

CONSIDÉRATION DE NICHE ÉCOLOGIQUE POUR METTRE À JOUR LES AIRES PROTÉGÉES : CAS de *MANTELLA COWANII* (MANTELLIDAE, AMPHIBIA)

RABIBISOA Nirhy Harinelina¹, RAKOTONDRAZAFY Andry Malalan'Ny Aina²,
RANDRIAMAHATANTSOA Bernard¹

1 : Faculté des Sciences, de Technologies et de l'Environnement, Sciences de la Vie et de l'Environnement, Université de Mahajanga, Madagascar

Correspondant : E-mail : nhcrabibisoa@gmail.com ; Tel. 033 12 553 04 / 034 89 422 04 : bernardzoo01@gmail.com

2 : Environnementaliste et Biologiste photographe indépendants

Adresse e-mail : nickyaina@gmail.com

Résumé

Mantella cowani, une espèce d'Amphibiens n Danger des hautes terres centrales de Madagascar, est actuellement protégée dans deux Aires Protégées, les NAPs Fohisokina et Itremo. D'après Rabibisoa et al. (2009), leur distribution est large, mais très fragmentée. Leurs délimitations actuelles sont statiques et ne permettront pas de protéger l'espèce dans le futur. Cette étude consiste à identifier les zones potentielles de distribution actuelle et de refuge de l'espèce suivant l'évolution du paramètre climatique à travers de la méthode de modélisation des niches écologiques (Maxent). Elle est basée sur le principe de la prédiction à partir de connaissance des données d'observation/présence de l'espèce. Les cartes obtenues représentent la probabilité relative de la distribution des espèces dans les carreaux de cellule définis dans les aires géographiques. La probabilité élevée indique les données environnementales montrant les mêmes conditions écologiques des aires de distribution connues de l'espèce et permettant ainsi de délimiter les zones/sites présentant les mêmes conditions environnementales proches des points de présence connues. Les scénarii proposés intéressent une évolution régionale axée sur le développement économique durable avec une augmentation moyenne de la population et de température entre 2 - 5,4°C (A2) et la durabilité environnementale locale avec une augmentation élevée de la population et de température entre 1,4 – 3,8°C (B2). Ces deux scénarii analysés sont conformes avec la réalité et la vision de Madagascar. Des cartes de distribution actuelle et future sont proposées pour couvrir toute la répartition probable de *M. cowani* et le dynamisme de l'habitat, entre les années 2000-2050 pour assurer sa sauvegarde. Sept zones sont identifiées en tenant compte des analyses de leur occurrence actuelle, des zones probables de chevauchement avec *M. baroni*, de la phylogéographie du Groupe *M. baroni*, de l'impact de l'évolution du changement climatique sur la stabilité de l'habitat et la dynamique anthropique. L'utilisation de l'outil Maxent dans la planification de conservation est démontrée pour *M. cowani* que les Aires Protégées actuelles ne permettent pas à la préservation efficace et totale de l'espèce. Plusieurs aires importantes et vierges autres que les deux APs actuelles hébergent potentiellement des populations parapatriques dont la probabilité de rencontre varie entre 37-97%. Pour conclure, c'est nécessaire de mettre en place un réseau d'AP juxtaposées assurant un pont biologique pour assurer la pérennité de cette espèce menacée et rare dans la stratégie de mise en place des futures Aires Protégées à Madagascar face au changement d'habitat et aux activités anthropiques.

Mots clés : Madagascar, *Mantella cowani*, modélisation, niche écologique, conservation.

Abstract

Mantella cowani is an Amphibian Endangered threatened species of the highland of Madagascar within two protected areas, NPA Fohisokina and Itremo. According Rabibisoa et al. (2009), this species has a large distribution but fragmented. The current boundaries of these both PAs are static, and there is a matter for the *M. cowani* conservation-based for the future. This study can help the identification of their potential refuge areas following the climatic parameters and data species presence. Maxent ecological niche modeling uses known occurrences and pseudo-absence data, resampled from the set of pixels where it is not known to occur, to make inferences about probability of distribution of the species, association between species, and environmental variables in a geographic space. The resulting model represents the relative probability of the species' distribution over all grid cells in the defined geographic space where a high probability indicates that the space is predicted to have suitable environmental conditions. The current and future distribution maps will give to cover all of the probable repartition of the species and the habitat change, the years of the 2000-2050. The family scenarios proposed dealing about change in regional emphasizing whether to economic sustainability with intermediate population growth and temperature increasing between 2.0 – 5.4°C (A2) or environmental durability with high population growth and temperature increasing between 1.4 – 3.8°C (B2). These scenario families are in agreement with malagasy reality and Madagascar vision. According to these situations, seven areas have been identified to cover all of the expected *M. cowani* populations and with regard the analysis of the current occurrence areas, overlapping areas with *M. baroni*, phylogeography of *M. baroni* group, climate change, habitat stability, population growth, and land use. Use of conservation-based planning tools as Maxent documented, that the current national system of PAs does not ensure the effective protection all of the potential *M. cowani* populations. We identified most pristine areas where they are more abundant with natural protection home parapatric population between 37-97 % of them are outside the current existing PAs. This technique provides also a tool to guide delineation that can improve the existing PAs by showing decision makers how PAs can be transformed into better and more efficient networks within the next implementation of the Protected area in Madagascar facing to habitat change and anthropogenic activities.

Keywords: Madagascar, *Mantella cowani*, modelling, ecological niche, conservation.

Introduction

La fragmentation et la perte d'habitat sont parmi les menaces identifiées à Madagascar (Carret et al., 2014). Ces changement d'habitats résultant des activités anthropiques est la cause de la crise sur la biodiversité actuelle (Urbina-Cardona, 2008) et 90 % de la couverture forestière originelle vont être perdues à jamais par les feux et Tavy, d'ici l'année 2050 (Hannah et al., 2008). Or 90% de

la faune endémique vivent exclusivement dans les forêts (Virah-Sawmy, 2009). Le changement climatique est aussi menaçant. La température moyenne de Madagascar va augmenter de 1,1–2,68°C d'ici 2055 (Hannah et al., 2008), induisant une migration de la biodiversité plus élevée que celle durant la période post-glaciaire (144–532 m. an⁻¹ vs 100–200 m.an⁻¹, Tadross et al., 2008). Ces tendances générales pourraient causer la

disparition de la biodiversité malagasy, suite (1) à la transformation irréversible du paysage, rendant les habitats disponibles impropres aux herpétofaunes endémiques et rares (Raxworthy et Nussbaum, 1996) et (2) à la perte des zones de migration et de refuge dont les forêts ripicoles (Wimé et al., 2006). C'est pourquoi, la modélisation des niches écologiques est très importante pour sauvegarder les espèces et identifier ces zones (Wilmé et al., 2006), car c'est un moyen efficace et va aider pour planifier les mesures de conservation (Phillips et al., 2006). Celles-ci requièrent la connaissance de leur sensibilité face aux changements des variables environnementales dont le changement climatique associé aux mouvements des animaux. La maîtrise de ces paramètres permettent d'envisager les différentes options de conservation issues de cette analyse – allant à la prédiction des niches écologiques (Peterson et Holt, 2003), à la découverte de nouvelles espèces dans des nouveaux habitats (Pearson et al., 2007), à la prédiction de l'impact du changement climatique (Ingram et Dawson, 2005), à la découverte de nouvelle distribution (Rabibisoa et al., 2009) et à la mise en place des nouvelles aires protégées (Hannah et al., 2008) – permettant dès à présent au développement d'un programme de résilience faunistique.

Madagascar héberge actuellement 361 espèces d'Amphibiens (Amphibiaweb, 2019). Quelques-unes sont bien connues dont *Mantella cowani* (Behra, 1991), une espèce En Danger et les plus menacées de Madagascar, due à la perte et à la fragmentation de l'habitat et à la collecte illicite (Andreone et al., 2008). Suite au développement du plan d'action *M. cowani* (Rabibisoa, 2008), des mesures

essentiels pour leur conservation sont prises dont l'investigation de la répartition de l'espèce et la pérennité de leur sauvegarde. Actuellement, *M. cowani* est préservée dans deux APs dont les NAPs Fohisokina et Itremo. La délimitation de ces deux APs est statique et ne permet pas de protéger l'espèce dans le futur, car d'après Rabibisoa et al. (2009) leur distribution est large mais très discontinue.

Cette étude consiste alors à identifier les zones de refuge potentiel de l'espèce suivant la distribution connue, l'évolution du paramètre climatique et le changement d'habitat à travers de la méthode de modélisation des niches écologiques.

Méthodologie

Pour cette étude, le programme à algorithme Maximum Entropy des niches écologiques (Maxent) est utilisé pour estimer la probabilité d'occurrence et les données pseudo-absence des espèces (Phillips et al., 2006), car elle élimine les erreurs conduisant à des décisions de conservation erronées (Urbina-Cardona et Loyola, 2008), à travers de l'analyse des variables climatiques et les données écologiques. Nous avons utilisé le programme Maxent 3.1 qui estime la probabilité de présence des espèces. Elle varie de 0 à 1. La probabilité très élevée ($\cong 1$) indique les données environnementales montrant les mêmes conditions écologiques des aires de distribution connues et permettent de délimiter les zones qui présentent les mêmes conditions environnementales proches (Elith et al., 2006). Les points utilisés sont ceux de Rabemananjara et al. (2007). Ils sont composés de 12 points d'observations distribuées dans 03 localités dont Antoetra, Itremo, et Antakasina. Les données

climatiques utilisées proviennent des données de Worldclim (Hijmans et al., 2005) de résolution 2,5 minutes pour l'année 2000 et pour les scénarii climatiques de l'année 2050. L'année 2000 est le point de références du réchauffement climatique global (GIEC, 2007). Ces données sont composées de 9 couches, à savoir Température moyenne annuelle (RealMat), Précipitation moyenne annuelle (RealMar), Température minimale pour le mois le plus froid (MinTemp), Température maximale pour le mois le plus chaud (MaxTemp), Précipitation minimale pour le mois le plus sec (MinPrec), Précipitation maximale pour le mois le plus humide (MaxPrec), Évaporation totale pour toute l'année (Etptotal), Balance hydrique annuelle (Wbyear) = Realmar – Etptotal et Nombre de mois avec une balance hydrique positive (Wbpos). Ces paramètres environnementaux utilisés sont un échantillon faible (< 25), ainsi le programme Maxent utilisé est le plus fiable pour identifier les aires d'occurrence de cette espèce (cf. Pearson et al., 2007). Les caractères linéaire et quadratique sont considérés dans l'analyse et en gardant les autres contextes environnementaux comme des défauts (Phillips et al., 2004). Les canevas modélisés ici intéressent une évolution régionale axée sur le développement économique durable avec une augmentation moyenne de la population et de température entre 2,0 - 5,4°C en 2050 (A2) et/ou sur la durabilité environnementale avec une augmentation élevée de la population et de température entre 1,4 – 3,8°C en 2050 (B2) (Nakićenovic et al., 2000). Ces deux scénarii sont conformes avec la vision de Madagascar. *M. cowani* est sympatrique avec *M. baroni* dans certaines localités dont Antoetra et Antakasina

(Rabibisoa et al., 2009) et elle présente en outre une relation familiale étroite avec le groupe *M. baroni* (Rabemananjara et al., 2007). La connaissance de ces distributions actuelles et la superposition des modèles de répartition pourront prédire la répartition de *M. cowani*. L'interprétation et la validation de modèles issus à des échantillons faibles, pour la priorisation de protection, est basé sur la procédure à Jackknife, en testant l'Aire en dessous de la courbe (cf. Pearson et al., 2007). Les modèles de probabilité supérieure à 0,4 à seuils de présence basse sont retenus. Cette approche à pixels est interprétée écologiquement que la présence d'une espèce est acceptée pour une valeur minimum de prédiction conservative en considérant toutes les données issues (Pearson et al., 2007). Cette valeur est documentée comme caractérisant les espèces herpétofauniques menacées (cf. Urbina-Cardona et Flores-Villela, 2010) dont *M. cowani*. Les modèles entre $0,96 \leq AUC \leq 1$ est considérée comme les plus justes de modèle (Thuiller et al., 2009).

Résultats

Niche écologique de *Mantella baroni*

Les modèles de *M. baroni* pour les années 2000 et 2050 (Figure 1), une espèce sympatrique de *M. cowani*, ont une aire d'occurrence large, le long de la forêt de l'est, de l'extrême sud-est au nord-est dont les zones de concentration se trouvent dans le centre-est.

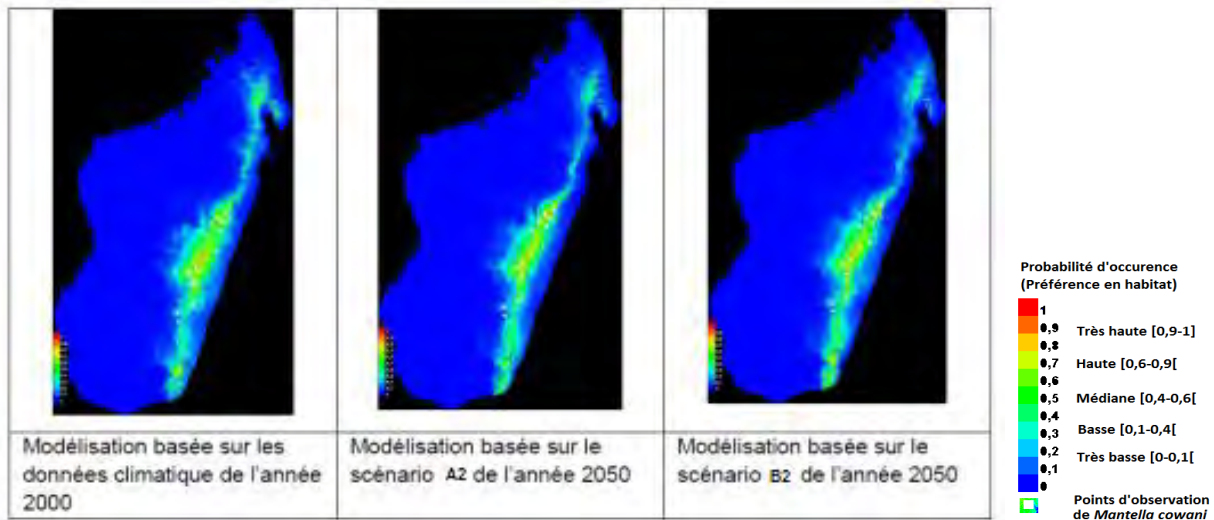


Figure 1 : Modélisation de la répartition de la niche écologique de *Mantella baroni*. Les points blancs présentent leurs points d'observation.

Niche écologique du Groupe de *Mantella baroni*

Le groupe de *M. baroni* est composé de 4 espèces (*M. baroni*, *M. cowani*, *M. haraldmeieri*, *M. nigricans*). D'après les données de distribution de *M. cowani* actuelle et les données climatiques, le groupe se subdivise en 3 régions biogéographiques (Figure 2A). La répartition prédite dans le nord correspond à celle de *M. nigricans*, celle du sud à *M. haraldmeieri* dans la région d'Anosy et celle du centre, située dans les hauts plateaux correspond à celles de *M. baroni* et *M. cowani*, deux espèces sympatriques observées à Antoaetra et Antakasina. Le modèle de la figure 2B est conforme aux informations sur la répartition actuelle de *M. cowani*, aux alentours des 3 sites d'observation, à savoir Itremo, Antakasina et

Antoaetra. Cette répartition a une probabilité médiane (0,4-0,6), c'est-à-dire des zones présentant des zones potentielles qui ne sont pas encore investiguées. Cette répartition pourrait être superposée avec celle de *M. baroni* vu que les résultats d'observation sur le terrain révèlent des individus hybrides entre les deux espèces dans les sites où elles cohabitent dans la région centrale-est de Madagascar (Figure 2B). Cette superposition montre effectivement qu'avec une probabilité $p \geq 0,4$, un chevauchement est observé (Figure 3). Il correspond aux zones de transition entre les forêts de l'est et les hautes terres centrales données récoltées sur le terrain concernant les individus hybrides identifiés dans la région d'Antoaetra, à une altitude comprise entre 1800-1900 m.

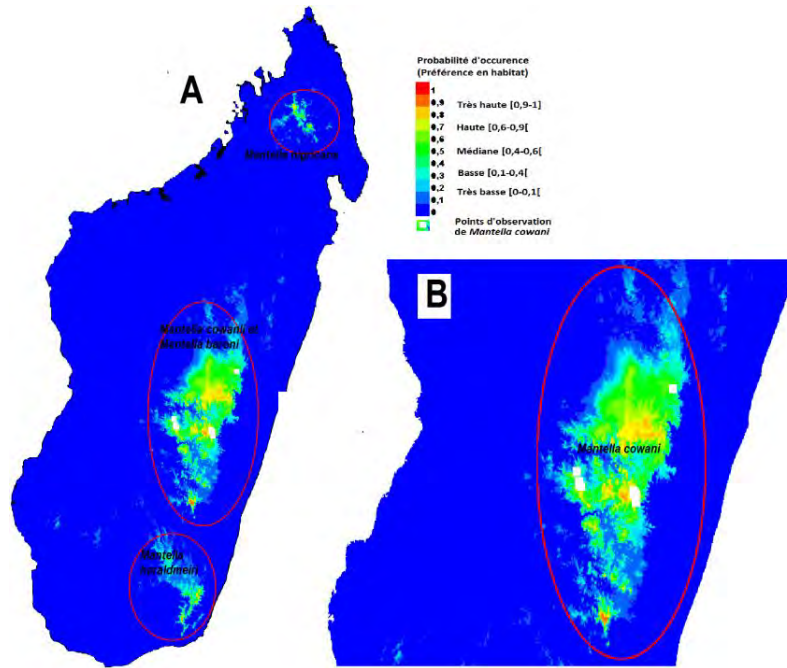


Figure 2 : Modélisation de la répartition de *Mantella cowani* de l'année 2000. Taches blanches : points de présence des 4 espèces. Teintes variables : probabilités de répartition variant de 0 (bleue) à 1 (rouge). « 0 » : absence, « 1 » : présence certaine de *M. cowani*.

Néanmoins, cette zone de sympatrie ne constitue qu'une étroite partie de la zone de répartition prédite pour les deux espèces (Figure 3).

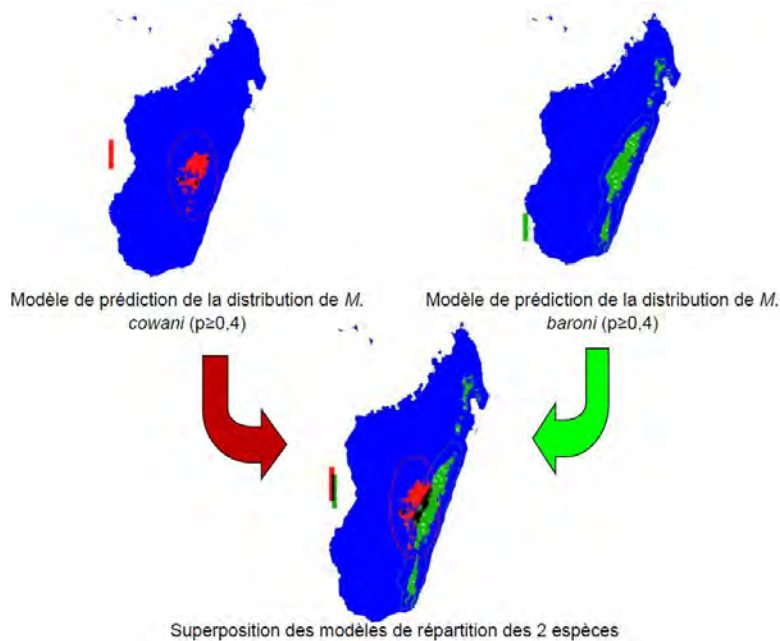


Figure 3 : Modèles de répartition de *Mantella cowani* et *Mantella baroni* pour le climat de l'année 2000. (Bandes rouges : zone d'occurrence de *M. cowani* actuelle ; Bandes vertes : zone d'occurrence de *M. baroni* ; Bandes noires : aire de chevauchement des deux espèces).

M. cowani occupe actuellement les régions centrales des haut-plateaux de Madagascar, délimité entre le district d'Ambatolampy au nord et le district

d'Ambatofinandrahana au sud. Une étude sur terrain est nécessaire pour découvrir les différentes aires d'occupation de ces deux espèces dans les aires d'occurrence pour le climat 2000 (Figure 2, cercle rouge) où elle peut être présente suivant des niches écologiques standards connus.

Aires prioritaires pour la conservation durable

Dans le cadre de la prévision de la répartition pour les années futures concernant les canevas durabilité économique (scénario

A2) et durabilité de l'environnement (scénario B2), les processus d'analyse et de superposition des répartitions sont appliqués sur les modèles prédits, actuel et futur. En effet, si la zone de sympatrie occupe une bande de distribution continue pour l'année 2000, elle ne présente qu'une partie fragmentée que ce soit dans la zone de distribution au nord qu'au sud pour les scénarii A2 2050 et B2 2050 (Figure 4). Ce dynamisme serait probablement causé par une instabilité de l'habitat dans certaines zones à cause des activités humaines dont la collecte ou la perte d'habitat spécifique de *M. cowani*.

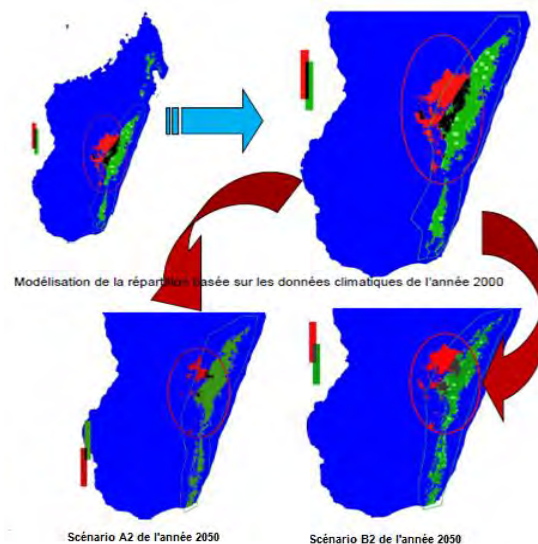


Figure 4 : Modèle de distribution des niches écologiques des 2 espèces et la zone probable du chevauchement de leur répartition (année 2050) suivant la durabilité environnementale (B2) et durabilité économique (A2)

Dans l'identification des aires de conservation de *M. cowani*, les trois scénarii de niches sont alors considérés ensembles (climat actuel, A2 2050 et B2 2050), afin de prévenir le dynamisme que pourrait avoir lieu sur leur répartition. Sept zones d'occurrence sont identifiées pour les sites potentiels, actuels et futurs (Figure 5). Pour le scénario actuel/climat 2000 (Figure 5A), les zones potentielles du climat 2000 [B, C] présentent plus de surfaces

d'occurrence potentiellement élevée (bande rouge, 73-92% de probabilité de rencontre) que les autres zones potentielles. Par contre, la délimitation [E] de la zone potentielle B2 2050 (hachurée en bleue) est aussi importante pour la conservation, car elle présente une zone potentielle de rencontre très élevée (73-92%) et en continue avec [C]. Pour le scénario B2 2050 axé sur la durabilité environnementale (B2) (Figure 5B), la délimitation [E] hachurée

en bleu est importante pour la conservation, car elle héberge une zone de distribution potentiellement très élevée (73-92% de probabilité) que les autres zones potentielles. Pour les autres délimitations, les zones potentielles sont fragmentées ne permettant d'assurer une viabilité pérenne de l'espèce. Pour le scénario A2 2050 axé sur le développement économique durable (A2) (Figure 5C), les délimitations [F] hachurée en verte et [C] hachurée en rouge sont

importantes pour la conservation, car elles hébergent des zones de distribution potentielle très élevées et concentrées (73-92% de probabilité de rencontre) que les autres scénarii. Pour les autres délimitations, la répartition d'occupations potentielles est fragmentée ne permettant d'assurer la viabilité pérenne de l'espèce. Par contre en considérant un grand corridor unique pour [E] et [G] avec respectivement [C] et [F], *M. cowani* est viable dans le futur.

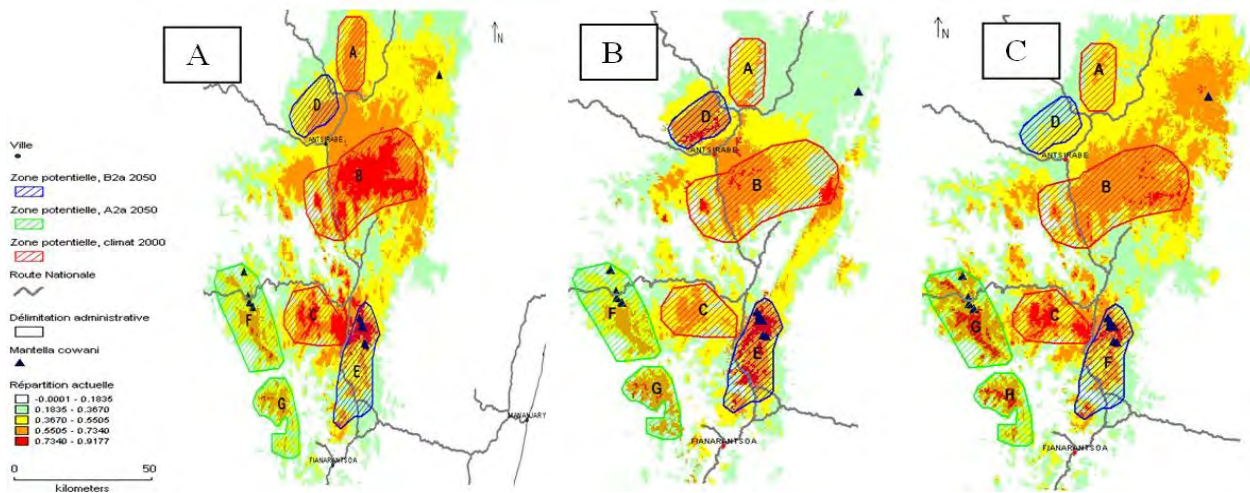


Figure 5 : (A) : Modèle de répartition des zones potentielles par rapport à la répartition actuelle. (B) : Modèle de répartition des zones potentielles par rapport au scénario B2 2050. (C) : Modèle de répartition des zones potentielles par rapport au scénario A2 2050.

Discussion

L'utilisation des outils comme Maxent dans la planification de conservation a démontré pour *M. cowani* que les aires de protection actuelles ne permettent pas à la préservation efficace et totale de l'espèce, car d'autres sites importants dont les forêts d'Antoetra [E] méritent d'être protégées, car la probabilité de rencontre de l'espèce est médiane à haute quel que soit les scénarii, entre (0,4-0,97), c'est-à-dire que dans les forêts d'Antoetra où *M. cowani* évolue sympatricquement avec *M. baroni*, leur répartition phylogéographique est conforme à

celle de la spéciation du groupe *M. baroni* (Rabemananjara *et al.*, 2007).

A partir de cette analyse de prédiction en tenant compte de tous les scénarii pour élargir les connaissances sur les diverses réactions de la niche écologique et de celles de l'espèce que ce soit économique (A2) et écologique (B2) le site [C], la forêt d'Antoetra, est le plus viable et durable. Par contre, suivant le scénario durabilité économique (A2), trois délimitations prioritaires sont observées à savoir les sites [E], [C] et [F] correspondant respectivement aux forêts d'Antoetra, NAPs Fohisokina et Itremo. Le site [B] entre Antsirabe et Ambositra est aussi important

parce que l'occurrence de l'espèce est très haute et le site [D] protège la population isolée de Betafo. Si l'orientation est axée sur un environnement durable (B2), les APs actuelles ne protègent pas durablement *M. cowani*, car il a été documenté qu'à Madagascar les APs sont plus vulnérables aux activités humaines que les zones orphelines et loin des civilisations (Quesne et al., 2017) et les sites prioritaires à savoir les forêts d'Antoetra [C], le site [B] et Betafo [D] sont en dehors des APs actuelles. En effet, l'étude réalisée par Rabibisoa et al. (2009) a identifié un site important et bien protégé des activités humaines du côté de Betafo [D], à cause de leur éloignement des villages environnants.

Conclusion

Le résultat préliminaire sur la prédiction de *M. cowani* va aider et améliorer l'investigation des sites potentiels. Ceci est utile non seulement pour mettre à jour la délimitation des deux APs actuelles, à travers la mise en place des réseaux d'APs, en privilégiant les corridors jouant un rôle pont biologique dans la région centrale pour que la conservation soit meilleure et efficace, et aussi d'assurer la pérennité de cette espèce En Danger suivant l'évolution des mouvements et activités anthropiques et du réchauffement climatique qui nécessitent dès à présent le développement d'un programme de résilience et d'adaptation faunistiques.

Bibliographie

Amphibiaweb (2019). Liste des espèces de grenouille de Madagascar. <<https://amphibiaweb.org>>. Accessed 30 July 2019.

Andreone F., Bungard M. et Freeman K. (2008). Amphibiens menacés de Madagascar. Deschamps C. et Prono G. (eds), A Conservation Strategy for the Amphibian of Madagascar. Amphibian

Executive Secretary, Amphibian Specialist Group/IUCN, 31 pp.

Elith J., Graham C. et NCEAS species distribution modelling group (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29 :129–151. Environmental Systems Research Institute (ESRI). Arc view. Version 3.3. ESRI, Redlands, California.

GIEC (2007). Bilan 2007 des changements climatiques. Quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts IPPC [Pachauri, R. K. et Reisinger, A.]. GIEC, Genève, Suisse. 103 pp.

Hannah L., Midgley G., Andelman S., Araujo M., Hughes G. et al. P. (2007). Protected area needs in a changing climate, *Front. Ecol. Environ* 5 (3) : 131-138.

Hannah L., Dave R., Lowry II P. P., Andelman S., Andrianarisata M. et al. (2008). Climate change adaptation for conservation in Madagascar. *Biology Letters*: 1-5.

Hijmans R. J., Cameron S. E. et Parra, J. L. (2005). Very high resolution interpolated global terrestrial climate surfaces. *International Journal of Climatology*, 25: 1965-1978.

Ingram J. C. et Dawson T. P. (2005). Climate change impacts and vegetation response on the island of Madagascar, *Philosophical Transaction. The Royal Society* 363: 55-59.

Nakićenovic N., Alcamo J., Davis G., de Vries B., Fehmann J. et al. (2000). *A Special Report of Working group III on Emissions Scenarios*, IPPC (2000). Cambridge University Press.

Pearson R. G., Raxworthy C. J., Nakamura M. et Peterson A. T. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar, *Journal of Biogeography*, 34: 102-117.

Peterson A. T. et Holt R. D. (2003). Niche differentiation in Mexican birds : using point occurrences to detect ecological innovation. *Ecology Letters*, 6: 774-782.

Phillips S. J., Dudik M., Schapire R. E. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*: ACM Press, New York. pp. 655–662.

Phillips S., Anderson R. P. et Schapire R. E. (2006). Maximum entropy modelling of species geographic distributions, *Ecological Modelling (190)*: 231-259.

Rabemananjara F. C. E, Chiari Y., Ravoahangimalala R. O. et Vences M. (2007). Evidence for recent gene flow between north-eastern and south-eastern

- Madagascan poison frogs from a phylogeography of the *Mantella cowani* group. *Frontiers in Zoology*, **4** : 1-10.
- Rabibisoa, N.H., 2008, Plan d'Action pour la conservation de *Mantella cowani*. A Conservation Strategy for the Amphibian of Madagascar. 26 p.
- Rabibisoa N. H., Randrianasolo H., Anjeriniaina M., MacKinnon J., Andriamamonjisoa J. et al. (2009). New findings of harlequin Mantella *Mantella cowanii* improve the conservation status of Madagascar's most threatened frog. *FrogLog*, **92** : 5-8.
- Quesne G., Rasolonandrasana B., Rabibisoa N. et Razanakoto O. (2017). *Évaluation finale du projet MRPA "Network of Managed Resources Protected Areas"*. Rapport d'évaluation final. Le Groupe-conseil Bastel sprl, MRPA, PNUD. Antananarivo. 125 p.
- Thuiller W., Lafourcade B., Engler R., Araujo M.B. (2009). BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, **32** : 369–373.
- Urbina-Cardona J. N. (2008). Conservation of Neotropical herpetofauna: research trends and challenges. *Tropical Conservation Science*, **1**:359–375.
- Urbina-Cardona J. N. et Loyola R. D. (2008). Applying niche-based models to predict endangered-hyloid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough? *Tropical Conservation Science*, **1**: 417–445.
- Urbina-Cardona J. N et Flores-Villela D. O. (2010). Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna. *Conservation Biology*, **24** (4): 1031–1041.
- Virah-Sawmy M. (2009). Ecosystem management in Madagascar during global change. *Conservation Letters*, **20**: 1–8.
- Wilmé L., Goodman S. M. et Ganzhorn J. U. (2006). Biogeographic Evolution of Madagascar's Microendemic Biota. *Science*, **312**: 1063–1065.