Rapport d'étude scientifique et technique

*

Modélisation de répartition d'espèces endémiques de Madagascar selon des facteurs climatiques et d'usage des sols dans le cadre de la création d'une aire protégée

*

Pauline JITTEN

Du 1er Février 2021 au 31 Juillet 2021

Encadrée par :

Marie Nourtier – Nitidae

Nicolas Dubos – UMR TETIS

Tuteur pédagogique IEGB : Olivier DURIEZ

Nitidae	UMR TETIS	Maison de la télédétection
29, rue Imbert-Colomès 69001 Lyon - France	500 Rue Jean-François Breton 34090 Montpellier	500 rue Jean-François Breton 34090 Montpellier

PARTIE I : MISSIONS ET CONTEXTE

MISSIONS DE STAGE

La mission principale de mon stage réside en grande partie en l'analyse de modèles de répartition d'espèces en fonction du climat et de la déforestation pour des espèces endémiques de Madagascar afin d'améliorer leur suivi sur la NAP de Beampingaratsy.

Elle se décline en plusieurs sous-objectifs :

- Etude bibliographique sur les techniques de modèles de répartition d'espèces (SDMs)
- Elaboration de scripts sur R pour les SDMs
- Choix des espèces cibles
- Formulation d'hypothèses biologiques
- Interprétation de ces modèles

Au cours de mon stage, je devrais également effectuer ces deux missions annexes :

- Animer une formation sur les modèles de répartition d'espèces pour l'équipe malgache qui se charge des inventaires et du suivi écologique sur la NAP

- Tester et différencier les deux packages Biomod2 et speciesatlas sur R

CONTEXTE

Considérée comme un hotspot de biodiversité, Madagascar affiche un taux d'endémisme de 80% pour la faune et jusqu'à 90% pour la flore. Ce patrimoine exceptionnel est aujourd'hui gravement menacé par la déforestation (0.94%/an) et par les changements climatiques qui vont conduire à un dérèglement de la dynamique d'évolution des habitats naturels. L'enjeu pour l'Etat malgache est ainsi de réduire la pression exercée sur ces forêts tout en favorisant le développement rural des populations.

Le projet PHCF (Programme Holistique de Conservation des Forêts) a été lancé en 2008 afin de réduire la déforestation grâce au développement d'activités agricoles et de conservation avec les communautés locales. Ce projet est financé par l'Agence Française de développement (AFD), les Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM) ainsi que par Air France. Mon stage s'inscrit dans la création du projet Talaky (2018-2022), qui constitue la phase III du PHCF, financé à hauteur de 3.5m d'euros par l'AFD et mis en œuvre par Agrisud et par l'ONG Nitidae dont je fais partie.

Ce projet se décline en 3 composantes principales : Création de la Nouvelle Aire Protégée (NAP) de Beampingaratsy et mise en place d'un plan d'aménagement et de gestion (mécanisme REDD+) ; Développement d'alternatives agricoles à la déforestation ; Appui aux collectivités locales pour être les acteurs clés de l'aménagement de leur territoire.

Dans le cadre du suivi de gestion de la NAP, des inventaires faunistiques et floristiques ont été effectués et ont révélé la présence de nombreuses espèces cibles de conservation, possédant un statut IUCN vulnérable (VU) ou en danger (EN).

Ce stage a pour but d'apporter des éléments de compréhension sur la distribution futures des habitats favorables aux espèces cibles, dans le cadre de la gestion de la NAP.

SOMMAIRE

INTRODUCTION .....

MATERIEL ET METHODE .....

Aire d'étude .....

Choix des espèces .....

Données d'occurrences .....

Données bioclimatiques et d'habitat .....

Scénarios climatiques futurs .....

Modèles de répartition d'espèces .....

Sélection des variables prédictives .....

Modèles finaux .....

ESMs .....

Métriques de validation .....

Projections d'ensemble .....

RESULTATS .....

Sélection des variables et performance des modèles .....

Effets des changements climatiques futurs .....

Espèces présentes sur la NAP .....

Espèces au Nord de la NAP .....

DISCUSSION .....

Effets des changements climatiques futurs .....

Limites des SDMs .....

Préconisation pour la NAP .....

CONCLUSION .....

BIBLIOGRAPHIE .....

PARTIE II : ETUDE

INTRODUCTION

La perte d'habitats induite par les activités humaines et les changements climatiques représentent deux des plus grandes menaces pesant sur la biodiversité (Sala 2000; Pereira et al. 2010) dont l'impact deviendra de plus en plus prononcé dans le futur (Thomas et al. 2004 ; Thuiller et al. 2005). Les changements climatiques vont provoquer des changements dans la répartition des espèces à la surface du globe (García-Valdés et al. 2015 ; Jetz et al. 2007 ; Parmesan et Yohe 2003 ; Root et al. 2003), cette dernière étant conditionnée par des variables telles que la température et les précipitations, et pour lesquelles chaque espèce dispose d'un seuil de tolérance physiologique spécifique. La fragmentation et la perte d'habitat due à la déforestation, l'agriculture ou l'expansion urbaine constituent également une des causes majeures du déclin des populations (Lande 1987 ; Alagador et al. 2012). Lorsque ces deux menaces se conjuguent, elles impactent encore davantage la distribution des espèces ; une population déjà soumise à la fragmentation de son milieu va être moins résiliente face aux changements climatiques, par exemple (Warren et al. 2001).

Prédire la répartition des espèces en fonction du climat s'effectue grâce aux modèles de répartition d'espèces (SDMs), qui explorent la relation entre les points d'occurrence d'une espèce donnée et des variables environnementales et permettent ainsi d'offrir un aperçu de son environnement favorable (Guisan et Zimmermann 2000; Guisan et Thuiller 2005; Elith et al. 2006). Les SDMs permettent de prédire la distribution actuelle d'une espèce lorsque les données d'occurrences sont suffisantes mais il est ensuite possible d'extrapoler cette prédiction dans le temps et dans l'espace en se basant sur des scénarios socio-économiques futurs et ainsi évaluer les changements attendus en fonction des changements climatiques et d'utilisation des sols.

L'utilisation des SDMs s'est amplifiée ces dernières décennies suite à la demande croissante d'informations sur la distribution géographique de la biodiversité et grâce à l'avènement de nouveaux outils tels que la télédétection, les systèmes d'information géographiques (SIGs) et certaines méthodes statistiques (Franklin 2010). Ces modèles représentent un grand intérêt pour l'écologie et la biogéographie (Guisan et Zimmermann 2000; Guisan et Thuiller 2005) car ils possèdent une large palette d'applications tels que l'optimisation des suivis de la biodiversité, la gestion de la vie sauvage ou à des fins de conservation (sélection de sites à protéger ;

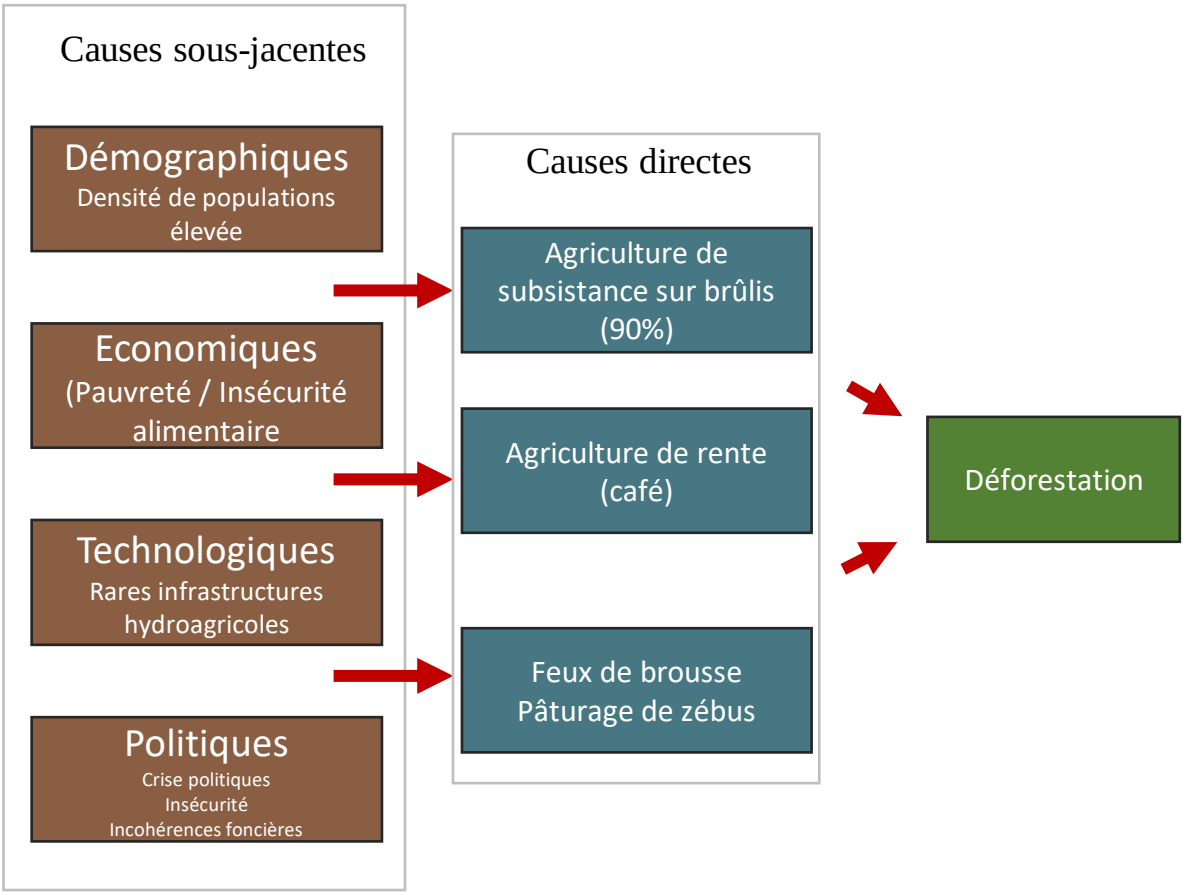


Fig (1) : Causes principales de la déforestation à Beampingaratsy (PHCF, 2013)

priorisation d'aires de réintroduction etc.) (Elith et al. 2006 ; Rodríguez et al. 2007 ; Thuiller 2007).

En raison de sa très grande richesse spécifique et de sa biodiversité endémique ainsi que du degré des menaces anthropiques qui pèsent sur elle, Madagascar se distingue comme étant l'un des plus grand hotspots de biodiversité du monde mais également une cible prioritaire de conservation (Myers et al. 2000). Sa séparation du continent africain il y a 130Ma ainsi que de toute autre masse terrestre depuis la fin du Crétacé (80Ma), et l'isolement de la faune et de la flore qui s'en suivit expliquent en partie le haut niveau d'endémicité, d'en moyenne 85% pour les vertébrés terrestres (Goodman et Benstead 2005). Cependant, la singularité de Madagascar ne réside pas seulement dans son haut taux d'endémisme au niveau des espèces, mais également au niveau des clades supérieurs. En effet, chez les amphibiens, 23 genres sur 24 et 1 famille sur 4 sont endémiques de Madagascar. Il ne s'agit donc pas seulement de conserver des espèces mais des portions entières de l'histoire de l'évolution (Vieites et al. 2009).

80% de la biodiversité de Madagascar se concentre dans les forêts tropicales (Goodman et Benstead 2005 ; Waeber et al. 2019) constituées de 4 écorégions différentes : écorégion des forêts humides de l'Est : écorégion des forêts sèches de l'Ouest ; écorégiondes forêts épineuses du Sud ; et écorégion des forêts de mangroves. Ces forêts sont sévèrement menacées par les activités humaines telles que l'agriculture sur abattis-brûlis induisant une importante déforestation (Harper et al. 2007; Vieilledent et al. 2013) (Fig 1). Parmi ces forêts, les forêts humides des montagnes de l'est constituent un des hauts lieux d'endémisme, souvent régionalisé autour d'un seul massif (Ricketts et al. 2005).

D'importants changements climatiques menaçant cette biodiversité sont également attendus sur toute l'île dans les décennies à venir, avec une augmentation de la température moyenne allant de 1.1°C jusqu'à 2.6°C d'ici 2055 (Tadross et al., s. d.); Hannah et al. 2008), ainsi qu'un changement dans les régimes de précipitations hors de la phénologie saisonnière habituelle, avec des périodes de sécheresses plus importantes (Murray et al. 2021). Les premières études focalisant sur des espèces malgaches prédisent un déclin alarmant des conditions climatiques d'ici à 2070, menant potentiellement à l'extinction de nombreuses espèces (Dubos et al., 2021). Face à ce constat, le gouvernement malgache s'est engagé, lors du 5ème Congrès mondial des parcs de l'IUCN, tenu à Durban en Afrique du Sud en 2003, à tripler la superficie de son réseau d'aires protégées en y intégrant plusieurs points chauds de biodiversité (Kremen et al. 2008; Gardner et al. 2018). Ainsi, en Juin 2010, Madagascar voyait son réseau d'aires protégées

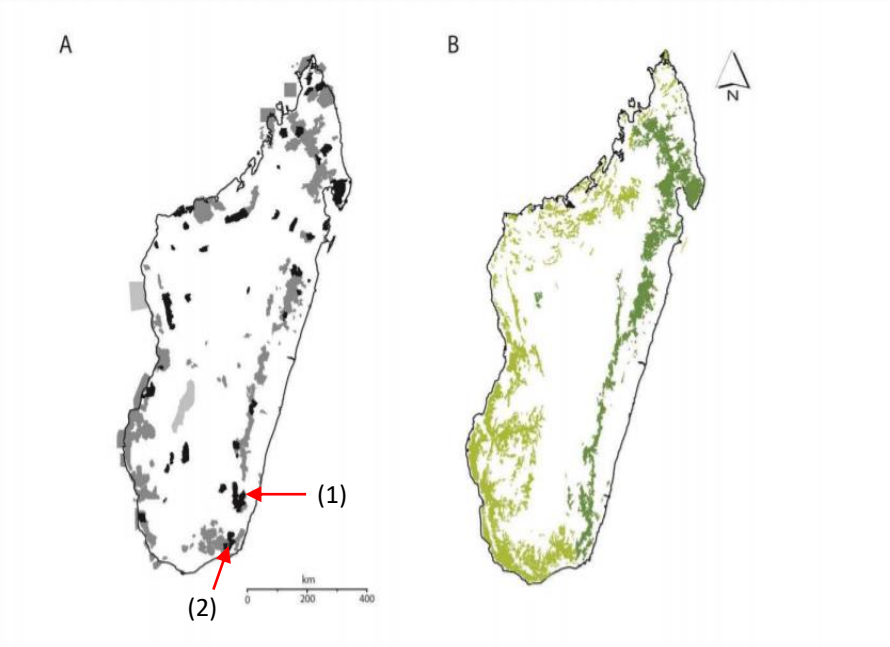


Figure (2) : Carte de Madagascar montrant (A) les aires protégées créées avant 2003 en noir ; celles créées après 2003 en gris foncé ; celles en cours de création en gris clair (Source : REBIOMA, 2016); (1) Parc National de Midongy du Sud (2) Parc National d'Andohahela ; (B) couverture forestière : forêts humides de l'est en vert foncé et forêts sèches en vert clair. D'après Gardner (2018).

s'élargir, passant de 1.7 millions d'hectares en 2003 à 4.7 millions d'hectares, ce qui représente à peu près 8% de la superficie du pays (Schwitzer, 2014).
Le Système des Aires Protégées de Madagascar (SAPM) inclut le réseau d'Aires protégées géré par le Madagascar National Park, mais également celui des Nouvelles Aires Protégées (NAP), ces dernières pouvant être gérées par un organisme public ou une ONG, en accord avec les communautés locales (Gardner et al. 2018). Les objectifs du SAPM sont de limiter les pressions anthropiques sur les communautés forestières tout en promouvant des moyens de subsistances durables pour les populations locales (Gardner et al. 2018). En effet, Madagascar se caractérise par une population extrêmement pauvre à la démographie croissante, à dominante rurale et fortement dépendante de l'agriculture de subsistance (Fritz-Vietta et al. 2011). De ce fait, la plupart des sites prioritaires en termes de conservation constituent l'habitat d'une portion significative de la population malgache (Brown et al. 2011 ; Urech et al. 2015).

L'écorégion des forêts humides est l'une des écorégions les plus riches de Madagascar en termes de diversité d'espèces. Toutefois, ces forêts ont fortement régressé au cours des cinquante dernières années et ne couvrent plus que 115 617 km², soit 30% de leur superficie originelle, désormais limitée à une fine frange longeant toute la côte Est (Murray et al. 2021).
Ainsi, toute l'écorégion de forêts humides longeant la côte Est est constellée d'un réseau d'Aires Protégées (Fig 2).

La NAP de Beampingaratsy, localisée au Sud-Est de Madagascar au sein de cette écorégion, est en cours de création, constituant un corridor forestier qui relie les deux Parcs Nationaux d'Andohahela et de Midongy du Sud. Ce type de corridor a une importance fondamentale pour la biodiversité, en assurant le déplacement des espèces et un brassage génétique indispensable au maintien de leur variabilité génétique. Dans un contexte de changement climatique, ils constituent également un environnement continu disponible pour traquer le décalage des conditions climatiques et modifier leur aire de répartition.La menace principale pesant sur la NAP de Beampingaratsy reste la déforestation. En effet, à Beampingaratsy, 98% de la population pratique l'agriculture comme activité principale avec une surface cultivée annuellement d'en moyenne 3.6 ha par an dont 46% sont constitués de champs ouverts avec la technique de l'abattis-brûlis (Fig 3) (Desfontaines et al., 2015). De plus, cette pratique favorise l'érosion des sols, conduisant à l'envasement des rizières, les rendant ainsi inutilisables.

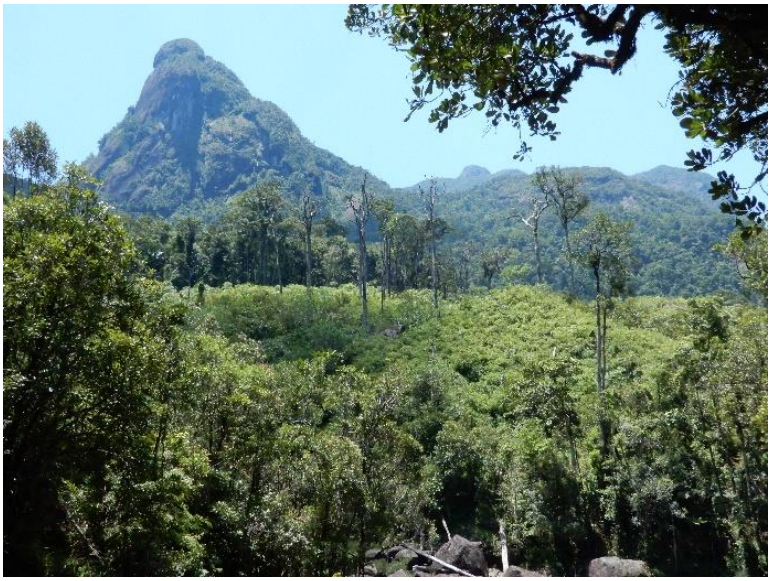


Fig (3) : Cultures sur abattis-brûlis (en haut) et terrains de cultures abandonnés (en bas) (Source : dernier rapport PHCF)

Le dernier inventaire faunistique réalisé en 2020 sur la NAP a mis en évidence la richesse faunistique de la zone avec un total de 210 espèces comptabilisées pour l'herpétofaune, les oiseaux, les lémuriens et autres mammifères, dont 170 endémiques de Madagascar et 23% présentaient un statut de conservation IUCN particulier. Cependant, avec le réchauffement de la température annoncé dans les différents scénarios climatiques, il est attendu que les niches des espèces se déplacent vers les pôles ou vers de plus hautes altitudes (Walther et al. 2002), aussi il est probable que le climat sur la NAP devienne favorable pour des espèces qui sont d'ordinaire réparties plus au nord ou à de plus basses altitudes.

L'objectif de cette étude sera ainsi d'analyser l'impact des changements climatiques et de la déforestation actuelle sur les habitats de certaines espèces présentes sur ou autour de la NAP, en utilisant des modèles de répartition d'espèces (SDMs). De surcroît, cela permettra non seulement de mieux appréhender la répartition très mal connue de ces espèces afin d'améliorer leur suivi lors des campagnes de suivi de la biodiversité. Par ailleurs, cela permettra de mettre en place une surveillance accrue, au sein de la NAP mais aussi des parcs nationaux alentours, (1) des espèces présentes afin de détecter rapidement de potentiels déclins, (2) des espèces extérieures à la NAP mais pour lesquelles le climat au sein de la NAP deviendra favorable dans le futur. Notre étude se concentrera ici sur certaines espèces de vertébrés terrestres inféodées aux milieux forestiers, pour l'herpétofaune et les lémuriens, et présentant un statut de conservation ou un niveau de pression particulièrement élevé.

MATERIEL ET METHODE

Aire d'étude

Le massif forestier de Beampingaratsy se situe au sud-est de Madagascar, à environ 100km au nord de Fort Dauphin, au sein des régions Anosy et Atsimo Atsinanana. La NAP correspond à l'ensemble du corridor forestier qui relie les deux Parcs Nationaux d'Andohahela et de Midongy du Sud, au sein du massif des chaines montagneuses Anosyennes (Fig 4). La surface du noyau de la NAP est de 67 024ha et celle de la zone tampon de 45268, pour une surface totale de 112 292ha.

Choix des espèces

Notre analyse se concentre sur 3 taxons de vertébrés terrestres inféodés aux milieux forestiers, soient les amphibiens, les reptiles et les lémuriens.

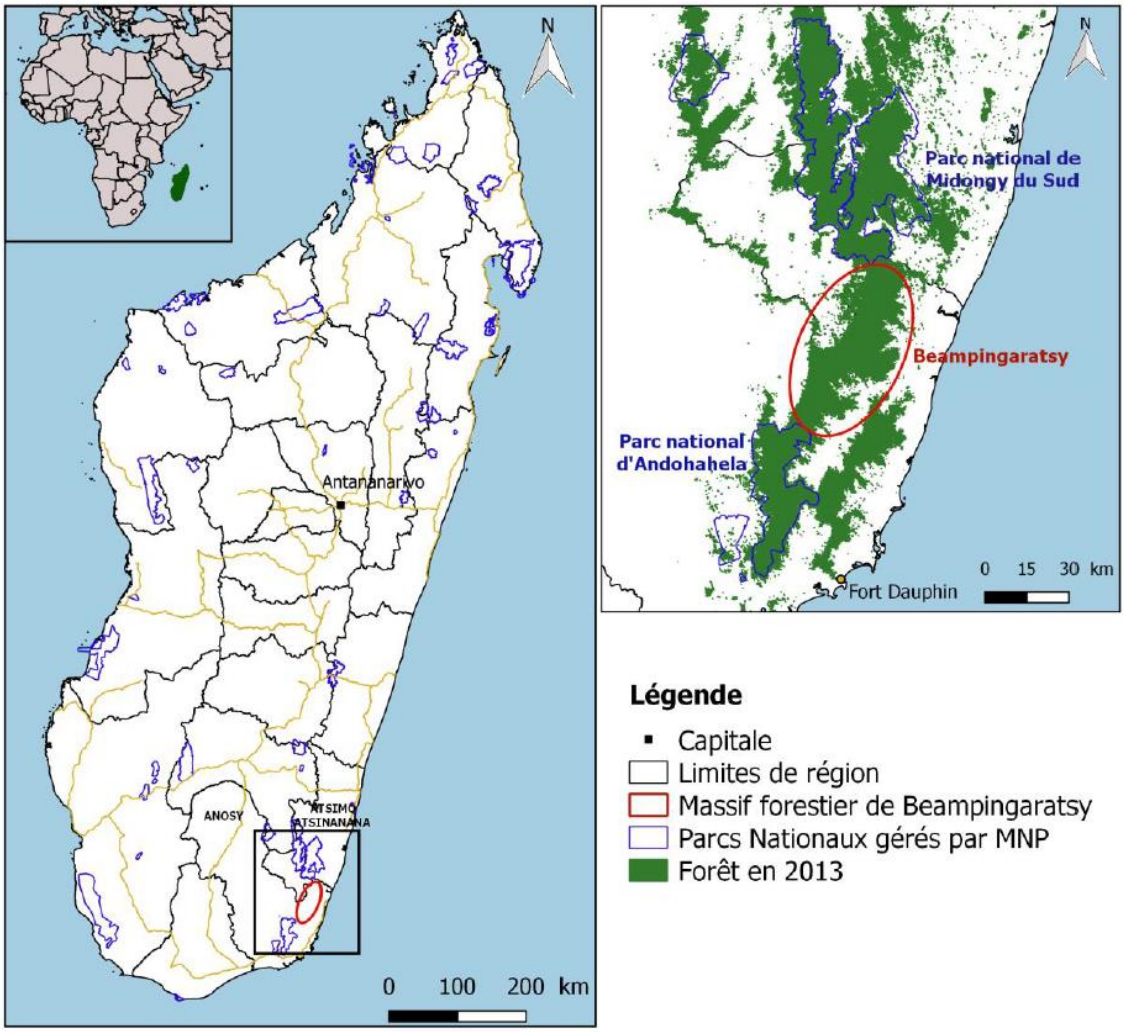


Fig (4) : Localisation du site du Beampingaratsy

Au sein de la NAP, le choix s'est appuyé sur des espèces listées comme étant cibles de conservation pour le suivi écologique de la NAP selon les recommandations du bureau d'études EcoFauna qui a réalisé les inventaires au sein de la NAP en 2020. Les cibles de conservation sont définies selon des critères de statut de conservation menacé ou de niveau de pression élevé, de dépendance aux habitats présents sur le site (i.e. forêts pluviale), ou s'il s'agit d'espèces bioindicatrices de l'état d'un milieu donné. Les espèces bénéficiant d'un statut IUCN (IUCN 2020) En Danger (EN) ou Vulnérable (VU) ont été privilégiées dès lors que la disponibilité des données d'occurrence était supérieure à n > 10 (Pearson et al., 2007 ; van Proosdij et al., 2016). Les espèces sélectionnées ont été listées dans le Tableau 1.

Afin d'étayer l'hypothèse selon laquelle le climat au sein de la NAP deviendra favorable pour des espèces ayant leur aire de répartition située exclusivement au nord de celle-ci, nous modéliserons également la répartition des amphibiens *Mantella baroni* et *Platypelis tuberifera* ainsi que du caméléon *Calumma parsonii*. Ces 3 espèces disposent d'au moins 10 données d'occurrences et sont inféodées au milieu forestier.

Données d'occurrences

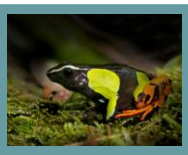
Les données d'occurrence de chaque espèce ont été utilisées afin de modéliser leur niche écologique et ainsi estimer leur aire de répartition potentielle. Elles proviennent des deux inventaire de la NAP réalisé par le bureau d'études EcoFauna en 2012 et 2020 pour Nitidæ, mais également de la base de données rassemblée et vérifiée par (Brown et al. 2014)) ainsi que de la base de données en ligne Rebioma sur la biodiversité de Madagascar (Tab 2). Seules les données basées sur des observations de spécimens et avec des coordonnées géographiques ont été retenues pour l'analyse.

Afin de réduire le biais d'échantillonnage et l'autocorrelation spatiale, les données ont été rasterisées afin de correspondre aux données environnementales, ainsi les points d'occurrences se situant sur un même pixel correspondront à un seul et même point. Seules les espèces avec plus de 10 occurrences (ou pixels occupés) ont été retenues, car c'est une valeur générique minimale proposée pour modéliser une aire de répartition potentielle avec une fiabilité acceptable(Pearson et al. 2006).

Données bioclimatiques et d'habitat

Afin d'évaluer l'effet du climat sur la répartition des espèces sélectionnées, 19 variables bioclimatiques (Tab 3) issues de la base de données CHELSA (Karger et al., 2017) ont été

Tableau (1) : espèces sélectionnées pour la modélisation. Taxons : Reptiles (REPT), Amphibiens (AMPH), Lémuriens (LEM). Statut IUCN : En Danger (EN), Vulnérable (VU), Quasi-menacé (NT), Préoccupation mineure (LC)

TAXONS	Espèces sélectionnées	Taxon	Statut IUCN	
HORS-NAP	*Mantella baroni*	AMPH	LC	
	Platypelis tuberifera	AMPH	LC	
	Calumma parsonii	REPT	NT	
NAP	*Microcebus tanosi*	LEM	EN	
	Eulemur collaris	LEM	EN	
	Daubentonia madagascariensis	LEM	EN	
	Cheirogaleus major	LEM	VU	
	Gephyromantis decaryi	AMPH	NT	

utilisées pour modéliser les niches pour la période actuelle et les projeter pour les scénarios futurs. Ces variables représentent des données de précipitations et de températures moyenne et maximales ainsi que leurs variations intra-annuelles établies sur la période 1979-2013 avec une résolution de 1km².

Concernant l'habitat, la variable qui nous intéresse le plus étant la forêt, un « filtre forêts» d'une résolution de 30m sera appliqué sur nos modèles finaux selon la carte de couverture forestière établie par (Vieilledent et al. 2018) pour 2020 (correspondant à la date approximative de la plupart des observations). Ceci permettra d'évaluer la répartition des espèces considérées uniquement en fonction des changements climatiques futurs et de la couverture forestière.

Scénarios climatiques futurs

Les modèles seront projetés selon des scénarios climatiques futurs. Nous utiliserons les données CHELSA pour 2070, moyennées sur la période 2061-2080 (Karger et al. 2017). Nous utiliserons également les prédictions de 3 modèles de circulation globale (GCM) du CMIP5 : BCC-CCSM1-1, HadGEM2-AO et MIROC5, selon 2 scénarios RCP du GIEC pour les émissions de gaz à effet de serres : le plus optimiste RCP2.6 et le plus pessimiste RCP8.5.

Modèles de répartition d'espèces

Ces modèles combinent la localisation de chaque donnée espèce avec la valeur correspondante de chacune des variables environnementales sélectionnées, ce qui permet de déterminer la relation entre les variables et la présence ou l'absence de l'espèce et ainsi fournir un indice de « favorabilité » potentielle sur l'aire étudiée (Guisan et Zimmermann, 2000).

Toutes les analyses spatiales et statistiques ont été réalisées à partir du logiciel Rstudio et la niche climatique des espèces considérées sera modélisée en utilisant le package BIOMOD2 (Thuiller et al. 2009). 9 algorithmes seront considérés : Generalized linear model (GLM), generalized additive model (GAM), generalized boosting model (GBM), artificial neural network (ANN), surface range enveloppe (SRE), classification tree analysis (CTA), random forest (RF), multiple adaptive regression splines (MARS) et flexible discriminent analysis (FDA).

La plupart des modèles requièrent des données de présences et d'absences afin d'établir la distribution des espèces (Thuillier et al., 2009). Etant donné que nous ne possédons que des données de présence, l'insertion de points de pseudo-absence est conseillée pour améliorer la

Tableau (2) : Données d'occurrences collectées par espèce en fonction des différentes bases de données
La rasterisation consiste à atténuer le biais d'échantillonnage. 1 pixel occupé = 1 donnée d'occurrence

Espèces	Nombre d'occurrences				Total	Après rasterisation
	BDD 2020	BDD 2012	Browne	Rebioma		
AMPHIBIENS						
Gephyromantis decaryi	5	2	2	3	**12**	10
Mantella baroni	0	0	33	0	**33**	32
Platypelis tuberifera	0	0	32	0	**32**	31
REPTILES						
Calumma parsonii	0	0	22	0	**22**	21
LEMURIENS						
Microcebus tanosi	20	0	0	0	**20**	13
Eulemur collaris	11	9	165	0	**185**	185
Daubentonia madagascariensis	2	0	137	0	**139**	139
Cheirogaleus major	13	7	300	0	**320**	320

précision du modèle (Barbet-Massin et al. 2012). Ce paramètre sera défini pour chacune des phases de la modélisation.

Sélection des variables prédictives - Seules les variables bioclimatiques expliquant le mieux la distribution d'une espèce seront sélectionnées pour les SDMs. Afin d'éviter d'utiliser des informations redondantes et fortement corrélées, les variables bioclimatiques du set initial qui apparaissent fortement corrélées entre elles seront retirées (Coefficient de Pearson $r > 0.6$). Parmi le set restant, l'importance des variables sera évaluée selon les 9 algorithmes cités plus haut et en permutant 10x chaque variable afin d'établir si elle explique mieux la répartition d'une espèce qu'une variable aléatoire. 10 000 points de pseudo-absences (PA) seront aléatoirement générés par espèce, et l'opération sera répétée 5x. La prévalence, soit le ratio entre la quantité de données de PAs et celle de présences, a été pondérée à 0.5, ce qui signifie que ces dernières auront le même poids statistique (Liu, 2019). Les variables sélectionnées pour le modèle final seront celles qui présentent une importance >0.2 pour au moins la moitié des modèles.

Modèles finaux - Un SDM projetant les données climatiques actuelles sera ensuite généré en utilisant les variables les plus parcimonieuses et/ou explicatives identifiées lors de l'étape précédente et en considérant les 10 algorithmes cités plus haut (Fig 5). 10 000 points de PAs ont été généré aléatoirement, avec une prévalence pondérée à 0.5. Ces données de présence et de pseudo-absence seront ensuite divisées en 2 parties de façon aléatoire : 80% des données serviront à calibrer le modèle et les 20% restants seront utilisés pour le valider et évaluer sa performance prédictive (Hijmans 2012). Cette procédure de cross-validation sera répétée 5x par modèle

Cependant, deux sortes de méthodes seront utilisées en fonction du nombre d'occurrences disponibles. Pour les espèces dont nous possédons plus de 30 occurrences, nous utiliserons la méthode de SDM dite classique (voir plus-haut) tandis que pour les espèces plus rares, nous utiliserons les *Ensemble of Small Models* (ESM) (Breiner et al. 2018).

ESMs- L'un des problèmes majeur de la modélisation d'espèces menacées réside dans le fait que beaucoup de variables environnementales peuvent expliquer la répartition d'une espèce avec le peu de données d'occurrences disponibles. Cela créé des modèles trop couteux en terme de parcimonie (degrés de liberté), ce qui peut générer des problèmes de surajustement (overfit) et biaiser les prédictions, car certaines variables seront faussement évaluées comme explicatives de la répartition d'une espèce donnée (Vaughan et Ormerod 2005). La stratégie des ESM est

Tableau (3) : Liste des variables bioclimatiques (CHELSA)

Code	Nom	Unité
Bio01	Température annuelle moyenne	°C
Bio02	Ecart diurne moyen des températures	°C
Bio03	Isothermalité	-
Bio04	Saisonnalité des températures	°C
Bio05	Température maximale du mois le plus chaud	°C
Bio06	Température maximale du mois le plus froid	°C
Bio07	Ecart annuel des températures	°C
Bio08	Température moyenne du trimestre le plus humide	°C
Bio09	Température moyenne du trimestre le plus sec	°C
Bio10	Température moyenne du trimestre le plus chaud	°C
Bio11	Température moyenne du trimestre le plus froid	°C
Bio12	Précipitations annuelles totales	mm
Bio13	Précipitations du mois le plus humide	mm
Bio14	Précipitations du mois le plus sec	mm
Bio15	Saisonnalité des précipitations	-
Bio16	Précipitations du trimestre le plus humide	mm
Bio17	Précipitations du trimestre le plus sec	mm
Bio18	Précipitations du trimestre le plus chaud	mm
Bio19	Précipitations du trimestre le plus froid	mm

recommandée pour la modélisation d'espèces dites « rares » en utilisant un grand nombre de modèles simples bivariés, c'est à dire un modèle qui n'utilise que 2 variables prédictives à la fois. Ces modèles bivariés incluent toutes les combinaisons possibles de paires de variables sélectionnées.

Métriques de validation - La performance des modèles a été évaluée en utilisant les métriques de validation de l'Area Under the Curve (AUC) et the True Skill Statistics (TSS). Tous les modèles présentant un score en dessous de 0.9 pour l'AUC, 0.6 pour le TSS.

Projection d'ensemble

Les valeurs prédites obtenues, en excluant les modèles qui présentaient de mauvais scores, seront ensuite projetés selon les conditions climatiques actuelles ainsi que les scénarios futurs pour les variables sélectionnées. La Figure 5 résume tout le processus d'élaboration des modèles de répartition d'espèces.

Les prédictions finales (avec l'ensemble des modèles sélectionnés) ont été projetées sur une grille de 1km de résolution, et sont représentées par leur moyenne, pondérée par leur performance AUC et TSS, avec plus de poids pour les modèles obtenant un meilleur indice AUC et TSS.

Les changements d'aire de répartition entre présent et futur sont estimés en se basant sur une comparaison entre les projections présentes et futures des espèces considérées, en utilisant deux métriques de comparaison, l'overlap (D de Schoener ; Warren et al., 2008) et le SRC (species range change ; (Raxworthy et al. 2008). L'overlap consiste à identifier le pourcentage de l'information géographique identique entre les projections présentes et futures tandis que le SRC calcule la différence en termes de scores total de favorabilité entre les projections.

Pour chaque espèce, l'overlap (D de Schoener) ainsi que le SRC ont été calculés entre les projections actuelles et futures, en moyennant les GCMs pour avoir un résultat par scénario RCP (2.6 et 8.5).

RESULTATS

Sélection des variables et performance des modèles

Trois variables climatiques maximum ont été sélectionnées par espèce (Tableau) qui se sont révélées être quasi-systématiquement des variables indicatrices de conditions extrêmes, pour

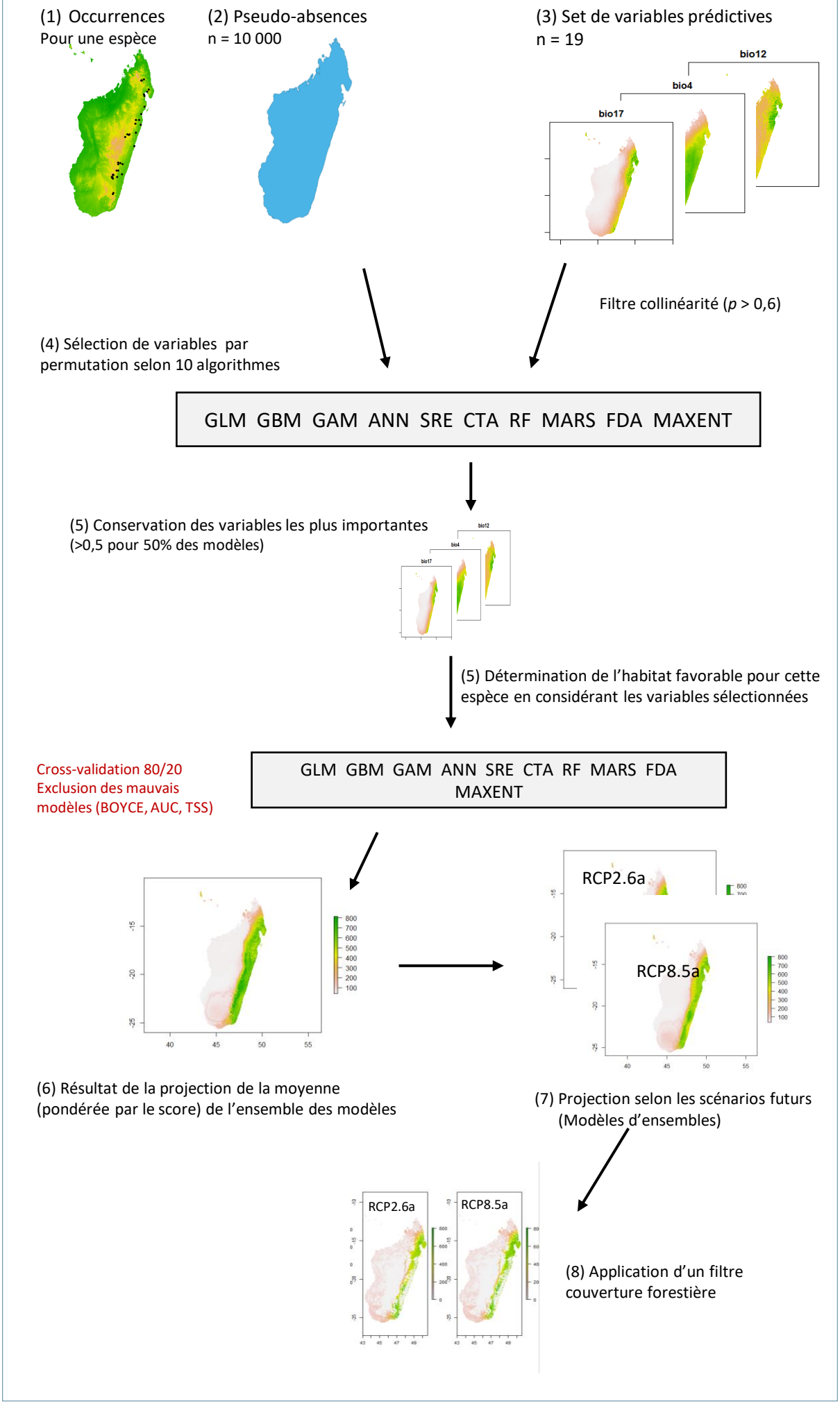


Figure 5 : Elaboration d'un SDM

toutes les espèces. La variable bioclimatique Bio5, Température Maximale du mois le plus chaud a été la variable prédictive la plus sélectionnée, tout taxon confondus, suivi par deux variables de précipitation, précipitations du mois le plus sec (Bio14) et précipitations du trimestre le plus sec (Bio17) (Tab 4). Concernant la variable bio5, les courbes réponses effectuées pour chaque espèce dont elle influe la répartition indiquent une tolérance de température maximum ne dépassant pas les 23°-25° degrés pour le mois le plus chaud.

Dans l'ensemble, les modèles ont montré une bonne capacité prédictive pour la plupart des espèces (Tab 5). Les valeurs moyenne de l'AUC pour l'ensemble des espèces étaient systématiquement au-dessus de 0.8. Les valeurs de TSS étaient nettement inférieures, mais pour la plupart au-dessus de 0.7, exceptées pour les espèces *Calumma parsonii* et *Daubentonia madagascariensis* pour lesquelles la valeur moyenne du TSS se situe respectivement à 0.64 et 0.59. Ce résultat concorde avec de précédentes observations (van Proosdij *et al.* 2016), qui indiquent que la performance des modèles est bien moins bonne pour les espèces possédant une large répartition géographique, ce qui est le cas de ces deux dernières.

Effets des changements climatiques futurs

Les cartes de la Fig (6), mettent en évidence que l'habitat de ces espèces va généralement se décaler vers le sud, induisant un changement de répartition potentiel des espèces dans une optique d'éviter les augmentations de température et la sécheresse (Raxworthy et al., 2008). Le décalage de la niche climatique pouvant aller jusqu'à 40% vers le sud pour *Gephyromantis decaryi* (Tab 6), entre les prédictions présentes et futures selon le scénario RCP 8.5.

Bien que l'overlap ne mette parfois pas en évidence un décalage de l'habitat favorable pour certaines espèces, le SRC indique pour la plupart des espèces une baisse de la favorabilité de l'habitat futur, jusqu'à 57% pour *Géphyromantis decari* (Tab 6). Pour les espèces déjà présentes sur la NAP, le SRC indique en moyenne une baisse de la favorabilité de l'habitat de 48% ± 0.12 dans le cas du scénario RCP8.5. Pour les espèces au Nord de la NAP, cette baisse de favorabilité de l'habitat est également perceptible, jusqu'à 42% pour *Platypelis tuberifera* et pour la zone soumise au filtre forêt 2020 (Vieilledent et al., 2018) (Tab 6), qui ne prend pas en compte l'intégralité de Madagascar et donc l'intégralité de la répartition actuelle de ces espèces.

Tableau (4) : Variables sélectionnées pour chaque espèce

Espèces	Variables		
Lémuriens			
Cheirogaleus major	Bio5	Bio 7	Bio 17
Daubentonia madagascariensis	Bio 5	Bio 7	Bio 12
Eulemur collaris	Bio 5	Bio 16	Bio17
Microcebus tanosi	Bio 1	Bio 13	Bio14
Amphibiens			
Gephyromantis decaryi	Bio 3	Bio5	Bio14
Mantella baroni	Bio1	Bio5	Bio17
Platypelis tuberifera	Bio5	Bio12	Bio17
Reptile			
Calumma parsonii	Bio4	Bio12	Bio14

Espèces présentes sur la NAP

(1) Lémuriens

Cheirogaleus major

L'habitat favorable au nord de la NAP ne disparaît pas totalement mais devient beaucoup moins favorable pour cette espèce, avec une baisse de la favorabilité de 50% (RCP8.5). Le climat au sein de la NAP lui est encore favorable avec un décalage perceptible vers les hauteurs (Fig 6A).

Daubentonia madagascariensis

Malgré l'absence de points de présence recensés au nord de la NAP, les modèles prédisent des conditions favorable au nord pour le scénario actuel. Ces conditions sont prédites comme allant se dégrader dans le futur (jusqu'à 45%), et ne resteront favorables que dans les hauteurs de la NAP (Fig 6A).

Microcebus tanosi

La niche climatique de *Microcebus tanosi* va se décaler perceptiblement vers le sud de la NAP (D de Schoeners : 0.62). Selon le scénario RCP8.5, les conditions favorables pour cette espèce vont totalement disparaître au sein de la NAP, mais elles vont devenir favorable au sud, au sein du Parc National d'Andohahela (Fig 6A).

Eulemur collaris

Les modèles prédisent des conditions favorables au sud de la NAP pour le scénario actuel, corroborant avec les points d'occurrences recensés à cet endroit. Cependant, la favorabilité de l'habitat pour cette espèces va chuter de 57% selon le scénario RCP8.5 et l'habitat au sein de la NAP va quasiment disparaître mais restera favorable au sud de la NAP, au sein du Parc National d'Andohahela (Fig 6A).

(2) Amphibiens

Gephyromantis decaryi

Les conditions favorables pour cette espèce vont se décaler vers le sud de la NAP (D de Schoener : 0.59 pour le RCP8.5), l'habitat au Nord va totalement disparaître et celui au sein de la NAP va devenir très peu favorable pour cette espèce peu importe le scénario climatique futur. Le seul habitat favorable qui subsiste se situe au sein du Parc National d'Andohahela (Fig 6A).

Espèces au nord de la NAP

Tableau (5) : Résultats des AUC et TSS pour les espèces sélectionnées

Species (n=9)	Mean AUC	Mean TSS
Daubentonia madagascariensis	0,83	**0,59**
Microcebus tanosi	0,92	0,84
Eulemur collaris	0,93	0,82
Cheirogaleus major	0,88	0,72
Gephyromantis decaryi	0,88	0,79
Mantella baroni	0,91	0,81
Calumma parsonii	0,81	**0,64**
Platypelis tuberifera	0,87	0,72

Tableau (6) : Indice de similarité de niche géographique D de Schoeners (overlap) : (0) les niches sont totalement différentes – (1) les niches sont totalement similaires et SRC (Species Range Change) : Différence de favorabilité du milieu entre présent et futur

	Overlap		SRC	
Espèces	Présent – Futur RCP2.6	Présent – Futur RCP8.5	Présent – Futur RCP2.6	Présent – Futur RCP8.5
G. decaryi	0.62	0.59	0.48	0.43
D. madagascariensis	0.92	0.89	0.74	0.55
C. parsonii	0.94	0.93	0.92	0.83
C. major	0.88	0.81	0.73	0.50
P. tuberifera	0.85	0.74	0,85	0,58
E. collaris	0.81	0.75	0.56	0.43
M. tanosi	0.67	0.62	0.49	0.73
M. baroni	0.67	0.75	0.95	0.78

Mantella baroni

Selon nos modèles, les conditions climatiques favorables pour cette espèce ne sont présentes qu'au Nord de la NAP et ceci est corroboré par l'absence de points d'occurrences relevés au sein de la NAP ainsi qu'au sud. Cependant, selon nos modèles prédicitfs, *Mantella baroni* va voir sa niche climatique s'étendre et l'environnement au sein de la NAP va lui devenir favorable, surtout dans les hauteurs (Fig 6B). La favorabilité de son habitat actuel va baisser de 22% pour la zone soumise au filtre forêt (Vieilledent et al., 2018) (qui ne correspond pas à la totalité de sa répartition actuelle).

Calumma parsonii

Malgré l'absence de données d'occurrences recensées au sein de la NAP, les modèles prédisent des conditions climatiques en son sein comme étant favorables pour cette espèce pour les scénarios actuels et futurs (RCP 2.6 et 8.5) (Fig 6B). Selon le SRC et l'indice d'overlap, la niche climatique de cette espèce ne va pas beaucoup changer et l'habitat va lui rester favorable en fonction des différents scénarios climatiques actuels et futurs (Tab 6). Cependant, le SRC et l'indice d'overlap ne prennent pas en compte l'habitat en dehors de la zone soumise au filtre forêt.

Platypelis tuberifera

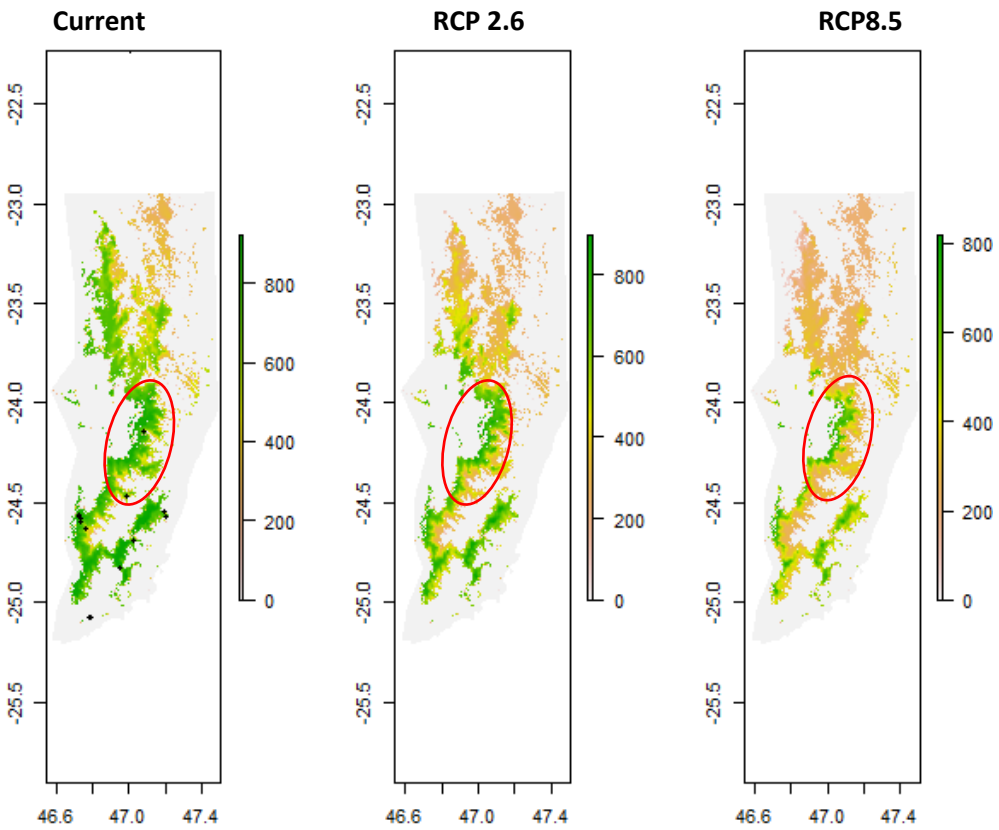
Malgré l'absence de données d'occurrences recensées au sein de la NAP, les modèles prédisent des conditions climatiques en son sein comme étant favorables pour cette espèce pour les scénarios actuels et futurs (RCP 2.6 et 8.5). Le décalage de la niche climatique va se faire dans les hauteurs pour les scénarios futurs (RCP2.6 et 8.5). Actuellement, l'habitat favorable pour cette espèce se situe à de plus basses altitudes. La favorabilité de l'habitat va diminuer de 42% pour le scénario RCP8.5 (Tab 6).

DISCUSSION

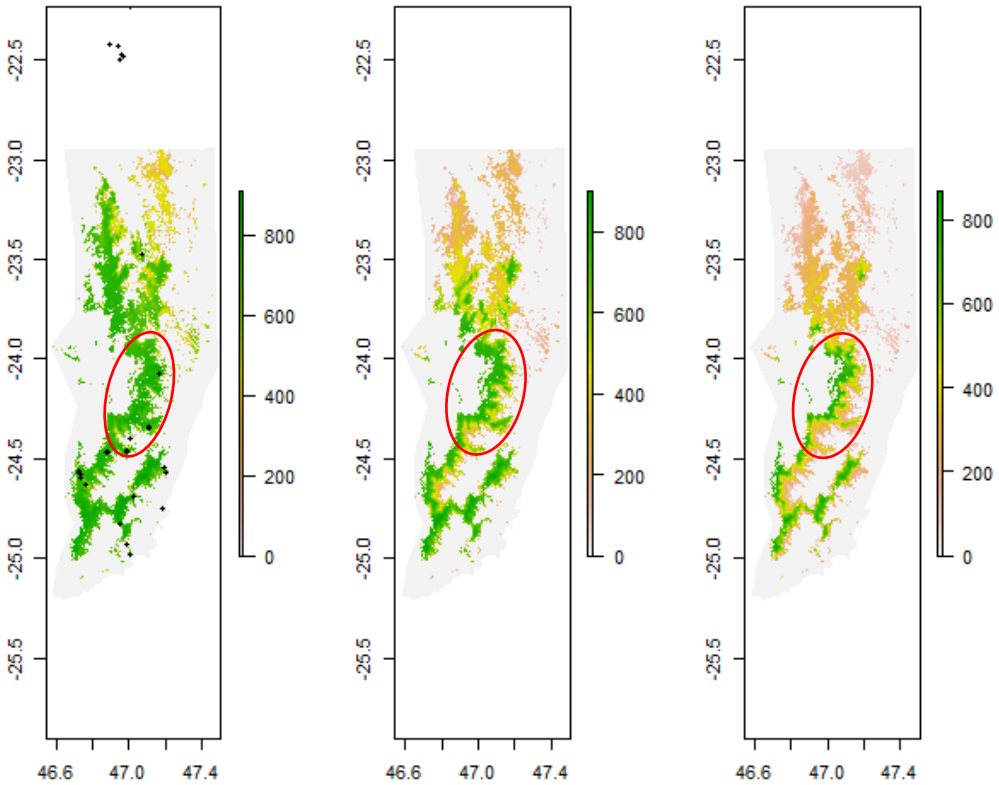
Effets des changements climatiques

Les modèles de répartition d'espèces prédisent en globalité que les changements climatiques vont impacter l'habitat des espèces considérées, les rendant moins favorable ou non-viable, à cause de l'augmentation des températures et de la sécheresse.

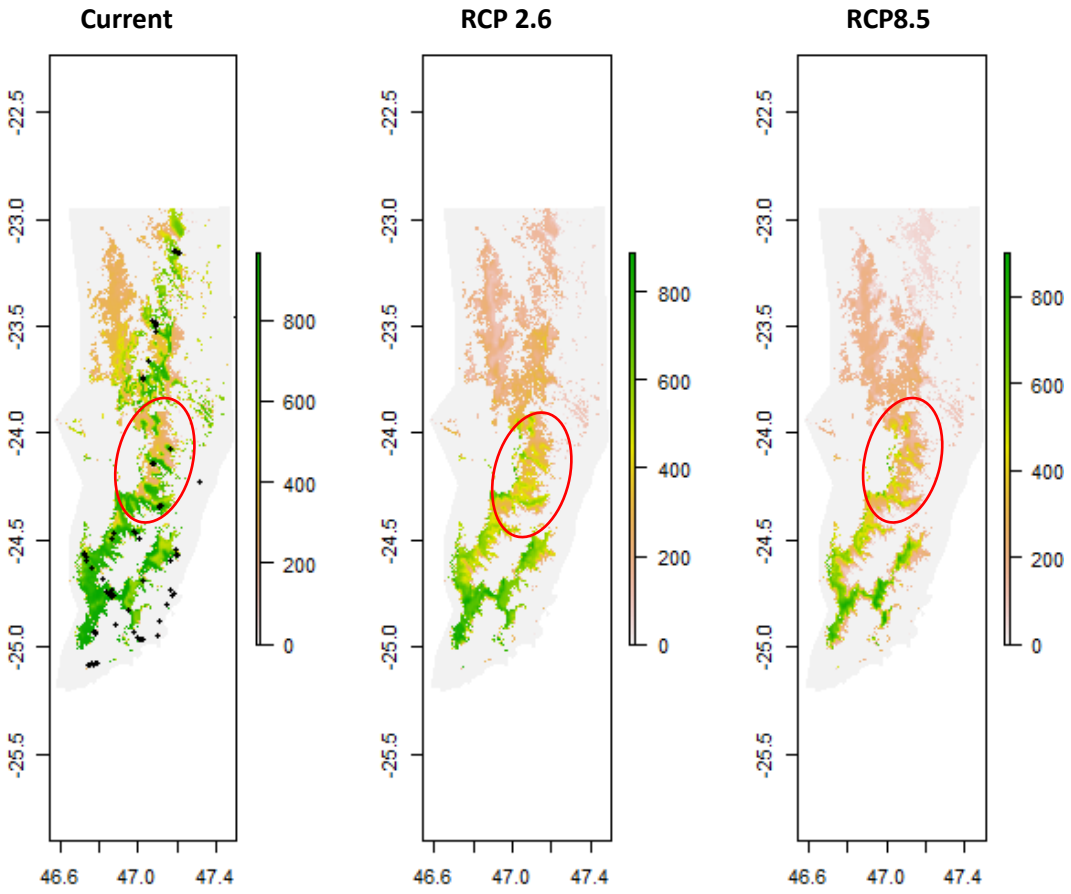
(A)



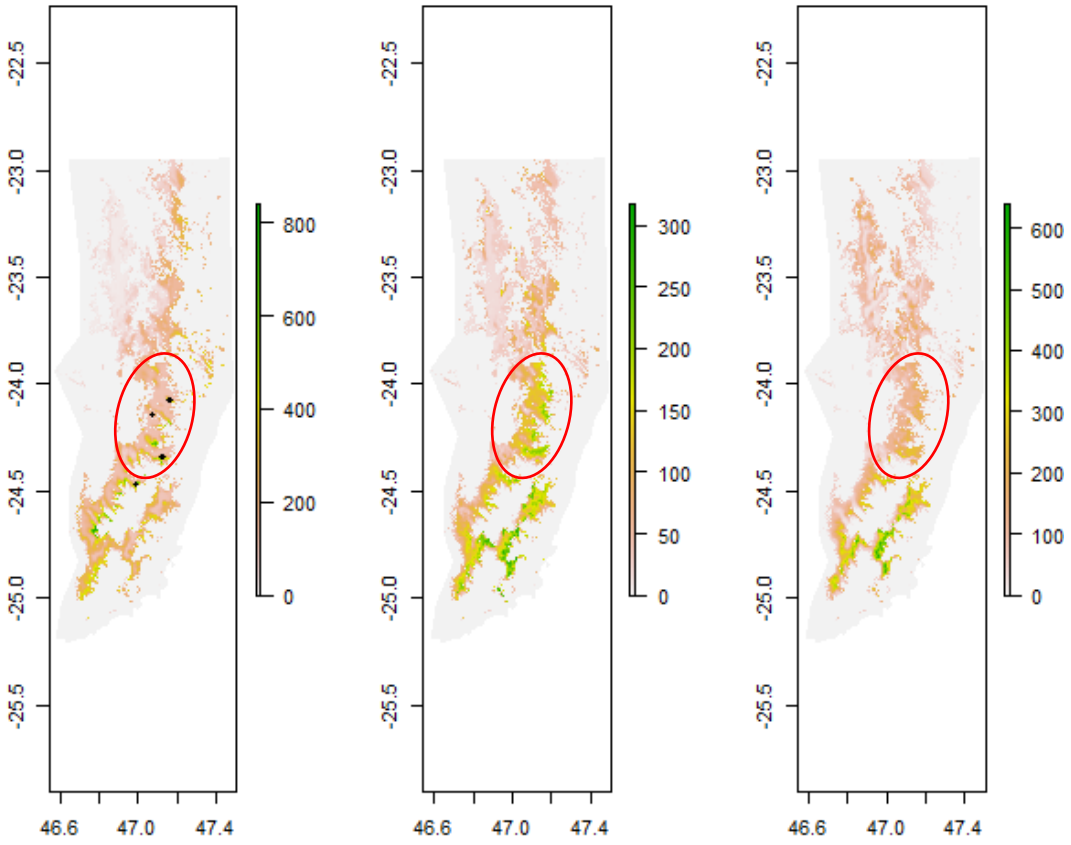
(1) *Daubentonia madagascariensis*



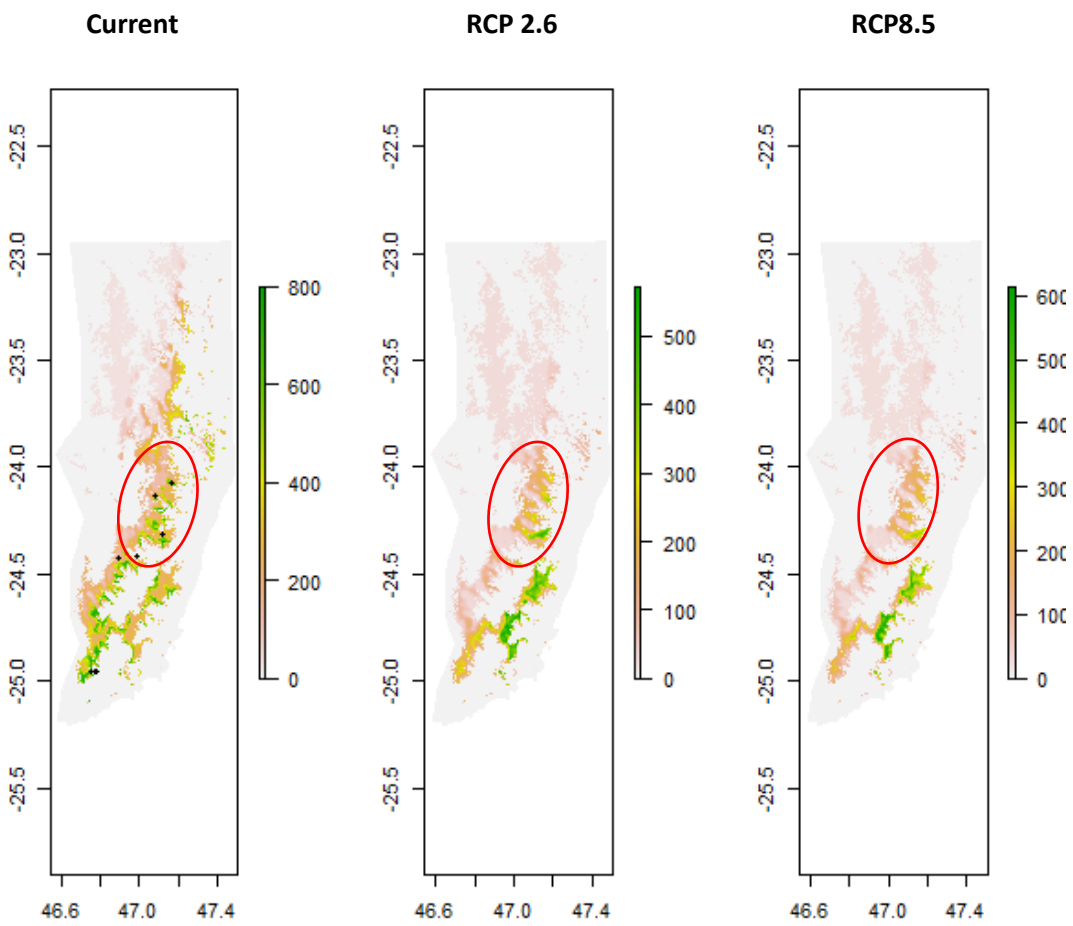
(2) *Cheirogaleus major*



(3) *Eulemur collaris*

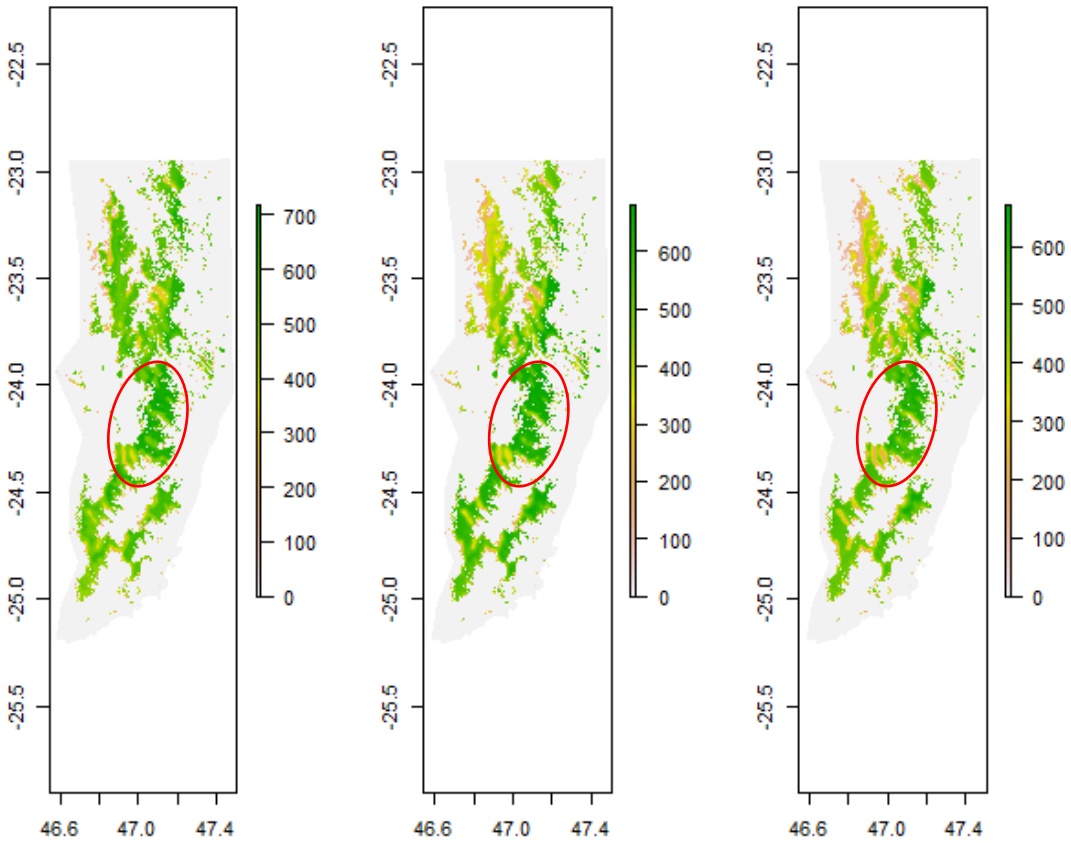


(4) *Microcebus tanosi*

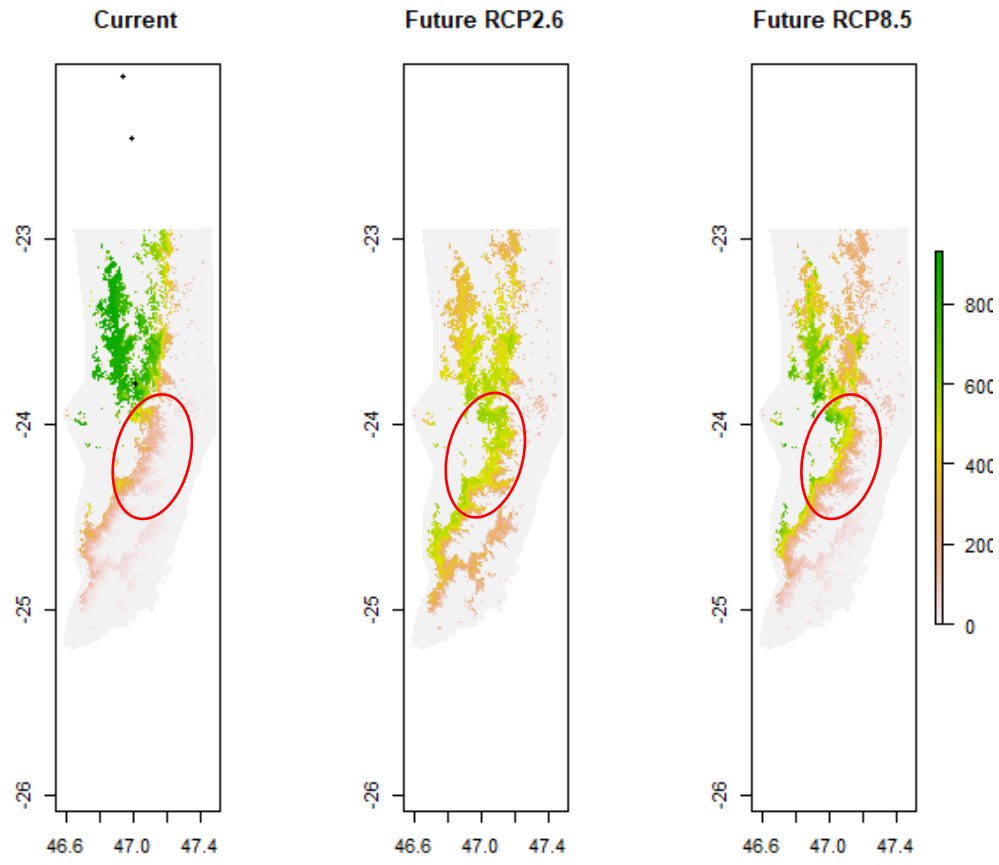


(5) *Gephyromantis decaryi*

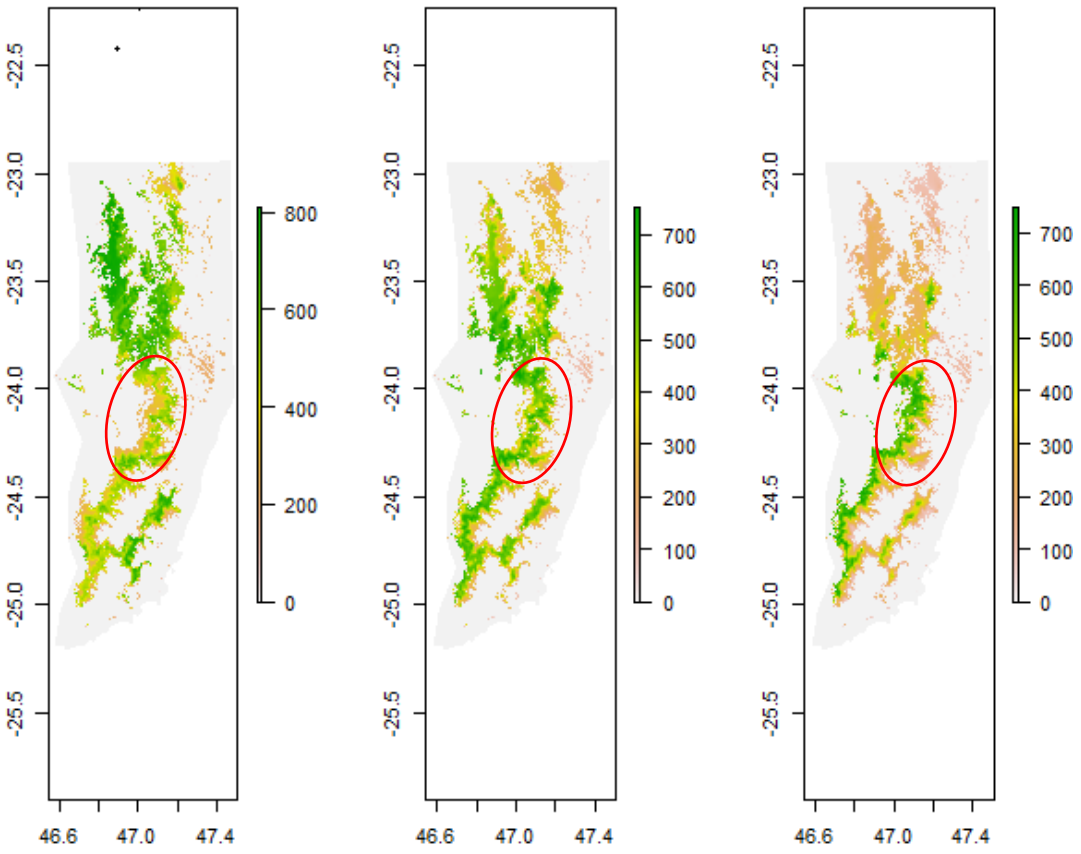
(B)



(7) *Calumma parsonii*



(6) *Mantella baroni*



(9) *Platypelis tuberifera*

Fig (6) (A) Modélisation de la répartition des espèces présentes sur la NAP en fonction de 19 variables bioclimatiques. (B) Modélisation de la répartition des espèces au Nord de la NAP. Contour de la NAP en rouge. Filtre forêt 2020 (Vieilledent et al., 2018). Les points d'occurrences de chaque espèce ont été appliqués sur les modèles de répartition actuelle (current).

Sur les 8 espèces étudiées, 5 vont subir une forte perte de leur habitat actuel, et 3 vont voir leur habitat s'étendre tout en perdant une partie de leur habitat actuel.

Nos résultats indiquent que l'habitat des espèces a plutôt tendance à devenir favorable vers le sud et les hauteurs (Fig 6) en suivant la frange de forêt humide longeant la côte est, ce qui corrobore avec l'hypothèse selon laquelle les changements climatiques ont une influence sur les habitats favorables des espèces. En effet leurs aires de répartition auraient tendance à se décaler vers de plus hautes latitudes (6.1km vers les pôles par décennie) ou dans les hauteurs (6.1m par décennie) dans les milieux montagneux (Parmesan and Yohe, 2003 ; Raxworthy et al. 2008).

Parmi les 9 variables bioclimatiques testées, la variable bio5 (Température Maximale du mois le plus chaud) est celle qui était le plus représentée, tout taxon confondus, avec une préférence générale pour les habitats pour lesquels cette variable n'excède pas les 23-25°C. Le sud de Madagascar devrait être sujet à l'augmentation moyenne de température la plus forte du pays, jusqu'à 2.6°C de plus (Tadross et al., 2008) ; ainsi les conditions idéales relatives à cette variable pour les espèces considérées ne seront présentes que dans le sud et les hauteurs du massif montagneux de la zone.

L'augmentation de la température impacte négativement le succès reproducteur ainsi que la santé des populations de lémuriens (Gould et al., 1999), ainsi, en réponse à de tels changements, les populations de lémuriens vont devoir s'adapter et se déplacer vers les nouveaux milieux adéquats (Barrett et al. 2013) (Fig 6A). Concernant les amphibiens, ces derniers disposent d'adaptations comportementales innés afin de lutter contre la chaleur (Kearney et Porter 2009), mais si les changements climatiques augmentent la température au point où ses effets négatifs ne peuvent plus être contrebalancés par leur aptitudes comportementales (baisse de l'activité entraînant impactant la nutrition et la reproduction ; Dubos et al., 2020), alors ces espèces devront décaler leurs aires de répartition ou seront menacées d'extinction.

Limites des SDMs

Le pouvoir prédictif des SDMs est général limité par le nombre de prédicteurs pris en compte au cours de leur élaboration. Par exemple, l'ajout d'un filtre de dispersion est indispensable pour prédire correctement la présence d'une espèce dans un environnement qui lui apparaît favorable, mais qu'elle ne peut pas coloniser (Wisz et al. 2008). De plus, les SDMs ne considèrent absolument pas les contraintes dues à la capacité d'accueil d'un environnement donné, et qui déterminent le nombre maximum d'individus d'une même espèces qui peuvent y

co-occurrer (Brown et al., 2004). Enfin les interactions biotiques ne sont pas non plus considérées lors de l'extrapolation spatiale et temporelle, et une espèce dont la présence est prédite dans un environnement donné peut y être exclue, au travers de l'exclusion compétitive par exemple (Pineda et Lobo 2012). C'est pourquoi cette étude s'est intéressée uniquement à l'habitat potentiel futur d'une espèce, et ne prédit en aucun cas sa présence future. De plus, toutes ces prédictions et les préconisations qui vont suivre doivent être appréciées en prenant en compte l'incertitude liée à l'utilisation des SDMs.

L'utilisation d'ESMs (Ensemble Small Modellings) constitue un avantage considérable pour notre étude (Breiner et al., 2015). En effet, la plupart des espèces cibles pour des projets de translocation sont des espèces rares pour lesquelles nous ne possédons que peu d'occurrences (< 30), atténuant considérablement la précision des SDMs classiques (Wisz et al., 2008).

Préconisations pour la NAP

La détection précoce du déclin des espèces dû à la disparition future de leurs habitats est primordiale pour la prise de mesures de conservation efficaces et ciblées. En effet, maintenir de grandes populations au riche patrimoine génétique est primordial afin d'éviter leur extinction ou même la perte de leur variabilité génétique (Antao et al., 2011). Au sein de la NAP, ces résultats permettront un suivi plus rapproché des espèces tant pour celles présentes au sein de la réserve et dont l'habitat favorable est prédit comme se décalant vers le sud que pour celles qui ne sont pas encore recensées sur la réserve mais pour lesquelles le climat pourrait leur être favorable dans les décennies à venir, selon nos prédictions. Ce suivi consisterait en l'adaptation des transects de suivi de la faune pour s'assurer de réaliser des observations régulières dans les zones identifiées comme refuge potentiel pour ces espèces afin de suivre les variations et leur impact potentiel sur la biodiversité locale. Dans le cas des espèces a forte capacité de dispersion tels que les lémuriens, il serait nécessaire d'impliquer le Parc National d'Andohahela, situé au sud de la NAP, afin qu'ils puissent axer leur suivi sur les espèces *Microcebus tanosi*, *Eulemur collaris* et *Gephyromantis decaryi*, dont l'habitat est prédit comme leur étant favorable (Fig 6A).

Dans les cas des espèces qui sont dans l'incapacité de se déplacer par leur propres moyens vers des habitats dont les conditions climatiques sont favorables, notamment l'herpétofaune présente sur la zone, la translocation - déplacement volontaire d'individus dans une autre zone à des fins de conservation – constitue un outil à étudier dans un contexte de changements climatiques (Lawing et Polly 2011).

Les prédictions obtenues dans cette étude, qui indiquent l'habitat favorable futur des espèces sous l'influence des changements climatiques, représentent un outil précieux pour la sélection de sites favorables pour leur translocation future (Guisan et Thuiller 2005 ; Elith & Leathwick 2008 ; Rowland et al., 2011). Ils peuvent influencer en partie les décisions de translocation en révélant par exemple comment l'habitat actuel d'une espèce cible va changer dans le temps, en identifiant un nouveau site de translocation qui correspond à l'habitat favorable de l'espèce considérée ; et enfin par la détection précoce de l'impact de l'introduction dans un nouvel environnement de l'espèce cible sur les espèces natives, en superposant leurs distributions potentielles (Guisan, 2013), via une approche « Joint SDM » par exemple (Pollock et al., 2014).

En dépit de la crise climatique et de l'extinction massive et imminente des espèces (IPBES 2019) ainsi que des écosystèmes (Bland et al., 2017), il n'existe que très peu de cas de translocations associés aux changements climatiques. Cette réticence peut s'expliquer par plusieurs facteurs tels que la perception lointaine des effets des changements climatiques, les barrières socio-politiques ainsi que la prise de risque associée à un projet aussi coûteux qu'ambitieux (Butt et al., 2020). En effet, l'incertitude pesant sur la potentielle vulnérabilité des espèces ainsi que sur l'adéquation des conditions climatiques des sites de translocation peuvent grandement freiner la prise de décision (Butt et al., 2020). Il existe par exemple des incertitudes inhérentes aux SDMs dont les résultats sont toujours à considérer avec parcimonie, car certains facteurs tels que les interactions biotiques ne sont pas pris en compte. Il existe également des incertitudes à la base de l'élaboration des SDMs, liées aux modèles climatiques (présents (e.g., CHELSA et Worldclim) et futurs (scenarios, GCMs), le choix de ces derniers pouvant influencer la modélisation des conditions climatiques favorables pour chaque espèce (Baker et al., 2016).

Pour cette étude, nous avons utilisé des SDMs dits corrélatifs (Elith & Leathwick, 2009), qui utilisent les données d'occurrences des espèces afin de déterminer leur habitat idéal. Ces modèles statistiques se basent uniquement sur la corrélation entre les données d'occurrences d'une espèce et les variables environnementales, esquissant ainsi sa niche réalisée actuelle (i.e. niche résultante prenant en compte les interactions biotiques et abiotiques) (Kearney et al., 2006). Des modèles prenant en compte la niche fondamentale d'une espèce (e.g. modèles mécanistes) existent, dont le pouvoir prédictif est d'autant plus puissant qu'ils modélisent tous les milieux où l'espèce pourrait se trouver actuellement en fonction de ses contraintes fonctionnelles et physiologiques (Kearney et al., 2010 ; Lawing et Polly 2011). Adopter ce genre de protocole spécifique à chaque espèce et basé sur la connaissance de ses contraintes

écophysiologiques serait indispensable pour mener à bien une translocation (Austin et Van Niel 2011).

Des études pour la translocation de *Calumma parsonii* pourraient être envisagées par exemple, car nos modèles indiquent que les conditions climatiques au sein de la NAP sont particulièrement favorables au sein de la NAP pour cette espèce, qui possède un statut IUCN Quasi-menacé (NT) (IUCN, 2020) (Fig 6B). Il serait intéressant de comprendre si son absence est dûe à des barrières de dispersion naturelles ou à des interactions biotiques.

Les changements climatiques et la déforestation agissent en synergie ; et cette dernière devrait causer des épisodes de sècheresses de plus en plus longs et de plus en plus fréquents (Tadross et al., 2008). Qui plus est, la potentielle dispersion des espèces de lémuriens considérées dans cette étude nécessite de larges étendues forestières (Brown et al., 2015). Il est donc primordial d'adopter des mesures permettant de réduire la déforestation, et c'est l'un des objectifs du projet REDD de la NAP de Beampingaratsy : développer des activités afin de maintenir le couvert forestier et diminuer la fragmentation du corridor entre les deux Parcs Nationaux, tout en fournissant aux communautés locales des alternatives à l'agriculture sur abattis-brûlis. En 2013, la surface de forêt au sein du massif de Beampingaratsy était de 96 443ha pour une déforestation annuelle de 422ha en moyenne (PDD Beampingaratsy, 2017). Les objectifs du projet seraient de réduire les surfaces déforestées de 35% par rapport au scénario de référence et jusqu'à 80% après 10 années de suivi soit 3994ha.

Conclusion

Madagascar constitue l'un des pays les plus riches en termes de richesse spécifique et endémique et paradoxalement l'un des plus pauvres économiquement et en termes d'infrastructures, ce qui en fait une cible de conservation primodiale mais terriblement complexe. La démographie de Madagascar constitue égale majeur, avec une augmentation de la population malgache de 16 millions à 24 millions entre 2000 et 2015 et dont les prédictions de Vieilledent et al. (2013) se positionnent autour de 40 millions en 2045. Le taux de croissance de la population est positivement corrélé au taux de déforestation (Vieilledent et al., 2013), et les changements climatiques ne viendront qu'intensifier une situation déjà critique. Ainsi, l'une des premières étapes permettant de lutter contre les effets des changements climatiques sur la faune de Beampingaratsy est de fournir des éléments précis sur la réponse des espèces face aux changements de régimes des températures et des précipitations, grâce aux efforts conjoints des

organisations locales et internationales. Et bien que les modèles de répartition d'espèces souffrent de quelques lacunes, il a été démontré que ces prédictions, basés sur des modèles climatiques, pouvaient être d'une grande pertinence pour anticiper les changement de répartitions des espèces (Morin et Thuiller 2009).

BIBLIOGRAPHIE

Alagador D, Triviño M, Cerdeira J, Brás R, Cabeza M, Araújo MB. 2012. « Linking like with like: Optimising Connectivity between Environmentally-Similar Habitats ». *Landscape Ecology* 27 (2): 291-301. https://doi.org/10.1007/s10980-012-9704-9.

Antao T, Pérez-Figueroa A, et Luikart G. 2011. « Early Detection of Population Declines: High Power of Genetic Monitoring Using Effective Population Size Estimators: Early Detection of Population Declines ». *Evolutionary Applications*. https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00150.x.

Austin MP, et Van Niel K. 2011. « Improving Species Distribution Models for Climate Change Studies: Variable Selection and Scale: Species Distribution Models for Climate Change Studies ». *Journal of Biogeography*. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02416.x.

Barbet-Massin M, Jiguet F, Albert CH, Thuiller W. 2012. « Selecting Pseudo-Absences for Species Distribution Models: How, Where and How Many?: *How to Use Pseudo-Absences in Niche Modelling?* » *Methods in Ecology and Evolution* 3 (2): 327-38. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x.

Barrett MA, Brown J, Randall J, Yoder A. 2013. « Climate Change, Predictive Modeling and Lemur Health: Assessing Impacts of Changing Climate on Health and Conservation in Madagascar ». *Biological Conservation*. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.003.

Bland LM, Regan TJ, Dinh MN, Ferrari R, Keith DA, Lester R, Mouillot D, Murray NJ, Nguyen HA, Nicholson E. 2017. Using multiple lines of evidence to assess the risk of ecosystem collapse. Proceedings of the Royal Society. https://www.org/10.1098/ rspb.2017.0660.

Breiner, FT, Nobis MP, Bergamini A, Guisan A. 2018. « Optimizing Ensembles of Small Models for Predicting the Distribution of Species with Few Occurrences ». Édité par Nick Isaac. *Methods in Ecology and Evolution* 9 (4): 802-8. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12957.

Brown KA, Flynn DFB, Abram NK, Ingram JC, Johnson SE, Wright P. 2011. Assessing natural resource use by forest-reliant communities in Madagascar using functional diversity and functional redundancy metrics. PLoS ONE 6: e24107. DOI: 10.1371/journal.pone.0024107.

Brown JL, Cameron A, Yoder AD, Vences M. 2014. « A Necessarily Complex Model to Explain the Biogeography of the Amphibians and Reptiles of Madagascar ». *Nature Communications* 5 (1): 5046. https://doi.org/10.1038/ncomms6046.

Deffontaines S, Rakotosamimanana S, Tovosoa E, Razafindrabe M, 2015. Diagnostic

agroécologique du site de Beampingaratsy. Agrisud International. PHCF

Dubos N, Morel L, Crottini A, Freeman K, Honoré J, Lava H, et al,. 2020. High interannual variability of a climate - driven amphibian community in a seasonal rainforest. Biodiversity and Conservation 29, 893–912. https://doi.org/10.1007/s10531-019-01916-3

Dubos N, Montfort F, Grinand C, Nourtier M, Deso G, Razafimanahaka J.H, et al,. 2021. Are narrow-ranging species doomed to extinction? Probable dramatic and generalised decline in future climate suitability of highly threatened species. bioRxiv. https://doi.org/https://doi.org/10.1101/2021.03.30.437650

Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, et al. 2006. « Novel Methods Improve Prediction of Species' Distributions from Occurrence Data ». *Ecography* 29 (2): 129-51. https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.

Franklin J. 2010. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge: Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602.

Fritz-Vietta NVM, Ferguson HB, Stoll-Kleemann S, et Ganzhorn JU. 2011. « Conservation in a Biodiversity Hotspot: Insights from Cultural and Community Perspectives in Madagascar ». In *Biodiversity Hotspots*, édité par Frank E. Zachos et Jan Christian Habel, 209-33. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_12.

García-Valdés R, Svenning JC, Zavala MA, Purves DW, Araújo MB. 2015. « Evaluating the Combined Effects of Climate and Land-Use Change on Tree Species Distributions ». Édité par Santiago Saura. *Journal of Applied Ecology* 52 (4): 902-12. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12453.

Gardner CJ, Nicoll ME, Birkinshaw C, Harris A, Lewis RE, Rakotomalala D. 2018. « The Rapid Expansion of Madagascar's Protected Area System ». *Biological Conservation* 220 (avril): 29-36. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.011.

Goodman SM., et Benstead JP. 2005. « Updated Estimates of Biotic Diversity and Endemism for Madagascar ». *Oryx* 39 (1): 73-77. https://doi.org/10.1017/S0030605305000128.

Gould L, Sussman RW, Sauther ML. 1999. Natural disasters and primate populations: the effects of a 2-year drought on a naturally occurring population of ring-tailed lemurs (Lemur catta) in southwestern Madagascar. Int. J. Primatol.

Guisan A, et Thuiller W. 2005. « Predicting Species Distribution: Offering More than Simple Habitat Models ». *Ecology Letters* 8 (9): 993-1009. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.

Guisan A, et Zimmermann NE. 2000. « Predictive Habitat Distribution Models in Ecology ». *Ecological Modelling* 135 (2-3): 147-86. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9.

Hannah, L, Dave R, Lowry PP, Andelman S, Andrianarisata M, Andriamaro L, Cameron A, et al. 2008. « Climate Change Adaptation for Conservation in Madagascar ». *Biology Letters* 4 (5): 590-94. https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0270.

Harper GJ, Steininger MK, Tucker CJ, Juhn D, et Hawkins F. 2007. « Fifty Years of Deforestation and Forest Fragmentation in Madagascar ». *Environmental Conservation* 34 (04). https://doi.org/10.1017/S0376892907004262.

Hijmans RJ. 2012. « Cross-Validation of Species Distribution Models: Removing Spatial Sorting Bias and Calibration with a Null Model ». *Ecology* 93 (3): 679-88. https://doi.org/10.1890/11-0826.1.

IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz S et al., editors. IPBES secretariat, Bonn, Germany.

IUCN 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-3. http://www.iucnredlist.org.

Jetz W, Wilcove DS, et Dobson AP. 2007. « Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds ». Édité par Georgina M Mace. *PLoS Biology* 5 (6): e157. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157.

Karger DN, Conrad O, Böhner J, Kawohl T, Kreft H, Soria-Auza RW, Zimmermann NE, Linder HP, et Kessler M. 2017. « Climatologies at High Resolution for the Earth's Land Surface Areas ». *Scientific Data* 4 (1): 170122. https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122.

Kearney M et Porter W. 2009. « Mechanistic Niche Modelling: Combining Physiological and Spatial Data to Predict Species' Ranges ». *Ecology Letters*. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x.

Kremen C, Cameron A, Moilanen A, Phillips SJ, Thomas CD, Beentje H, Dransfield J, et al. 2008. « Aligning Conservation Priorities Across Taxa in Madagascar with High-Resolution Planning Tools ». *Science* 320 (5873) : 222-26. https://doi.org/10.1126/science.1155193.

Lawing AP, Polly D. 2011. « Pleistocene Climate, Phylogeny, and Climate Envelope Models: An Integrative Approach to Better Understand Species' Response to Climate Change ». Édité par David Nogues-Bravo. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028554.

Liu C, Newell G & White M. (2019). The effect of sample size on the accuracy of species

distribution models : considering both presences and pseudo-absences or background sites. *Ecography*, *42*(3), 535-548. https://doi.org/10.1111/ecog.03188

Morin W, et Thuiller W. 2009. « Comparing Niche- and Process-Based Models to Reduce Prediction Uncertainty in Species Range Shifts under Climate Change ». *Ecology*. https://doi.org/10.1890/08-0134.1.

Murray L, Carré A, Razafindrainibe H, Rabarison H, Randrianasolo H, Ruiz V, et Zarasoa. 2021. « DYNAMIQUES SPATIALES DES ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES, CÔTIERS ET MARINS DE MADAGASCAR Une première application des critères de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN ». https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19845.27361.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GAB, Kent J. 2000. « Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities ». *Nature* 403 (6772): 853-58. https://doi.org/10.1038/35002501.

Parmesan C & Yohe G. 2003. « A Globally Coherent Fingerprint of Climate Change Impacts across Natural Systems ». *Nature* 421 (6918): 37-42. https://doi.org/10.1038/nature01286.

Pearson R, Raxworthy C, Nakamura M, et Peterson A. 2006. Predicting Species Distributions from Small Numbers of Occurrence Records: A Test Case Using Cryptic Geckos in Madagascar: Predicting Species Distributions with Low Sample Sizes. *Journal of Biogeography*. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x.

Pereira HM, Leadley PW, Proença V, Alkemade R, Scharlemann JPW, Fernandez-Manjarrés JF, Araújo MB, et al. 2010. « Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century ». *Science* 330 (6010): 1496-1501. https://doi.org/10.1126/science.1196624.

Pineda E, et Lobo J. 2012. The Performance of Range Maps and Species Distribution Models Representing the Geographic Variation of Species Richness at Different Resolutions: Performance of Range Maps and Species Distribution Models. *Global Ecology and Biogeography*. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00741.x.

Pollock LJ, Tingley R, Morris WK, Golding N, O'Hara RB, Parris KM & McCarthy MA. 2014. Understanding co-occurrence by modelling species simultaneously with a Joint Species Distribution Model (JSDM). Methods in Ecology and Evolution, 5(5), 397-406.

Reside AE, Butt N, Adams VM. 2018. Adapting systematic conservation planning for climate change. *Biodiversity and Conservation*.

Ricketts TH, Dinerstein E, Boucher T, Brooks TM, Butchart SHM, Hoffmann M, Lamoreux JF, et al. 2005. « Pinpointing and Preventing Imminent Extinctions ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102 (51): 18497-501. https://doi.org/10.1073/pnas.0509060102.

Rowland EL, Davison JE & Graumlich LJ. 2011, "Approaches to evaluating climate change impacts on species: a guide to initiating the adaptation planning process", *Environmental Management*.

Rodríguez JP, Brotons L, Bustamante J, Seoane J. 2007. « The Application of Predictive Modelling of Species Distribution to Biodiversity Conservation ». *Diversity and Distributions* 13 (3): 243-51. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00356.x.

Root T, Price JT, Hall KR, Schneider SH, Rosenzweig C, Pounds JA. 2003. « Fingerprints of Global Warming on Wild Animals and Plants ». *Nature* 421 (6918): 57-60. https://doi.org/10.1038/nature01333.

Sala OE. 2000. « Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 »; *Science* 287 (5459): 1770-74. https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770.

Schwitzer C. 2014. « Lemurs of Madagascar – A Strategy for Their Conservation 2013–2016 », 197.

Tadross M, Randriamarolaza L, Rabefitia Z, Yip ZK. 2008. « Climate Change in Madagascar; Recent Past and Future », 19.

Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, et al. 2004. « Extinction Risk from Climate Change » 427: 4.

Thuiller W. 2007. « Climate Change and the Ecologist ». *Nature* 448 (7153): 550-52. https://doi.org/10.1038/448550a.

Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araújo MB. 2009. « BIOMOD - a Platform for Ensemble

Forecasting of Species Distributions ». *Ecography* 32 (3): 369-73. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x.

Thuiller W, Lavorel S, Araújo MB, Sykes MT, Prentice IC, Mooney HA. 2005. « Climate

Change Threats to Plant Diversity in Europe ». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102 (23): 8245-50.

Urech ZL, Zaehringer JG, Rickenbach O, Sorg JP, Felber HR. 2015. Understanding deforestation and forest fragmentation from a livelihood perspective. MadagascarConservation & Development 10: 67−76.

Van Proosdij ASJ, Sosef MSM, Wieringa JJ & Raes N. 2016. Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. Ecography 39, 542–552. https://doi.org/10.1111/ecog.01509

Vaughan IP, et Ormerod SJ. 2005. « The Continuing Challenges of Testing Species Distribution

Models: Testing Distribution Models ». *Journal of Applied Ecology* 42 (4): 720-30. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01052.x.

Vieilledent G, Cornu C, Sanchez AC, Pock-Tsy JML, Danthu P. 2013. « Vulnerability of Baobab Species to Climate Change and Effectiveness of the Protected Area Network in Madagascar : Towards New Conservation Priorities ». *Biological Conservation* 166 (octobre) : 11-22. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.007.

Vieilledent G, Grinand C, Rakotomalala FA, Ranaivosoa R, Rakotoarijaona JR, Allnutt TF, Achard F. 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 (juin): 189-97. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.008.

Vieilledent G, Peedell LWF, Achard S. in prep. The fate of tropical forests associated to the demographic explosion in Africa.

Vieites DR, Wollenberg KC, Andreone F, Kohler F, Glaw F, Vences M. 2009. « Vast Underestimation of Madagascar's Biodiversity Evidenced by an Integrative Amphibian Inventory ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (20): 8267-72. https://doi.org/10.1073/pnas.0810821106.

Waeber P, Rafanoharana O, Rasamuel SA, Wilmé H. 2019. Parks and Reserves in Madagascar:

Managing Biodiversity for a Sustainable Future, in: Protected Areas, National Parks and Sustainable Future [Working Title]. IntechOpen. https://doi.org/10.5772/intechopen.85348

Walther GR, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin JM, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F. 2002. « Ecological Responses to Recent Climate Change ». *Nature* 416 (6879): 389-95. https://doi.org/10.1038/416389a.

Warren MS, Hill JK, Thomas JA, Asher J, Fox R, Huntley B, Roy DB, et al. 2001. « Rapid Responses of British Butterflies to Opposing Forces of Climate and Habitat Change ». *Nature*. https://doi.org/10.1038/35102054.

Abstract

A large proportion of the world's biodivresity is reported threatened by habitat loss and climate change and it's commonly accepted that species should move towards higher elevations and latitudes as climate warms. Thus, climate change affects the distribution of species. Using an ensemble of species distribution models (SDMs), we predicted change in distributions of 8 species located in the South-East of Madagascar due to increasing climatic variability under warming climate, These species provided from differents ecological taxa : lemurs, amphibians and reptiles, all linked to the tropical forest. 5 of them are located in the New Protected Area of Beampingaratsy et 3 are located exclusively north of the NPA. Therefore, we compared 9 differente SDM method including GLM, GBM, FDA, SRE, GAM, ANN, CTA, RF, MARS and FDA, by using 19 environmental variables for current and future climate scenarios, to model their present and future suitable habitat. Results shows that all the species will see their suitable habitat decreasing or shifting towards South or altitudes in the future, under the 2 differents RCP scenarios (2.6 and 8.5). These results could provide to more effectively guide conservation decisions like assisted migration or adapt the transect surveys in order to track the incoming of new species located farthest north from the NPA and for which climate of the NPA is predicted suitable in the future.

Keyword : *Madagascar, Climate change, Species distribution models, translocation, tropical forest, conservation*

Résumé

Une grande partie de la biodiversité mondiale est menacée par les changements climatiques, et en réponse au réchauffement les espèces ont tendance à se déplacer vers les pôles ou de plus hautes altitudes. Les changements climatiques affectent ainsi la distribution des espèces. En utilisant des modèles de répartition d'espèces (SDMs), nous avons prédit des changements dans la distribution de 8 espèces situées au Sud-Est de Madagascar, à cause des variations climatiques de plus en plus fotes. Ces espèces proviennent de taxons différents : Lémuriens, Amphibiens et Reptiles, toutes inféodées aux forêts tropicales. Cinq sont situées sur la NAP de Beampingaratsy et trois ont leur aire de répartition localisée exclusivement au nord de celle-ci. Nous avons donc comparé 9 méthodes différents de SDMs incluant les GLM, GBM, FDA, SRE, GAM, ANN, CTA, RF, MARS et FDA, en utilisant 19 variables bioclimatiques dont nous possédons les scénarios présents et futurs, afin de modéliser leur habitat « favorable » présent et futur. Les résultats ont montré que toutes les espèces vont voir leur habitat favorable diminuer ou se décaler vers le sud ou les altitudes pour les deux scénarios climatiques futurs : RCP2.6 et 8.5. Ces résultats permettront de guider au mieux les futures décisions de conservations telles que la translocation ou l'adaptation des transects pour repérer l'arrivée éventuelle de nouvelles espèces sur la NAP, dont les projections ont montré que le climat de la NAP allait leur être favorable dans le futur.