 2019). The autonomous recording units can be installed or retrieved at any time, making the investigation more flexible and reducing the disturbance of the studied species by human activities (Zwerts et al. 2021). This allows for studying large areas simultaneously and reduces temporal differences between samples while keeping costs relatively low (Sugai et al. 2019). Therefore, PAM is suitable for investigating the presence of a vocalising species effectively and rapidly in an area and detecting changes in habitat use over time (Zwerts et al. 2021). It consequently provides a reliable method to assess human-induced impacts and the success of conservation measures (Astaras et al. 2020). However, as generating meaningful population estimates based on PAM data requires knowledge of acoustic activity which corresponds to some degree to the ecological activity of a species, preliminary studies of acoustic activity are needed to make ecologically meaningful statements about focal species (Wood and Peery 2022).

Occupancy models are an important approach to model habitat use as they explicitly account for imperfect detection (MacKenzie et al. 2002) to avoid underestimating species' occupancy at a site (MacKenzie et al. 2017). Additionally, they allow analyses of the relationship between occupancy/detection probability and potential model covariates, such as habitat characteristics or environmental conditions (MacKenzie and Bailey 2014). There are still few studies which combine both passive acoustic monitoring, and occupancy models to assess population status (Kalan et al. 2015), as validation of all acoustic recordings is time-consuming and automated species detection algorithms result in a high proportion of false-positive detections (Campos-Cerqueira and Aide 2016). One approach is to use automated species identification to reduce the size of the data set and then eliminate the false positive detections (Zwerts et al. 2021). Especially in biodiversity hotspots or highly threatened habitats, further development of this combined approach and preliminary studies are essential to protect existing populations and conduct biodiversity screenings (Campos-Cerqueira and Aide 2016). Consequently, to efficiently model habitat use and species distribution, incorporating passive acoustic monitoring data in occupancy models are increasingly important (Bailey et al. 2014).

Madagascar is considered one of the top world priorities for species and habitat conservation due to its high rate of endemic species, many of which are threatened due to continued habitat loss (Myers et al. 2000, Brooks et al. 2002, Ralimanana et al. 2022). Over 97% of dry deciduous forests in western Madagascar have been destroyed by human activities, predominantly by slash and burn agriculture, but also by logging (Harper et al. 2007, Waeber et al. 2015, Vieilledent et al. 2018). The areas remaining are often so fragmented that population sizes of nearly all species are declining (Langrand and Wilmé 1997, Ganzhorn et al. 2001, Ralimanana et al. 2022).

The dry deciduous forest in western Madagascar is home to several representatives of an endemic genus of cuckoos, the couas (Rajaonarivelo et al. 2020), including the two study species, Coquerel's coua (*Coua coquereli*) and the largest living member of the genus, the giant coua (*Coua gigas*) (Safford et al. 2020). They belong to the ground-dwelling couas and are mainly distributed in western Madagascar (Chiatante 2021). Previous studies have already addressed the increasing anthropogenic pressure on the microhabitat and behaviour of both birds (Chouteau 2004, 2007, 2009, Chouteau et al. 2004). These studies suggest that the species are sensitive to selective logging and forest loss due to fires.

In Kirindy Forest, their nesting extends from November to April (Chouteau and Pedrono 2009, Safford et al. 2020). Both species are described as apparently monogamous and males of both species are reported to offer food to females during the mating period (Safford et al. 2020, S.N. Razanamahenina pers. comm.). They vocalise intensively during mating period, but their songs are prominent year-round (Safford et al. 2020). The songs of the two species are similar, however the call of *Coua coquereli* is less rasping and higher pitched (Hawkins et al. 2015) and the song frequency of *Coua gigas* is decreasing, while that of *Coua coquereli* remains constant (Figure 1).

Although both species have been listed as least concerned by the International Union for Conservation Nature (IUCN 2016, 2018) some studies demonstrate they can face pressure from human actions to different degrees (Chouteau et al. 2004, Chouteau 2007, 2009). However, despite considerable forest loss around the study area in recent years, camera trap data indicate both species are abundant in Kirindy Forest/CNFEREF (unpublished data). In addition, both species may serve as biological indicators for dry forest conditions (Wilmé 1996) and should therefore occupy an important position in future protection considerations. Thus, understanding their habitat use and diel activity patterns is essential for future investigations and to define conservation priorities (Guisan and Thuiller 2005).

Previous studies of *Coua gigas* and *Coua coquereli* were mainly conducted by using the common method of human observation, such focal animal observations or transects (Chouteau et al. 2004, Chouteau 2007, 2009). These investigations help to understand the behaviour of both species and their ecological niches. Additionally, an efficient approach is needed to monitor population dynamics over several years to support the implementation of appropriate conservation measures. PAM in combination with occupancy modelling, could be such a promising approach.

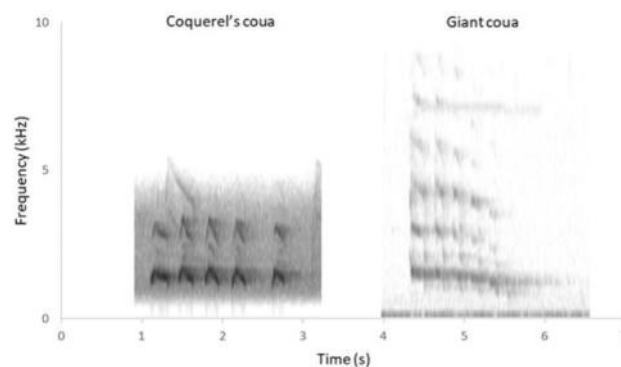


Figure 1. Sound frequency of *Coua coquereli* and *Coua gigas*. Both calls are in a similar frequency range, but while frequencies of *Coua gigas* are descending towards the end of the call, *Coua coquereli* remains at a constant frequency.

Hence, here we have evaluated acoustic data from Kirindy Forest for the presence of *Coua coquereli* and *Coua giga* calls and modelled occupancy (MacKenzie et al. 2002) for both species to explore whether the PAM approach is suitable for the ecological monitoring of the two species.

## METHODOLOGY

**STUDY SITE.** The study site is located in the forestry concession of the Centre National de Formation et Recherche en Environment et Foresterie (CNFEREF), the Kirindy Forest, in west Madagascar. The site includes three grids with walking trail intersections every 25 m (CS5, CS7 and N5, Figure 2) used for naming the survey sites. Sites vary in their logging status. CS5 and the three most western sites in N5 were selectively logged for certain species (e.g., *Commiphora* spp.) between 1980 and 1990 (Ganzhorn 1995). CS7 is an unlogged forest. The forest in Kirindy is a dry deciduous forest characterised by alternating dry and rainy seasons. The hot wet season is between November and March/April and dry season extends from May to August, with some rain in October and November (Hawkins and Wilmé 1996). The average temperature varies between 20.0°C and 30.3°C and the Kirindy River crosses the study side from east to west.

**DATA COLLECTION.** We collected acoustic data in from 4 September until 10 October 2018 towards the end of the dry season. Data collection was not specifically aimed at the two coua species but to test the passive acoustic monitoring (PAM) method for monitoring vocally active species within dry forest, including lemurs (Markolf et al. 2022). We evaluated the data with respect to the two coua species. Through PAM with three autonomous recording units (ARU), acoustic data were collected in September and October 2018. The ARUs were placed at a distance of 150m from each other at a height of about 1.5m. An overview of the placement of the recorders is presented in Figure 2. Each ARU recorded for three consecutive days at three adjacent sites, and we then moved them to three new sites, covering nine sites at each grid (CS5, CS7, and N5). One of the ARUs failed during one

recording (CS7-Q11), resulting in data from 26 sites on three consecutive days for each site. The sites were chosen to cover an area as large as possible and at the same time to avoid recording the same sound with more than one recorder. Given that no previous experiences for sound attenuation were available we choose a distance of 150m between ARUs. The ARU split recordings into 10-minute files, but for better processing, we split them into one-minute recordings before they were uploaded to the open-source platform RFCx Arbimon.

**DATA PROCESSING.** The RFCx Arbimon platform offers a template matching function (<https://support.rfcx.org/article/99-what-is-pattern-matching-pm-in-arbimon>) we used to identify the territorial song of both coua species in our data set. Template matching is a semi-automatic classification of sound patterns in which the software filters for matches with an example (template) in a data set based on a correlation score. In this case, the template is an image of the frequency spectrogram of couas' territorial song. Besides the template, a correlation score threshold must be chosen, above which the results are automatically defined as matches. The algorithm presents a correlation score for each match, which should indicate how well the result matches the template. To avoid false positives, it is necessary to validate the result visually or by listening to each match, ensuring that the final dataset contains only true positives.

For our occupancy analysis, we first created templates with the typical territorial calls of *Coua gigas* and *Coua coquereli*. We decided to focus only on the territorial song as it is unique for both species. Other calls, such as alarm calls, are highly similar across multiple coua species. Furthermore, we used the data of the early morning hours from 0700h to 1000h for our template matching, as preliminary results showed the highest activity during that time. Next, we created a test template matching analysis to optimise the parameters to be set (maximum matches per recording and per site, threshold). Based on our testing for the occupancy analysis, we then set matches per site as unlimited, set matches per recording to ten, and set the threshold at 0.2 to produce as few false negatives as possible while covering most calls. We repeated this process for both species at all 26 sites. For the analysis of activity patterns, we kept the settings as they were. However, we chose a reference data set of continuous recordings of 48 hours at five sites per species. We chose the sites based on the most verified matches in the occupancy analysis.

**ANALYZING OCCUPANCY.** For occupancy analysis, we defined survey units as 30-minute periods between 700h and 1000h. It was considered present if the focal species' call was identified at least once within that period. Therefore, we created a 1/0 matrix with 1 representing "present" and 0 representing "not present". We included site logging status as a site covariate for occupancy probability since focal species are presumably sensitive to deforestation.

We used the *Occu* function of the "unmarked" R-package (Fisk and Chandler 2011) to run occupancy models (MacKenzie et al. 2002). The model accounts for imperfect species detection in surveys to determine the probability of true presence or absence at a site (MacKenzie et al. 2002). Otherwise, the species distribution will be underestimated whenever the detection probability is <1. This is done by quantifying detection probability based on our data. For example, if the species is detected at 13 of 26 sites in t =



Figure 2. Placements of the ARUs in Kirindy Forest and naïve occupancy of both coua species. White circles represent areas without any detections of either of the two species.

3 surveys, detection probability is calculated as  $p = 1 - (1 - 0.5)^3 = 0.875$  (see MacKenzie et al. 2002 for details). We performed a single-season single species analysis for both species. Single-season assumes all data have been collected within one season, in contrast to multi-season occupancy models. We used the function "backTransform" to estimate true occupancy and detection. Secondly, we run another model, including logging status as a covariate. We tested for the significance of the covariate using a likelihood-ratio test against the null model (no covariate) (Dobson 2018). Model fit was evaluated using the MacKenzie and Bailey (2004) goodness-of-fit test. In the case of a significant impact of logging on occupancy probability, we used the predict function to represent occupancy probability for disturbed (logged) and undisturbed (unlogged) sites.

**ESTIMATING FALSE NEGATIVES.** To investigate whether a semi-automated species detection software offers an effective alternative to conventional monitoring, we examined whether false negatives created by the automatic detection process lead to deviating results. To get an estimation of the false negatives, we manually looked through the 30-minute recordings that did not confirm the presence of the species after the occupancy analysis. We searched for visual patterns of typical calls and listened to recordings we suspected to contain a call. We considered only those calls that could be detected by visual observation of the frequencies, as distant calls that are audible but not visible are outside the study area or detected by a proximate ARU. We compared the total number of calls per species during the occupancy analysis period and the number of calls not detected by the algorithm, the false negatives. We also estimated the time needed to review all records to evaluate the effort. Additionally, we did all occupancy analyses with a 1/0 matrix that included the false negatives to assess whether occupancy and detection probability changed.

**ANALYZING VOCAL ACTIVITY PATTERN.** To analyse the diel activity patterns of both coua species, we analysed continuous recordings of 48 hours at five sites per species. We used the "overlap" package to visualise the activity patterns (Meredith and Ridout 2014). It provides function to fit kernel density functions to data on temporal animal activity. The timestamp of each detected vocalization was used as input. We applied a Mises kernel fit for both species separately using the method "densityPlot" as this accounts for circular distributions like a diel circle. We also plotted both activity patterns together using the "overlapPlot" method to visualise activity overlap. The latter fits kernel density functions to two data sets and plots them, shading the area corresponding to the coefficient of overlap.

**ANALYSING SURVEY EFFORT.** We calculated the cumulative detection probability to recommend efficient sampling periods and durations for future investigations using passive acoustic monitoring. We calculated and plotted cumulative detection probability curves for our total sampling period for each species based on the detection probability of the null model. Cumulative detection probability was calculated using the formula:

$$\text{cumulative detection probability} = 1 - (1 - p_1)(1 - p_2) \dots (1 - p_n)$$

where  $p$  is the detection probability of a survey (30-minute unit), and  $n$  is the total number of surveys. The curves show the

probability of at least one detection in relation to the effort, quantified as the number of 30-minute surveys.

## RESULTS

**SINGLE SEASON OCCUPANCY MODELS.** The overall occupancy probability of *Coua coquereli* in the study area was 0.59 (SD = 0.15) and the detection probability was 0.18 (SD = 0.04). The model, including logging status (binary, logging and no logging), was not a better fit ( $\chi^2(1) = 0.622$ ,  $p = 0.430$ ), indicating that our data do not support a significant effect of logging on the occupancy of *Coua coquereli*. We, therefore, tested the fit of the null model to the data using the goodness-of-fit test. The test resulted in a non-significant p-value of 0.636, indicating that the model provides an adequate fit to the data.

The overall occupancy probability of the single-season model for *Coua gigas* was 0.57 (SD = 0.14) and the detection probability was 0.21 (SD = 0.04) in the studied area. We also tested logging status as a site covariate for the occupancy of *Coua gigas* in a second occupancy model. The likelihood-ratio test indicated that there is a significant difference in occupancy between logged and unlogged sites ( $\chi^2(1) = 4.144$ ,  $p < 0.05$ ). We tested goodness-of-fit for this model, which produced a p-value of 0.335, indicating that the model fits the data well. Using the predict function, we plotted the occupancy probability for *Coua gigas* in logged and unlogged sites (Figure 3).

**ANALYSIS OF FALSE NEGATIVES.** Searching manually for false negatives per 30-minute survey in which pattern matching did not find any matches, took us 3 minutes. For *Coua coquereli*, there were 281 out of the 312 surveys without any matches. This results in an effort of ca. 14 hours. For *Coua gigas*, there were 272 out of 312 surveys without matches; thus, the search for false negatives took ca. 15 hours. This results in a total of ca. 28 hours. We found undetected calls for *Coua coquereli* in four survey intervals and for *Coua gigas* in one interval. Of the total 630 calls of *Coua coquereli* occurring in the considered period, 48 were not found by pattern matching. Thus, 7.6% of the calls were false negatives. For *Coua gigas*, only one of the 292 calls was not detected. This resulted in a rate of 0.3% false negative calls. The occupancy and detection probability for *Coua gigas* remained unchanged at

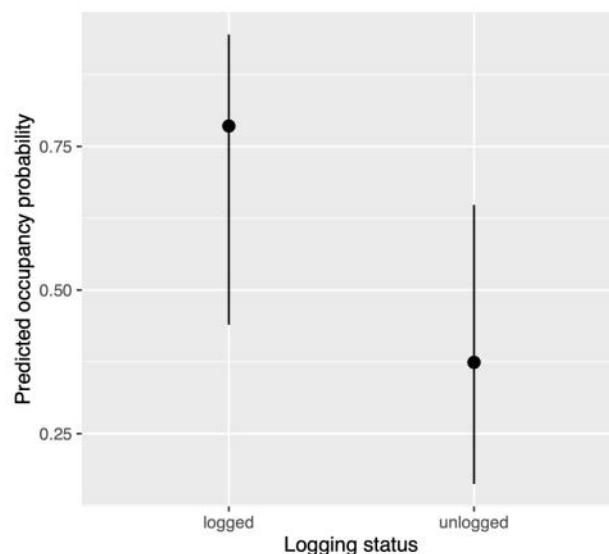


Figure 3. The predicted occupancy probability for *Coua gigas* at logged and unlogged sites. Logged sites are significantly more likely to be occupied by *Coua gigas*, indicating it might benefit from logging.

0.57 (SD = 0.14) and 0.21 (SD = 0.04), even in the occupancy model based on the data including false negatives. Additionally, we ran the occupancy model with logging as site covariate for *Coua gigas* including not detected calls (false negatives). The results were not different from the data excluding the false negatives.

In the analysis for *Coua coquereli*, the overall occupancy probability increased from 0.59 to 0.67 (SD = 0.15), and the detection probability remains unchanged at 0.18 (SD = 0.04).

**VOCAL ACTIVITY PATTERN.** To analyse the diel activity patterns of both coua species, we additionally analysed continuous recordings of 48 hours at five sites per species with known occurrence. The vocal activity pattern of *Coua coquereli* shows that this species is mostly vocally active from 0500h to 1300h (Figure 4). The highest activity is right after sunrise, around 0700h. It then drops sharply around 0800h and reaches a second peak around 0900h. It flattens again and ceases at 1300h. *Coua coquereli* thus vocalises mainly in the period between sunrise and noon.

*Coua gigas*' vocal activity starts around 0500h just before sunrise (Figure 4). It then rises until 0700h and flattens around 0800h. It then peaks clearly at 1100h and drops sharply in the following hour. Finally, it has a small rise around 1300h and is at zero from 1500h onwards. *Coua gigas* vocal activity is spread over the period between sunrise and afternoon.

**Activity overlap of *Coua coquereli* and *Coua gigas*:** Comparing the vocal activities of both species (Figure 4), it can be observed that both species start being vocally active simultaneously. However, *Coua gigas* is active longer, until about 1500h while *Coua coquereli* stops vocalising at 1300h. Activity around sunrise increases in both, but more in *Coua coquereli*. Both activities have a drop at about 800h and rise sharply again thereafter. The peak of *Coua coquereli*'s activity is at 700h, much earlier than that of *Coua gigas* at 1100h.

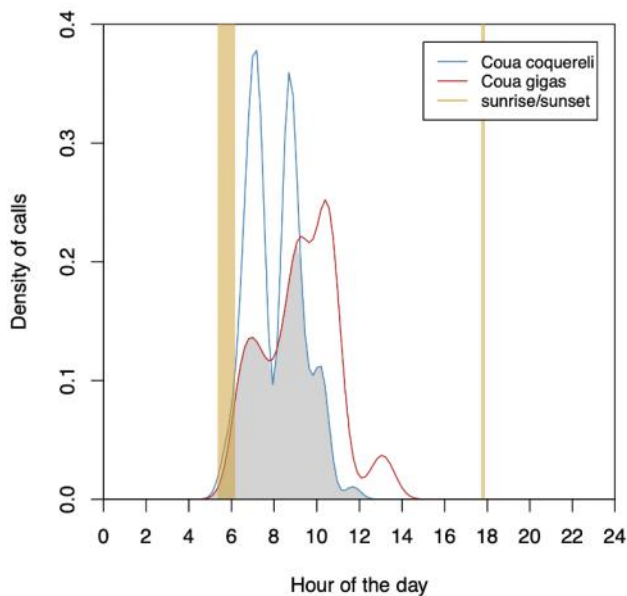


Figure 4. Activity overlap of *Coua coquereli* and *Coua gigas*. The density curve for vocal activity of *Coua coquereli* (blue) increases more than that of *Coua gigas* (red). Both species start vocalising shortly before sunrise and stop vocal activity in the afternoon. Sunrise/sunset over the study period is shown in yellow. The gray-colored area shows the activity overlap.

**SURVEY EFFORT.** The cumulative detection probability curve for *Coua coquereli* shows the cumulative probability of getting at least one detection as a function of the number of 30-minute surveys if the species is present at the site (Figure 5). After 7 surveys, the cumulative probability of at least one detection is 0.75. The probability of detections still increases and reaches 0.9 after 12 surveys.

The same cumulative detection probability curve was plotted for *Coua gigas* (Figure 6). The cumulative probability of at least one detection is 0.75 after half of the surveys, reaching a probability 0.95 after 12 surveys. Recording twelve 30-minute periods has a very high probability of vocally detecting a *Coua gigas* if it is present in the area.

**DISCUSSION**

Our study revealed that acoustic data collected within three consecutive days are sufficient to estimate occupancy of *Coua gigas* and *Coua coquereli*. Cumulative detection probability after three days with a total of 12 survey periods was above 0.9. Furthermore, we found both species to be vocally most active from sunrise to 1100h. Logging status had a significant effect on occupancy in *Coua gigas* but not in *Coua coquereli*. False negatives after semi-

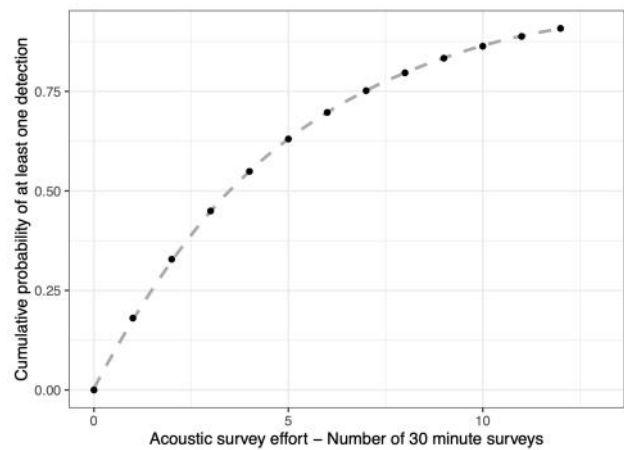


Figure 5. Cumulative detection probability curve for *Coua coquereli*. It shows the cumulative probability of at least one detection depending on the number of 30-minute surveys.

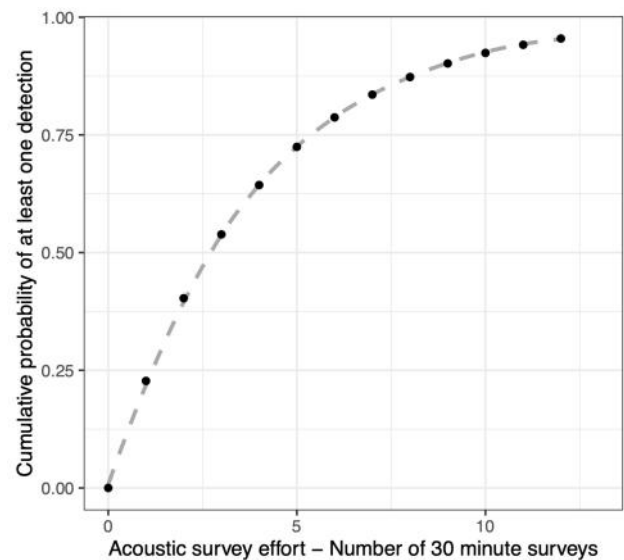


Figure 6. Cumulative detection probability curve for *Coua gigas*. It shows the cumulative probability of at least one detection depending on the number of 30-minute surveys.



automated analysis were low and had no influence on the result. In the following, we discuss strengths and limitations of our results.

#### PASSIVE ACOUSTIC MONITORING IS SUITABLE FOR OCCUPANCY STUDIES ON *COUA COQUERELI* AND *COUA GIGAS*.

With our research, we demonstrated that passive acoustic monitoring is suitable for monitoring the occupancy of *Coua gigas* and *Coua coquereli* rapidly and effectively. We analysed data using semi-automated species detection software. To our knowledge, there are only few studies on passive acoustic monitoring in bird species in Madagascar. A thesis entitled "Passive Acoustic Monitoring in Ranomafana National Park" studied frugivorous bird species and concluded that the method is suitable for increasing the ecological knowledge of Malagasy bird species (Slingerland 2021). Our results confirm this, as we could model occupancy probability in the overall area using acoustic monitoring data. It is important to stress that the data were not collected to specifically study occupancy in the two coua species, however, they are still suitable for occupancy models. This is especially noteworthy since studies with explicit conservation intent are often planned and funded for certain endangered species (Campos-Cerqueira and Aide 2016). Data collection with passive acoustic monitoring provides an opportunity to examine data for multiple species without necessarily having to conduct data collection for each of those species. This aspect underlines the advantages of passive acoustic monitoring in terms of time-saving and cost-efficiency compared to conventional monitoring methods, which has been confirmed in previous studies (Darras et al. 2019). Occupancy trends and population dynamics of several species can be recorded simultaneously, which is particularly interesting for introducing or evaluating conservation measures. This aspect is especially important in habitats threatened by deforestation and degradation, such as most of the dry deciduous forests of Madagascar inhabiting numerous threatened species.

Previous studies dealing with the ecology of *Coua coquereli* and *Coua gigas* were mainly conducted by Philippe Chouteau. In his methods, he described problems in locating the two species, as they were easily stressed by the presence of the observing researchers (Chouteau 2006, 2009). Passive acoustic monitoring might not be suitable for studying foraging behaviour, but it is superior to studying the occupancy or activity of these two shy cuckoo species in the future.

Noticeably, the detection probability for the 30-minute units is rather small for both species. When compared with an occupancy model that combines all 30-minute intervals in one day and therefore uses 3-hour intervals, the detection probability for *Coua coquereli* is 0.667 (SD = 0.157) and for *Coua gigas* 0.783 (SD = 0.095). This is because the two coua species tend to sing for an enlarged period and are not vocalising for long periods in between. This produces many zeros in the detection matrix. With longer survey units, however, there is the additional problem that the standard error also becomes larger. Therefore, longer study periods of several days are necessary to generalise our findings. Furthermore, the activity pattern of *Coua gigas* shows that the vocal peak is only reached between 1100h and 1200h, which is beyond the time we chose for our study. The two peaks in *Coua coquereli*'s activity are within the period considered.

THE INFLUENCE OF LOGGING ON OCCUPANCY. Our study found no effect of logging on occupancy probability for *Coua coquereli*, but only for *Coua gigas*. Hawkins and Wilmé studied the influence of logging on the bird community in the Kirindy in 1996 (Hawkins and Wilmé 1996). They found that logged areas had significantly more individuals of *Coua coquereli* than unlogged habitats and suggested that the species benefits from increased insect availability associated with new vegetation growth. They also described in their study that vegetation in Kirindy Forest changes depending on the distance to the Kirindy River and that it is also highly dependent on season. In a 2004 study, Chouteau et al. confirmed the findings of Hawkins and Wilmé. They found that *Coua coquereli* is more present in logged areas, whereas the density of *Coua gigas* is greater in unlogged areas (Chouteau et al. 2004). This is contrary to our results. Many reasons can be responsible for this. The strong variation of vegetation in dry deciduous forests already described by Hawkins and Wilmé could be one reason. However, other environmental factors might also be considered. CS5 was logged in 1980 (Ganzhorn et al., 1990) and N5 was partially logged in 1990 (Ganzhorn, 1995). The studies by Hawkins and Wilmé and by Chouteau were conducted more than 19 years ago, and Kirindy Forest has undergone changes since then. It could potentially be that *Coua coquereli* profited primarily from early successional stages and therefore benefited from logging in temporal proximity to it. *Coua gigas* could be benefiting from later successional stages and, therefore more likely occupies logged sites currently. Another factor influencing the habitat use of the two species could be increased hunting pressure by a substantially increasing human population in the area, which is well-known to regularly hunt bird species (Favre 1996, unpublished data). It is certainly interesting that with our study, several studies have now demonstrated a potential benefit for coua species from selective logging. Variation in local occupancy could also be linked to food availability which itself could be linked to variation in forest structure as suggested by Hawkins and Wilmé (1996) who hypothesized *Coua coquereli* could benefit from logging due to increased insect availability in the leaf litter and understorey vegetation. Further studies in this direction are promising regarding ongoing habitat degradation and deforestation in Madagascar. Accordingly, passive acoustic monitoring would be well suited for this purpose.

Chouteau found in his 2006 study that there is seasonal variation in the foraging behaviour of the two coua species (Chouteau 2006). In future passive acoustic monitoring studies, it would be interesting to apply multi-season approaches to examine whether this variation also exists in activity and occupancy. In addition, future studies should examine further site covariates such as distance to Kirindy river or canopy cover. Since *Coua coquereli* and *Coua gigas* are ground-dwelling, vertical vegetation structure should also be considered, for example, by including data on the density of understorey vegetation. To gain further insight into anthropogenic influence, it would also be recommendable to include distance to roads or human settlements. Also, in their 2004 study, Chouteau et al. found that forest fires impact the abundance of both species (Chouteau et al. 2004). They conclude that covariates that differ in their level of disturbance are interesting from a conservation perspective. Unfortunately, with only 26 survey sites, we could not add more site covariates to the occupancy models.

#### FALSE NEGATIVES HAVE LITTLE EFFECT ON THE RESULTS.

Our results show that the proportion of false negatives in the analysis of both species is widely divergent. This can have different reasons. In the analysis using pattern matching, the choice of template is crucial. Consequently, the differences could indicate that we could have chosen a suboptimal template for *Coua coquereli*. More comprehensive preliminary tests with different templates should be performed in further analyses using pattern matching. It should be ensured that the template was also recorded with the same devices as the examined data set. In addition, further sound analyses are needed for the two species. The calls we identified as false negatives were low in volume and could only be heard at 30 times amplification. They were far away, and failed recognition was most likely based on low signal intensity. Further studies on the sound pressure level of the two species would be useful to cover the complete study area and thus to choose the radius around the ARU appropriately. Our evaluation revealed only increased occupancy probability for *Coua coquereli* when false negatives are considered. This indicates that the occupancy probability is underestimated based on the pattern-matching results. However, the time cost is very high and is contrary to the time efficiency that passive acoustic monitoring offers. In addition, there is no altered result about the influence of logging on *Coua gigas*. We believe, that for the calls used in our study, the effort is not commensurate with the benefit and that reducing false positives through extensive preliminary analyses is more helpful than additional manual verification.

#### RECOMMENDATIONS FOR FURTHER STUDIES USING PASSIVE ACOUSTIC MONITORING.

Above all, we recommend increasing the number of sites to be able to include more ecological covariates. Second, given that our survey-based detection probability was relatively low, further studies based on PAM should therefore consider that the two coua species usually vocalise for a few minutes at a time and then stop for a longer period. Cumulative detection probability for both species was above 0.9 after 12 surveys, translating roughly to recording three consecutive morning periods. These findings are important in order to prevent an unnecessary number of surveys in the future and thus to make acoustic surveys more effective. An approach to calculate the number of monitoring days required for a reliable result can be found in previous studies on PAM in birds (Pérez-Granados et al. 2018) and we recommend to choose intervals longer than 30 minutes and to monitor at least one or two days longer per site. Based on our analysis of activity patterns, we recommend the period between 0600h and 1000h for *Coua coquereli* and between 0800h and 1200h for *Coua gigas*. The visualisation of activity overlap reveals that the time to monitor both species with one single ARU is between 0600h and 1100h.

The vocal activity of *Coua coquereli* drops sharply between the two peaks. During the same time, the activity of *Coua gigas* also decreases, but proportionally less. More comprehensive multi-species occupancy models are essential for understanding this drop. It can be assumed that this decrease in activity is due to interaction with other species not surveyed here. Passive acoustic monitoring would also be an appropriate method for examining influences from multiple species on occupancy, as previous studies have shown that it is suitable for modeling the entire biodiversity (Chalmers et al. 2021). Another reason for the sharp decline in song activity could be that calls of other species dominated that

of the two coua species during this period resulting in a biased outcome. It is therefore important not only to improve data collection via passive acoustic monitoring, but also to improve automatic species detection software. There are studies addressing this problem (Bardeli et al. 2010, Stowell et al. 2019) and for future studies, it is important that high detection rates can be achieved using automatic detection software. This will not only allow faster evaluation of protection measures but also more reliable ecological and behavioural studies can be planned with passive acoustic monitoring.

In addition, to facilitate not only future studies of *Coua coquereli* and *Coua gigas*, but occupancy analyses of birds in general using passive acoustic monitoring instead of classical observations, a comparison of both methods is needed. We cannot conclude whether both approaches provide similar results based on our data. However, previous studies show that appropriately applied autonomous recorder units and a standardised methodology for monitoring via acoustic provide equally precise results (Darras et al. 2018).

Our study benefited from the advantages provided by passive acoustic monitoring. We were able to analyze data for *Coua coquereli* and *Coua gigas* without additional data collection which saved a remarkable amount of time and money which is one of the biggest advantages of passive acoustic monitoring. By collecting acoustic data, the entire vocalising fauna was stored in the long term, creating a bioacoustic time capsule (Sugai and Lluisa 2019) for the dry forest of Kirindy, which could potentially be reevaluated using improved automatic algorithms in the future.

#### CONCLUSION

Our study showed that a few consecutive days of passive acoustic monitoring provide sufficient data to model occupancy of *Coua gigas* and *Coua coquereli*. Furthermore, our data, although limited to a few weeks in September and October, suggest that acoustic activity of the two bird species is most prominent in the morning hours from sunrise until 1100h. Our research can serve as guideline for designing future passive acoustic monitoring studies to learn more about the ecology of couas, but also about other species of birds in Madagascar.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to Chances for Nature for financial support and to the team of the DPZ field station for supporting our fieldwork.

#### REFERENCES

- Astaras, C., Linder, J. M., Wrenge, P., Orume, R., Johnson, P. J. and Macdonald, D. W. 2020. Boots on the ground: The role of passive acoustic monitoring in evaluating anti-poaching patrols. *Environmental Conservation* 47, 3: 213–216. <<https://doi.org/10.1017/S0376892920000193>>
- Bailey, L. L., MacKenzie, D. I. and Nichols, J. D. 2014. Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution* 5, 12: 1269–1279. <<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12100>>
- Bardeli, R., Wolff, D., Kurth, F., Koch, M., Tauchert, K.-H. and Frommolt, K.-H. 2010. Detecting bird sounds in a complex acoustic environment and application to bioacoustic monitoring. *Pattern Recognition Letters* 31, 12: 1524–1534. <<https://doi.org/10.1016/j.patrec.2009.09.014>>
- Beaudrot, L., Ahumada, J., O'Brien, T. G. and Jansen, P. A. 2019. Detecting tropical wildlife declines through camera-trap monitoring: An evaluation of the Tropical Ecology Assessment and Monitoring protocol. *Oryx* 53, 1: 126–129. <<https://doi.org/10.1017/S0030605318000546>>

- Bessone, M., Kühl, H. S., Hohmann, G., Herbinger, I., N'Goran, K. P., et al. 2020. Drawn out of the shadows: Surveying secretive forest species with camera trap distance sampling. *Journal of Applied Ecology* 57, 5: 963–974. <<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13602>>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., et al. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16, 4: 909–923. <<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x>>
- Campos-Cerqueira, M. and Aide, T. M. 2016. Improving distribution data of threatened species by combining acoustic monitoring and occupancy modelling. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1340–1348. <<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12599>>
- Celis-Murillo, A., Deppe, J. L. and Ward, M. P. 2012. Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds. *Journal of Field Ornithology* 83, 2: 166–179. <<https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00366.x>>
- Chalmers, C., Fergus, P., Wich, S. and Longmore, S. N. 2021. Modelling Animal Biodiversity Using Acoustic Monitoring and Deep Learning. In: International Joint Conference on Neural Networks, Cornell University, New York. Available online <<https://doi.org/10.1109/IJCNN52387.2021.9534195>>
- Chiatante, G. 2021. Spatial distribution of an assemblage of an endemic genus of birds: An example from Madagascar. *African Journal of Ecology* 60, 1: 13–26. <<https://doi.org/10.1111/aje.12917>>
- Chouteau, P. 2004. The impacts of logging on the microhabitats used by two species of couas in the western forest of Madagascar. *Comptes Rendus Biologies* 327, 12: 1157–1170. <<https://doi.org/10.1016/j.crv.2004.09.011>>
- Chouteau, P. 2006. Influences of the season and the habitat structure on the foraging ecology of two coua species in the western dry forest of Madagascar. *Comptes Rendus Biologies* 329: 691–701. <<https://doi.org/10.1016/j.crv.2006.06.005>>
- Chouteau, P. 2007. The impact of burning on the microhabitat used by two species of couas in the western dry forest of Madagascar. *Ostrich* 78, 1: 43–49. <<https://doi.org/10.2989/OSTRICH.2007.78.1.7.51>>
- Chouteau, P. 2009. Impact of logging on the foraging behaviour of two sympatric species of Couas (*Coua coquerelli* and *Coua gigas*) in the western dry forest of Madagascar. *Comptes Rendus Biologies* 332, 6: 567–578. <<https://doi.org/10.1016/j.crv.2009.01.005>>
- Chouteau, P., Fenosoa, R. and Rakotoarimanana, V. 2004. Habitat selection and density of couas in Madagascar: Implication for their conservation. *Comptes Rendus Biologies* 327, 1: 37–50. <<https://doi.org/10.1016/j.crv.2003.10.006>>
- Chouteau, P. and Pedrono, M. 2009. Breeding biology of Coquerel's Coua (*Coua coquerelli*) in western Madagascar. *Journal of Ornithology* 150: 55–60. <<https://doi.org/10.1007/s10336-008-0317-7>>
- Darras, K., Batáry, P., Furnas, B., Celis Murillo, A., Van Wilgenburg, S. L., et al. 2018. Comparing the sampling performance of sound recorders versus point counts in bird surveys: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55, 6: 2575–2586. <<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13229>>
- Darras, K., Batáry, P., Furnas, B. J., Grass, I., Mulyani, Y. A. and Tschartke, T. 2019. Autonomous sound recording outperforms human observation for sampling birds: A systematic map and user guide. *Ecological Applications* 29, 6: e01954. <<https://doi.org/10.1002/eap.1954>>
- Dobson, A. J. and Barnett, A. G. 2018. An Introduction to Generalized Linear Models, 4th ed. Chapman and Hall, CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.
- Favre, J.-C. 1996. Traditional utilization of the forest. In: *Ecology and Economy of Dry Forests in Madagascar*. J. U. Ganzhorn and J.-P. Sorg (eds.), pp 33–40. Primate Report Special Issue 46, 1.
- Fiske, I. J. and Chandler, R. B. 2011. unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43, 10: 1 – 23. <<https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>>
- Ganzhorn, J. U. 1995. Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and lemur populations. *Ecology* 76, 7: 2084–2096. <<https://doi.org/10.2307/1941683>>
- Ganzhorn, J. U., Ganzhorn, A. W., Abraham, J.-P., Andriamanarivo, L. and Ramananjatovo, A. 1990. The impact of selective logging on forest structure and tenrec populations in western Madagascar. *Oecologia* 84, 1: 126–133. <<https://doi.org/10.1007/bf00665606>>
- Ganzhorn, J. U., Lowry, P. P., Schatz, G. E. and Sommer, S. 2001. The biodiversity of Madagascar: One of the world's hottest hotspots on its way out. *Oryx* 35, 4: 346–348. <<https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.2001.00201.x>>
- Goodman, S. M. 2020. Coquerel's Coua & Giant Coua. In: *The Birds of Africa: The Malagasy Region*. Volume 8. R. Safford, F. Hawkins and D. J. Pearson (eds.), pp 550–555. Christopher Helm, London.
- Gibb, R., Browning, E., Glover-Kapfer, P. and Jones, K. E. 2019. Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods in Ecology and Evolution* 10, 2: 169–185. <<https://doi.org/10.1111/2041-210X.13101>>
- Guisan, A. and Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993–1009. <<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>>
- Harper, G. J., Steininger, M. K., Tucker, C. J., Juhn, D. and Hawkins, F. 2007. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation* 34, 4: 325–333. <<https://doi.org/10.1017/S0376892907004262>>
- Hawkins, A. F. A. and Wilmé, L. 1996. Effects of logging on forest birds. In: *Ecology and Economy of Dry Forests in Madagascar*. J. U. Ganzhorn and J.-P. Sorg (eds.), pp 57–80. Primate Report Special Issue 46, 1.
- Hawkins, F., Safford, R., Skerrett, A., Gale, J. and Small, B. E. 2015. Birds of Madagascar and the Indian Ocean islands: Seychelles, Comoros, Mauritius, Reunion, and Rodrigues. Christopher Helm, London.
- Honrado, J. P., Pereira, H. M. and Guisan, A. 2016. Fostering integration between biodiversity monitoring and modelling. *Journal of Applied Ecology* 53, 5: 1299–1304. <<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12777>>
- IUCN. 2016. *Coua gigas*. The IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature. Online <<https://www.iucnredlist.org/search?query=Coua%20gigas&searchType=species>>
- IUCN. 2018. *Coua coquerelli*. The IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature. Online <<https://www.iucnredlist.org/search?query=Coua%20gigas&searchType=species>>
- Kalan, A. K., Mundry, R., Wagner, O. J. J., Heinicke, S., Boesch, C. and Kühl, H. S. 2015. Towards the automated detection and occupancy estimation of primates using passive acoustic monitoring. *Ecological Indicators* 54: 217–226. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.023>>
- Langrand, O. and Wilmé, L. 1997. Effects of forest fragmentation on extinction patterns of the endemic avifauna on the Central High Plateau of Madagascar. In: *Natural Change and Human Impact in Madagascar*. S. M. Goodman and B. D. Patterson (eds.), pp 280–306. Smithsonian Institution Press, Washington.
- MacKenzie, D. I. and Bailey, L. L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9: 300–318. <<https://doi.org/10.1198/108571104X3361>>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J. and Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83, 8: 2248–2255. <[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., Hines, J. E. 2017. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence* (Second edition). Academic Press, London.
- Markolf, M., Zinowsky, M., Keller, J. K., Borys, J., Cillov, A. and Schülke, O. 2022. Toward passive acoustic monitoring of lemurs: Using an affordable open-source system to monitor *Phaner* vocal activity and density. *International Journal of Primatology* 43: 409–433. <<https://doi.org/10.1007/s10764-022-00285-z>>
- Meredith, M. and Ridout, M. 2016. Overview of the overlap package. *Biology, Environmental Science*. Available online <<https://cran.microsoft.com/snapshot/2016-08-05/web/packages/overlap/vignettes/overlap.pdf>>
- Mielke, A. and Zuberbühler, K. 2013. A method for automated individual, species and call type recognition in free-ranging animals. *Animal Behaviour* 86, 2: 475–482. <<https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.04.017>>

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. and Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858. <<https://doi.org/10.1038/35002501>>
- Oppel, S., Hervias, S., Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., et al. 2014. Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. *Nature Conservation* 7: 1–13. <<https://doi.org/10.3897/natureconservation.7.6890>>
- Pérez-Granados, C., Bota, G., Giral, D. and Traba, J. 2018. A cost-effective protocol for monitoring birds using autonomous recording units: A case study with a night-time singing passerine. *Bird Study* 65, 3: 338–345. <<https://doi.org/10.1080/00063657.2018.1511682>>
- Pérez-Granados, C. and Schuchmann, K.-L. 2021. Passive acoustic monitoring of Chaco chachalaca (*Ortalis canicollis*) over a year: vocal activity pattern and monitoring recommendations. *Tropical Conservation Science* 14. <<https://doi.org/10.1177/19400829211058295>>
- Plumptre, A. J. 2000. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. *Journal of Applied Ecology* 37, 2: 356–368. <<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00499.x>>
- Pollock, K. H., Nichols, J. D., Simons, T. R., Farnsworth, G. L., Bailey, L. L. and Sauer, J. R. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: Statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13, 2: 105–119. <<https://doi.org/10.1002/env.514>>
- Priyadarshani, N., Marsland, S. and Castro, I. 2018. Automated birdsong recognition in complex acoustic environments: A review. *Journal of Avian Biology* 49, 5: 01447. <<https://doi.org/10.1111/jav.01447>>
- Rajaonarivelo, J. A., Andrianarimisa A., Raheerilalao M. J. and Goodman S. 2020. Vertical distribution and daily patterns of birds in the dry deciduous forests of central western Madagascar. *Tropical Zoology* 33, (1): 36–52. <<https://doi.org/10.4081/tz.2020.66>>
- Ralimanana, H., Perrigo, A. L., Smith, R. J., Borrell, J. S., Faurby, S., et al. 2022. Madagascar's extraordinary biodiversity: Threats and opportunities. *Science* 378, 6623: eadf1466. <<https://doi.org/10.1126/science.adf1466>>
- Revilla-Martín, N., Budinski, I., Puig-Montserrat, X., Flaquer, C. and López-Baucells, A. 2021. Monitoring cave-dwelling bats using remote passive acoustic detectors: A new approach for cave monitoring. *Bioacoustics* 30, 5: 527–542. <<https://doi.org/10.1080/09524622.2020.1816492>>
- Rosenthal, G. G. and Ryan, M. J. 2000. Visual and acoustic communication in non-human animals: A comparison. *Journal of Biosciences* 25: 285–290. <<https://doi.org/10.1007/BF02703937>>
- Ross, S. R. J., O'Connell, D. P., Deichmann, J. L., Desjonquères, C., Gasc, A., et al. 2023. Passive acoustic monitoring provides a fresh perspective on fundamental ecological questions. *Functional Ecology* 37, 4: 959–975. <<https://doi.org/10.1111/1365-2435.14275>>
- Slingerland, W. 2021. Passive Acoustic Monitoring in Ranomafana National Park—Characterizing the Soundscape and Acoustic Niche Overlap of Frugivorous Bird Species. Unpublished Master thesis, Utrecht University, Utrecht. Available online <<https://studenttheses.uu.nl/handle/20.500.12932/299>>
- Stowell, D., Wood, M. D., Pamula, H., Stylianou, Y. and Glotin, H. 2019. Automatic acoustic detection of birds through deep learning: The first Bird Audio Detection challenge. *Methods in Ecology and Evolution* 10, 3: 368–380. <<https://doi.org/10.1111/2041-210X.13103>>
- Sugai, L. S. M. and Llusia, D. 2019. Bioacoustic time capsules: Using acoustic monitoring to document biodiversity. *Ecological Indicators* 99: 149–152. <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.021>>
- Sugai, L. S. M., Silva, T. S. F., Ribeiro, J. W. and Llusia, D. 2019. Terrestrial passive acoustic monitoring: review and perspectives. *BioScience* 69, 1: 15–25. <<https://doi.org/10.1093/biosci/biy147>>
- Todd, N. R. E., Cronin, M., Luck, C., Bennison, A., Jessopp, M. and Kavanagh, A. S. 2020. Using passive acoustic monitoring to investigate the occurrence of cetaceans in a protected marine area in northwest Ireland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 232: 106509. <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106509>>
- Vieilledent, G., Clovis G., Rakotomalala F. A., Ranaivosoa R., Rakotoarijaona J.-R., et al. 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. <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.008>>
- Waeber, P. O., Wilmé, L., Ramamonjisoa, B., Garcia, C., Rakotomalala, D., et al. 2015. Dry forests in Madagascar, neglected and under pressure. *International Forestry Review* 17, S2: 127–148. <<https://doi.org/10.1505/146554815815834822>>
- Wilmé, L. 1996. Composition and characteristics of bird communities in Madagascar. In: *Biogéographie de Madagascar. Actes du Colloque international biogéographie de Madagascar*. W. R. Lourenco (ed.), pp 349–362. ORSTOM, Paris. Available online <<https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010008477>>
- Wood, C. M. and Peery, M. Z. 2022. What does 'occupancy' mean in passive acoustic surveys? *Ibis* 164, 4: 1295–1300. <<https://doi.org/10.1111/ibi.13092>>
- Zwerts, J. A., Stephenson, P. J., Maisels, F., Rowcliffe, M., Astaras, C., et al. 2021. Methods for wildlife monitoring in tropical forests: Comparing human observations, camera traps, and passive acoustic sensors. *Conservation Science and Practice* 3, 12: e568. <<https://doi.org/10.1111/csp2.568>>



## IMPRESSUM

Madagascar Conservation and Development is the journal of Indian Ocean e-Ink. It is owned by this institution and its production is its own responsibility.

## EDITOR-IN-CHIEF

Lucienne Wilmé [Missouri Botanical Garden, Madagascar]

## EXECUTIVE EDITORS

Patrick O. Waeber [Madagascar Wildlife Conservation, Switzerland], Charlie J. Gardner [University of Kent, UK], Marion Langrand [IUCN, South Africa], Onja H. Razafindratsima [University of California Berkeley, USA], Jordi Salmons [Portugal], Jorge C. Llopis [Centre for Development and Environment, Bern, Switzerland]

## EDITORIAL BOARD

Barry Ferguson [Libanona Ecology Center, Madagascar], Alison F. Richard [Cambridge University, UK & Yale University, USA], François Moutou [French Mammal Society & French Agency for Sanitary Security, France], Carel van Schaik [University of Zürich, Switzerland], Joerg U. Ganzhorn [Biozentrum Grindel, Hamburg University, Germany], John S. Sparks [Department of Ichthyology, American Museum of Natural History, USA], Jonah Ratsimbazafy [GERP, Madagascar], Julian Glos [Biocenter Grindel & Zoological Museum, University of Hamburg, Germany], Chris Birkinshaw [Missouri Botanical Garden, Madagascar], David A. Burney [National Tropical Botanical Garden, Kalaheo, HI 96741, USA], Porter P. Lowry II [Missouri Botanical Garden], Daniela B. Raik [Conservation International, USA], Wilson R. Lourenço [Muséum national d'Histoire naturelle, France], Frank Glaw [Zoologische Staatssammlung München, Germany], Christian A. Kull [Université de Lausanne, Switzerland], Jean-Pierre Sorg [Swiss Federal Institute of Technology Zürich, Switzerland], Genese Marie Sodikoff [Rutgers University, Newark, USA], Jeffrey C. Kaufmann [University of Southern Mississippi, USA], Justin Moat [Royal Botanic Gardens, Kew, UK], Sandra J. T. M. Evers [Faculty of Social Sciences, University Amsterdam, Netherlands], Ute Radespiel [University of Veterinary Medicine Hannover, Germany], Tsilavo Raharimahefa [Department of Geology University of Regina, Canada], Nadia Rabesahala Horning [Middlebury College, Vermont, USA], Neal J. Hockley [Bangor University, UK], Pascal Danthu [CIRAD, Madagascar], Paul Smith [Botanic Gardens Conservation International, UK], Paulina D. Jenkins [Natural History Museum, London, UK], Jean-Solo Nirina Ratsisompatrarivo [Madagascar], Laurie R. Godfrey [Department of Anthropology, University of Massachusetts, USA], Lily-Arison René de Roland [The Peregrine Fund, Madagascar], Lolona Ramamonjisoa [Silo National des Graines Forestières, Madagascar], Marie Jeanne Raheirilalao [Vahatra, Madagascar], Melanie L. J. Stiassny [Department of Ichthyology, American Museum of Natural History, USA], Michel Sartori [Musée cantonal de zoologie, Lausanne, Switzerland], Sylvain Razafimandimbison [Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden], Julia Nowack [University of New England, Australia], Alasdair Harris [Blue Ventures, UK], Malika Virah-Sawmy [Luc Hoffmann Institute, Switzerland], Tariq Stévert [Missouri Botanical Garden, Belgium], Christopher Golden [Harvard T.H. Chan School of Public Health, USA], Derek Schuurman [UK]

## COPYEDITORS

Derek Schuurman [UK], Christian Camara [Missouri Botanical Garden, Madagascar], Trevor G. Jones [University of British Columbia, Canada], Marion Langrand [IUCN, South Africa], Suzi Malan [University of British Columbia, Canada], Arnaud De Grave [EcoPalimpsesto(Photo)Graphies, France], Finella Pescott [FAO, Thailand], Julian Cooke [Anglo-Malagasy Society, UK]

## TRANSLATIONS

Ralisa Andriamahavita [Madagascar], Marion Langrand [IUCN, South Africa]

## COVER PICTURE

*Polyboroides radiatus*, In National Park Tsimanampesotse.  
credit: © Catherine Sauvin

## LAYOUT EDITOR

Arnaud De Grave [EcoPalimpsesto(Photo)Graphies, France]

## PRODUCTION SOFTWARE

MCD has been layouted and produced using the open-source Scribus DTP (desktop publishing application) – <http://scribus.net>

## FOUNDER EDITORS

Patrick O. Waeber [Madagascar Wildlife Conservation, Switzerland]  
Daniel C. Hänni [Jane Goodall Institute Switzerland]

## JOURNAL INFORMATION

All journal related information for authors, reviewers, readers and sponsors is available online at <http://www.journalmcd.com>

ISSN 1662-2510

Madag. conserv. dev.