



UNIVERSITÉ DE LA NOUVELLE-CALÉDONIE
ÉCOLE DOCTORALE DU PACIFIQUE (ED 469)

Doctorat en Biologie des Populations et Écologie

Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale
(IMBE) / Institut de Recherche pour le Développement (IRD)

MATTHIAS DEUSS

ÉCOLOGIE ET CONSERVATION DU SCINQUE-LÉOPARD DE
NOUVELLE-CALÉDONIE (*LACERTOIDES PARDALIS*)

Enjeux pour sa translocation en contexte minier

Thèse dirigée par Morgan Mangeas et Hervé Jourdan

Soutenue le 14 avril 2023

Jury

Xavier Bonnet	DR CNRS, CEBC UMR 7372, Chizé	Rapporteur
Anne Besson	Research Fellow, University of Otago	Rapporteur
Claire Goiran	PRCE UNC, ISEA	Examineur
Rick Shine	Professor, University of Sydney	Examineur
Morgan Mangeas	DR IRD, UMR 250 ENTROPIE	Directeur
Hervé Jourdan	IR HC IRD, UMR 237 IMBE	Co-encadrant
Stephane McCoy	PhD, Prony Resources NC	Invité



MATTHIAS DEUSS

ÉCOLOGIE ET CONSERVATION DU SCINQUE-LÉOPARD DE NOUVELLE-CALÉDONIE (*LACERTOIDES PARDALIS*)

Enjeux pour sa translocation en contexte minier



*« Avez-vous vu le léopard des neiges ?
Non ! N'est-ce pas merveilleux ? »*

Peter Matthiessen



Remerciements

Je veux remercier ici mes encadrants pour leur accompagnement et leur soutien. Hervé, pour son implication dans la mise en place de ce projet, son attachement à proposer des conditions de travail agréables aux membres de son équipe sous sa responsabilité, et à maintenir une bonne ambiance de travail en dépit des difficultés. Merci Hervé, pour la confiance et la latitude que tu m'as accordées durant ces quatre dernières années, même quand nos visions n'étaient pas parfaitement en accord. Merci également Morgan, pour ton soutien et tes encouragements constants. Le pragmatisme de tes conseils m'a été d'une aide précieuse à plusieurs reprises.

Merci aux membres de mon comité de thèse, en particulier Claire Goiran pour sa gentillesse et son soutien moral régulier, ainsi que Fabrice Brescia et Alexandre Millon pour leurs conseils et m'avoir permis de trancher des décisions stratégiques et faire le tri dans nos trop nombreuses idées.

Merci à Prony Resources pour le financement de ces travaux. Un remerciement spécial va à Stephane McCoy pour son soutien dans le cadre de notre convention, son intérêt pour la problématique de cette thèse et son attachement à restaurer l'environnement du grand Sud.

Ma famille est loin mais n'a jamais cessé de me soutenir. Sans leur influence, les dinosaures et les animaux sauvages dont ils ont peuplé mon imaginaire et mon quotidien, jamais je ne serais parti au bout du monde me consacrer à des bestioles qui n'intéressent personne. Les voyages qu'ils m'ont offert m'ont porté jusqu'ici. Ils ne pourront pas dire qu'ils ne l'ont pas cherché !

Ma chérie et mes amis sont ma famille en Nouvelle-Calédonie, je leur dois le semblant de stabilité que je possède. Merci Emilie, pour ta patience et ton affection, merci de rêver avec moi et de m'inspirer au quotidien. J'aimerais avoir la moitié de ta rigueur et de ta ténacité, la rédaction de ce manuscrit aurait été moins chaotique.

Plusieurs personnes m'ont accompagné dans ce travail et ont été déterminantes dans son évolution. Merci à Alice Bousseyroux, pour m'avoir recadré à plusieurs reprises, pour son attachement au bien-être animal qu'aucun scientifique ne devrait perdre de vue, pour nos longues soirées de ~~radotage~~ discussions sur le terrain. Merci à Léopold Doumerc, pour avoir pris en charge les aspects techniques du codage de la modélisation de niche, son apport à cette

thèse est majeur. Merci à Claire Marin pour son enthousiasme et son zèle, sans elle des dizaines de bouts de queue de reptiles seraient encore au congélateur, et l'importance de son travail va avoir de nombreuses répercussions sur le petit monde de l'herpétologie calédonienne. Merci à Valentin Dutertre pour cette trop courte mission au cours de laquelle il a repoussé les limites de nos connaissances sur le Scinque-léopard (pourquoi utiliser des pièges ou des caméras quand on peut chercher des crottes ?!). Merci à tous les stagiaires qui se sont investis dans des tâches plus ou moins épanouissantes : Victoria, Margaret, Carla, Shanna, Lucas, Jade, Vincent.

L'herpétologie calédonienne est un tout petit monde et j'ai eu la chance de croiser ou cotoyer ses membres les plus éminents. Merci à Thomas Duval de m'avoir encouragé dans ce domaine à mon arrivée à Poindimié il y a huit ans et pour les missions faites ensemble. Un grand merci à Stéphane Astrongatt pour nos nombreux échanges sur le Scinque-léopard (entre autres) et pour avoir accepté de transmettre ses données sur cette espèce, ainsi qu'à Ross Sadlier, Aaron Bauer, Gerry Swan, Edouard Bourguet, Alexandre Lagrange. Au-delà des échanges professionnels, avoir des gens à faire rager avec ses observations du week-end est essentiel pour persister dans ce domaine ! Un grand merci également à Marieke Lettink, herpétologue indépendante néo-zélandaise, pour m'avoir accueilli comme bénévole sur une de ses missions, un excellent souvenir qui a été très formateur pour mon travail sur le terrain. J'ai aussi une pensée pour Tony Whitaker, dont le travail a été fondamental pour la connaissance de l'herpétofaune de Nouvelle-Zélande, mais aussi de Nouvelle-Calédonie ; j'aurais aimé le connaître.

J'ai particulièrement sollicité plusieurs personnes pour leur aide dans certains de leurs domaines de compétences, et ces personnes m'ont très généreusement apporté leur contribution. Merci à Pierre-Louis Stenger pour son aide inestimable sur R, en particulier pour l'article dont il est co-auteur. Merci à Clarisse Majorel pour ses nombreux conseils et très gros coups de main pour le séquençage de nos spécimens. Merci aussi à Shankar Meyer, ex-coordonateur d'Endemia, pour son expertise dans le décryptage des critères de la Liste Rouge de l'UICN.

L'association Endemia m'a permis, en parallèle de cette thèse, de mettre en valeur l'herpétofaune calédonienne à travers la création d'une exposition photographique et d'une formation. Les réunions du CA ont constitué des parenthèses appréciables vers le monde associatif, et je suis fier des projets portés par cette association. J'ai hâte de voir son évolution dans les prochaines années.

Le temps fort de ma thèse a sans aucun doute été la mission prolongée sur l'îlot Némou, refuge de biodiversité de la côte sud-est. J'adresse mes remerciements à Radji Kainda, pour son accueil chaleureux et son intérêt dans tous les sujets touchant à l'environnement de l'îlot, dont il est le propriétaire coutumier.

Cette thèse a été ponctuée de quelques missions courtes, occasions uniques et attrapées au vol d'inventorier des zones du territoire jamais explorées par des herpétologues, ou de rechercher des espèces emblématiques. Merci aux gardes nature de la province Sud, alors sous la direction de Caroline Groseil, pour cette mission mémorable sur les îlots du Grand Lagon Sud. Merci également à Alan Nogues, pour son intérêt pour nos missions et son invitation sur le tournage du documentaire sur l'environnement de l'Île des Pins (série « O'Fil de l'Eau »), qui a été l'occasion de développer des techniques de détection pour le plus grand lézard de Nouvelle-Calédonie, le Phoboscincus de Bocourt. Alan est le réalisateur qui a le mieux mis en lumière les geckos et scinques calédoniens, en particulier dans son film « l'Île Continent » qui m'a beaucoup marqué.

Merci aux directeurs successifs de l'ANFR, MM. Benoist Deschamps et Arnaud Ott, pour leur autorisation spéciale d'importation de notre matériel radiotéléométrique.

Merci au personnel du Parc Zoologique et Forestier, alors sous la direction d'Almudena Lorenzo, pour l'hébergement et l'aménagement des enclos des sept scinque-léopard collectés sur le site de la nouvelle *mine access road* de Prony Resources, ainsi qu'à Isabella Lach, vétérinaire, pour avoir pris soin de ces animaux, dont la plupart ont eu une fin malheureuse.

J'adresse enfin une pensée aux scinque-léopard morts pendant cette thèse, ainsi que les autres lézards ayant succombé sur nos pièges. Je n'ai jamais souhaité que le sacrifice d'animaux soit banalisé dans mes travaux ; j'ai gardé la trace de chaque individu mort sur les pièges ou en captivité et ai pris soin d'en tirer toutes les leçons possibles, quand cette mort aurait pu être évitée. Le poids de ces morts est particulièrement pénible dans le contexte d'un projet de recherche axé sur la conservation d'une espèce vulnérable.



Table des matières

CHAPITRE 1 - Introduction	1
I. La Nouvelle-Calédonie, point chaud de la diversité des reptiles	2
I.1. Contexte géographique	2
I.2. Etat des connaissances sur la diversité de l’herpétofaune de Nouvelle-Calédonie	4
I.3. Etat des connaissances sur l’écologie de l’herpétofaune en Nouvelle-Calédonie	5
I.4. Évaluation des risques d’extinction des lézards endémiques néo-calédoniens	6
I.5. Mesures de protection et de conservation existantes	6
II. Le Scinque-léopard de Nouvelle-Calédonie	7
II.1. Une espèce à part au sein de l’herpétofaune néo-calédonienne	7
II.2. Enjeux de conservation	10
III. La translocation comme moyen de conservation du Scinque-léopard	11
III.1. Une première opération de translocation en 2015	11
III.2. Les translocations de squamates à travers le monde	14
IV. Objectifs et plan de thèse	26
Références bibliographiques	29
CHAPITRE 2 – Distribution et habitats du Scinque-léopard	37
I. Introduction	38
I.1. Historique de la découverte des populations connues du Scinque-léopard	38
I.2. La recherche de nouvelles populations, un aspect incontournable du programme de recherche sur le Scinque-léopard	40
II. Matériels et méthodes	41
II.1. Sélection des sites	41
II.2. Techniques de capture	42
III. Résultats	43
III.1. Populations nouvelles	43

III.2. Habitats occupés	44
IV. Discussion	53
Références bibliographiques	55
CHAPITRE 3 – Développements méthodologiques pour la capture, l’observation et le suivi du Scinque-léopard.....	64
I. Comparaison et amélioration des techniques de terrain en vue de la détection, de la capture et du suivi du Scinque-léopard	65
I.1. Contexte.....	65
I.2. ARTICLE : Evaluation et amélioration de la technique des pièges collants pour l’étude du Scinque-léopard dans les maquis miniers de Nouvelle-Calédonie, et recherche de techniques alternatives	68
II. Développement d’une méthode de photo-identification pour la reconnaissance individuelle des scinque-léopard	100
II.1. Utilités et contraintes liées au marquage des squamates.....	100
II.2. Caractères exploitables pour la photo-identification des scinque-léopard.....	102
Références bibliographiques	112
CHAPITRE 4 – Structuration génétique des populations du Scinque-léopard.....	140
I. Contexte et problématique	141
I.1. Les phénomènes de spéciation par vicariance chez les scinques de Nouvelle-Calédonie	141
I.2. La structuration génétique des populations appliquée à la conservation.....	144
I.3. État initial des connaissances sur la structuration génétique des populations du Scinque-léopard	146
I.4. Problématique.....	148
II. Matériels et méthodes	149
II.1. Origine des spécimens.....	149
II.2. Choix des marqueurs génétiques.....	149
II.3. Extraction, amplification et séquençage du matériel génétique.....	151
II.4. Analyses phylogénétiques	151

III. Résultats	154
III.1. Séquences obtenues	154
III.2. Arbres phylogénétiques	156
III.3. Réseaux d'haplotypes	159
III.4. Distances génétiques.....	161
IV. Discussion	162
IV.1. Analyses génétiques et biais d'échantillonnage	162
IV.2. Peut-on définir des unités de conservation pour le Scinque-léopard ?.....	164
IV.3. Existe-t-il des taxons cryptiques au sein du genre <i>Lacertoides</i> ?	169
Références bibliographiques	172
CHAPITRE 5 – Modélisation de la niche écologique du Scinque-léopard	177
Contexte de l'étude	178
Résumé français	178
ARTICLE : Modélisation de la niche écologique du Scinque-léopard	179
CHAPITRE 6 - Utilisation de l'habitat, interactions sociales, reproduction : l'histoire de vie du Scinque-léopard revisitée	221
I. ARTICLE : Étude radiotéléométrique de la structure sociale et de l'utilisation de l'habitat du Scinque-léopard.....	222
I.1. Contexte de l'étude.....	222
I.2. Résumé français.....	223
I.3. Manuscrit.....	224
II. Cycle de vie et reproduction du Scinque-léopard : nouveaux éléments.....	263
II.1. Introduction	263
II.2. Origine des nouvelles données acquises	264
II.3. La reproduction est-elle saisonnière ?	266
II.4. Quelle est la vitesse de croissance des individus ?.....	271
II.5. À quel âge la maturité sexuelle est-elle atteinte pour les mâles et les femelles ? .	272
II.6. Comment définir les différentes classes d'âge ?	273

Références bibliographiques	276
CHAPITRE 7 - Réévaluation du statut de conservation selon les critères de l’UICN et recommandations pour la conservation in situ du Scinque-léopard.....	278
I. Etat de conservation du Scinque-léopard.....	279
I.1. Cadre général.....	279
I.2. Distribution connue de l’espèce	282
I.3. Isolement génétique des populations.....	284
I.4. Pressions et menaces	286
I.5. Synthèse pour l’évaluation du risque d’extinction de l’espèce	300
II. Recommandations pour la conservation <i>in situ</i>	306
II.1. Cadre général	306
II.2. Acquisition de connaissances.....	306
II.3. Actions en faveur de la conservation <i>in situ</i>	309
III. Recommandations pour la translocation	312
III.1. Conditions justifiant la translocation d’une population de Scinque-léopard.....	312
III.2. Risques induits par la translocation de scinque-léopard et mesures de réduction	313
IV. Conclusion et perspectives pour la conservation des reptiles terrestres de Nouvelle-Calédonie.....	316
Références bibliographiques	318
Résumé	322
Abstract	324

CHAPITRE 1

INTRODUCTION



I. La Nouvelle-Calédonie, point chaud de la diversité des reptiles

I.1. Contexte géographique

La Nouvelle-Calédonie est une collectivité française d'outre-mer du Pacifique Sud-Ouest, située à 1407 km au nord-est de l'Australie et 1477 au nord de la Nouvelle-Zélande (**Fig. 1**). L'archipel, situé dans l'arc mélanésien, regroupe deux sous-ensembles d'origine géologique distincte. Le plus ancien, la Nouvelle-Calédonie *sensu stricto*, recouvre l'île principale de la Grande Terre, longue d'environ 400 km et large de 50, prolongée au Nord par les îles Bélep et au Sud par l'Île des Pins. Cet ensemble est constitué d'un socle continental, par-dessus lequel des couches de roches océaniques et mantelliques se sont déposées au cours de l'épisode de subduction-obduction de l'Eocène, notamment une nappe de péridotites avoisinant les 5400 km², qui constitue aujourd'hui l'une des régions ultramafiques les plus étendues sur Terre (Maurizot et al. 2020b). Les sols ultramafiques, composés de latérites issues de la dégradation des péridotites du manteau, sont caractérisés par un pH fort (ultrabasique), de faibles concentrations en minéraux et de fortes concentrations en métaux, dont le nickel, principal produit de l'industrie minière en Nouvelle-Calédonie.

Les îles Loyauté, plus récentes, sont le résultat de l'émergence d'anciens complexes récifaux, soulevés par le bombement de la ride des Loyauté à l'approche de la zone de subduction de la Fosse des Nouvelles-Hébrides (Maurizot et al. 2020a). Apparues au Pléistocène, elles abritent une faune et une flore moins diversifiées que la Nouvelle-Calédonie, comme le montre, pour l'herpétofaune, la présence de genres répandus à travers les îles du Pacifique Sud-Ouest, mais absents de Nouvelle-Calédonie (deux scinques du genre *Emoia*, un gecko du genre *Gehyra* et un boa du genre *Candoia*).

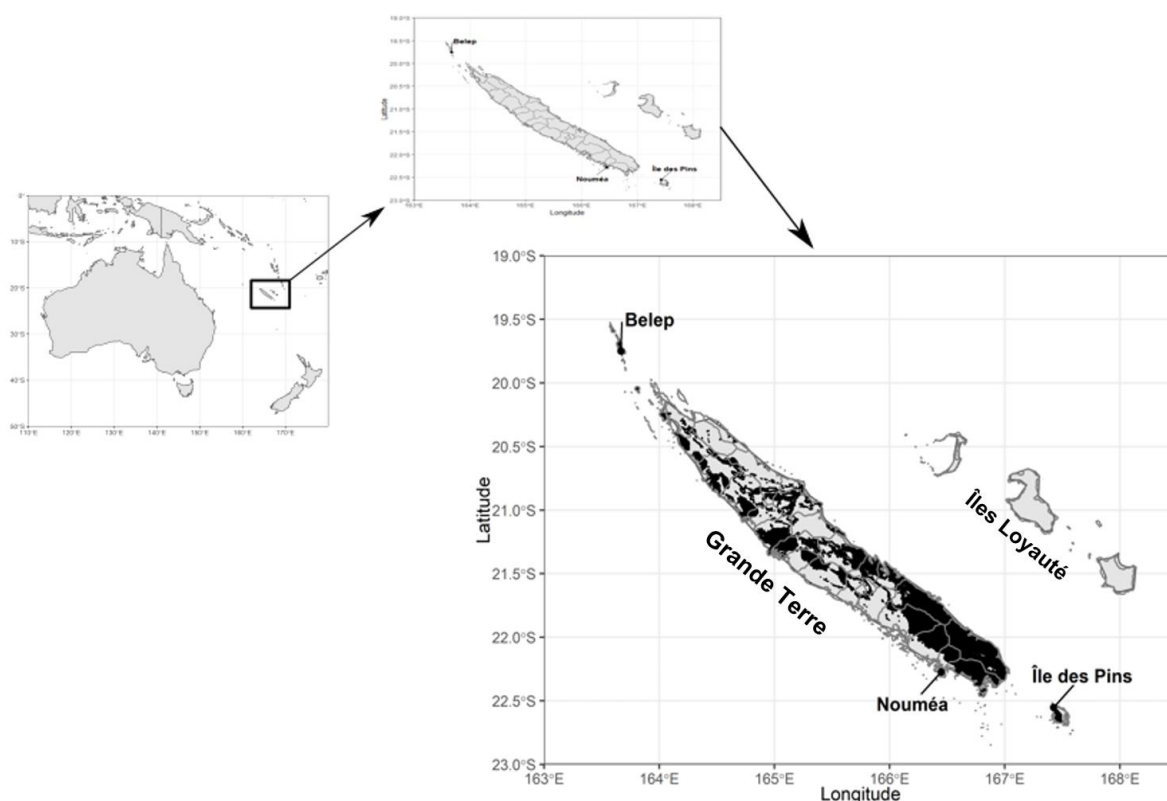


Figure 1. Localisation de la Nouvelle-Calédonie dans le Pacifique Sud-Ouest. Les zones en noir correspondent aux massifs de péridotites, qui recouvrent de grandes surfaces sur la Grande Terre, les îles Bélep et l'Île des Pins. Source : Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie (<https://georep.nc/>).

La Nouvelle-Calédonie, au sens géologique du terme, est reconnue depuis plus de deux décennies comme un *hotspot* mondial de la biodiversité reptilienne (Bauer & Sadlier 2000). L'archipel, riche d'une histoire géologique longue et mouvementée, est le lieu d'une diversification hors normes de deux familles principales de sauriens : les scinques (Scincidae), avec 20 genres et 65 espèces décrites, et les geckos du Pacifique Sud-Ouest (Diplodactylidae), avec 8 genres et 65 espèces décrites¹. Parmi les éléments plus récents de l'herpétofaune terrestre, pour la plupart introduits ou d'origine cryptique, on compte six geckos cosmopolites (Gekkonidae), un boa (Boidae), deux serpents aveugles (Typhlopidae) et une tortue introduite. Les lézards, principaux représentants actuels de l'herpétofaune calédonienne, comptent

¹ Deux des trois publications scientifiques soumises durant cette thèse et retranscrites dans le présent manuscrit mentionnent le chiffre de 108 espèces de squamates terrestres décrites en Nouvelle-Calédonie ; depuis leur soumission, la revue du genre *Bavayia*, incluant la description de 28 nouvelles espèces, a été publiée (Bauer et al. 2022).

aujourd'hui 136 espèces décrites (Bernstein et al. 2021; Bauer et al. 2022), la plupart étant endémiques au territoire (94,1%). En conséquence de ce taux d'endémisme exceptionnel, on peut considérer qu'environ 1,5% des espèces de lézards ne se trouvent qu'en Nouvelle-Calédonie, soit 3,7% des scinques, et 34,2% des geckos Diplodactylidae (adapté de Uetz et al. 2022). Rapportée à la surface du pays, la diversité de l'herpétofaune de Nouvelle-Calédonie est plus de dix fois supérieure aux autres grandes îles tropicales (**Fig. 2**).

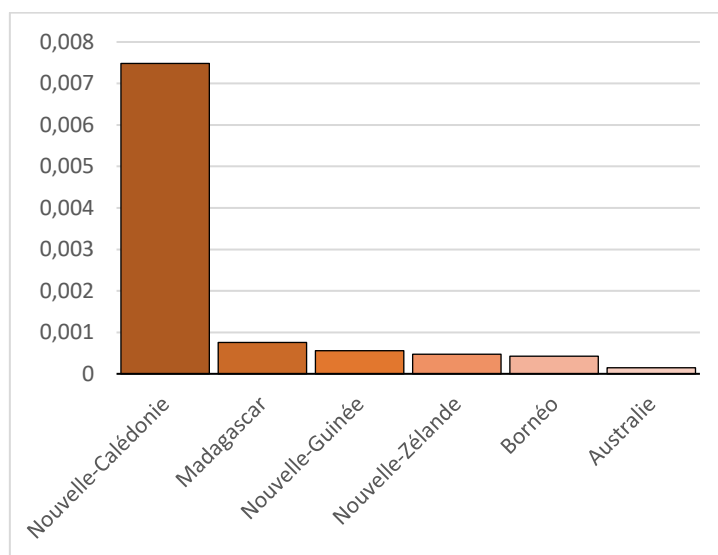


Figure 2. Ratio du nombre d'espèces de reptiles par rapport à la surface de quelques-unes des plus grandes îles tropicales du monde (en km²). Sources : The Reptile Database (Uetz et al. 2022), Wikipédia.

I.2. Etat des connaissances sur la diversité de l'herpétofaune de Nouvelle-Calédonie

La connaissance de l'herpétofaune calédonienne a progressé par paliers depuis la description taxonomique de la première espèce par Cuvier en 1829 : le gecko géant *Rhacodactylus leachianus*. Arthur René Jean Baptiste Bavay produisit une première série de descriptions dans les années 1860. Au début du 20^{ème} siècle, Carl Friedrich Sarasin et Jean Roux explorèrent de nombreuses régions méconnues du territoire, et leurs collectes alimentèrent la monographie majeure de Roux (1913) sur l'herpétofaune de Nouvelle-Calédonie et des Îles Loyauté. Il fallut attendre les années 1970-80 pour que l'herpétofaune calédonienne connaisse un regain d'intérêt avec les nouvelles descriptions de Böhme (1976, 1979) et les recherches ciblées de geckos géants par Henkel, Seipp, de Vosjoli, portées par un intérêt pour la terrariophilie. Depuis les années 1980, les Drs. Ross Sadlier (ex. Muséum de Sydney) et Aaron

Bauer (Université de Villanova, Pennsylvanie), se sont attachés à poursuivre la description de l'herpétofaune, et ont aujourd'hui décrit plus de la moitié des espèces de scinques et geckos du pays, à travers une cinquantaine de publications et un ouvrage de référence, *The Herpetofauna of New Caledonia* (Bauer & Sadlier 2000). Leurs travaux portent essentiellement sur la taxonomie et la phylogénie, et ils sont les principaux artisans de la vision moderne de l'herpétofaune néo-calédonienne et de ses relations phylogénétiques avec les faunes des pays voisins. Malgré cette production scientifique colossale entamée il y a 40 ans, la diversité de l'herpétofaune est encore partiellement méconnue. Dans la révision récente des geckos du genre endémique *Bavayia* (Bauer et al. 2022), pas moins de 28 nouvelles espèces ont été décrites, mais d'autres ont été découvertes au cours de l'année précédant cette publication (S. Astrongatt et R. Sadlier, comm. pers.). Le dernier genre endémique de scinque, *Kuniesaurus*, a été décrit en 2019 (Sadlier et al. 2019) et un nouveau genre de gecko est en cours de description (A. Bauer, comm. pers.). Plusieurs espèces sont toujours en attente de description dans les genres *Marmorosphax* (Sadlier et al. 2020), *Nannoscincus*, *Oedodera*... et de nombreuses autres restent encore certainement à découvrir, tant l'exploration de la biodiversité du territoire reste lacunaire.

I.3. Etat des connaissances sur l'écologie de l'herpétofaune en Nouvelle-Calédonie

Si les connaissances sur la taxonomie et la phylogénie ont fait un énorme bond en avant ces dernières années, les travaux portant sur l'écologie *in situ* des lézards calédoniens sont beaucoup plus rares. L'essentiel des données disponibles est inclus dans les descriptions d'espèces, faisant généralement mention des habitats utilisés, du mode de reproduction, voire du régime alimentaire. Les rapports d'experts indépendants (notamment T. Whitaker, S. Astrongatt, G. Shea, G. Swan et R. Sadlier) réalisés pour les compagnies minières ou plus rarement, les provinces, constituent également une source d'informations dans ces domaines. Quelques synthèses ont été publiées sur l'écologie d'espèces individuelles, essentiellement à partir de compilations de données de captures (Sadlier et al. 2014a, 2018b), mais également à partir d'études de terrain dédiées (Shea et al. 2009; Snyder et al. 2010; Sound et al. 2018; Sadlier et al. 2018a). Les lacunes restent toutefois importantes dans ces domaines, notamment sur des aspects fondamentaux comme le régime alimentaire, la biologie de la reproduction, l'utilisation de l'habitat, les relations intra- et interspécifiques.

I.4. Évaluation des risques d'extinction des lézards endémiques néo-calédoniens

L'état de conservation des lézards calédoniens est globalement bien connu, ayant fait l'objet de deux évaluations pour la Liste Rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature ((IUCN 2011, 2021). L'évaluation du statut de conservation des différentes espèces s'est faite essentiellement sur des critères de distribution géographique. La dernière évaluation, portant sur 104 taxons décrits, a classé 76 espèces comme menacées (19 VU, 32 EN, 19 CR, 6 DD)². Les menaces sont clairement identifiées : 100% des espèces menacées subissent la pression des espèces envahissantes (par prédation, compétition ou dégradation des habitats) et la réduction de leurs habitats par les feux de brousse (59%) et les activités minières (45%) (IUCN 2021).

I.5. Mesures de protection et de conservation existantes

À l'exception de certains geckos introduits de la famille "cosmopolite" des Gekkonidae, toutes les espèces de lézards de Nouvelle-Calédonie sont protégées par les codes de l'environnement de la province Nord (JONC 2008) et de la province Sud (JONC 2009). En revanche, la liste des habitats naturels protégés est plus restreinte, et la présence d'espèces animales ou végétales protégées sur une station donnée n'entraîne pas de contraintes réglementaires sur son habitat, comme cela peut être le cas en France Métropolitaine. En province Sud, les seuls habitats terrestres bénéficiant d'un certain niveau de protection sont les forêts denses humides sempervirentes et les forêts sclérophylles ; les projets de travaux ou d'aménagements susceptibles de porter atteinte à ces habitats sont soumis à autorisation. Dans la pratique, ces deux types de forêt ne sont plus impactés par des projets d'aménagement en province Sud, y compris par les activités minières. En province Nord, les seuls habitats terrestres protégés sont les îlots.

Parmi les mesures de conservation dont bénéficient les lézards en Nouvelle-Calédonie, il faut citer les aires protégées, qui protègent efficacement les habitats naturels contre l'exploitation des ressources naturelles, les aménagements et les activités minières. En province

² Par ordre croissant du risque d'extinction : vulnérable (VU), en danger (EN) et en danger critique (CR). Les espèces pour lesquelles les données sont trop peu nombreuses pour l'évaluation (données insuffisantes : DD) sont ici considérées comme menacées d'extinction.

Sud, seuls les parcs provinciaux bénéficient de mesures de conservation actives encadrées par des plans de gestion. La lutte contre les espèces envahissantes est localisée, généralement limitée aux cerfs et cochons sauvages qui dégradent la litière et les sous-bois, et aux chats et chiens sauvages, en particulier dans le cadre de la conservation des populations de cagous³ dans les parcs provinciaux des Grandes Fougères et de la Rivière Bleue. À l'heure actuelle, aucune population de reptile terrestre ne fait l'objet de mesures de conservation dédiées dans son habitat.

Dans le cadre des activités minières des différentes compagnies opérant sur le territoire, des états initiaux et des suivis réglementaires de l'herpétofaune sont réalisés, généralement dans la zone d'emprise de futurs travaux ou à proximité immédiate des exploitations, parfois dans des aires protégées voisines des sites (Sadlier & Shea 2006; Bouteiller 2014). Si ces suivis ne constituent pas des mesures de conservation à proprement parler, ils peuvent conduire à une meilleure prise en compte de l'herpétofaune dans le cadre des opérations minières, et dans certains cas ont entraîné des mesures d'évitement ou de compensation des impacts, en particulier dans le cas du Scinque-léopard.

II. Le Scinque-léopard de Nouvelle-Calédonie

II.1. Une espèce à part au sein de l'herpétofaune néo-calédonienne

Le Scinque-léopard de Nouvelle-Calédonie (*Lacertoides pardalis* Sadlier, Shea & Bauer, 1997) appartient à un genre endémique et *a priori* monotypique. Il se distingue des autres représentants calédoniens de la famille des Scincidae par une suite de traits morphologiques remarquables. C'est le troisième plus grand scinque de Nouvelle-Calédonie, après les deux représentants du genre *Phoboscincus*, *P. garnieri* et *P. bocourti*, ce dernier ne subsistant plus que sur les îlots de l'Île des Pins (Ineich 2009). Le plus grand Scinque-léopard connu, une femelle capturée sur le site de CP-A1 en 2015, mesurait 155 mm de longueur corporelle⁴ pour un poids de 80,9 g (R. Sadlier, comm. pers.) ; toutefois, la plupart des adultes rencontrés ne

³ Le Cagou (*Rhynochetos jubatus*) est un oiseau aptère, unique représentant de la famille des Rhynochetidae. Endémique à la Nouvelle-Calédonie, il en est l'emblème, comme le Kiwi pour la Nouvelle-Zélande, et bénéficie de certaines mesures de conservation spécifiques.

⁴ La longueur corporelle ou *snout-to-vent length* (SVL), mesurée de la pointe du museau à l'ouverture du cloaque, est la mesure la plus commune pour définir la taille des lézards.

dépasse pas 135 mm pour un poids moyen de 50 g. Le Scinque-léopard est doté d'un corps robuste, de membres bien développés et d'une longue queue atteignant 250% de la longueur corporelle, des caractéristiques typiques d'un scinque terrestre et saxicole. Il possède des écailles corporelles lisses et de très petite taille, et présente un motif unique d'ocelles noires et crème sur fond brun sombre, recouvrant le dos et une partie des flancs (**Fig. 3**). Le ventre et la gorge sont couleur crème avec de fines réticulations brunes.

C'est par son histoire de vie que le Scinque-léopard se distingue réellement des autres scinques calédoniens. Malgré des disparités, la grande majorité des lézards néo-calédoniens est adaptée à un mode de vie forestier ; le Scinque-léopard, en revanche, semble préférer la végétation basse des maquis miniers. Avant cette thèse, l'espèce n'avait jamais été détectée dans un milieu à canopée fermée (voir Chapitre 2). Les maquis miniers regroupent une gamme de végétations secondaires extrêmement riches en espèces végétales endémiques, qui se développent sur les terrains ultramafiques de Nouvelle-Calédonie. Ces habitats constituent la transition entre des zones dégradées par un événement destructeur (feu, glissement de terrain, crue...) et la forêt humide, formation climacique originelle de la plupart des régions de Nouvelle-Calédonie. Plusieurs classes de maquis se succèdent, du maquis ligno-herbacé, bas et semi-ouvert, aux maquis paraforestiers à canopée fermée (McCoy et al. 1999; Isnard et al. 2016). Les principales catégories de maquis bas ont été récemment re-décrites par Jaffré (2022). Le Scinque-léopard est connu exclusivement des maquis se développant sur péridotites (Sadlier et al. 2014a, 2018a), et est strictement dépendant de la présence d'affleurements de cette roche, qu'il utilise comme gîtes et places d'insolation. La cuirasse ferralitique, l'autre type de couverture rocheuse fréquemment trouvée sur les terrains ultramafiques, ne semble pas utilisée par l'espèce.

Les maquis miniers sont soumis à des variations de températures et d'humidité importante. Dans la journée, la température est supérieure à celle du sous-bois des forêts humides, alors que les températures nocturnes sont plus basses qu'en forêt. La végétation clairsemée et les sols érodés abritent moins d'invertébrés que les forêts, les densités animales sont globalement plus faibles. On considère généralement que l'herpétofaune des maquis est une version appauvrie de celle des forêts. Le Scinque-léopard s'est adapté à ces conditions difficiles par une série de traits d'histoire de vie particuliers. C'est le seul scinque connu en Nouvelle-Calédonie à se nourrir en majorité de fruits, bien que son régime comprenne occasionnellement des arthropodes, des escargots, voire même de petits scinques (Sadlier et al.

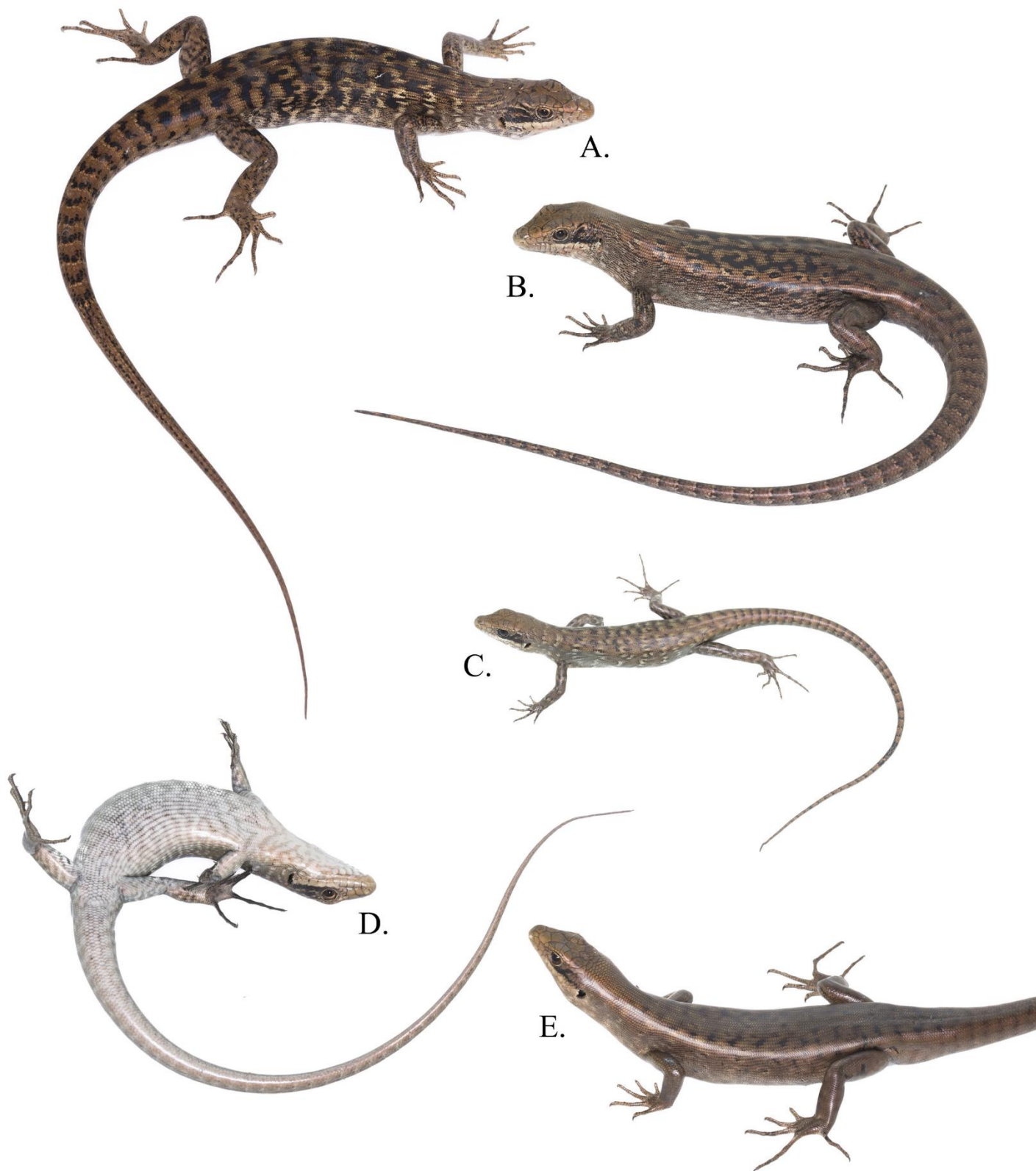


Figure 3. Diversité des motifs du Scinque-léopard. **A, B.** Motifs dorsaux contrastés, à trois tons (noir, brun et crème). **C.** Motif typique des juvéniles, très contrasté avec des ocelles bien marquées sur les flancs. **D.** Motif ventral. **E.** Motif peu contrasté, à deux tons (noir et brun) et avec des ocelles peu définies.

2014a). C'est aussi l'un des deux seuls scinques à la fois héliophiles⁵ et vivipares, avec

Phasmasaurus tillieri, une espèce de taille moyenne (jusqu'à 64 mm de longueur corporelle), également bien adaptée aux maquis miniers, semi-arboricole et essentiellement nectarivore. Les deux espèces partagent les mêmes milieux et la même distribution, mais *P. tillieri* ne semble pas particulièrement lié aux milieux rocheux. La majorité des scinques calédoniens est ovipare ; les autres espèces vivipares, appartenant aux genres voisins *Kanakysaurus* et *Marmorosphax*, sont des espèces crépusculaires, semi-fouisseuses.

Le genre *Lacertoides* est proche phylogénétiquement des genres *Phoboscincus* et *Epibator* (Smith et al. 2007; Sadlier et al. 2015a), qui comptent parmi les plus grandes espèces de Nouvelle-Calédonie et sont exclusivement diurnes.

II.2. Enjeux de conservation

En raison de sa distribution restreinte aux zones ultramafiques, le Scinque-léopard fait partie des espèces directement menacées par les activités minières. Sa préférence pour les maquis miniers aggrave cette vulnérabilité, puisqu'il ne bénéficie pas de la protection réglementaire des forêts humides en province Sud. Le Scinque-léopard a été découvert en 1995 dans le cadre d'inventaires préalables au développement des activités minières sur le Plateau de Goro, dans le grand Sud calédonien (Sadlier et al. 1997). Le détail des recherches ciblées sur cette espèce et la progression des connaissances sur sa distribution est décrit dans le Chapitre 2 ; on retiendra seulement ici que durant les vingt années suivant sa découverte, le Scinque-léopard n'était connu que de la région du grand Sud, jusqu'aux premiers contreforts de la chaîne centrale, au niveau de la Montagne des Sources. Une grande partie de cette région étant incluse dans les concessions minières de Vale, première compagnie propriétaire de l'usine de Goro, la crainte justifiée d'une dégradation des habitats et d'un déclin des populations, aggravée par le faible nombre de localités connues, a conduit au classement de cette espèce dans la catégorie "vulnérable" (VU) de la Liste Rouge en 2011 et 2017.

La dernière évaluation de l'UICN (IUCN 2021) mentionne comme menaces concernant le Scinque-léopard, la réduction de son habitat causée par le développement des activités minières, mais également par les feux, qui impactent particulièrement les maquis, et l'impact des espèces envahissantes, en particulier les chats et rats, principaux prédateurs exotiques des

⁵ Héliophile : se dit d'une espèce diurne appréciant les zones ensoleillées, qui consacre une partie de sa journée à réguler sa température par exposition directe au soleil.

reptiles en Nouvelle-Calédonie (Thibault et al. 2017; Palmas et al. 2017), mais aussi les fourmis introduites, dont la fourmi électrique *Wasmannia auropunctata*, qui exerce une compétition pour les ressources pouvant localement conduire au déclin de certains lézards (Jourdan et al. 2001).

III. La translocation comme moyen de conservation du Scinque-léopard

III.1. Une première opération de translocation en 2015

III.1.1. Contexte et résultats de l'opération

En 2015, l'ouverture d'une carrière fut autorisée sur la concession CP-A1 de Vale NC, sur laquelle une population particulièrement abondante de scinque-léopard avait été découverte l'année précédente (Sadlier et al. 2014b)⁶. Cette population est localisée le long d'une crête descendant d'un sommet à 467 m, parsemée de nombreux affleurements de péridotite, couverte d'un maquis bas sur un des versants, et d'une végétation plus arbustive sur l'autre versant ; un habitat idéal pour le Scinque-léopard, qui combinait sur une grande surface tous les éléments nécessaires au maintien de la population : nombreux gîtes, exposition au soleil, végétation relativement préservée fournissant des ressources variées.

Il fut décidé, en mesure de compensation de l'impact sur l'habitat, de réaliser une translocation expérimentale des individus de cette population vers le site voisin de la Mine A1, une mine orpheline située sur les flancs sud du Kwa Néi, et connue pour abriter une population de scinque-léopard depuis 2008 (Sadlier 2009). L'introduction d'un groupe d'animaux dans une population conspécifique constitue une catégorie particulière de translocation, qualifiée de "renforcement de population" (IUCN/SSC 2012a). Ce type d'opération se justifie dans le cas où les exigences écologiques de l'espèce concernée sont mal connues ; la présence d'une population résidente sur un site apporte une certaine garantie que l'habitat y est favorable. Toutefois, il comporte des risques spécifiques liés à la compétition possible entre les animaux

⁶ Une situation illustrant le paradoxe d'une législation protégeant une espèce, sans protéger les habitats naturels auxquels elle est inféodée.

(compétition pour les ressources, déstabilisation des structures sociales existantes, agressivité...), qui peuvent contrebalancer le bénéfice supposé pour la conservation des populations.

Les captures sur CP-A1 eurent lieu du 10 au 15 octobre 2015 ; les jours précédents, la population du site receveur de la Mine A1 avait également fait l'objet d'une campagne de capture. Les captures étaient réalisées à l'aide de pièges collants. Dix-sept spécimens furent capturés sur CP-A1 et relâchés sur la Mine A1 après avoir été mesurés, pesés, sexés⁷, et identifiés individuellement par photographie et par *toe-clipping*⁸. Les scinques furent relâchés sur quatre secteurs de la Mine A1, distants d'environ 150 m, par petits groupes d'individus capturés sur des stations proches. Chaque groupe était composé de quelques femelles adultes, de jeunes, et jamais de plus d'un mâle. Sur la Mine A1, une seule femelle adulte fut capturée le 9 octobre, malgré un effort de piégeage important. Les détails de cette opération sont donnés dans le rapport non publié de Sadlier et al. (2015b), et les informations obtenues sur les préférences d'habitat des scinques capturés ont été publiées dans la dernière synthèse de connaissances sur le Scinque-léopard (Sadlier et al. 2018a).

Un effort conséquent de suivi a été fourni après la translocation avec une campagne de capture sur la Mine A1 en janvier 2016 (Astrongatt 2016a), une deuxième en octobre 2016 (Astrongatt 2016b) et une troisième en octobre 2018 (Astrongatt 2018). Trois individus de la population résidente ont été capturés et marqués lors du premier suivi. Aucun des 17 spécimens déplacés ne fut retrouvé durant ces suivis, mais la femelle adulte de la population résidente fut recapturée en 2018, à environ 80 m du lieu de sa première capture.

III.1.2. Hypothèses sur les causes de l'échec apparent de l'opération de translocation

L'échec de l'opération fut déclaré après le troisième suivi. Plusieurs questions légitimes se posent face à ce résultat.

⁷ La détermination du sexe chez les scinques se fait manuellement par éversion des hémipénis.

⁸ Le *toe-clipping* est une technique de marquage permanent des lézards consistant à couper la dernière phalange d'un ou plusieurs doigts, selon une numérotation pré-définie ; voir Chapitre 3 pour une discussion de cette technique.

Le protocole de suivi appliqué permettait-il de détecter des individus déjà capturés ?

Les pièges collants sont utilisés depuis plus de 20 ans pour les inventaires de l'herpétofaune en Nouvelle-Calédonie et sont reconnus comme les pièges les plus efficaces pour capturer le Scinque-léopard depuis au moins 2003 (Sadlier 2009). Toutefois, des doutes subsistent sur leur efficacité pour la recapture d'individus. En effet, la capture sur piège collant, suivie de la manipulation, constitue sans aucun doute un événement extrêmement stressant pour les lézards. Le stress induit par la capture a été entre autres démontré chez des varans (Jessop 2022). De plus, les pièges collants de la marque *TrapperMax*, utilisés en Nouvelle-Calédonie, sont appâtés par un attractif odorant, donc potentiellement très reconnaissables par les scinques, qui utilisent leur odorat pour détecter leur nourriture. La recapture de la femelle de la population résidente de la Mine A1 constitue un des deux seuls événements connus de recapture à long terme, un événement qui peut donc être considéré comme rare (voir Chapitre 3). Le fait que le seul individu recapturé sur la zone soit cette femelle, parmi 17 spécimens introduits et 8 résidents capturés entre 2015 et 2016, n'est statistiquement pas en faveur de l'hypothèse d'un établissement durable des animaux déplacés.

Les conditions durant les suivis étaient-elles favorables à l'activité des scinques (et donc à leur capture) ?

Trois spécimens de la population résidente furent capturés en janvier 2016, quatre en octobre 2016, et six en octobre 2018 (dont la femelle recapturée). Les conditions étaient manifestement favorables à l'activité des scinque-léopard.

Le dimensionnement des zones piégées était-il suffisant ?

Le placement des pièges était concentré autour des quatre points de relâche des spécimens déplacés et suivait les affleurements rocheux sur une surface d'approximativement un hectare autour de chaque point ; la surface globale piégée cumulée sur les trois ans mesurait environ 400 m de diamètre (Astrongatt 2018b). La densité des pièges n'est pas précisée et variait en fonction de la densité des gîtes rocheux, mais elle était apparemment importante, de l'ordre d'un piège tous les 5 à 10 m. La densité de pièges était vraisemblablement suffisante pour attraper plusieurs des scinques déplacés, s'ils étaient restés dans la zone. En revanche, les habitats favorables sur le site de Mine A1 s'étendent largement au-delà de la zone piégée. À l'époque, on ne connaissait pas la surface des domaines vitaux des scinque-léopard ou les distances maximales parcourues quotidiennement en période d'activité normale. Le plan de suivi était vraisemblablement inadapté pour déterminer à quelle distance les scinques allaient

se disperser, mais il a permis de dire avec un niveau de certitude acceptable qu'ils ne se sont pas établis dans les environs immédiats de leur zone de réintroduction.

Pourquoi les individus déplacés ne se sont-ils pas établis ?

Plusieurs raisons peuvent expliquer que les scinques déplacés n'aient pas été retrouvés : une dispersion des individus immédiatement après leur relâcher ; des interactions agressives avec les individus de la population résidente ; une compétition forte pour les ressources et les gîtes ; la prédation des individus déplacés, facilitée par leur fuite.

Le fait que 13 individus de la population résidente aient été capturés dans la zone, alors qu'aucun individu déplacé n'a été retrouvé, ne plaide pas en faveur de l'hypothèse d'une compétition pour l'utilisation de l'habitat, avec ou sans interactions agressives entre les individus. Statistiquement, l'issue d'une telle compétition aurait favorisé des individus des deux groupes.

L'hypothèse la plus réaliste à ce stade est que la majorité des individus introduits se soit dispersée immédiatement après leur relâcher. La fuite est un comportement de réponse au stress de la manipulation, du transport et de la découverte d'un nouvel environnement (Dickens et al. 2010).

En admettant la fuite des individus déplacés, il est impossible de prédire combien d'entre eux ont réussi à s'implanter dans les zones voisines. Le taux de survie étant inconnu, le succès de cette opération ne peut être évalué. En admettant l'aspect inévitablement « expérimental » de cette translocation, des informations précieuses auraient pu être acquises en suivant au moins une partie des individus à l'aide d'émetteurs VHF ou GPS (voir Chapitre 6) : distances parcourues et directions suivies après le relâcher, temps nécessaire pour l'établissement de l'individu sur le site receveur, acquisition de gîtes, interactions avec les autres individus, taux de survie...

III.2. Les translocations de squamates à travers le monde

La translocation d'animaux est une pratique qui comporte de nombreux risques, et de nombreuses tentatives se soldent par des échecs. Dans les paragraphes suivants, je propose une synthèse des problèmes identifiés dans le cadre de la translocation de squamates, et les solutions développées pour les surmonter.

III.2.1. Bilan des synthèses existantes

III.2.1.1. Les lignes directrices de l’UICN pour les translocations

L’Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) a compilé, en 2012, un recueil de lignes directrices pour les translocations d’espèces sauvages répondant à des objectifs de conservation⁹ (IUCN/SSC 2012a). La translocation y est présentée comme une méthode efficace pour la conservation, mais qui présente de nombreux risques, et dont la mise en œuvre doit être justifiée de manière rigoureuse. La philosophie sous-jacente des pratiques prônées par l’UICN est résumée par l’énoncé suivant :

« La translocation de conservation [...] doit viser à apporter un avantage mesurable en matière de conservation au niveau d'une population, d'une espèce ou d'un écosystème, et ne doit pas seulement profiter aux individus déplacés. »

Ainsi, l’UICN considère que les bénéfices pour la conservation doivent constituer l’objectif principal de toute opération de translocation. Elle identifie, dans les annexes du même ouvrage (IUCN/SSC 2012b), plusieurs situations pour lesquelles des translocations sont mises en œuvre, sans que les bénéfices pour la conservation soient clairement mis en évidence. C’est en particulier le cas des translocations dites de « mitigation »¹⁰, qui consistent à déplacer des individus d’une espèce en prévision d’une perturbation brutale de leur habitat pour les besoins du développement d’activités humaines. L’autorisation de ces translocations est souvent conditionnée par l’obligation de réduire ou de compenser les impacts du développement, dans le cadre d’une démarche ERC (éviter/réduire/compenser).

L’opération de translocation des scinque-léopard de 2015 (voir partie III.1. ci-dessus) s’inscrit dans cette catégorie, ayant été approuvée comme mesure de réduction d’impact écologique arrêté provincial, en prévision de la destruction de l’habitat de cette espèce protégée. Ce type d’opération est actuellement en train de s’imposer en Nouvelle-Calédonie comme mesure de conservation de « routine » en faveur des reptiles protégés dans le cadre des activités minières¹¹. En tant que mesure de conservation, ces opérations devraient être incluses dans une stratégie visant à atteindre les objectifs énoncés par l’UICN, en se basant sur ses lignes

⁹ En anglais : *conservation translocation*.

¹⁰ En anglais : *mitigation-driven translocation*.

¹¹ Seule l’opération de translocation des scinque-léopard a fait l’objet d’une publication scientifique (Sadler et al. 2018a).

directrices. Pourtant, les bénéfices pour la conservation des espèces concernées restent à prouver.

Plusieurs variantes de translocation sont listées par l’UICN. Lorsqu’une population est déplacée au sein de l’aire de distribution naturelle de l’espèce, on distingue deux cas de figures. S’il n’y a pas de population résidente de la même espèce sur le site receveur, on parle de réintroduction. Plusieurs réintroductions de reptiles ont été menées à bien en Nouvelle-Zélande (Bogisch et al. 2016 ; Bell & Herbert 2017), en général sur des îles n’ayant pas (ou plus) de population de prédateurs introduits. En revanche, si une population est déplacée vers un site accueillant déjà une population conspécifique, on parle de renforcement de population¹². C’est en particulier le cas pour la majorité des translocations de mitigation, y compris la translocation de 2015 ; il est réaliste d’envisager que les éventuelles futures translocations de scinque-léopard tomberont dans cette catégorie, faute de preuve d’absence ou de disparition locale de l’espèce dans les habitats favorables de son aire de distribution.

L’UICN met l’accent sur l’importance d’une étude de faisabilité préalable à tout projet de translocation. Ce diagnostic doit comporter *a minima* :

- i) Des connaissances de base sur la biologie de l’espèce, incluant les caractéristiques biotiques et abiotiques de ses habitats, ses relations inter- et intra-spécifiques, et son cycle de vie global (voir Chapitre 6).
- ii) Une sélection rigoureuse des sites receveurs. Dans l’optique de couvrir les besoins de l’espèce en termes d’habitat, il peut être choisi d’introduire l’espèce en-dehors de son aire de distribution originelle (certaines populations relictuelles peuvent en effet être trouvées dans des habitats sub-optimaux). Les futurs changements d’usage des sites doivent être anticipés, et l’impact de l’introduction sur l’écosystème local doit être estimé.
- iii) Une anticipation de l’évolution du climat et des conséquences locales du changement climatique sur le site receveur (ex. dans le cas d’une translocation vers un îlot, susceptible d’être affecté par la montée des eaux).
- iv) Une sélection des individus fondateurs. Dans le cas qui nous intéresse (renforcement de population dans un contexte de mitigation), l’impact du prélèvement de fondateurs sur la population source est hors de propos, puisque

¹² En anglais : *population reinforcement*.

l'habitat d'origine sera détruit. De même, le niveau de diversité génétique de la population introduite n'est pas aussi contraignant que dans le cas d'une introduction. En revanche, il faut prendre garde à la mise en contact de populations trop éloignées génétiquement (voir Chapitre 4).

- v) Des mesures prévues pour réduire au minimum le stress des animaux déplacés et ainsi, limiter les risques de dispersion.
- vi) Un diagnostic des risques sanitaires pour les populations déplacées et résidentes, avec la mise en place de mesures de réduction des risques (quarantaines).
- vii) Un diagnostic de l'acceptabilité sociale de l'opération (enjeux commerciaux, traditionnels...).
- viii) Enfin, une évaluation réaliste des besoins financiers et humains et l'assurance, comme dans toute gestion de projet.

De cette étude de faisabilité découle une étude de risques. Dans le cas d'un renforcement de population de scinque-léopard, les risques à considérer, et qui nécessitent un effort de recherche, sont les risques pour les individus déplacés et pour les individus de la population receveuse. Dispersion, compétition, prédation facilitée par une augmentation de la fréquence des mouvements sont autant de risques nécessitant une estimation précise. Dans tous les cas, une stratégie de sortie doit être planifiée avant la mise en œuvre de la translocation. Des moyens doivent être disponibles pour suivre, retrouver et recapturer les individus déplacés en cas d'issue défavorable. L'utilisation d'émetteurs VHF aura certainement un rôle important à jouer en ce sens dans l'éventualité d'une future translocation (voir Chapitre 6). Les risques existent dans toute opération de translocation et sont exacerbés par le fait que les espèces concernées sont généralement en danger d'extinction. Les exemples d'échecs sont nombreux, et c'est particulièrement le cas pour les squamates (voir ci-dessous). L'UICN met l'accent sur la nécessité de toujours considérer d'autres méthodes de conservation en amont d'une étude de faisabilité d'une translocation.

III.2.1.2. Synthèses existantes des translocations de reptiles

Les indicateurs de succès

La translocation de reptiles à des fins de conservation est pratiquée depuis plus de cinquante ans (Philibosian & Ruibal 1971). Historiquement, la conservation des reptiles a reçu moins d'attention que pour les autres vertébrés terrestres (Tingley et al. 2016 ; Chapple et al. 2021 ; Cox et al. 2022), c'est pourquoi les exemples de translocations documentés dans la littérature sont moins nombreux (Armstrong et al. 2015 ; Romijn & Hartley 2016). Dodd et Seigel (1991) publièrent une des premières synthèses sur les translocations de reptiles et d'amphibiens, basée sur l'examen du peu de références disponibles à l'époque, qui couvraient les translocations de 25 espèces (essentiellement des tortues et des crocodiliens ; les squamates n'étaient représentés que par cinq espèces de lézards et un serpent dans leur corpus). Dans leur synthèse, Dodd et Seigel pointent déjà du doigt les taux de succès très bas des translocations de reptiles et amphibiens, qu'ils estiment à 19% (contre 23% d'échecs avérés et 58% d'issues non déterminées), à comparer aux 44% de réussite des translocation de mammifères et d'oiseaux documentés à l'époque (Griffith et al. 1989). Ils se livrent à un examen complet des causes des échecs, dont ils tirent une série de recommandations générales, largement reprises depuis et relevant globalement du bon sens : prise en compte des spécificités biologiques des espèces déplacées et de leurs habitats, structure sociale et génétique de leurs populations, transmission de maladies, absence de suivi adapté... Plus intéressante est leur critique, plutôt acerbe et qui leur vaudra une réponse publiée dans le même journal (Burke 1991), des raisons pour lesquelles la translocation est mise en avant par les institutions et les promoteurs des développements industriels et immobiliers. Parmi ces raisons, les auteurs mettent en avant l'exposition médiatique apportée par ce type d'opérations. D'après eux, cette exposition aurait été bien comprise par certains politiciens voulant promouvoir le développement économique de leurs régions (ils prennent l'exemple de la Floride), voyant une réponse relativement peu coûteuse et expéditive pour améliorer l'acceptabilité sociale de la destruction d'habitats naturels. Ils pointent également du doigt le jeu de certains consultants environnementaux, poussant à ces pratiques par appât du gain plus que par justification scientifique. Ils dénoncent en une phrase éloquente le cynisme de ce système, qui exploite le biais d'empathie du public en faveur des grandes espèces charismatiques, au détriment des espèces moins spectaculaires qui constituent pourtant l'essentiel des écosystèmes :

« *When the animals die become more important than if they die*¹³. »

¹³ « Le moment où les animaux meurent devient plus important que le fait qu'ils meurent ».

Mais Dodd et Seigel ne se contentent pas de livrer une opinion sur les travers de la récupération politique et économique de la conservation de l'environnement ; ils critiquent également une partie des scientifiques et conservationnistes, trop prompts selon eux à rendre compte du succès d'opérations de translocation, malgré des méthodologies et des indicateurs de suivi qu'ils jugent insuffisants. Ils regrettent également la rareté des publications traitant des échecs avérés des translocations. Une de leurs recommandations principales est l'adoption d'un indicateur de succès objectif pour toute opération de translocation : l'établissement d'une population se reproduisant de manière autonome (d'après Griffith et al. 1989). Selon eux, la reproduction d'individus dans la population déplacée n'est donc pas suffisante pour qualifier la translocation de succès, à moins que la population puisse être au moins considérée comme stable.

Burke (1991), dans sa réponse publiée à la synthèse de Dodd et Seigel, voulut modérer ce dernier point, en argumentant qu'une population naturelle n'est jamais stable sur un temps indéfini, et que plus le suivi de cette population est long, plus l'on s'éloigne de cet objectif de stabilité.

Miller et al. (2014) ont proposé une suite d'indicateurs, découpés selon des séquences temporelles permettant d'évaluer à court, moyen et long terme la réussite de projets de translocation (**Tableau 1**). Chaque séquence ou stade est à évaluer sur un pas de temps à définir en fonction du cycle biologique de l'espèce (durée de génération, pouvant être définie comme l'âge moyen des parents de la cohorte de l'année¹⁴).

Bien qu'adapté à une large gamme d'organismes et plusieurs types de translocation, l'application de ce système aux renforcements de populations n'est pas évidente. Les indicateurs de succès utilisés pour ce type de translocation sont généralement des indicateurs de court à moyen terme. L'établissement de tortues d'Hermann *Testudo hermanni* (Pille et al. 2018 ; Ballouard et al. 2020) et de tortues à tête jaune *Indotestudo elongata* (Ihlow et al. 2014) au sein de populations existantes a été démontré par suivi radiotéléométrique des individus déplacés, l'estimation de leur taux de survie et l'évolution d'indices de condition corporelle. Ces résultats correspondent à des indicateurs de succès du premier stade. Dans d'autres cas, un effet positif a pu être mesuré à l'échelle de la population renforcée, comme avec la Tortue de l'Orénoque *Podocnemis expansa*, pour laquelle un long programme de renforcement des

¹⁴ C'est la définition adoptée par l'UICN pour l'application des critères de la Liste Rouge (UICN 2012).

populations par le relâcher d'individus nés en élevage porte ses fruits, avec une augmentation observée chez les juvéniles et les subadultes (Hernandez & Ferrer 2021) ; mais cette augmentation est également un indicateur de stade 1, puisqu'elle indique la survie d'une partie des individus relâchés. Il faut ici considérer la difficulté d'évaluer ce type de programme pour des espèces longévives, comme la tortue de l'Orénoque dont les femelles se reproduisent pour la première fois entre 15 et 28 ans.

Tableau 1. Les quatre stades indicateurs du succès d'une translocation. Traduit et adapté de Miller et al. (2014) et Romijn & Hartley (2016).

Stade	Indicateurs	Justification	Période de temps (nombre de générations)
Stade 1 : Survie des individus déplacés	Recapture d'une partie des individus déplacés	Indique que l'habitat est favorable et que les animaux ne sont pas soumis à un stress chronique	<1
Stade 2 : Preuve de reproduction	Détection d'animaux nés dans la population déplacée (à l'exception d'animaux nés de femelles pleines au moment de leur translocation)	Indique que les animaux sont dans des conditions permettant la reproduction	1-2
Stade 3 : Croissance de la population	Capture d'un nombre d'individus supérieur au nombre relâché (en incluant les individus relâchés)	Indique que la taille de la population augmente	2-3
Stade 4 : Population viable	Capture systématique à chaque suivi d'un nombre d'individus supérieur au nombre relâché ; individus immatures régulièrement observés ; proportion négligeable de recapture des individus déplacés	Indique que la taille de la population est stable avec un bon taux de recrutement	>3

S'il serait théoriquement possible d'observer, pour un renforcement de population, une augmentation globale des effectifs (stade 3) culminant éventuellement à une stabilisation de la population à un niveau supérieur à celui mesuré avant l'opération (stade 4), encore faut-il prouver que cette augmentation est une conséquence de l'ajout de spécimens extérieurs dans la population.

Les translocations de mitigation

Plusieurs auteurs se sont intéressés à la question des translocations de mitigation de reptiles, depuis la synthèse de Dodd et Seigel évoquée ci-dessus. Certains y ont dédié des études

spécifiques, constatant leur augmentation rapide dans quelques pays et le manque flagrant de suivi et de publication des résultats de ces opérations. Germano et Bishop (2009), se livrant, sur les traces de Dodd et Seigel, à une nouvelle évaluation globale des taux de succès des translocations de reptiles, constatent une amélioration globale sur la période 1991-2006 ; mais en comparant les translocations de conservation et de mitigation, ils s'inquiètent déjà d'un taux d'échecs quatre fois supérieur pour la dernière catégorie.

La Nouvelle-Zélande est un des leaders mondiaux en termes de translocation de reptiles, et de nombreuses réintroductions d'espèces endémiques, le plus souvent sur des îles au préalable débarrassées de leurs prédateurs introduits, ont été couronnées de succès. La translocation de reptiles a fait l'objet de nombreuses recherches dans ce pays, et les translocations de mitigation, en usage courant dans le cadre de projets de développement depuis 2003, sont l'objet d'une attention particulière. Il a été reproché assez tôt que les translocations de mitigation soient rarement rendus publiques dans la littérature scientifique (Miller et al. 2014). Romijn et Hartley (2016) constatent que dans le cadre des translocations de mitigation, alors en passe d'excéder en nombre les translocations de conservation en Nouvelle-Zélande, les lézards endémiques sont plus fréquemment déplacés vers des sites ne bénéficiant pas de contrôle des prédateurs introduits.

Globalement, il est reproché aux translocations de mitigation à travers le monde ce qui était reproché aux translocations en général trente ans en arrière : ces projets, pour la plupart motivés par le développement économique, présentent encore des taux de réussite faibles, sont généralement peu documentés et insuffisamment suivis sur le long terme (Germano et al. 2015). Les recommandations issues des travaux de recherche dédiés à la translocation seraient peu ou mal pris en compte, et les causes des échecs, quand elles sont documentées, révèlent une planification et une prise en compte des besoins biologiques des animaux insuffisante (Germano et al. 2015; Romijn & Hartley 2016).

III.2.2. Problèmes et solutions identifiées pour la translocation de reptiles

De nombreux obstacles expliquent les faibles taux de succès enregistrés pour les translocations de squamates à travers le monde. Plusieurs sont communs à l'ensemble des espèces animales susceptibles d'être transloquées, et des solutions techniques ont été mises au point au fil des expérimentations. Nous listons dans cette partie les principaux obstacles

identifiés pour les translocations de squamates et les solutions communément adoptées pour les surmonter.

Protocole de suivi inadapté

Sans être une cause d'échec des translocations, un protocole de suivi inadapté ou insuffisant limite de fait les possibilités d'évaluation (et d'ajustement) d'une opération. C'est le cas de la translocation des scinque-léopard de 2015 décrite plus haut, pour laquelle le protocole, bien que conséquent, ne permettait pas de suivre la dispersion des individus introduits. Il a été reproché aux translocations de mitigation de ne pas inclure systématiquement un suivi des animaux déplacés, en comparaison des translocations réalisées dans un objectif de conservation (Romijn & Hartley 2016).

Solutions existantes

La capture et l'observation de squamates est l'objet d'une littérature fournie (voir Chapitre 3) ; il n'existe pas de technique universelle, chaque espèce est plus ou moins susceptible d'être détectée par une technique donnée. Toutefois, pour les besoins d'un suivi individuel à court et moyen terme des animaux déplacés, l'utilisation d'émetteurs (VHF ou GPS) est certainement la solution la plus adaptée. En effet, elle permet non seulement de vérifier la survie des individus et leur présence dans la zone, mais aussi d'estimer leur vitesse d'établissement par analyse des mouvements (Pille et al. 2018), voire les interactions entre individus. Elle garantit également de pouvoir recapturer l'animal en cas de dispersion excessive, pour suivre l'évolution de sa condition physique, vérifier son statut reproductif, etc. Lorsque l'équipement est adapté à l'animal (voir Chapitre 6), le suivi est également beaucoup moins stressant qu'une recapture et maximise les chances d'établissement dans la zone d'introduction.

Habitat inadapté

L'UICN qualifie d'irresponsable la translocation d'une espèce vers un habitat auquel elle n'est pas adaptée (IUCN/SSC 2012b). Le diagnostic de faisabilité préalable à toute opération de translocation (voir partie III.2.1.1.) doit obligatoirement inclure les connaissances de base sur le cycle biologique de l'espèce et ses besoins en termes d'habitat.

Toutefois, un habitat favorable par ses caractéristiques biotiques et abiotiques peut se révéler impropre à une translocation, pour deux raisons principales.

L'habitat de destination a atteint sa capacité d'accueil pour l'espèce déplacée

Dans le cas d'un renforcement de population, la population déplacée est introduite dans un habitat déjà occupé par une population conspécifique. Si cette population résidente est dans une période de stabilité démographique, il est à craindre que la capacité d'accueil du site pour cette espèce soit atteinte. En d'autres termes, le site n'offrira pas assez de ressources et/ou d'abris pour accueillir un grand nombre d'individus supplémentaires. Il est alors probable que les individus déplacés vont soit se disperser, s'exposant à un risque accru de prédation, soit chasser certains individus résidents (Sullivan et al. 2015; Romijn & Hartley 2016).

Solutions existantes

Dans le cas d'une translocation vers une population conspécifique, une intervention peut être nécessaire au préalable pour augmenter la capacité d'accueil du site. En Nouvelle-Zélande, les réintroductions de reptiles sont généralement accompagnées d'une restauration de la végétation native, mise à mal par l'exploitation forestière et le pâturage (Anderson et al. 2012). Cette revégétalisation peut s'accompagner de l'ajout de gîtes artificiels. Ces deux mesures sont couramment mises en œuvre dans le cadre de translocations de mitigation en Nouvelle-Zélande, mais leur bénéfice pour l'établissement des populations de lézards a été peu documenté (Romijn & Hartley 2016).

Présence d'espèces envahissantes

La présence d'espèces envahissantes sur le site receveur est susceptible d'empêcher l'établissement des individus déplacés. C'est un problème particulièrement important en contexte insulaire, en Nouvelle-Calédonie comme en Nouvelle-Zélande. Les espèces envahissantes peuvent contribuer à une dégradation de l'habitat par leur action sur la végétation, entrer en compétition avec les lézards pour la nourriture, ou les prédateur. Les rongeurs, en particulier, peuvent avoir un impact à ces trois niveaux pour certaines espèces de lézards. En Nouvelle-Calédonie, les chats (Palmas et al. 2017) et les rats (Thibault et al. 2017) sont les principaux prédateurs introduits de lézards, tandis que certaines fourmis introduites, en particulier la Fourmi électrique *Wasmannia auropunctata*, sont capables d'entrer en compétition localement avec certains lézards, au point de faire chuter leurs populations (Jourdan et al. 2001).

Solutions existantes

En Nouvelle-Zélande, l'action conjuguée des différents prédateurs présents sur les îles principales (rongeurs, chats, mustélidés, possums) a conduit de nombreuses populations de reptiles endémiques à l'extinction. La régulation des prédateurs sur les sites receveurs est une condition préalable obligatoire à la plupart des opérations de translocation dans ce pays (Anderson et al. 2012). Ce type de mesure est généralement favorable à l'écosystème dans son ensemble et peut théoriquement permettre d'améliorer la capacité d'accueil du site.

Transmission de maladies et de parasites

La transmission de maladies et/ou de parasites est un risque à prendre en considération entre les animaux déplacés et entre les groupes mis en contact dans le cas d'un renforcement de population (Romijn & Hartley 2016).

Solutions existantes

La mise en quarantaine des individus déplacés est la solution la plus pratique pour prévenir la transmission de parasites. Pour les besoins d'une réintroduction du gecko *Hoplodactylus duvaucelii* sur une île de Nouvelle-Zélande, les spécimens déplacés furent mis en quarantaine pendant quinze jours et testés pour différents pathogènes (van Winkel et al. 2010).

Dispersion des individus déplacés

La dispersion des individus déplacés est certainement le risque le plus important pour la translocation de n'importe quelle espèce de squamate, et est considérée comme la principale cause d'échec (Germano & Bishop 2009). En réponse au stress de la capture et de l'exposition à un environnement inconnu, les animaux auront tendance à s'éloigner de la zone de relâcher, s'exposant ainsi à un risque de prédation accru, et au risque de ne pas retrouver d'habitat favorable. Lorsqu'un animal est relâché à une faible distance, il est fréquent d'assister à une tentative de *homing*, le retour au lieu d'origine. Ce comportement a été fréquemment observé parmi le groupe des squamates (Hein & Whitaker 1997; Stanley 1998; Germano & Bishop 2009). On estime que la cause principale d'échec des translocations de mitigation est la dispersion des individus déplacés, entraînant une forte mortalité (Germano & Bishop 2009; Sullivan et al. 2015).

Solutions existantes

Pour de nombreuses espèces, les adultes sont plus susceptibles que les juvéniles de se disperser après une translocation, ces derniers étant naturellement en recherche d'un territoire où s'établir. En Nouvelle-Zélande, une expérience de translocation du scinque *Oligosoma grande* a permis de montrer que les juvéniles introduits sur un site s'y étaient tous établis, alors que le nombre d'adultes suivis diminuait régulièrement (Whitmore et al. 2011). De même, la réintroduction sur l'île de Korapuki d'un autre scinque néo-zélandais, *Oligosoma suteri* (après éradication des mammifères exotiques), a été facilitée par l'introduction dans le groupe d'individus déplacés de femelles pleines (Miller et al. 2011).

Lorsque le site receveur sélectionné dispose d'habitats favorables sur de grandes surfaces, il peut être tentant d'accepter la dispersion des animaux après leur translocation, du moment que l'on estime leur capacité d'établissement comme suffisante et que tous les autres éléments pré-requis dans l'étude de faisabilité ont été évalués. Se pose alors la question du *homing*, le retour des animaux vers leur site de capture. La distance de déplacement doit être suffisamment importante pour que les animaux ne puissent pas retrouver leur territoire d'origine. Sullivan et al. (2004) ont montré que les monstres de Gila (*Heloderma suspectum*), fréquemment déplacés lorsqu'ils sont trouvés à proximité d'habitations, retournent systématiquement vers leur territoire d'origine lorsqu'ils sont déplacés à moins d'un kilomètre, mais sont incapables de le retrouver au-delà de cette distance. Les auteurs indiquent que les spécimens transloqués se déplacent plus fréquemment et rapidement que des individus non perturbés, ce qui peut augmenter le risque de prédation et altérer leur condition physique. L'évitement du *homing* par un déplacement à grande distance ne doit pas conduire à négliger les risques inhérents à la dispersion des animaux et leur suivi par radiotélémétrie reste nécessaire dans la plupart des cas.

Lorsque la dispersion des individus est jugée très probable et n'est pas souhaitable, plusieurs techniques ont été testées et ont fait l'objet de publications.

Les techniques d'ancrage¹⁵ consistent à fidéliser les animaux par la création de points de nourrissage et de gîtes artificiels. Encore peu utilisées pour les squamates, cette technique a été testée et a montré un certain succès pour le gecko *Hoplodactylus duvaucelii*, dont plusieurs populations ont été réintroduites sur des îles en Nouvelle-Zélande (Holdom 2015).

¹⁵ En anglais : *anchoring*.

Pour limiter la dispersion de tortues d'Hermann *Testudo h. hermanni*, dans le cadre d'un renforcement de population dans le sud-est de la France, les individus s'étant éloignés au-delà des limites du site receveur prévu étaient recapturés et replacés au point de leur première relâche¹⁶ (Caron et al. 2021). Une à trois interventions similaires ont permis d'établir 75% des individus dans la zone souhaitée.

En dernier recours, la technique du *soft-release* peut permettre de faciliter l'établissement de reptiles sur un site. Typiquement, un enclos d'une surface suffisante pour permettre aux animaux de réaliser tout ou partie de leur cycle biologique est construit sur le site receveur. Les individus sont relâchés dans cet enclos, qui est retiré au bout d'une certaine période (généralement inférieure à un an). Cette pratique a fait ses preuves en Nouvelle-Zélande avec plusieurs geckos rares du genre *Naultinus* : les individus passant par une phase en enclos, une fois celui-ouvert, se déplaçaient moins souvent et sur de plus courtes distances que leurs congénères déplacés directement¹⁷ (Knox & Monks 2014; Scott 2016; Knox et al. 2017; Flynn-plummer & Monks 2021). D'autres exemples concluants incluent les lézards *Ameiva polops* (Fitzgerald et al. 2015) et *Plestiodon reynoldsi* (McCoy et al. 2014). L'utilisation d'enclos se justifie quand la dispersion des animaux constitue un réel risque, mais elle entraîne un coût et des difficultés techniques supplémentaires qui ne sont pas négligeables à l'échelle d'un projet de translocation.

IV. Objectifs et plan de thèse

Le constat de l'échec de la translocation des scinque-léopard de CP-A1 a conduit la province Sud et le service Préservation de l'Environnement de Vale Nouvelle-Calédonie à questionner la faisabilité de la translocation et sa justification en tant que mesure de compensation écologique en faveur de cette espèce vulnérable.

Le taux d'échecs important des translocations de squamates à travers le monde est régulièrement pointé du doigt, et la translocation est très largement considérée comme une mesure de dernier recours pour la conservation d'espèces menacées ; la décision de sa mise en œuvre doit être justifiée de manière indiscutable. Il nous a paru nécessaire, en premier lieu, de réaliser une évaluation approfondie du statut de conservation du Scinque-léopard. L'évaluation

¹⁶ Pratique qualifiée en anglais de *resetting-translocation*.

¹⁷ On qualifie de *hard-release* les relâchers directs sur le site receveur.

réalisée en 2017 pour la Liste Rouge, à peine plus d'un an avant le démarrage de cette thèse, était basée entièrement sur des critères géographiques ; pourtant, les dernières localités découvertes pour le Scinque-léopard, laissaient présager d'une distribution beaucoup plus étendue que ce qui était soupçonné à partir des rares études dédiées à l'espèce. La recherche de nouvelles populations est apparue comme une priorité, avec en parallèle une actualisation des préférences écologiques de l'espèce. Face au constat de son extrême discrétion, la nécessité d'une modélisation de niche s'est imposée, de manière à anticiper les difficultés des recherches de terrain.

Dans un second temps, afin d'apporter des éléments pour évaluer la faisabilité de la translocation, nous avons choisi d'approfondir les connaissances fondamentales sur l'écologie du Scinque-léopard. La majorité des connaissances ayant été acquise par des observations indirectes (captures sur pièges collants, analyses de spécimens conservés), il paraissait essentiel de remettre à plat les certitudes accumulées durant plus de vingt ans d'études répétées sur les mêmes stations, avec les mêmes protocoles. La radiotélémétrie s'est imposée comme le meilleur outil à la fois pour l'étude de l'utilisation de l'habitat et des relations sociales du Scinque-léopard, et pour garantir le suivi des individus lors de futures expériences de translocation.

L'objectif final de ce programme de recherches était initialement de réaliser une série d'expériences de translocation contrôlée en milieu naturel, avec des individus suivis par radiotélémétrie, dans le but d'adresser ce qui apparaît comme le frein majeur à la translocation du Scinque-léopard : la dispersion des individus déplacés, et les possibles conséquences négatives sur les populations résidentes des sites receveurs. Cette série d'expériences a dû être annulée ; les trois confinements successifs causés par la crise sanitaire du covid-19, le blocage de plusieurs mois de la région de Goro en réaction à la vente de l'usine du Sud, et les deux années successives d'épisodes pluvieux provoqués par le phénomène la Niña, ont très fortement réduit le temps disponible pour l'acquisition de données sur le terrain. La priorité a été donnée à l'observation par radiotélémétrie des comportements naturels de populations non perturbées. Cette étude aura permis de révéler des comportements insoupçonnés chez le Scinque-léopard et de décrire avec précision son utilisation de l'habitat. Nos observations nous permettent de tirer des recommandations utiles à la fois pour la translocation et pour des mesures de conservation alternatives.

Le **Chapitre 2** fait la synthèse des études dédiées au Scinque-léopard depuis sa découverte en 1995, liste les nouvelles localités découvertes depuis les dernières publications scientifiques traitant de cette espèce, et décrit les habitats originaux de ces nouvelles localités.

Le **Chapitre 3** traite des améliorations et recherches méthodologiques pour l'observation et la capture du Scinque-léopard. La technique des pièges collants, devenue la norme dans la plupart des études de l'herpétofaune calédonienne, est l'objet de critiques sévères à cause du stress et des risques de mortalité causés aux reptiles et aux autres espèces animales non ciblées. Nous l'avons améliorée et confrontée à des techniques alternatives, et présentons nos résultats à travers une première publication.

Le **Chapitre 4** est dédié à l'étude de la structuration génétique des populations connues du Scinque-léopard ; l'existence de différentes unités de conservation, dont certaines témoignent d'un isolement fort des populations, y est révélée, avec des conséquences directes pour la conservation de l'espèce.

Le **Chapitre 5** reprend notre deuxième publication portant sur la modélisation de la niche écologique du Scinque-léopard. Une projection des habitats favorables à l'échelle des massifs ultramaïques de la Nouvelle-Calédonie obtenu par ce modèle, sert de base à une analyse géographique des pressions environnementales menaçant les populations.

Le **Chapitre 6** synthétise les découvertes permises par la radiotélémétrie sur l'écologie, l'utilisation de l'habitat, les domaines vitaux et les relations sociales des scinque-léopard. Ces travaux, basés sur deux sessions de terrain dans des habitats contrastés, sont l'objet de notre troisième publication.

Enfin, le **Chapitre 7** fait la synthèse des éléments obtenus au cours de cette thèse et en tire les conclusions attendues sur l'état de conservation du Scinque-léopard. Nous concluons cette discussion par une série de recommandations pour la conservation *in situ* de l'espèce, à l'aide de la translocation, et d'alternatives axées sur la gestion des habitats.

Références bibliographiques

- Anderson P, Bell T, Chapman S, Corbett K. 2012. New Zealand lizards conservation toolkit—a resource for conservation management of lizards of New Zealand. Society for Research on Amphibians and Reptiles of New Zealand (SRARNZ), Wellington.
- Armstrong DP, Moro D, Hayward M, Seddon PJ. 2015. The development of reintroduction biology in New Zealand and Australia. Pages 1–6 in Armstrong DP, Hayward MW, Moro D, Seddon PJ, editors. *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*. CSIRO Publishing, Clayton South, Victoria, Australia.
- Astrongatt S. 2016a. Campagne de surveillance de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1:1–19.
- Astrongatt S. 2016b. Campagne de surveillance n°2 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1. Rapport d’expertise réalisé pour le Service Préservation de l’Environnement de VALE Nouvelle-Calédonie.
- Astrongatt S. 2018a. Campagne de surveillance n°3 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1.
- Astrongatt S. 2018b. Campagne de surveillance n°3 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1.
- Ballouard J, Caron S, Bonnet X. 2020. Successful translocations of the Hermann’s Tortoise (*Testudo hermanni hermanni*) offer promising approach to restore populations after fire. Pages 57–60 in Walls SC, O’Donnell KM, editors. *Strategies for Conservation Success in Herpetology*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, University Heights, OH, USA.
- Bauer AM, Sadler RA. 2000. *The Herpetofauna of New Caledonia*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, New York.
- Bauer AM, Sadler RA, Jackman TR. 2022. A Revision of the Genus *Bavayia* Roux, 1913 (Squamata: Gekkota: Diplodactylidae), a Non-adaptive Radiation of Microendemic Species. *Proceedings of the California Academy of Sciences* **67**:1–236.
- Bell TP, Herbert SM. 2017. Establishment of a self-sustaining population of a long-lived, slow-breeding gecko species (Diplodactylidae: *Hoplodactylus duvaucelii*) evident 15 years after

- translocation. *Journal of Herpetology* **51**:37–46.
- Bernstein JM, Jackman TR, Sadlier RA, Wang Y, Bauer AM. 2021. A novel dataset to identify the endemic herpetofauna of the New Caledonia biodiversity hotspot with DNA barcodes. *Pacific Conservation Biology* **28**:36–47.
- Bogisch M, Cree A, Monks JM. 2016. Short-term success of a translocation of Otago skinks (*Oligosoma ottagense*) to Orokonui Ecosanctuary. *New Zealand Journal of Zoology* **43**:211–220.
- Bouteiller A. 2014. Suivi de l’Herpétofaune de quatre forêts du Grand Sud et proposition de mesures de conservation.
- Burke RL. 1991. Relocations, repatriations, and translocations of amphibians and reptiles: taking a broader view. *Herpetologica* **47**:350–357.
- Caron S, Bonnet X, Brun L, Afferiat M, Ballouard J-M. 2021. Resetting-translocation to the release point promotes reinforcement success in the Hermann’s tortoise. Pages 82–86 in Soorae PS, editor. *IUCN Global conservation translocation perspectives: 2021*. IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group. Available from www.iucn-ctsg.org.
- Chapple DG et al. 2021. Conservation status of the world’s skinks (Scincidae): Taxonomic and geographic patterns in extinction risk. *Biological Conservation* **257**:109101.
- Cox N et al. 2022. A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. *Nature*. Available from <https://www.nature.com/articles/s41586-022-04664-7>.
- Dickens MJ, Delehanty DJ, Michael Romero L. 2010. Stress: An inevitable component of animal translocation. *Biological Conservation* **143**:1329–1341.
- Dodd CKJ, Seigel RA. 1991. Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? *Herpetologica* **47**:336–350.
- Fitzgerald LA, Treglia ML, Angeli N, Hibbitts TJ, Leavitt DJ, Subalusky AL, Lundgren I, Hillis-Starr Z. 2015. Determinants of successful establishment and post-translocation dispersal of a new population of the critically endangered St. Croix ground lizard (*Ameiva polops*). *Restoration Ecology* **23**:776–786.
- Flynn-plummer TP, Monks JM. 2021. Penned release reduces area use by translocated barking geckos (*Naultinus punctatus*). *New Zealand Journal of Ecology* **45**. DOI:

<https://dx.doi.org/10.20417/nzj ecol.45.17>

- Germano JM, Bishop PJ. 2009. Suitability of amphibians and reptiles for translocation. *Conservation Biology* **23**:7–15.
- Germano JM, Field KJ, Griffiths RA, Clulow S, Foster J, Harding G, Swaisgood RR. 2015. Mitigation-driven translocations: are we moving wildlife in the right direction? *Frontiers in Ecology and the Environment* **13**:100–105.
- Griffith B, Scott JM, Carpenter JW, Reed C. 1989. Translocation as a species conservation tool: Status and strategy. *Science* **245**:477–480.
- Hein EW, Whitaker SJ. 1997. Homing in Eastern Fence Lizards (*Sceloporus undulatus*) following short-distance translocation. *The Great Basin naturalist*. **57**:348–351.
- Hernandez O, Ferrer A. 2021. Population reinforcement for the recovery of the Orinoco turtle in Venezuela. Pages 93–97 in Soorae PS, editor. IUCN Global conservation translocation perspectives: 2021. IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group. Available from www.iucn-ctsg.org.
- Holdom A. 2015. Anchoring techniques for translocated Duvaucel’s geckos (*Hoplodactylus duvaucelii*), and the use of cell-foam retreats by lizards and invertebrates. Massey University, Albany, New Zealand.
- Ihlow F, Rödder D, Bochynek T, Sothanin S, Handschuh M, Böhme W. 2014. Reinforcement as a conservation tool – assessing site fidelity and movement of the endangered elongated tortoise *Indotestudo elongata* (Blyth, 1854). *Journal of Natural History* **48**:2473–2485.
- Ineich I. 2009. Bocourt’s terrific skink, *Phoboscincus bocourti* Brocchi, 1876 (Squamata, Scincidae, Lygosominae). Pages 149–174 in Grandcolas P, editor. *Zoologia Neocaledonica* 7. Biodiversity studies in New Caledonia. Mémoires du Muséum national d’Histoire naturelle 198. Paris.
- Isnard S, L’huillier L, Rigault F, Jaffré T. 2016. How did the ultramafic soils shape the flora of the New Caledonian hotspot? *Plant and Soil* **403**:53–76.
- IUCN/SSC. 2012a. IUCN Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0.
- IUCN/SSC. 2012b. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations

ANNEXES TO GUIDELINES.

IUCN. 2011. Red List Assessment 2011.

IUCN. 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available from <https://www.iucnredlist.org> (accessed April 14, 2022).

Jaffré T. 2022. Plant formations on ultramafic rocks in New Caledonia. Botany Letters. Available from <https://doi.org/10.1080/23818107.2022.2073260>.

Jessop TS. 2022. Capture predicates corticosterone responses and a low recapture likelihood in a varanid lizard. Wildlife Research. <https://doi.org/10.1071/WR22013>

JONC. 2008. Code de l'environnement de la province Nord.

JONC. 2009. Code de l'environnement de la province Sud.

Jourdan H, Sadlier RA, Bauer AM. 2001. Little fire ant invasion (*Wasmannia auropunctata*) as a threat to New Caledonian lizards: evidences from a sclerophyll forest (Hymenoptera: Formicidae). Sociobiology **38**:283–301.

Knox CD, Jarvie S, Easton LJ, Monks JM. 2017. Soft-release, but not cool winter temperatures, reduces post-translocation dispersal of Jewelled geckos. Journal of Herpetology **51**:490–496.

Knox CD, Monks JM. 2014. Penning prior to release decreases post-translocation dispersal of jewelled geckos. Animal Conservation **17**:18–26.

Maurizot P, Collot J, Cluzel D, Patriat M. 2020a. Chapter 6 The Loyalty Islands and Ridge, New Caledonia. Pages 131–145 in Maurizot P, Mortimer N, editors. New Caledonia: Geology, Geodynamic Evolution and Mineral Resources. Geological Society, London, Memoirs.

Maurizot P, Robineau B, Vendé-Leclerc M, Cluzel D. 2020b. Introduction to New Caledonia: geology, geodynamic evolution and mineral resources. Pages 1–12 in Maurizot P, Mortimer N, editors. New Caledonia: Geology, Geodynamic Evolution and Mineral Resources. Geological Society, London, Memoirs.

McCoy ED, Osman N, Hauch B, Emerick A, Mushinsky HR. 2014. Increasing the chance of successful translocation of a threatened lizard. Animal Conservation **17**:56–64.

McCoy S, Jaffré T, Rigault F, Ash JE. 1999. Fire and succession in the ultramafic maquis of

- New Caledonia. *Journal of Biogeography* **26**:579–594.
- Miller KA, Bell TP, Germano JM. 2014. Understanding publication bias in reintroduction biology by assessing translocations of New Zealand's Herpetofauna. *Conservation Biology* **28**:1045–1056.
- Miller KA, Towns DR, Allendorf FW, Ritchie PA, Nelson NJ. 2011. Genetic structure and individual performance following a recent founding event in a small lizard. *Conservation Genetics* **12**:461–473.
- Palmas P et al. 2017. Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. *Biological Conservation* **214**:250–259.
- Philibosian R, Ruibal R. 1971. Conservation of the lizard *Ameiva polops* in the Virgin Islands. *Herpetologica* **27**:450–454.
- Pille F, Caron S, Bonnet X, Deleuze S, Busson D, Etien T, Girard F, Ballouard JM. 2018. Settlement pattern of tortoises translocated into the wild: a key to evaluate population reinforcement success. *Biodiversity and Conservation* **27**:437–457.
- Romijn RL, Hartley S. 2016. Trends in lizard translocations in New Zealand between 1988 and 2013. *New Zealand Journal of Zoology* **43**:191–210.
- Sadlier RA. 2009. Targeted survey for the rare regional endemic lizard *Lacertoides pardalis* at Forêt Nord, Prony. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Inco Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Bauer AM, Shea GM, Smith SA. 2015a. Taxonomic resolution to the problem of polyphyly in the New Caledonian scincid lizard genus *Lioscincus* (Squamata: Scincidae). *Records of the Australian Museum* **67**:207–224.
- Sadlier RA, Bauer AM, Wood PL, Jackman TR. 2020. Massif speciation events in New Caledonian lizards: diversification in the genus *Marmorosphax* (Scincidae) tracks isolation on the island's ultramafic surfaces. *Proceedings of the California Academy of Sciences* **66**:353–379.
- Sadlier RA, Deuss M, Bauer AM, Jourdan H. 2019. *Kuniesaurus albiauris*, a new genus and species of scincid lizard from the Île des Pins, New Caledonia, with comments on the diversity and affinities of the region's lizard fauna. *Pacific Science* **73**:123–141.

- Sadlier RA, Shea GM. 2006. Etude de l'Herpétofaune de Quatre Réserves Spéciales du Grand Sud de la Nouvelle-Calédonie et Propositions d'Orientations de Mesures de Conservation.
- Sadlier RA, Shea GM, Bauer AM. 1997. A new genus and species of lizard (Squamata, Scincidae) from New Caledonia, Southwest Pacific. Pages 379–385 in Najt J, Matile L, editors. *Zoologia Neocaledonica* 4. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle 171. Paris.
- Sadlier RA, Shea GM, Jourdan H, Whitaker AH, Bauer AM. 2014. The New Caledonian Leopard Skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia: Scincidae); a review of the species' morphology, distribution, behavior and conservation. Pages 31–44 in Guilbert E, Robillard T, Jourdan H, Grandcolas P, editors. *Zoologia Neocaledonica* 8. Biodiversity studies in New Caledonia. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle, 206. Paris.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2014b. An assessment of the lizard fauna on the site of the proposed Vale Nouvelle-Calédonie KO4 Quarry. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2015b. Translocation de scinque-léopard de Nouvelle-Calédonie *Lacertoides pardalis* sur le site proposé pour le développement de la carrière CP-A1 de Vale Nouvelle-Calédonie. Rapport non publié par Cygnet Surveys & Consultancy pour Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S, McCoy S. 2018a. New information on distribution and habitat preferences of the Leopard Skink, *Lacertoides pardalis*, across the ultramafic surfaces of southern New Caledonia. *Pacific Science* **72**:271–283.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S, McCoy S, Bauer AM. 2018b. A review of the morphology, biology, distribution and conservation status of the New Caledonian scincid lizard *Simiscincus aurantiacus* (Reptilia: Scincidae). *Records of the Australian Museum* **70**:435–446.
- Scott SN. 2016. Translocation and post-release monitoring techniques of Auckland green gecko (*Naultinus elegans elegans*) using a penned release. Massey University, Auckland, New Zealand.
- Shea G, Jourdan H, Sadlier RA, Bauer AM. 2009. Natural history of the New Caledonian whiptailed skink *Tropidoscincus variabilis* (Bavay, 1869) (Squamata: Scincidae). *Amphibia-Reptilia* **30**:207–220.

- Smith SA, Sadler RA, Bauer AM, Austin CC, Jackman T. 2007. Molecular phylogeny of the scincid lizards of New Caledonia and adjacent areas: Evidence for a single origin of the endemic skinks of Tasmantis. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **43**:1151–1166.
- Snyder J, Snyder L, Bauer AM. 2010. Ecological observations on the gargoyle gecko, *Rhacodactylus auriculatus* (Bavay, 1869), in southern New Caledonia. *Salamandra* **46**:37–47.
- Sound P, Henkel FW, Langner C, Seitz A. 2018. Thermal ecology and habitat utilization of *Rhacodactylus leachianus* from New Caledonia (Squamata: Diplodactylidae). *Salamandra* **54**:117–122.
- Stanley MC. 1998. Homing in the skink, *Oligosoma grande*, within a fragmented habitat. *Journal of Herpetology* **32**:461–464.
- Sullivan BK, Kwiatkowski MA, Schuett GW. 2004. Translocation of urban Gila Monsters: a problematic conservation tool. *Biological Conservation* **117**:235–242.
- Sullivan BK, Nowak EM, Kwiatkowski MA. 2015. Problems with mitigation translocation of herpetofauna. *Conservation Biology* **29**:12–18.
- Thibault M, Brescia F, Jourdan H, Vidal E. 2017. Invasive rodents, an overlooked threat for skinks in a tropical island hotspot of biodiversity. *New Zealand Journal of Ecology* **41**:74–83.
- Tingley R, Meiri S, Chapple DG. 2016. Addressing knowledge gaps in reptile conservation. *Biological Conservation* **204**:1–5.
- Uetz P, Freed P, Aguilar R, Hošek J. 2022. The Reptile Database. Available from <http://www.reptile-database.org> (accessed November 26, 2022).
- UICN. 2012. Catégories et critères de la liste rouge de l’UICN : Version 3.1. Deuxième édition. Page Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni : UICN.
- van Winkel D, Marleen Baling, Manuela Barry, Weihong Ji, Dianne Brunton. 2010. Translocation of Duvaucel’s geckos to Tiritiri Matangi and Motuora Islands, Hauraki Gulf, as part of island ecological restoration initiatives. Pages 113–117 *Global Re-introduction Perspectives: Additional case-studies from around the globe*. IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group.

Whitmore N, Judd LM, Mules RD, Webster TA, Madill SC, Hutcheon AD. 2011. A trial wild-wild translocation of the critically endangered grand skink *Oligosoma grande* in Otago, New Zealand. *Conservation Evidence* **2011**:28–35.

CHAPITRE 2

DISTRIBUTION ET HABITATS DU SCINQUE-LEOPARD



I. Introduction

I.1. Historique de la découverte des populations connues du Scinque-léopard

Le Scinque-léopard a été découvert en 1995 par R. Sadlier et G. Shea sur le massif de Kwa Néi, un sommet d'altitude moyenne (490 m) aujourd'hui entouré par les sites industriels miniers du Plateau de Goro (**Fig. 1**). L'holotype avait été repéré sur un affleurement rocheux surplombant la piste d'accès à l'antenne au sommet du massif, sur une étroite crête recouverte d'un maquis ligno-herbacé bas, parsemé d'affleurements de péridotites. La piste elle-même, taillée dans la pente, est surplombée par un talus de roches mises à nu, présentant de nombreuses crevasses. Un deuxième scinque fut capturé dans l'une de ces crevasses, et ces deux spécimens furent utilisés pour décrire l'espèce *Lacertoides pardalis*, aujourd'hui encore l'unique représentante du genre (Sadlier et al. 1997).



Figure 1. Vue sur le bassin de décantation des déchets liquides de Prony Ressources depuis la piste de l'antenne de Kwa Néi, lieu de la découverte du Scinque-léopard.

À l'époque de cette découverte, l'herpétofaune des pentes du massif de Kwa Néi n'avait été décrite que par Bauer et Wishmeyer, en 1985 (données non publiées). Très peu de

connaissances étaient alors disponibles sur les lézards des maquis miniers du Plateau de Goro. Dans leur description de l'espèce, R. Sadlier, G. Shea et A. Bauer (1997) émirent l'hypothèse qu'elle était dépendante des affleurements rocheux des maquis de la région, et qu'elle devait posséder une des aires de distribution les plus restreintes de tous les scinques de Nouvelle-Calédonie.

Au début des années 2000, en prévision de la reprise d'activités minières et de la construction de l'usine du Sud, plusieurs sites du Plateau de Goro furent prospectés dans le but de décrire l'herpétofaune présente (Sadlier & Shea 2004) ; cette étude ne permit pas de découvrir de nouvelle station de Scinque-léopard. Un suivi des reliques de forêt humide entourant le futur site industriel fut initié à la même époque (Sadlier & Shea 2006; Bouteiller 2014). Ce suivi, répété tous les deux ans depuis cette époque, n'a jamais révélé la présence de Scinque-léopard, et constitue la preuve la plus robuste de l'absence de l'espèce dans les habitats forestiers du grand Sud. La deuxième population fut découverte en 2007 sur le massif du Ka Yé Wagwé, au nord de la Plaine des Lacs. Confortés dans leur hypothèse que le Scinque-léopard était inféodé aux maquis à affleurements rocheux, et qu'il constituait un des éléments les plus patrimoniaux de l'herpétofaune de la région, l'équipe d'herpétologues conduite par R. Sadlier réalisa une série de prospections ciblées pour cette espèce (Sadlier 2009), au cours de laquelle la population de la Mine A1, sur les flancs sud du Kwa Néi, fut découverte. En 2010, l'aire de distribution de l'espèce, jusqu'alors restreinte au Plateau de Goro, fut repoussée aux contreforts de la Montagne des Sources, avec la découverte d'un spécimen à l'occasion d'une série d'inventaires réalisés conjointement par l'IRD et le Muséum de Sydney, dans les aires protégées de la province Sud (Sadlier & Jourdan 2011). Une autre population fut découverte à la même époque dans le Parc Provincial de la Rivière Bleue, sur les crêtes du Mt Pouédihi, à l'occasion d'un suivi de nids de perruches de la chaîne (*Eunymphicus cornutus* ; J. Delafenêtre, comm. pers.). La première synthèse des connaissances sur le Scinque-léopard (Sadlier et al. 2014a) complète la description de l'espèce et décrit les éléments d'écologie et de biologie acquis à partir de ces cinq populations.

Le développement des activités minières de Vale sur le plateau de Goro entraîna plusieurs inventaires à partir de 2014, dont une partie ciblait le Scinque-léopard, autour du site industriel du bassin de la Kwé (Sadlier et al. 2014b ; Lagrange 2015a, 2015b ; Sadlier et al. 2015a ; Sadlier & Swan 2015). Des stations furent découvertes sur les versants du Kwa Néi (Lagrange 2015a, 2015b), sur le col des monts Nengoné qui allait accueillir la future "Mine Access Road", et au nord du bassin, sur la crête de la parcelle CP-A1. Cette dernière station, vouée au défrichement

pour l'ouverture d'une carrière, fut le lieu de la tentative de translocation de 17 scinque-léopard vers la Mine A1 (Sadlier et al. 2015b, 2018).

La découverte fortuite d'un Scinque-léopard sur la mine orpheline des Pétroglyphes, à Thio, en 2017, marqua la fin de cette première période d'apparente restriction au grand Sud (Sadlier et al. 2018). Cette nouvelle localité, à l'autre extrémité du grand massif ultramafique du Sud, laissait supposer que le Scinque-léopard était en fait beaucoup plus répandu dans la chaîne centrale du tiers sud de la Grande Terre. En effet, l'espèce fut par la suite découverte le long de la branche nord de la rivière Dumbéa en 2018 (R. Auteret, comm. pers.), sur l'îlot Némou en 2020 par l'équipe de l'UMR Entropie étudiant la population de pétrels de Tahiti (*Pseudobulweria rostrata trouessarti* ; A. Pagenaud, comm. pers.), puis successivement sur la presqu'île de Bogota à Canala en 2020 et sur la mine de Kadjitra, à Kouaoua, en 2021 (S. Stronggatt, comm. pers.), repoussant l'aire de distribution en province Nord.

I.2. La recherche de nouvelles populations, un aspect incontournable du programme de recherche sur le Scinque-léopard

Lors de la phase de conception de ce projet de recherche, en 2018, on ne connaissait encore que 10 stations d'occurrence du Scinque-léopard. La dernière évaluation du statut de conservation des reptiles de Nouvelle-Calédonie, pour la Liste Rouge de l'UICN (IUCN 2021), avait conduit au classement du Scinque-léopard dans la catégorie vulnérable (VU), sur la base du faible nombre de localités connues. La proximité de la plupart des stations au site industriel de Vale, et la problématique des feux de brousse prégnante dans les habitats de maquis miniers, faisait craindre un déclin d'une grande partie des populations à moyen terme. Toutefois, la découverte récente de la localité de Thio laissait supposer que le Scinque-léopard était beaucoup plus répandu que prévu.

Le nombre limité de stations avait des implications importantes pour la connaissance de l'espèce. Les habitats occupés sur ces sites étaient très similaires, les populations présentes en densités apparemment faibles. On supposait que les groupes étaient peu connectés entre eux, du fait de leur dépendance apparente aux affleurements rocheux, globalement restreints aux crêtes des massifs montagneux. Pourtant, une étude génétique conduite par R. Sadlier et A. Bauer (2014) avait conclu que les localités du grand Sud appartenaient probablement à une

unique population, parvenant à maintenir des flux génétiques malgré un contexte d'habitats fragmentés.

Face à ce constat, il nous est paru nécessaire d'orienter une partie du projet vers la recherche de nouvelles populations. La découverte par R. Auteret, alors soigneur des reptiles du Parc Zoologique et Forestier, d'une nouvelle population sur les rives des gorges de la Dumbéa, un habitat original pour l'espèce, nous incita à chercher le Scinque-léopard dans des habitats auparavant inattendus.

La recherche de nouvelles populations est toutefois arrivée dans un second temps durant la thèse, après une première phase de recherche méthodologique pour la capture et l'observation du Scinque-léopard (voir Chapitre 3). Il nous paraissait alors plus sûr de concentrer nos efforts sur les populations historiques (Kwa Néi, Mine A1) de manière à comparer nos résultats à ceux de nos prédécesseurs. Les faibles densités de scinque-léopard constatées sur ces sites (aucune capture sur la localité-type de Kwa Néi) et les épisodes de tensions sociales autour de la revente de l'usine du Sud, fin 2020, ont été le déclencheur d'une phase de prospections plus poussées. Celles-ci étaient motivées avant tout par la nécessité de trouver un nouveau site favorable pour reprendre les campagnes de suivi radiotéléométriques (voir Chapitre 6), suite à l'interruption de nos travaux par les blocages de décembre 2020. Nos prospections ont également permis de collecter des échantillons de tissus afin de réaliser une phylogénie des populations de scinque-léopard à l'échelle de leur aire de distribution (Chapitre 4).

II. Matériels et méthodes

II.1. Sélection des sites

Deux sites nous ont été indiqués après la découverte opportuniste de scinque-léopard. Le site des Marmites de la Dumbéa (branche Nord) nous a été indiqué par R. Auteret, qui avait surpris un spécimen en insolation sur les berges rocheuses des bassins. L'îlot Némou, dans la baie de Port-Bouquet, abrite une colonie de pétrels de Tahiti (*Pseudobulweria rostrata trouessarti*). Le succès de reproduction de cette colonie était surveillé par camera traps entre 2019 et 2020 ; en janvier 2020, un grand scinque ressemblant au Scinque-léopard était détecté par une caméra, et les photographies nous furent transmises par A. Pagenaud, doctorante à l'IRD en charge de cette étude.

Les sites de Bogota et Kadjitra furent découverts lors de suivis réglementaires conduits par S. Astrongatt, herpétologue indépendant, qui nous a transmis ses coordonnées géographiques et ses images. Un seul spécimen fut détecté sur chacune de ces stations.

La population de la Cascade Camille fut découverte de manière opportuniste, un individu ayant été surpris sur une falaise de péridotite surplombant les gorges de la Kwé Binyi.

Les sites des Dzumac, du Lac en Huit, de la Mine Yolande et de la Pépinière furent sélectionnés sur la base de la présence d’affleurements de péridotites en maquis ligno-herbacé. La proximité d’un accès carrossable était une condition nécessaire dans la sélection des sites, afin de pouvoir transporter le matériel de piégeage.

II.2. Techniques de capture

Les premières campagnes de prospections et de suivis ciblés sur le Scinque-léopard ont privilégié l’utilisation de pièges collants non appâtés (Sadlier 2009 ; Astrongatt 2013). Durant la première phase de nos recherches, un effort important a été fourni pour tester et comparer des techniques de capture utilisées couramment dans d’autres pays : *funnel traps* (nasses), abris artificiels et *camera traps* (pièges photographiques). L’utilisation de pièges collants appâtés avec des fruits au sirop était systématique lors de nos prospections, afin de comparer leurs taux de capture avec les nouvelles techniques. Les résultats de ces recherches méthodologiques ont fait l’objet d’une publication, reprise dans le Chapitre 3.

Lors des prospections sur de nouveaux sites, 50 à 90 pièges collants étaient déployés pendant trois jours pleins. Les pièges, protégés de l’humidité par des abris individuels en plastique, pouvaient rester en place pendant toute la session. Les appâts étaient placés en début de journée et remplacés une fois par jour, à la relève du matin. Deux à trois relèves étaient faites chaque jour, en fonction de la météo, de manière à réduire les risques de mortalité.

Les pièges étaient disposés en lignes dans la mesure du possible, afin de maximiser les chances de traverser le domaine vital d’un scinque. Les pièges étaient séparés d’une dizaine de mètres. Les bords des affleurements rocheux, les buissons fruitiers et les couloirs de végétation étaient privilégiés, mais la priorité était donnée à un espacement régulier.

III. Résultats

III.1. Populations nouvelles

À travers les quelques témoignages reçus et nos prospections, neuf nouvelles stations ont été ajoutées à la carte de répartition du Scinque-léopard dans le cadre de cette thèse. L'aire de distribution de l'espèce se retrouve étendue de 54 km vers le Nord (**Fig. 2**).

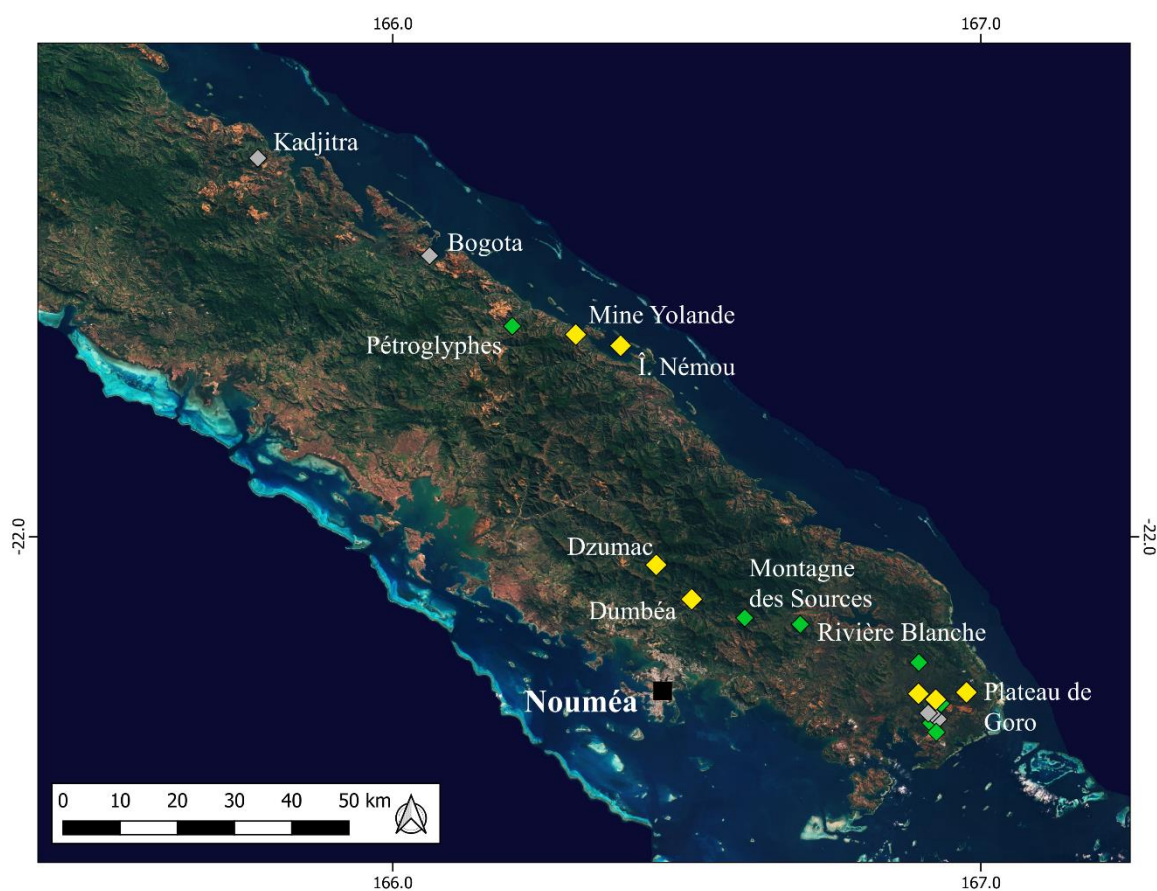


Figure 2. Carte des stations connues du Scinque-léopard. Les stations mentionnées dans des publications scientifiques figurent en vert, celles mentionnées dans des rapports non publiés en gris. Les stations en jaune ont été découvertes dans le cadre de cette étude.

Trois nouvelles stations ont été découvertes à proximité du site industriel de l'usine du Sud (**Fig. 3**).

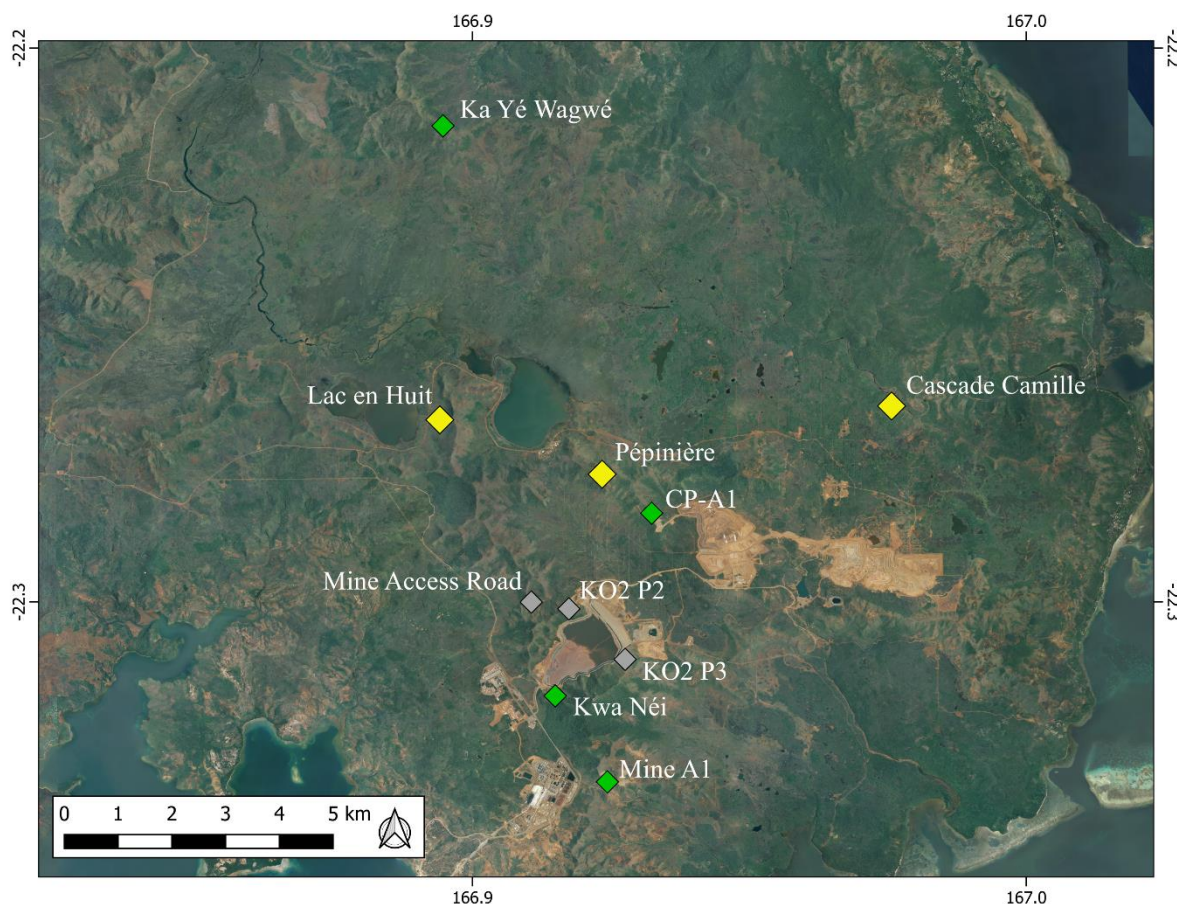


Figure 3. Carte des stations connues du Scinque-léopard sur le Plateau de Goro, illustrant l’effort de recherche historique autour du site minier. Les stations mentionnées dans des publications scientifiques figurent en vert, celles mentionnées dans des rapports non publiés en gris. Les stations en jaune ont été découvertes dans le cadre de cette étude.

III.2. Habitats occupés

Les nouvelles stations découvertes ont permis d’élargir considérablement la gamme des habitats occupés par le Scinque-léopard.

Les habitats considérés "typiques" dans les précédentes synthèses publiées sur le Scinque-léopard (Sadlier et al. 2014a, 2018) sont les maquis ligno-herbacés à affleurements de péridotites (**Fig. 4**). Sur le Plateau de Goro, ces habitats sont répandus, mais essentiellement localisés sur les crêtes et les pentes des chaînes de montagnes basses (< 700 m) qui délimitent de larges plateaux situés entre 200 et 250 m d’altitude, parsemés de zones humides et de cuirasses ferralitiques, apparemment défavorables au Scinque-léopard. Les affleurements et blocs rocheux dans cette région sont généralement de taille modeste et dispersés dans le paysage, surplombant la végétation basse. Les falaises sont rares et ont été peu prospectées, à



Figure 4. Une crête voisine du site de Mine Access Road sur le Plateau de Goro, présentant une mosaïque de micro-habitats typiques de cette région : une végétation basse et pauvre dominée par les cypéracées sur les crêtes, entrecoupée de zones de sol nu, résultat de l'érosion, et parsemée d'affleurements de péridotites. Au centre, une zone de végétation plus diversifiée subsiste dans un talweg.

l'exception du Ka Yé Wagwé, un massif culminant à 630 m, sur lequel plusieurs adultes ont été découverts dans les fissures des parties les plus étendues des falaises. Les sites connus de cette région comportent peu de grands éboulis de péridotite. En revanche, les affleurements de talus exposés par l'ouverture de pistes sont favorables aux scinque-léopard, lorsqu'ils présentent des fissures et de bonnes opportunités d'insolation. Plusieurs spécimens ont ainsi été observés le long de la piste de l'antenne du Kwa Néi, sur des talus globalement exposés au Nord. La végétation des stations de cette région est généralement un maquis ligno-herbacé bas et dense, à différents stades de régénération. Les feux ont façonné ce paysage, et de grandes surfaces présentent une végétation très dégradée, composée en majorité d'herbes de la famille des Cypéracées, entrecoupée de faciès d'érosion sur lesquels la végétation ne peut plus s'établir. C'est particulièrement le cas sur une grande partie des crêtes du Pic du Grand Kaori (sites de KO2 P2, Lac en Huit, Pépinière) et une partie des crêtes du Kwa Néi (KO2 P3, Mine A1).



Figure 5. Habitat typique du cours moyen de la Dumbéa (branche nord), avec de larges socles rocheux sur les berges, surplombés par un maquis arbustif.

D'après nos prospections, nous considérons ces habitats comme sous-optimaux, avec des densités apparentes¹⁸ faibles de scinque-léopard.

Dans les zones de maquis plus anciens, la diversité végétale est supérieure, avec plusieurs espèces de buissons à fruits inclus dans le régime alimentaire du Scinque-léopard : *Myrtastrum rufopunctatum*, *Uromyrtus ngoyensis*, *Cyathopsis albicans* sont les espèces les plus consommées. Sur le site de la Mine A1, nos prospections semblaient indiquer que la population était centrée sur la zone de présence de *M. rufopunctatum*. Cette espèce, qui produit une abondance de fruits charnus appréciés des scinques, se développe dans les zones retenant le plus d'humidité, en particulier entre les massifs de péridotite ou au pied des talus des anciennes pistes. Ces maquis d'un stade plus avancé sont particulièrement présents sur les sites de Kwa

¹⁸ Nos recherches méthodologiques, détaillées dans le Chapitre 3, n'ont pas pu aboutir à des estimations robustes de la densité des populations. Faute de mieux, les taux de capture sur pièges collants peuvent être utilisés comme indices d'abondance.



Figure 6. Ancien muret de pierre des sentiers muletiers de la Dumbéa (branche nord), dans lequel un juvénile de Scinque-léopard a été observé.

Néi, Mine Access Road, CP-A1 et de manière plus localisée sur les sites de la Pépinière et de Mine A1.

Dans la branche nord de la Dumbéa, le Scinque-léopard occupe une variété d'habitats différents des maquis de crêtes du grand Sud. Le cours moyen de la rivière est bordé de falaises et de larges dalles de péridotite atteignant une trentaine de mètres de largeur dans la zone des Marmites, très fréquentée par les promeneurs (**Fig. 5**). Trois adultes ont été repérés à proximité immédiate de la rivière ; l'un d'eux était clairement établi depuis plus d'un an dans une large fissure à 2 m au-dessus de la rivière. La sélection de ces gîtes, séparés de la végétation par plusieurs mètres de roches exposées, pose question. Il est possible que les scinques choisissent de s'éloigner au maximum des pentes pour maximiser leurs opportunités d'insolation ; une autre hypothèse complémentaire est qu'ils restent proches du cours d'eau pour chasser les invertébrés qui s'y rassemblent (araignées, odonates, éphémères...). À d'autres endroits, des individus ont été surpris dans des éboulis ou le long des talus rocheux bordés par la végétation des pentes. Un individu juvénile a également été observé dans un ancien muret de pierres (**Fig. 6**). La végétation des gorges est plus haute que dans les maquis du grand Sud, avec des portions



Figure 7. Le site de la Cascade Camille, sur le cours supérieur de la Kwé Binyi (haut) comporte de larges surfaces d’affleurements et de falaises de péridotite. En bas, des falaises de péridotites entourées de maquis paraforestier poussant sur cuirasse ferrallitique, abritent des scinque-léopard.

de maquis paraforestier dominées par les *Gymnostoma*. La zone abrite peu d’individus de

Myrtastrum ou de *Cyathopsis*.

Aucune autre zone similaire n'a pu être explorée, mais cet habitat se retrouve dans la plupart des rivières des massifs ultramafiques du Sud. Dans la Tôde, qui se jette dans la baie de Port-Bouquet à proximité des sites de la Mine Yolande et de l'îlot Némou, des crottes contenant de nombreuses graines de *Cyathopsis*, identifiées comme appartenant potentiellement au Scinque-léopard, ont été trouvées au pied des fissures de larges falaises de péridotite en bord de rivière (V. Dutertre, obs. pers.). Dans le grand Sud, la Kwé Binyi, autour de la Cascade Camille, présente également de larges berges rocheuses (**Fig. 7**).



Figure 8. Formation forestière des crêtes de l'îlot Némou, recouvrant un réseau de falaises de péridotites abritant une population de scinque-léopard.

Sur ce site toutefois, les berges de la rivière n'ont pas été piégées. Un scinque fut découvert en insolation dans la partie supérieure d'une falaise de péridotite surplombant les gorges. L'affleurement de péridotite à cet endroit est entièrement inclus dans une surface de cuirasse ferrallitique, sur laquelle se développe un maquis paraforestier à *Gymnostoma*, signe que ce site a échappé aux feux depuis une longue période (Jaffré 2022). Cette situation originale constitue une des preuves que le Scinque-léopard est capable de se déplacer dans ces habitats,



Figure 9. Crête coupée par la piste des Monts Dzumac, la plus haute station connue pour le Scinque-léopard (900 m)

au moins durant les périodes de dispersion. On peut imaginer que ce site est proche d'habitats autrefois plus largement répandus sur les terrains ultramafiques, avant que la fréquence des feux n'augmente avec l'arrivée de l'Homme (McCoy et al. 1999).

C'est sur l'îlot Némou que le Scinque-léopard montre l'étendue de sa plasticité écologique. C'est en effet le seul site connu sur lequel une partie de la population est établie dans un maquis paraforestier, très comparable dans sa structure à une véritable forêt (**Fig. 8**). Une partie du sommet de l'îlot est recouvert de cette formation, poussant sur un réseau de falaises et d'éboulis de péridotite. Autour de cette zone, le maquis se décline dans tous ses degrés de maturité, jusqu'à un maquis ligno-herbacé bordant de larges *lavakas*¹⁹. La population de Némou, une des plus denses observées, occupe tous ces habitats, mais plusieurs des plus gros spécimens privilégiaient la forêt, riche en espèces fruitières (*Uromyrtus artensis*, *Atractocarpus vaginatus*). Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette différence d'utilisation de l'habitat : l'absence de chats sauvages sur Némou ; l'absence du scinque *Tropidoscincus*

¹⁹ Terme d'origine malgache désignant en Nouvelle-Calédonie les zones de sol nu des terrains ultramafiques, soumis à une érosion rapide.



Figure 10. Station de la mine de Kadjitra à Kouaoua (photographie S. Astrongatt).

variabilis, adapté aux milieux forestiers et possible compétiteur du Scinque-léopard ; la rareté des espèces fructifères dans les maquis bas (*C. albicans* y est dominant, alors que *M. rufopunctatum* y est très rare). L'utilisation des habitats de Némou par le Scinque-léopard est détaillée dans le Chapitre 6.

Afin de vérifier la présence du Scinque-léopard dans les habitats d'altitude du cœur de la chaîne, une station fut prospectée dans la chaîne des Mts Dzumac, dans les hauteurs de Dumbéa. Un unique spécimen fut découvert à 900 m, sur une longue crête recouverte d'un maquis ligno-herbacé d'altitude, parsemé d'arbres épars du genre *Melaleuca* (**Fig. 9**). Ce maquis, situé dans une zone très arrosée, est riche en *Myrtastrum* et autres buissons fruitiers, et les affleurements de péridotite sont nombreux. Malgré ces éléments favorables et une météo clémente, un seul spécimen fut découvert au prix d'un effort de capture conséquent (voir Chapitre 3). Il est possible que les conditions de température habituelles dans ces zones soit défavorables à l'espèce, ce que la modélisation de sa niche écologique suggère également (voir Chapitre 5). Cette station est la plus haute connue ; la précédente, sur la Montagne de Sources, était située à environ 730 m d'altitude.

Les stations découvertes au nord de l'aire de distribution (Mine Yolande, Bogota, Kadjitra) sont situées dans des zones de maquis ligno-herbacé et arbustif relativement dégradés. Sur l'ancienne Mine Yolande, trois spécimens furent capturés entre 500 et 600 m, sur des crêtes à la végétation dominée par des cypéracées. Sur ce site, la diversité de l'herpétofaune rencontrée était particulièrement basse, avec seulement trois espèces enregistrées.

Le spécimen de Bogota, fut capturé à seulement 40 m au-dessus du niveau de la mer, dans un éboulis en bord de piste entouré de maquis arbustif. Sur la mine de Kadjitra, un spécimen fut capturé sur une crête à 500 m d'altitude, recouverte d'un maquis arbustif parsemé de nombreux affleurements de péridotite, à proximité immédiate de la mine en activité (**Fig. 10**).

Les habitats de la région de Thio à Kouaoua font face à des pressions importantes : feux et activités minières ont fortement marqué le paysage, et risquent d'isoler de plus en plus les populations de scinque-léopard sur les massifs miniers de Canala et Kouaoua. Une analyse géographique des pressions sur les habitats favorables au Scinque-léopard est détaillée dans le Chapitre 5.

IV. Discussion

Depuis la découverte de l'espèce en 1995, le nombre de stations connues a augmenté régulièrement, au rythme moyen de 0,68 nouvelles stations par an, pour atteindre le nombre actuel de 19 stations uniques (**Fig. 11**). Une part importante de ces stations (8, soit 42%) est située à proximité immédiate du bassin de la Kwé et des massifs voisins du Kwa Néi et du Pic du Grand Kaori, dans un cercle de 4 km de rayon environ, et sont certainement reliées par des flux réguliers d'individus. Six nouvelles stations ont été découvertes dans le cadre de cette thèse.

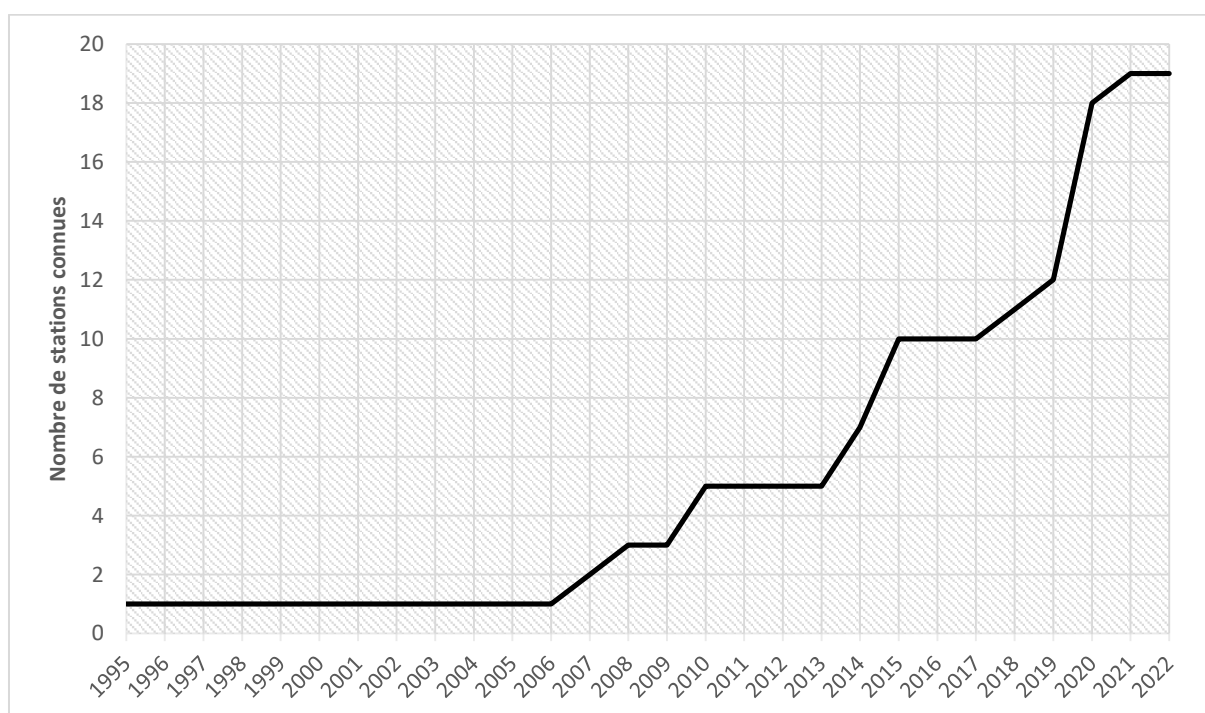


Figure 11. Nombre de stations de présence du Scinque-léopard découvertes depuis 1995.

Malgré l'augmentation du nombre de stations, notre connaissance de la distribution du Scinque-léopard comporte encore de très larges zones d'ombre (**Fig. 12**). La discrétion de l'espèce et les habitats qu'elle occupe rendent sa détection très difficile sans avoir recours aux pièges collants (voir Chapitre 3), ce qui explique le faible nombre de données de présence disponibles ; au point que la synthèse des rapports d'inventaires herpétologiques permet de faire un bilan précis du nombre de scinque-léopard observés ou capturés. Cette synthèse est présentée en annexe de ce chapitre. Un total de 137 captures et observations ont été recensées depuis 1995. Parmi celles-ci, 65 ont été réalisées dans le cadre de ce programme de recherche ; 64 dans

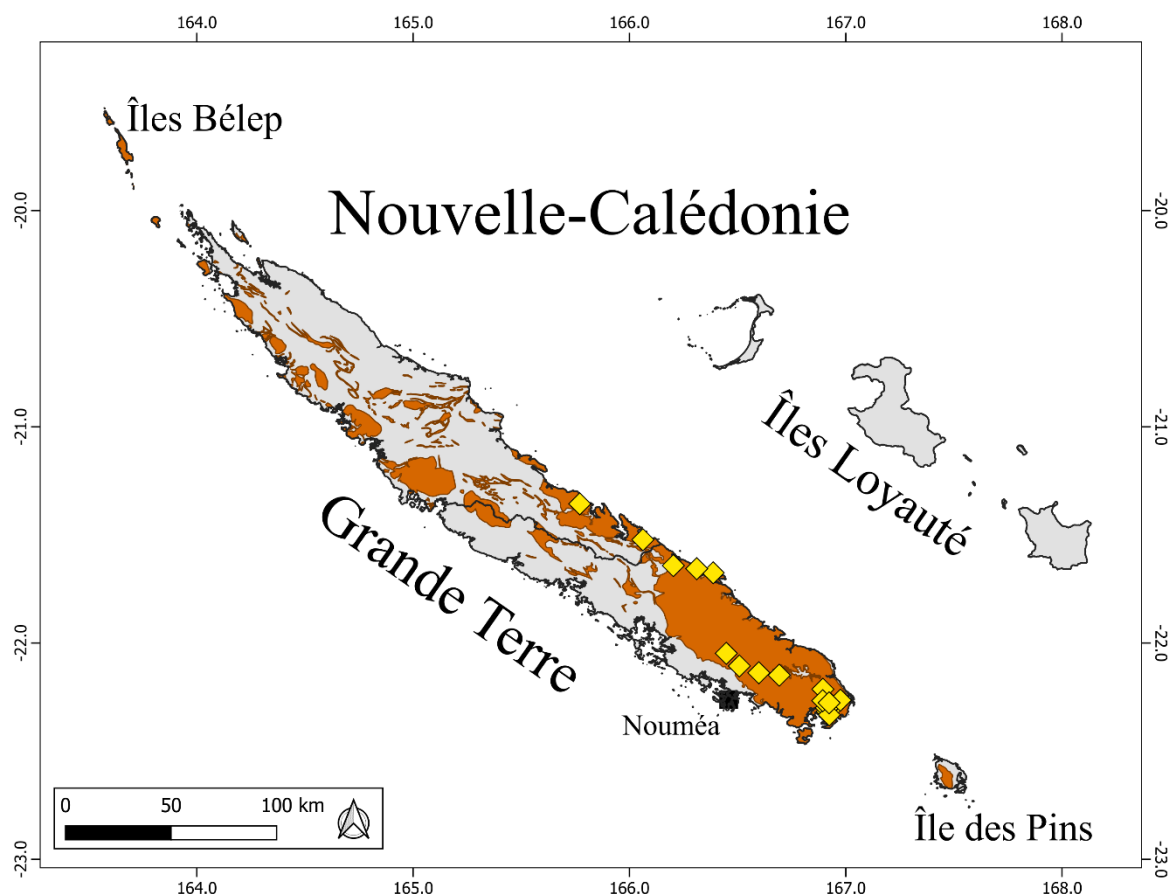


Figure 12. Carte des localités connues du Scinque-léopard à l'échelle du territoire de la Nouvelle-Calédonie. Les terrains ultramafiques sont représentés en orange. La limite entre les provinces Nord et Sud est représentée.

le cadre d'études pour le compte de compagnies minières (essentiellement Vale), 3 dans le cadre d'inventaires dans les aires protégées de la province Sud, et seulement 5 observations opportunistes ont été recensées. Ce bilan illustre l'importance des programmes d'études dédiés à cette espèce, qui échappe totalement aux observations de la communauté naturaliste locale.

Références bibliographiques

- Astrongatt S. 2013. Campagne de surveillance n° 2 de la population de *Lacertoides pardalis* du massif Kwa Neie. Rapport d'expertise réalisé pour le Département Environnement et Relations Communautaires de VALE Nouvelle-Calédonie.
- Astrongatt S. 2016a. Campagne de surveillance de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1:1–19.
- Astrongatt S. 2016b. Campagne de surveillance n°2 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1. Rapport d'expertise réalisé pour le Service Préservation de l'Environnement de VALE Nouvelle-Calédonie.
- Astrongatt S. 2017. Campagne de surveillance 2017 de l'herpétofaune de trois réserves forestières. Rapport d'expertise réalisé pour le Service Préservation de l'Environnement de VALE Nouvelle-Calédonie.
- Astrongatt S. 2018. Campagne de surveillance n°3 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1.
- Bouteiller A. 2014. Suivi de l'herpétofaune de trois forêts du Grand Sud et proposition de mesures de conservation.
- IUCN. 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available from <https://www.iucnredlist.org> (accessed April 14, 2022).
- Jaffré T. 2022. Plant formations on ultramafic rocks in New Caledonia. Botany Letters. <https://doi.org/10.1080/23818107.2022.2073260>.
- Lagrange A. 2015a. Etat initial herpétologique KO2 - Priorité 2, Vale NC.
- Lagrange A. 2015b. Etat initial herpétologique KO2 - Priorité 3, Vale NC.
- McCoy S, Jaffré T, Rigault F, Ash JE. 1999. Fire and succession in the ultramafic maquis of New Caledonia. Journal of Biogeography **26**:579–594.
- Sadlier RA. 2009. Targeted survey for the rare regional endemic lizard *Lacertoides pardalis* at Forêt Nord, Prony. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Inco Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Bauer AM. 2014. Étude génétique des lézards du Grand Sud. Rapport non publié

- de Cygnet Surveys & Consultancy pour le compte de Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Jourdan H. 2011. Inventaire herpétologique des aires protégées de la province Sud.
- Sadlier RA, Shea G. 2004. A survey of the lizard fauna of the proposed Goro nickel mine site.
- Sadlier RA, Shea GM. 2006. Etude de l’Herpétofaune de Quatre Réserves Spéciales du Grand Sud de la Nouvelle-Calédonie et Propositions d’Orientations de Mesures de Conservation.
- Sadlier RA, Shea GM, Bauer AM. 1997. A new genus and species of lizard (Squamata, Scincidae) from New Caledonia, Southwest Pacific. Pages 379–385 in Najt J, Matile L, editors. *Zoologia Neocaledonica* 4. Mémoires du Muséum national d’Histoire naturelle 171. Paris.
- Sadlier RA, Shea GM, Jourdan H, Whitaker AH, Bauer AM. 2014a. The New Caledonian Leopard Skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia: Scincidae); a review of the species’ morphology, distribution, behavior and conservation. Pages 31–44 in Guilbert E, Robillard T, Jourdan H, Grandcolas P, editors. *Zoologia Neocaledonica* 8. Biodiversity studies in New Caledonia. Mémoires du Muséum national d’Histoire naturelle, 206. Paris.
- Sadlier RA, Swan G. 2015. Évaluation de la faune de lézards sur la Zone Tampon dans la Vallée KO4 associé aux emprises d’études du Projet Lucy. Rapport non publié par Cygnet Surveys & Consultancy pour Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2014b. An assessment of the lizard fauna on the site of the proposed Vale Nouvelle-Calédonie KO4 Quarry. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2015a. An assessment of the lizard fauna on the site of the proposed Vale Nouvelle-Calédonie KO4 mine access road. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2015b. Translocation de scinque-léopard de Nouvelle-Calédonie *Lacertoides pardalis* sur le site proposé pour le développement de la carrière CP-A1 de Vale Nouvelle-Calédonie. Rapport non publié par Cygnet Surveys & Consultancy pour Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S, McCoy S. 2018. New information on distribution and habitat preferences of the Leopard Skink, *Lacertoides pardalis*, across the ultramafic surfaces of southern New Caledonia. *Pacific Science* **72**:271–283.

ANNEXE Synthèse des spécimens de scinque-léopard évoqués dans les publications scientifiques et rapports non publiés réalisés pour Prony Resources (ex. Vale NC) et la province Sud, et observés dans le cadre de cette étude. Les références utilisées sont listées en fin de tableau.

Spécimen	Date	Site	X	Y	Technique	Cadre de l'observation	Références
AMS R148050 (Holotype)	28/09/1995	Kwa Neié	166,91497	-22,31703	Prospection à vue	Etude réglementaire	[1], [7]
MNHN 1996.2662 (Paratype)	28/09/1995	Kwa Neié	166,91497	-22,31703	Prospection à vue	Etude réglementaire	[1], [7]
	28/09/1995	Kwa Neié	166,91497	-22,31703	Prospection à vue	Etude réglementaire	[1], [7]
CAS 205843	02/05/1997	Kwa Neié	166,91497	-22,31703		Etude réglementaire	[4], [7]
AMS R.152643	02/05/1997	Kwa Neié	166,91497	-22,31703		Etude réglementaire	[4], [7]
AMS R.152644	02/05/1997	Kwa Neié	166,91497	-22,31703		Etude réglementaire	[4], [7]
AMS R.166137	02/12/2003	Kwa Neié	166,91497	-22,31703		Etude réglementaire	[2], [7]
AMS R.164350	01/12/2004	Kwa Neié	166,9216667	-22,31805556		Etude réglementaire	[7]
AMS R.164376	01/12/2004	Kwa Neié	166,9144444	-22,31694444		Etude réglementaire	[7]
AMS R.164380	02/12/2004	Kwa Neié	166,9216667	-22,31805556		Etude réglementaire	[7]
	16/08/2005	Kwa Neié	166,9127778	-22,31611111	Prospection à vue	Etude réglementaire	[3]
	17/08/2005	Kwa Neié	166,9127778	-22,31611111	Prospection à vue	Etude réglementaire	[3]
AMS R.167429	févr-07	Ka Yé Wagwé	166,8946944	-22,21408333		Etude réglementaire	[7]
AMS R.167430	févr-07	Ka Yé Wagwé	166,8966111	-22,21555556		Etude réglementaire	[7]
AMS R.180300.001	févr-07	Ka Yé Wagwé				Etude réglementaire	[7]
	2008	Kwa Neié				Opportuniste	[4]
	16/12/2008	Kwa Neié	166,9128333	-22,31636111	Glue trap	Etude réglementaire	[4]
AMS R180299.001	16/12/2008	Mine A1	166,9260556	-22,33130556	Glue trap	Etude réglementaire	[4], [7]
	17/12/2008	Kwa Neié	166,91525	-22,31719444	Glue trap	Etude réglementaire	[4]
AMS R.174594	02/10/2010	Montagne des Sources	166,5986111	-22,13805556	Prospection à vue	Inventaire aires protégées (prestation)	[5], [7]
	2009-2010	Rivière Blanche	166,6945	-22,15086111	Prospection à vue	Inventaire aires protégées (hors cadre spécifique)	[7]
	2009-2010	Rivière Blanche	166,694	-22,15136111	Prospection à vue	Inventaire aires protégées (hors cadre spécifique)	[7]
	28/02/2013	Mine A1	166,9248889	-22,33266667		Etude réglementaire	[6]
	juin-14	Thio, les Pétroglyphes	166,19758	-21,65034		Opportuniste	[17]

Spécimen	Date	Site	X	Y	Technique	Cadre de l'observation	Références
	oct-14	CP-A1	166,9313889	-22,2825	Glue trap	Etude réglementaire	[8]
	oct-14	CP-A1	166,9313889	-22,2825	Glue trap	Etude réglementaire	[8]
	oct-14	CP-A1	166,9313889	-22,2825	Glue trap	Etude réglementaire	[8]
	janv-15	MAR	166,9097222	-22,30027778	Glue trap	Etude réglementaire	[9]
	janv-15	MAR	166,9105556	-22,3	Glue trap	Etude réglementaire	[9]
	janv-15	MAR	166,9105556	-22,3	Glue trap	Etude réglementaire	[9]
	09/10/2015	Mine A1	166,92479	-22,33278	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	11/10/2015	CP-A1	166,93358	-22,28552	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	11/10/2015	CP-A1	166,93306	-22,28425	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	11/10/2015	CP-A1	166,93292	-22,28422	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	11/10/2015	CP-A1	166,9336097	-22,28555	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	11/10/2015	CP-A1	166,9330697	-22,28442	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	11/10/2015	CP-A1	166,9325	-22,28381	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	11/10/2015	CP-A1	166,93202	-22,28316	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	12/10/2015	CP-A1	166,9306	-22,28122	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	12/10/2015	CP-A1	166,93173	-22,28282	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	12/10/2015	CP-A1	166,93163	-22,28268	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	12/10/2015	CP-A1	166,93195	-22,2831	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	12/10/2015	CP-A1	166,93192	-22,28318	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	12/10/2015	CP-A1	166,93195	-22,28314	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	13/10/2015	CP-A1	166,93359	-22,28552	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	13/10/2015	CP-A1	166,93292	-22,28422	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	13/10/2015	CP-A1	166,93367	-22,28699	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	13/10/2015	CP-A1	166,93314	-22,28444	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	14/10/2015	CP-A1	166,93356	-22,2856	Glue trap	Etude réglementaire	[10]
	nov-15	KO2P3	166,9272222	-22,31166667	Prospection à vue	Etude réglementaire	[11]
	nov-15	KO2P3	166,9272222	-22,31166667	Prospection à vue	Etude réglementaire	[11]
	déc-15	KO2P2	166,9175	-22,30111111	Prospection à vue	Etude réglementaire	[12]
	déc-15	KO2P2	166,9125	-22,30583333	Prospection à vue	Etude réglementaire	[12]
	janv-16	Mine A1	166,925	-22,33194444	Glue trap	Etude réglementaire	[13]
	janv-16	Mine A1	166,9247222	-22,3325	Glue trap	Etude réglementaire	[13]
	janv-16	Mine A1	166,925	-22,33194444	Glue trap	Etude réglementaire	[13]

Spécimen	Date	Site	X	Y	Technique	Cadre de l'observation	Références
	oct-16	Mine A1	166,9230556	-22,33166667	Glue trap	Etude réglementaire	[14]
	oct-16	Mine A1	166,9238889	-22,33166667	Glue trap	Etude réglementaire	[14]
	oct-16	Mine A1	166,925	-22,33166667	Glue trap	Etude réglementaire	[14]
	oct-16	Mine A1	166,925	-22,33305556	Prospection à vue	Etude réglementaire	[14]
	nov-17	Kwa Neié	166,9216667	-22,31777778	Glue trap	Etude réglementaire	[15]
	oct-18	Mine A1	166,9241667	-22,33222222	Glue trap	Etude réglementaire	[16]
	oct-18	Mine A1	166,9241667	-22,3325	Glue trap	Etude réglementaire	[16]
	oct-18	Mine A1	166,9241667	-22,3325	Glue trap	Etude réglementaire	[16]
	oct-18	Mine A1	166,925	-22,33166667	Glue trap	Etude réglementaire	[16]
	oct-18	Mine A1	166,925	-22,33194444	Glue trap	Etude réglementaire	[16]
	oct-18	Mine A1	166,9247222	-22,33194444	Glue trap	Etude réglementaire	[16]
	nov-18	Dumbea	166,5100683	-22,10749209	Prospection à vue	Opportuniste	R. Auteret
	nov-18	Dumbea	166,5083446	-22,10649065	Prospection à vue	Opportuniste	R. Auteret
	27/07/2020	Bogota	166,06233	-21,52236	Glue trap	Etude réglementaire	
Lp071	2021	Kajitara			Glue trap	Etude réglementaire	
Lp001	30/04/2019	MAR	166,9106087	-22,30166361	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp002	15/05/2019	MAR	166,9108057	-22,30177397	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp003	20/05/2019	MAR	166,9105366	-22,29979391	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp004	21/05/2019	MAR	166,9108215	-22,30162751	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp005	22/05/2019	MAR	166,9106348	-22,3000729	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp006	29/05/2019	MAR	166,9106338	-22,29999487	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp007	12/06/2019	MAR	166,9108817	-22,30180409	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp008	21/11/2019	Mine A1	166,9248465	-22,33207765	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp009	29/11/2019	Dumbea	166,5103995	-22,10232773	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp010	29/11/2019	Dumbea	166,5104182	-22,10242267	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp011	27/11/2019	Dumbea	166,5091688	-22,10721091	Prospection à vue	Recherche	M. Deuss
Lp012	14/03/2019	Dumbea	166,5103005	-22,10261814	Prospection à vue	Recherche	M. Deuss
Lp016	27/02/2020	Némou	166,3882576	-21,67540052	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp017	27/02/2020	Némou	166,3872945	-21,67525819	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp018	27/02/2020	Némou	166,3874594	-21,67528643	funnel trap	Recherche	M. Deuss
Lp019	25/02/2020	Némou	166,3870553	-21,67521917	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp020	25/02/2020	Némou	166,3874618	-21,67528755	funnel trap	Recherche	M. Deuss

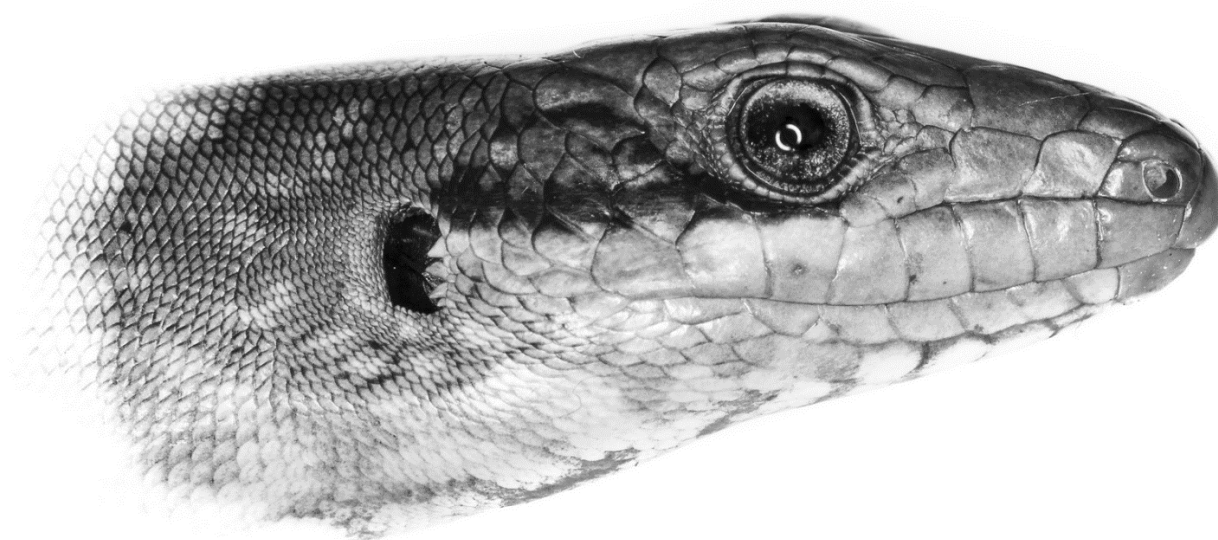
Spécimen	Date	Site	X	Y	Technique	Cadre de l'observation	Références
Lp021	27/05/2020	Mine A1	166,925038	-22,332311	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp022	27/05/2020	Mine A1	166,92459	-22,332004	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp023	28/05/2020	Mine A1	166,9251833	-22,332	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp024	28/05/2020	Mine A1	166,924247	-22,332149	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp008 (recapture)	29/05/2020	Mine A1	166,924504	-22,331932	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp026	02/06/2020	Mine A1	166,92445	-22,33213333	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp027	12/06/2020	Mine A1	166,9252778	-22,33111111	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp028	16/06/2020	Mine A1	166,925034	-22,331916	Prospection à vue	Recherche	M. Deuss
Lp029	13/06/2020	Cascade Camille	166,97389	-22,2656	Prospection à vue	Opportuniste	M. Deuss
Lp030	22/09/2020	Mine Yolande	166,30552	-21,65714	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp031	23/09/2020	Mine Yolande	166,30324	-21,65854	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp032	23/09/2020	Mine Yolande	166,30324	-21,65854	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp033	01/10/2020	Dumbea	166,50947	-22,10588	Prospection à vue	Recherche	M. Deuss
Lp035	23/10/2020	Dzumac	166,44791	-22,04798	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp036	29/10/2020	Cascade Camille	166,9163056	-22,31341667	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp037	29/10/2020	Crête Lac en Huit	166,89411	-22,2674	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp038	04/11/2020	Pépinrière Est	166,923292	-22,277811	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp039	04/11/2020	Pépinrière Est	166,923092	-22,27708	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp040	05/11/2020	Pépinrière Est	166,922736	-22,278462	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp041	05/11/2020	Pépinrière Est	166,922291	-22,274895	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp042	06/11/2020	Pépinrière Est	166,923364	-22,277624	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp043	01/12/2020	Pépinrière Est	166,923409	-22,276246	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp044	02/12/2020	Pépinrière Est	166,922804	-22,275168	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp045	02/12/2020	Pépinrière Est	166,923364	-22,277624	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp046	03/12/2020	Pépinrière Est	166,923158	-22,277449	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp047	07/05/2021	Némou	166,386569	-21,675141	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp048	07/05/2021	Némou	166,387436	-21,675307	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp049	07/05/2021	Némou	166,386762	-21,675137	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp050	08/05/2021	Némou	166,387395	-21,675266	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp051	08/05/2021	Némou	166,387683	-21,675273	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp052	09/05/2021	Némou	166,387683	-21,675273	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp053	09/05/2021	Némou	166,387609	-21,675335	Glue trap	Recherche	M. Deuss

Spécimen	Date	Site	X	Y	Technique	Cadre de l'observation	Références
Lp054	09/05/2021	Némou	166,386798	-21,675105	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp055	10/05/2021	Némou	166,387655	-21,675333	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp056	11/05/2021	Némou	166,387395	-21,675266	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp057	12/05/2021	Némou	166,386877	-21,675105	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp058	19/05/2021	Némou	166,386467	-21,674641	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp059	21/05/2021	Némou	166,386318	-21,675514	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp060	21/05/2021	Némou	166,386467	-21,674641	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp061	21/05/2021	Némou	166,387441	-21,675282	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp062	31/05/2021	Némou	166,387357	-21,675201	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp063	31/05/2021	Némou	166,38714	-21,675264	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp064	02/06/2021	Némou	166,387474	-21,675235	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp065	02/06/2021	Némou	166,387615	-21,675264	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp066	02/06/2021	Némou	166,38746	-21,675334	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp067	02/06/2021	Némou	166,387076	-21,675244	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp068	04/06/2021	Némou	166,387441	-21,675282	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp069	04/06/2021	Némou	166,387436	-21,675307	Glue trap	Recherche	M. Deuss
Lp070	04/08/2021	Némou	166,386226	-21,675636	Prospection à vue	Recherche	M. Deuss

- [1] Sadlier RA, Shea GM, Bauer AM. 1997. A new genus and species of lizard (Squamata, Scincidae) from New Caledonia, Southwest Pacific. Pages 379–385 in Najt J, Matile L, editors. *Zoologia Neocaledonica* 4. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle 171. Paris.
- [2] Sadlier RA, Shea G. 2004. A Survey of the Lizard Fauna of the Proposed Goro Nickel Mine Site.
- [3] Laigret V. 2005. Premiers résultats du plan de suivi du *Lacertoides pardalis* sur le site du col de l'antenne. Rapport de stage pour VALE Nouvelle-Calédonie.
- [4] Sadlier RA. 2009. Targeted survey for the rare regional endemic lizard *Lacertoides pardalis* at Forêt Nord, Prony. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Inco Nouvelle-Calédonie.
- [5] Sadlier RA, Jourdan H. 2011. Inventaire Herpétologique des Aires Protégées de la Province Sud.
- [6] Astrongatt S. 2013. Campagne de surveillance n° 2 de la population de *Lacertoides pardalis* du massif Kwa Neie. Rapport d'expertise réalisé pour le Département Environnement et Relations Communautaires de VALE Nouvelle-Calédonie.
- [7] Sadlier RA, Shea GM, Jourdan H, Whitaker AH, Bauer AM. 2014a. The New Caledonian Leopard Skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia: Scincidae); a review of the species' morphology, distribution, behavior and conservation. Pages 31–44 Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle.
- [8] Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2014b. An assessment of the lizard fauna on the site of the proposed Vale Nouvelle-Calédonie KO4 Quarry. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Nouvelle-Calédonie.
- [9] Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2015a. An assessment of the lizard fauna on the site of the proposed Vale Nouvelle-Calédonie KO4 mine access road. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Nouvelle-Calédonie.
- [10] Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2015b. Translocation de scinque-léopard de Nouvelle-Calédonie *Lacertoides pardalis* sur le site proposé pour le développement de la carrière CP-A1 de Vale Nouvelle-Calédonie. Rapport non publié par Cygnet Surveys & Consultancy pour Vale Nouvelle-Calédonie.
- [11] Lagrange A. 2015a. Etat initial herpétologique KO2 - Priorité 2, Vale NC.
- [12] Lagrange A. 2015b. Etat initial herpétologique KO2 - Priorité 3, Vale NC.
- [13] Astrongatt S. 2016a. Campagne de surveillance de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1. Rapport d'expertise réalisé pour le Service Préservation de l'Environnement de VALE Nouvelle-Calédonie.
- [14] Astrongatt S. 2016b. Campagne de surveillance n°2 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1. Rapport d'expertise réalisé pour le Service Préservation de l'Environnement de VALE Nouvelle-Calédonie.
- [15] Astrongatt S. 2017. Campagne de surveillance 2017 de l'herpétofaune de trois réserves forestières. Rapport d'expertise réalisé pour le Service Préservation de l'Environnement de VALE Nouvelle-Calédonie.
- [16] Astrongatt S. 2018. Campagne de surveillance n°3 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1. Rapport d'expertise réalisé pour le Service Préservation de l'Environnement de VALE Nouvelle-Calédonie.
- [17] Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S, McCoy S. 2018. New Information on Distribution and Habitat Preferences of the Leopard Skink, *Lacertoides pardalis*, across the Ultramafic Surfaces of Southern New Caledonia. *Pacific Science* 72:271–283.

CHAPITRE 3

DEVELOPPEMENTS METHODOLOGIQUES POUR LA CAPTURE,
L'OBSERVATION ET LE SUIVI DU SCINQUE-LEOPARD



I. Comparaison et amélioration des techniques de terrain en vue de la détection, de la capture et du suivi du Scinque-léopard

I.1. Contexte

Toute étude naturaliste dédiée à des animaux sauvages repose sur un éventail de techniques de terrain, cruciales pour l'obtention des données desquelles découleront toutes les descriptions, analyses et expérimentations nécessaires pour répondre à une problématique donnée. Sans ces techniques, aucune information ne peut être obtenue sur la présence, l'abondance, l'écologie ou l'éthologie d'une espèce. À chaque objectif, ses besoins spécifiques en termes de données : si l'espèce est aisément identifiable, l'observation directe est suffisante pour des inventaires ou certains types de suivis (*distance sampling, site occupancy...*). Pour une étude morphométrique, évaluer l'état de santé des individus, ou obtenir un instantané de la démographie d'une population, l'observation n'est pas suffisante et la capture d'un grand nombre de spécimens est nécessaire. Les suivis de populations, basés sur des indices ou des estimations d'abondance ou de densité, sont nécessaires pour quantifier l'évolution d'une population, évaluer les impacts d'une pression ou les bénéfices d'une mesure de conservation. Ces études sont les plus exigeantes en termes de données, puisqu'elles demandent d'observer un grand nombre de spécimens, le plus souvent de pouvoir les identifier individuellement, de détecter une part raisonnable des individus présents sur le site, et d'estimer une probabilité de détection, voire le nombre absolu d'individus présents au moment de l'étude.

Chaque espèce a ses particularités qui déterminent le choix de telle ou telle technique d'observation ou de capture : la taille des animaux, leur rythme et leurs périodes d'activités, leur comportement, et surtout les habitats occupés. Le choix d'une technique répond à un certain nombre d'exigences et de contraintes : coût, encombrement des dispositifs, nombre d'unités minimal à mettre en place selon l'objectif, sécurité pour les animaux, et prises accessoires. La technique la mieux adaptée à une espèce peut également être celle qui comporte le plus de risques de mortalité, ce qui augmente la main-d'œuvre nécessaire pour relever les pièges plus souvent.

La question de la recherche de techniques d'observation et de capture optimales est particulièrement pertinente dans le cas du Scinque-léopard, même vingt-cinq ans après sa découverte.

En Nouvelle-Calédonie, les scinques peuvent être globalement classés en deux groupes selon leur rythme d'activité et leur comportement :

- Les scinques héliophiles sont strictement diurnes, et leur activité journalière comprend une ou plusieurs phases de thermorégulation en plein soleil. Parmi ce groupe, on distingue les scinques majoritairement terrestres, et les scinques majoritairement arboricoles, ces derniers étant minoritaires (une demi-douzaine d'espèces sur 65 au total).
- Les scinques crépusculaires et nocturnes, dont l'activité diurne se résume aux périodes les plus humides, très rarement en insolation directe, le plus souvent cachés en journée sous des abris du sol.

Le Scinque-léopard appartient au groupe des scinques héliophiles terrestres ; c'est certainement, parmi ce groupe, l'espèce la plus discrète. Jusqu'à très récemment, il était estimé qu'en dehors des campagnes de piégeage ciblées, elle n'avait été observée en insolation ou en activité qu'à quatre occasions (Sadlier et al. 2018). Ce contraste si marqué avec tous les autres scinques héliophiles s'explique en partie par sa restriction aux maquis, dont la végétation basse et dense est une contrainte importante pour l'observation des lézards. Mais c'est peut-être son adaptation à cet habitat qui explique cette attitude farouche. Sa taille relativement importante contraint le Scinque-léopard à thermoréguler régulièrement en plein soleil, à découvert sur les rochers, généralement à proximité d'une fissure. Cette position le rendant particulièrement vulnérable aux oiseaux et autres prédateurs, il est possible que cette contrainte explique sa grande discrétion et sa tendance à disparaître instantanément à la moindre alerte.

L'observation directe de cette espèce étant difficile, la technique des pièges collants s'est rapidement imposée pour les suivis de la population du massif de Kwa Néi, localité-type de l'espèce à proximité immédiate du site minier de Goro (Sadlier 2009 ; Astrongatt 2013, 2016a, 2016b, 2018), et pour les recherches de nouvelles populations qui ont suivi (Sadlier et al. 2014, 2015a, 2015b ; Sadlier & Swan 2015). Un bref essai a été réalisé avec une quinzaine de cages à petits mammifères, appâtées avec des morceaux de pomme, sans résultat (Sadlier 2009). La détection visuelle à l'aide de jumelles a également été tentée sur cinq journées en août 2005, à l'occasion d'un stage (Laigret 2005) ; deux spécimens ont été aperçus à cette occasion. La

technique des pièges collants présente des avantages indéniables : coût, encombrement réduit, facilité de mise en place et de contrôle, et surtout une efficacité certaine pour la plupart des espèces de lézards de taille petite à moyenne. La technique couramment utilisée par nos prédécesseurs consiste à disposer les pièges à proximité des gîtes potentiels (affleurements de péridotites avec fissures). L'appâtage des pièges, par des morceaux de pommes, a été tenté à une occasion (Sadlier 2009), mais n'a pas été répété par la suite.

Malgré les nombreux avantages des pièges collants, plusieurs problèmes demeurent. Nos prédécesseurs ont rapporté des taux de capture globalement faibles, de 0,61% en moyenne, avec des sessions impliquant plusieurs centaines de pièges-jours²⁰ n'ayant donné aucune capture de scinque-léopard. Les pièges collants restent une technique traumatisante, associée à un risque de mortalité important, à tel point que certains pays en ont restreint l'usage, notamment le Royaume-Uni et la Nouvelle-Zélande (Chapple 2016 ; E. Baker et al. 2020 ; Fay 2022). Le stress induit pour les animaux piégés est susceptible d'entraîner une méfiance accrue ; de fait, les recaptures de scinque-léopard par piège collant sont extrêmement rares (voir partie suivante). Cette caractéristique compromet les possibilités de développer un estimateur robuste de la taille des populations, pour lequel un protocole de capture-marquage-recapture serait nécessaire.

Face à ce constat, la nécessité de tester et comparer des techniques de capture ou d'observation alternatives s'est imposée. Plusieurs techniques sont couramment utilisées depuis de nombreuses années ; les principales ressources techniques que j'ai consultées pour les sélectionner et les mettre en œuvre sont les ouvrages *Reptile biodiversity: Standard methods for inventory and monitoring* (McDiarmid et al. 2012) et *New Zealand Lizards* (Chapple 2016) ; la synthèse publiée par la DREAL de PACA *Suivi scientifique d'espèces animales* (Besnard & Salles 2010) ; ainsi que la collection de guides techniques éditée par le Department of Conservation (DOC) de Nouvelle-Zélande *Inventory and monitoring toolbox: herpetofauna* (Hare 2012a, 2012b, 2012c, 2012d ; Lettink 2012a, 2012b, 2012c ; Lettink & Monks 2012). La biologie du Scinque-léopard étant comparable à celle de plusieurs grands scinques néo-zélandais, le choix des techniques s'est porté sur les *funnel traps* (nasses) et les abris artificiels, deux techniques privilégiées dans ce pays. La première publication issue de cette thèse, retranscrite dans la partie suivante, détaille le résultat de la comparaison entre les pièges collants et ces deux techniques alternatives. L'effet de l'appâtage des pièges collants est également testé

²⁰ Un piège-jour représente l'équivalent d'un piège en action pendant 24 heures.

en utilisant les données brutes issues des rapports de nos prédécesseurs, ayant essentiellement utilisé des pièges collants non appâtés.

I.2. ARTICLE : Evaluation et amélioration de la technique des pièges collants pour l'étude du Scinque-léopard dans les maquis miniers de Nouvelle-Calédonie, et recherche de techniques alternatives

L'intégralité de l'article, publié dans la revue *Herpetological Conservation and Biology* le 16 décembre 2022, est retranscrite ci-dessous.

Référence bibliographique : Deuss, M., and H. Jourdan. 2022. Assessment of glue traps in subtropical maquis shrubland: Applications for the study of the New Caledonian Leopard Skink (*Lacertoides pardalis*). *Herpetological Conservation and Biology* 17:489–501.

**ASSESSMENT OF GLUE TRAPS IN SUBTROPICAL MAQUIS
SHRUBLAND: APPLICATIONS FOR THE STUDY OF THE NEW
CALEDONIAN LEOPARD SKINK (*LACERTOIDES PARDALIS*)**

MATTHIAS DEUSS¹ AND HERVE JOURDAN

*Aix Marseille Université, France's National Centre for Research (CNRS), French
National Research Institute for Sustainable Development (IRD), Avignon Université, Institut
Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Centre IRD de
Nouméa, BPA5, 98848 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie*

¹*Corresponding author; e-mail: matthias.deuss@ird.fr*

Abstract.—Among the endemic skinks of New Caledonia, the Leopard Skink is one of the species best adapted to maquis shrublands on ultramafic surfaces. These habitats, particularly those exposed to mining activities and bushfires, are regularly surveyed for herpetofauna; however, capture techniques available for such surveys are limited. Glue traps (GTs) are the most commonly used method, but are criticized for the risk they pose to wildlife. We propose here an evaluation through a review of research conducted on the Leopard Skink. We evaluate for the first time the efficiency of baiting GTs with canned fruits. We also test two alternative techniques: artificial refuges and funnel traps. Their very low capture rates lead us to favour the use of GTs. The use of fruit baiting allows on average to double the daily catches of Leopard Skinks. Mortality may be reduced by installing traps under cover and frequent checks. Glue traps are currently the most effective technique for surveying the herpetofauna of New Caledonian maquis

shrublands. However, recaptures are very rare, which limits the prospects for population monitoring using mark-recapture methods. This issue remains a challenge for future conservation measures in these specific habitats facing high levels of threats.

Key Words.—artificial refuges; baiting; funnel traps; mortality; population estimate; skinks; trapping

Résumé.— Parmi les scinques endémiques de Nouvelle-Calédonie, le Scinque-léopard est l'espèce la plus adaptée aux maquis miniers. Ces habitats, particulièrement exposés aux activités minières et aux feux de brousse, sont régulièrement l'objet d'études herpétologiques réglementaires. Pourtant, les techniques de capture disponibles pour ces études sont limitées. Les pièges collants sont les plus utilisés, mais sont critiqués pour le risque qu'ils font courir à la faune. Nous en proposons ici une évaluation à travers la synthèse des études dédiées au Scinque-léopard. Nous avons évalué pour la première fois l'efficacité de l'appâtage des pièges collants avec des fruits au sirop. Nous avons également testé deux techniques alternatives: les abris artificiels et les nasses. Leurs taux de capture très faibles sont rédhibitoires, ce qui nous a conduit à privilégier l'utilisation des pièges collants. L'utilisation d'appâts permet en moyenne de doubler les captures journalières de scinque-léopard. L'adoption de bonnes pratiques (installation des pièges sous abri, relèves fréquentes) permet de limiter les taux de mortalité. Les pièges collants restent donc à l'heure actuelle la technique la plus efficace pour inventorier l'herpétofaune des maquis miniers de Nouvelle-Calédonie; toutefois, les recaptures sont très rares, ce qui limite les perspectives pour un indice d'abondance robuste dans une optique de suivi des populations en maquis minier.

Mots-clés.— appâtage; estimation de population; mortalité; nasses; piègeage; refuges artificiels; scinques

INTRODUCTION

The herpetofauna of New Caledonia includes 107 described species of lizards (Bernstein et al. 2021), and more than 40 species awaiting description (Bauer et al. 2012; Skipwith et al. 2016; Bernstein et al. 2021). As a result of an exceptionally high rate of endemism, about 1.4% of the described lizard fauna of the world is found only in New Caledonia, including 23% of all diplodactylid geckos and 14% of eugongyline skinks (Uetz, P., et al. 2022. The Reptile Database. Available from <http://www.reptile-database.org>. [Accessed 14 April 2022]). Despite a large amount of taxonomic work published in the last 25 y, studies dealing with ecology or demography are relatively scarce. Apart from a few notable exceptions (Duval et al. 2019), there are no abundance estimates for any population of the 69 threatened species (IUCN 2021). Instead, most ecological surveys have dealt with index counts (e.g., See Unpublished Reports: Sadlier and Swan 2010; Astrongatt 2017b) or encounter rates (See Unpublished Reports: Whitaker and Whitaker 2007).

Most lizard species in New Caledonia are found either in closed forest or Maquis shrublands. In particular, Maquis shrublands on ultramafic surfaces – soils associated with a geological layer originating from the earth's mantle, poor in minerals and rich in heavy metals – are the most commonly sampled natural habitats during mitigation surveys for environmental assessment requirements in the context of the regulation of mining activities. Indeed, New Caledonia contains one third of the nickel reserves of the world (L'Huillier and Jaffré 2010). It is estimated that 45% of the threatened reptiles in New Caledonia are impacted by mining activities (IUCN 2021).

Shrubland habitats are diverse but can be characterized by rugged terrain, large surfaces of hard, bare soil and rocky outcrops, and embedded within low, dense vegetation (Isnard et al. 2016; Jaffré 2022). Their surface area is currently expanding as human-induced bushfires

increases in frequency (Gomez et al. 2015; Mangeas et al. 2019). Animal densities are generally low in Maquis shrublands, and there is a lack of appropriate sampling techniques for herpetofaunal surveys, but some methodological research is documented (See Unpublished Reports: Sadlier 2009). Because of the low and dense vegetation, visual encounter surveys are less efficient than in closed forest habitat, and the use of pitfall traps is made almost impossible by the steep and harsh terrain. As a consequence, glue traps (GTs) have become by far the most widely used technique for inventory and monitoring of a variety of skink species in Maquis habitats and in most surveys of closed-forest areas.

The New Caledonian Leopard Skink (*Lacertoides pardalis*) is a diurnal, heliothermic, live-bearing lizard endemic to the southern ultramafic region of New Caledonia, and the only skink in this country known to feed mostly on fruits (Sadlier et al. 1997, 2014, 2018). This skink is strictly dependant on ultramafic Maquis shrubland with outcropping peridotite and scree (see Fig. 1). Deep cracks in peridotite outcrops are used as shelters and several species of native fruit shrubs grow between those. These habitat conditions are mostly represented near the crest of ridgelines, on eroded slopes, and along rocky riverbanks. This unique habitat preference among New Caledonian lizards makes it particularly sensitive to mining activities and wildfires throughout much of its range (unpubl. data). For this reason and its low number of known locations, it is ranked as Vulnerable (VU) on the IUCN red list (Sadlier et al. 2021).

The extreme wariness of the Leopard Skink makes it very difficult to detect visually, which partly explains why it was only discovered in 1995 (Sadlier et al. 1997). Sadlier et al. (2014) estimated that this species had only been observed while active on four occasions. Glue traps (GT) have been the preferred detection technique since the first dedicated surveys for this species in 2008 (Sadlier 2009), although other techniques have been briefly attempted, such as visual surveys (Laigret 2005) and small mammal cage traps (Sadlier 2009).



FIGURE 1. Typical habitat of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) on the Goro Plateau in southern New Caledonia. Heavily eroded slopes covered with fire-induced Maquis vegetation can be seen in the background. (Photographed by Matthias Deuss).

Glue traps have a number of obvious advantages for herpetological surveys: they are lightweight, inexpensive, and easy to use. A single operator can easily deploy a large number of traps in remote areas (Fitzgerald 2012). On the other hand, this technique involves risks for both target and non-target animals, including stress and death by dehydration or predation (Vargas et al. 2000). Those risks have resulted in restrictions on the use of GTs in some countries, such as England and New Zealand (Chapple 2016; Baker et al. 2020; Fay 2022). Only a few studies have evaluated the efficiency of GTs (Bauer and Sadlier 1992; Rodda et al. 1993; Whiting 1998; Glor et al. 2000) and not all of them included data on mortality. Vargas et al. (2000) reported the death of 10 Anoles (*Anolis carolinensis*) out of a set of 21 glue-trapped specimens, but those deaths occurred during the one-week-long captivity following capture, suggesting the release technique, rather than the very short time spent on the traps (15 min), was the cause. Similarly, all 54 Littoral Whiptail-skinks (*Emoia atrocostata*) captured by Rodda et al. (1993) died post-release within 6 h. Ribeiro-Júnior et al. (2006) reported a 15.57%

mortality rate of 244 lizard captures during an extensive survey of forested habitats in Brazil. In New Caledonia, Duval et al. (2019) reported a 62% mortality rate of 60 lizard captures in humid forest, with one daily check of the traps.

Regarding surveys dedicated to the Leopard Skink, capture rates appear overall quite low, and mortality has never been estimated. There is still a need for improvement of alternative capture and observation techniques for this species and other endemic squamates found in Maquis shrublands of New Caledonia. Funnel traps (FTs) and artificial refuges (ARs) are widely used in some countries (e.g., France, Australia, New Zealand). Both techniques induce little or no mortality risk and do not require any digging (Chapple 2016), although predation by rodents inside FTs has been documented and should be taken into account (Woolley et al. 2022).

During the initial phase of our research project dedicated to the feasibility of mitigation translocation for the Leopard Skink, we tested and compared several capture techniques, including GTs, FTs and ARs. Our main goal was to develop an efficient methodology to detect and monitor the Leopard Skink to improve conservation measures for this rare and shy species. In particular, we focused on the use of GTs to improve their efficiency and safety in the context of field surveys in conservation mitigation projects.

MATERIALS AND METHODS

Origin of data.—We used two separate datasets in our study. We obtained the first set from the compilation of all recorded captures of Leopard Skink specimens by general herpetofaunal inventories and dedicated surveys from 2008 to 2021 (See Unpublished Reports). These surveys were carried out in the context of mitigation measures for mining companies. They

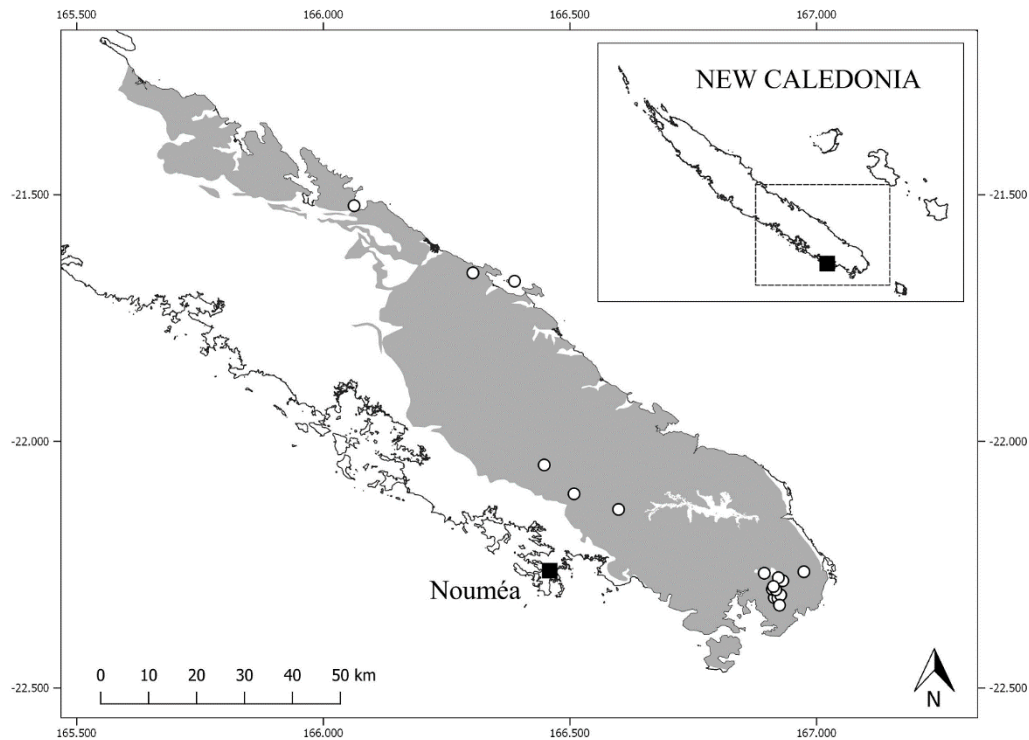


FIGURE 2. Locations where glue traps have been used successfully to capture Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) since the mid-2000s ($n = 17$). Numbers refer to sites mentioned in the text. Grey areas represent the southern ultramafic region of Grande Terre, New Caledonia, currently considered as the maximum potential extent of Leopard Skink distribution. (Data from the Government of New Caledonia, <https://georep.nc/>).

include a dedicated survey carried out at the type locality; a few more dedicated surveys for the detection of the species on localities falling within the range of industrial; a series of monitoring surveys carried out at the type locality and an adjacent site; and a translocation operation and the following monitoring surveys of the recipient site. We produced the second dataset during the course of our research program, which was aimed at testing and comparing various capture techniques as well as detecting new populations to highlight the range of occupied habitats. As a consequence, we carried out our capture sessions at a variety of locations, many of which were not visited during previous surveys.

Site selection.—We included 17 sites searched for Leopard Skinks using GTs in our study (Fig. 2). In the southeast, areas surrounding the nickel mines and a factory of the Goro Plateau

have been the most intensely surveyed (sites 1–12). The Leopard Skink was originally discovered on the ‘Kwa Néi’ site (1). At this location, the population was concentrated on the upper slopes of a ridge covered by low, dense Maquis vegetation, with many extensive peridotite outcrops and close to a transition zone between open Maquis, closed Maquis, and closed forest. Many sites covering the whole range of natural vegetation types have been surveyed for herpetofauna around the Grand Sud region (e.g., Sadlier and Shea 2006; Sadlier and Swan 2010) and although most surveys involved glue traps, Leopard Skinks were only found in similar habitats (Fig. 1). During the course of our research, we discovered and surveyed a number of new localities, some of them representing original habitats for the Leopard Skink. At the *Dumbéa* site (13), the skinks are found around the peridotite bedrock and screes bordering the Dumbéa river, and the nearest vegetation is generally a semi-open, tall Maquis shrubland. *Némou* (15) is a small elevated island located on the southeast coast, < 2 km away from the mainland. The Leopard Skinks found there constitute the only known insular population of this species and occupy a range of open to tall closed Maquis habitat. Additionally, a skink was found at 40 m elevation at *Presqu’île de Bogota* (17; Astrongatt 2019) and another at 900 m elevation in montane Maquis shrubland around Mts Dzumac (14), thereby extending the elevational range of this species. All sites have in common the ultramafic substrate and the presence of peridotite outcrops, used as refuges by Leopard Skinks, but tall, forest-like Maquis is now added to the total spectrum of vegetation types occupied by this species.

Trap designs.—All GTs that we used in New Caledonia are Trapper Max glue traps (Bell Laboratories Inc., Windsor, Wisconsin, USA), a 17 × 11 cm cardboard covered by non-toxic glue. Initially made for catching rodents, the traps are baited with a mild banana-flavored scent. In the first set of data, we did not bait GTs further, but for the second dataset, we systematically

added pieces of canned fruit (a mixture of pears, peaches, and pineapples) as in most surveys targetting frugivorous skinks in New Zealand (Lettink and Monks 2016). We placed baits in the middle of the cardboard and replaced them every day in the morning. We also designed covers made from 20×30 cm plastic sheets, tied upon two wire hoops (Fig. 3). When we could not place GTs under natural covers such as rocks, we set them under those covers, providing trapped lizards with shade and protection from avian predators. The covering allowed us to use a significantly lower number of traps, as the adhesive can be quickly degraded and made less effective by rain or morning dew. We set traps on flat ground and bordered them with rocks to prevent them from slipping or being dragged by the lizards from under the covers. When searching for new populations, we usually set GTs in lines of 10 m intervals, either next to a potential retreat (i.e., a rocky outcrop with cracks) or to a fruiting shrub. We baited trap lines in the morning and checked them 2–3 times everyday, depending on the weather.

We used Gee's Minnow Funnel traps (FT) with a 3.175 mm mesh size and 22.2 mm entrance (model MT28; Pentair Aquatic Ecosystems, Cary, North Carolina, USA) in a similar way alternating with GTs on the same transect line or grid. We baited FTs with pieces of fruits placed under both entrances, hidden under vegetation as well as possible and covered with 90% shade cloth to reduce heat (Fig. 3). We filled their bottom with dead leaves as well to provide cover and humidity to the lizards, as high temperatures can be of concern inside FTs (Thompson and Thompson 2009).

We tested three different AR designs, inspired from Lettink and Cree (2007): terracotta tiles, onduline, and corrugated iron sheets. Both onduline and iron sheets were single-layered 50×50 cm squares. We deployed ARs at three sites in regular grids of stations spaced 10 m apart (Fig. 3). Each station consisted of the three types of ARs, no more than 1 m apart from each

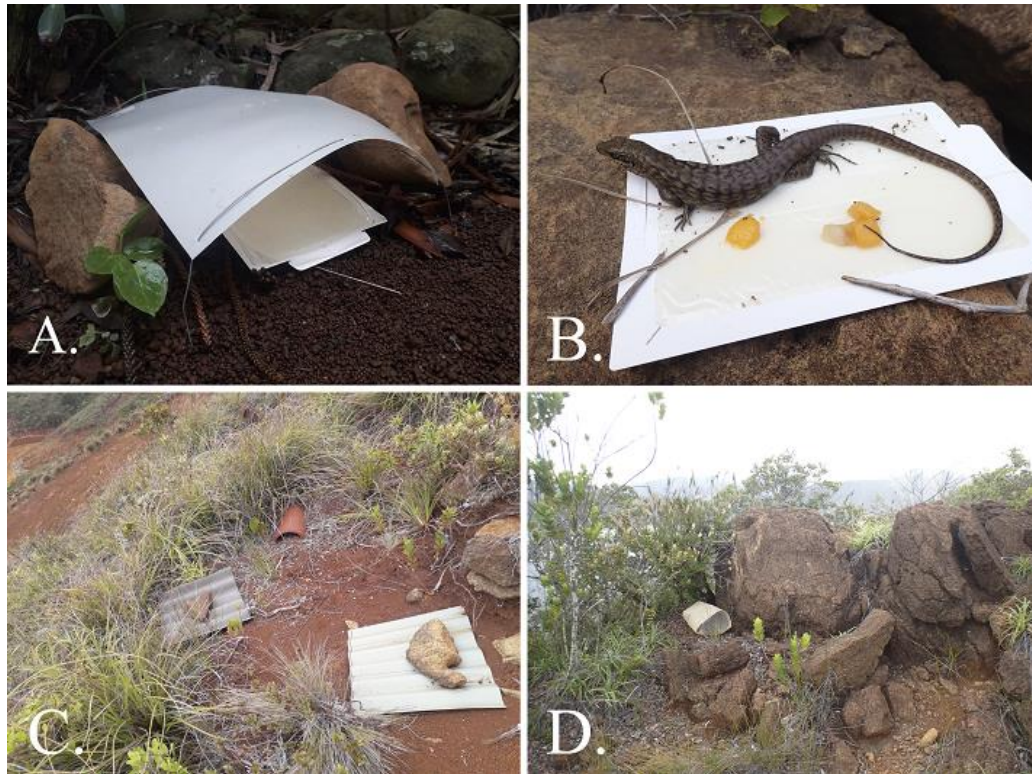


FIGURE 3. (A) Glue trap displayed under a home-made plastic cover. Rocks on each side prevent the trap from being dragged out by lizards. (B) Adult Leopard Skink (*Lacertoides pardalis*) caught on a glue trap baited with canned fruit. (C) Artificial refuges in situ. (D) G-minnow FT strategically placed alongside an isolated peridotite outcrop on Némou Island, New Caledonia, covered with shade cloth and baited. The only two captures of Leopard Skinks occurred here. (Photographed by Matthias Deuss).

other. We monitored ARs every 3 mo for over a year, early in the morning or under poor weather conditions preventing lizards from coming out, such as rainy and windy days.

Density estimation.—Density estimation of Leopard Skinks is challenging and has never been achieved so far. Capture-mark-recapture (CMR) is widely recognized as the most robust way to estimate the abundance of animal populations but relies entirely on reasonable recapture probabilities (Rodda 2012). Depletion sampling, or Capture-rate-decline Analysis, is an alternative absolute density estimator that has rarely been attempted for squamate populations (Rodda 2012). In this technique, population size is inferred from the accumulation rate of new

captures. Assumptions for this technique include population closure, which can be assumed on a short period of time, and the ability to mark or recognize individuals. In our case, we systematically used photo-identification, as we found that the examination of head scale abnormalities – such as unusually divided or fused scales – is very frequent and reliable in this species. The low recapture rates achieved during the course of our study oriented us towards depletion sampling instead of CMR. We attempted to estimate population size using this technique on Némou Island in May 2021. We deployed GTs on a standardized grid of three parallel lines of 30 traps along the ridge line known to host a reasonably abundant population of Leopard Skinks.

Sex and age class determination.—Capture data gathered over the years confirm the prediction of Sadlier et al. (2014) that the Leopard Skink mostly conforms to a seasonal mode of reproduction. As a result of the synchronicity of births, which probably occur around January, individuals in the early stages of their lives show a similar growth rate and cohorts can be defined based on snout-to-vent length (SVL) and date of capture. There is no sexual dimorphism in color pattern. Males tend to be more slender, with slightly larger heads, but these features alone are not reliable. Therefore, sex determination of adult individuals relies entirely on the eversion of hemipenes. We defined four age classes of lizards we captured: (1) Juveniles are individuals born < 1 y prior to their capture, supposedly between January and February. Juveniles reach 50 mm SVL in February, 60 to 75 mm SVL by the end of the wet season (April to June) and 75–90 mm SVL in the last quarter of the year (dry season). Sex can not be determined by eversion of hemipenes at this stage; (2) Subadults are individuals born the previous year and captured before the mating period in August-September. Reproductive maturity is reached during this transitional phase and hemipenes can be everted when males

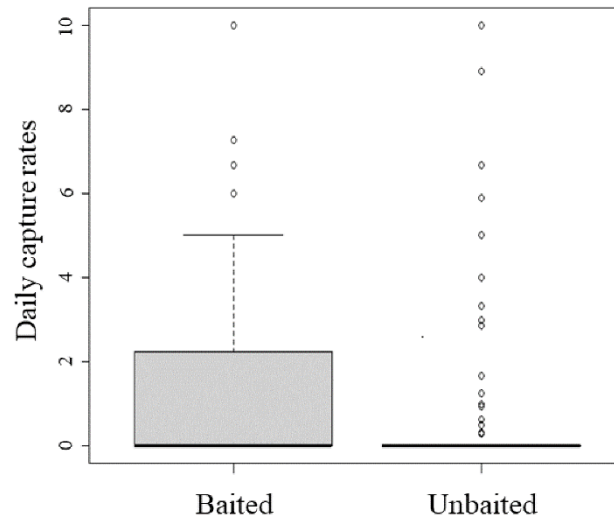


FIGURE 4. Boxplot showing median and dispersion of daily capture rates of lizards for baited and unbaited glue trap sessions.

reach about 95 mm SVL. SVL ranges between 90 and 110 mm by the end of the wet season; (3) Adults are at least 18 mo old by the time of their first mating season. The minimal SVL is about 110 mm. Sex determination is unequivocal; (4) Mature adults are arbitrarily defined as those individuals ≥ 130 mm SVL. Information on adult growth rate is scarce but data from captive individuals suggest that adults grow slowly after the first 2 y of their lives and probably reach this length by the age of four or five.

Statistical analyses.—We used mean daily capture rates to compare the success of baited vs. unbaited GT sessions, primarily using a non-parametric Wilcoxon test. We did not compare mean capture rates directly between sessions as trap numbers varied from one day to another. We assumed that captures rates were independent between consecutive days of the same session. Due to the heterogeneity of the dataset, many parameters varied between GT sessions. We used Generalized Linear Models (GLMs) to estimate the effect of the following factors and variables on daily capture rates: (1) site; (2) baiting; (3) trap placement, either in grids, lines or patches; (4) number of traps; (5) season, approximated as quarter of the year; (6) quantitative

weather parameters obtained from the closest weather stations: minimum and maximum daily temperature and mean daily relative humidity; and (7) qualitative estimates of weather parameters expressed as four-levels parameters: rain, wind, and cloud cover. Unfortunately, the dispersion of data was too low to allow for any kind of Analysis of Variance (Fig. 4). Consequently, none of the explanatory variables had a significant effect, and our results are not commented further. We used R version 4.1.1 (<http://www.r-project.org>) for all analyses. For all tests, $\alpha = 0.05$.

RESULTS

During the course of our study, we deployed 90 permanent AR stations at three sites known to support Leopard Skink populations. They did not yield a single specimen of any lizard species. The absence of results deterred us from expanding this technique to further locations. We completed 1,180 trap-days for FTs at five locations. We caught only one adult female and one juvenile. Both were found two days apart in the same trap on Némou Island. This very low capture rate, added to the costs and bulkiness of FTs, made us discontinue with this technique as well.

The only significant results were achieved by GTs. We listed and analyzed 25 trapping sessions from other studies specifically targetting Leopard Skinks, along with the 15 sessions we carried out (see Appendix for details and mean capture rates of all trapping sessions). Of those 40 sessions, 19 were carried out using fruit baits and 21 without (Table 1). The mean daily capture rate for all GT sessions is 0.96 skinks per 100 trap-days $\pm$ 1.90 (standard deviation). We found a significantly higher mean daily capture rate for baited GT than for unbaited traps ($W = 6,394$, $P < 0.001$). Baited GTs caught more than twice as many Leopard Skinks as unbaited GTs. Glue traps captured Leopard Skinks of all ages. Trapping sessions

revealed a somewhat balanced demographic structure of the sampled populations, with typically more juveniles than specimens from older age classes (Fig. 5).

TABLE 1. Total captures sessions (TCS) with number of sites in parentheses, total trap days (TTD), number of captures, and mean daily capture rate (MDC; captures per 100 trap days) $\pm$ standard deviation obtained from the 40 glue trap (GT) sessions.

Treatment	TCS	TTD	Captures	MDC
Unbaited GTs	21 (10)	9,602	41	0.61% $\pm$ 1.80
Baited GTs	19 (10)	4,949	65	1.32% $\pm$ 1.94

We caught most squamate species occurring in Maquis shrublands on GTs (Table 2). Although Common Litter Skinks (*Caledoniscincus austrocaledonicus*) were the most captured lizard species overall, it was mostly (106 of 129 captures) represented on Némou (15). The

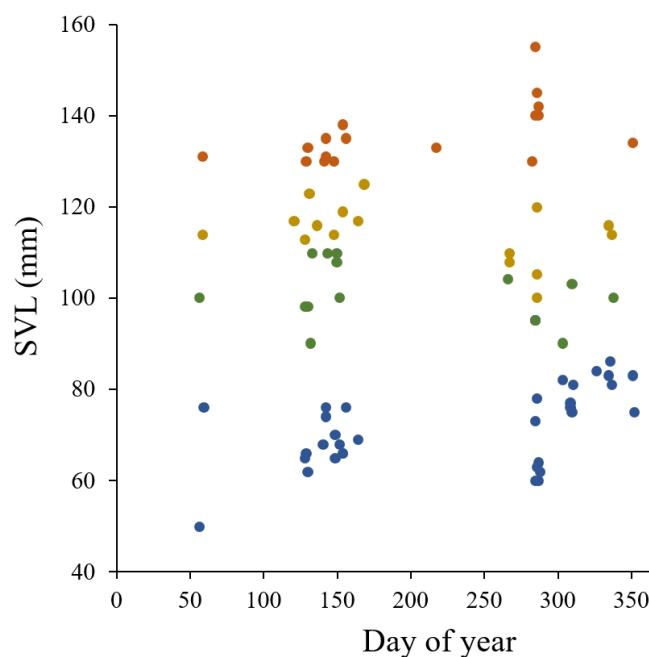


FIGURE 5. Age class of 82 Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) caught on glue traps, ranked by snout-to-vent-length (SVL) and day of capture. Classes are large adults (reddish brown), adults (golden brown), subadults (green), and juveniles (blue).

Leopard Skink was the second-most abundant lizard we caught and was the most frequently captured species on most sessions. Despite having caught 25 individuals in 19 d of depletion

trapping, the capture rate remained steady and failed to decline over time, except in poor weather conditions when lizard activity was low (Fig. 6). The data did not allow for a capture-rate-decline analysis.

DISCUSSION

Artificial refuges and funnel traps.—The inefficiency of ARs can be explained by two reasons. First, ARs are mostly used in temperate countries where they provide shelter and thermoregulation opportunities for squamates (Hoare et al. 2009). The subtropical climate of southern New Caledonia offers warm conditions most of the year, so that skinks probably do not spend much time sheltering during the day, except in very specific conditions such as heavy rains. Secondly, the chosen design for our ARs may be unattractive to the Leopard Skink. Over the course of this study, we established that this species is very selective regarding shelter sites (unpubl. data). It prefers rocky outcrops standing high over the vegetation, with deep and narrow cracks providing safe shelters and easy access to their sun-basking spots. ARs are typically laid flat on the ground below the level of the surrounding vegetation.

The low capture rate of FTs is not easily explained but the wariness of the Leopard Skink may be the cause as has been shown previously with other lizards (Carter et al 2012; Kunder and Phillips 2021). We conducted a short experiment in captivity with five specimens placed in an enclosure with a baited funnel trap and no other source of food. Only two of them entered the traps after a few hours. The odd result of catching the only two specimens in the same trap in the field also suggests that trap placement is paramount and optimal configuration is difficult

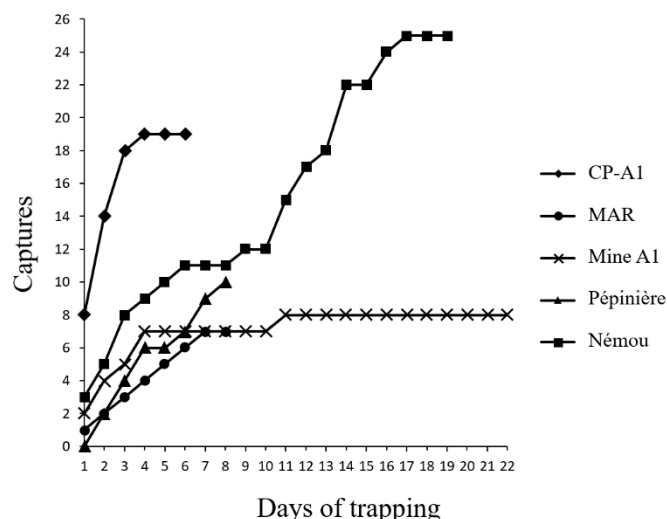


FIGURE 6. Capture accumulation curves during consecutive days of trapping of lizards for five of the most intensive glue trapping sessions.

to predict (Lettink and Seddon 2007). Lettink and Monks (2016) highlighted the fact that capture probabilities of funnel trapping and all forms of live trapping vary greatly between species and microhabitats, even at the individual level, and that some species are more likely to be caught by ARs than FTs or vice versa.

Glue traps.—Baited GTs caught about two times more Leopard Skinks than unbaited traps on average. Although this difference could be explained by a combination of factors, a number of elements tend to show the attractiveness of fruit baits to Leopard Skinks. In baited GT sessions for which the total herpetological community was recorded, Leopard Skinks were frequently the most captured species (Table 2), immediately followed by Tillier’s Maquis Skink (*Phasmasaurus tillieri*), a nectar-feeding skink probably equally attracted by the syrup of the bait. Opportunistic observations on baited camera traps and in captivity also showed that Leopard Skinks will readily feed on canned fruit (unpubl. data). Whether the predominance of these two species in baited GT sessions reflects a specific effect of the baits or the relative density and/or activity of all lizard species in Maquis habitats is unclear. This could not be

tested due to irregular records of other lizard species in past surveys dedicated to the Leopard Skink, and differences in herpetofaunal communities between sites.

TABLE 2. Capture numbers of Common Litter Skinks (*Caledoniscincus austrocaledonicus*), Leopard Skink (*Lacertoides pardalis*), Tillier’s Maquis Skink (*Phasmasaurus tillieri*), Southern Whiptailed Skink (*Tropidoscincus variabilis*), Marble-throated Skink (*Marmorosphax tricolor*), **Bavayia* aff. *sauvagii*, Southern Litter Skink (*Caledoniscincus notialis*), Green-bellied Tree Skink (*Epibator nigrofasciolatus*), Knob-headed Giant Gecko (*Rhacodactylus auriculatus*), Giant Litter Skink (*Caledoniscincus festivus*), Deplanche’s Shiny Skink (*Sigaloseps deplanchei*), and Pelagic Gecko (*Nactus pelagicus*) recorded and associated mortality rates from a subset of 4,109 trap-days. Data were unavailable for most of the unbaited sessions. *Bavayia* aff. *sauvagii* has no common name available.

Species	No. captures	Captures / 100 trap-days	No. deaths	Mortality rate / 100 captures	Mortality rate / 100 trap-days
<i>Caledoniscincus austrocaledonicus</i>	129	3.14	8	6.2	0.19
<i>Lacertoides pardalis</i>	52	1.27	4	7.7	0.10
<i>Phasmasaurus tillieri</i>	25	0.61	2	8	0.05
<i>Tropidoscincus variabilis</i>	13	0.32	0	0	0
<i>Marmorosphax tricolor</i>	12	0.29	1	8.3	0.02
<i>Bavayia</i> aff. <i>sauvagii</i>	9	0.22	1	11.1	0.02
<i>Caledoniscincus notialis</i>	4	0.10	0	0	0
<i>Epibator nigrofasciolatus</i>	3	0.07	0	0	0
<i>Rhacodactylus auriculatus</i>	3	0.07	0	0	0
<i>Caledoniscincus festivus</i>	2	0.05	0	0	0
<i>Sigaloseps deplanchei</i>	2	0.05	0	0	0
<i>Nactus pelagicus</i>	1	0.02	1	100	0.02

Besides baiting, several site characteristics are likely to affect capture rates, the most obvious being the density of the target species, which in our case is not known, but also densities of competitor and predator species. Among these, predation has only been demonstrated by House Cats (*Felis domesticus*), through the presence of body scales typical of the Leopard Skink in scats collected during our survey at the Dumbéa site, along the river. Previous analyses of cat and rat (*Rattus* sp.) feces have not detected this species (Palmas et al. 2017), although rats could

prey upon juveniles (Thibault et al. 2017). The exotic predators and native lizard community only differs in Némou, where feral cats are absent and Ship Rats (*R. rattus*) are predominant over Pacific Rats (*R. exulans*).

The large Southern Whiptailed Skink (*Tropidoscincus variabilis*) is also absent from Némou, but common on all other sites. Although not in competition for fruit resources (Shea et al. 2009), its absence seems to favor Leopard Skinks and allow them to dwell in closed habitats, from which they are absent on the mainland. We suspect that the smaller size and darker coloration of Southern Whiptailed Skink give them an advantage over leopard Skinks for thermoregulation in closed and humid habitats. Indeed, Southern Whiptailed Skinks are often seen in moderate densities in sunny patches of the forest floor, and their presence may prevent Leopard Skinks from settling in this habitat.

Other site characteristics of possible significance are vegetation cover and availability of fruit resources. Session-specific factors that could influence captures are weather conditions and trap placement. Unpublished radiotelemetry data confirmed that Leopard Skink activity decreases in winter, with fewer movements between refuges and feeding places. Their activity during the wettest days of the rainy season is also expected to be low, and it is the least practical time to operate GTs. Best results are achieved during the 2nd and 4th quarters of the year, which are warm enough, but with less frequent rain episodes. Trap placement is highly dependent on the configuration of the terrain and the desired goal. Radiotelemetric surveys suggest that adult Leopard Skinks are able to travel up to 100 m in one day to reach their feeding places and return to their refuge, but overall they only cross a small portion of their total home range everyday (citations needed). This behavior is generally noted in squamates (Rodda 2012). As a consequence, a given trap may stay in place for several days before it is visited by a single skink. For any animal species, when the aim is to detect a population at a new locality, traps should be deployed in lines to maximize the number of territories overlapped (Read et al. 1988;

Jones et al. 1996; Tasker and Dickman 2001). On the other hand, if the aim is to estimate the density of animals, traps should be deployed in a grid to maximize recaptures and permit estimation of trap-revealed home ranges.

Density estimation and population monitoring.—Our results confirmed that recaptures of lizards on GTs were too few to estimate density using CMR. So far we recorded only four recapture events. An adult female was recaptured after 3 y, < 70 m from its initial location (See Unpublished Reports: Astrongatt 2018), and a subadult male caught by us in November 2019 was recaptured 6 mo later. The remaining two recaptures, both juveniles, were the only individuals recaptured within the same trapping session, respectively four and 10 d apart. Thus, the total number of immediate recaptures amounted to two of 94 captures for which photo-identification was available, or 2.13%, which makes CMR not estimable.

Our depletion sampling attempt in Némou (15) also did not succeed. Having followed 10 of the individuals caught on that session by radiotelemetry, we conclude that the trap grid only crossed a small portion of home ranges of lizards. This could explain why our capture rate never seemed to decrease, and the probability to catch a given individual must have been low. Promising results were obtained from other major trapping sessions. Capture accumulation curves did reach a plateau for two of the five most successful sessions. On mine A1 (3,4), several parallel lines of traps were set, efficiently covering a restricted area of suitable habitat. The steep decline of the curve suggests that we captured all resident adult individuals ($n = 4$) in this area. On CP-A1 (5), GTs were set in stations of 10, targetting peridotite outcrops, with 15 stations placed at intervals of about 50 m. The resulting set-up consisted of patches of traps regularly crossing the ridge line, where Leopard Skinks are expected to concentrate because of the availability of rocky outcrops. This method of trap placement may be optimal because captures reached a plateau after 4 d, considering that each trap station was removed after three

consecutive days without capture. This placement did not provide a reference area for density estimation, however, and several skinks may have escaped detection in the intervals. Future attempts should focus on areas of homogeneous habitat, large enough to encompass home ranges of several lizards, which likely would be a total surface of several hectares, and would require a significant labor force. Beyond density estimation, GTs, if repeated in the same conditions and on the same period, could reveal demographic trends such as fluctuations in recruitment, survival of the young, or carrying capacity of the habitat for adults. The relative number of mature adults at a particular location could inform on the quality and stability of the habitat.

Mortality rates associated with glue traps.—Although efforts can be made to reduce risks associated with GTs such as using plastic covers and making frequent checks, mortality can not be reduced to zero. In the course of the studies synthesized here, five Leopard Skinks were found dead on GTs (4.7% of all captures). Of these, three died from heat stress, one was eaten by a rat and the last one by endemic ants *Polyrhachis guerini*. When using GTs, extreme care should be given to proper relocation of traps, with plastic tags and GPS coordinates. Overall mortality per 100 captures was kept under 10% for most species, better than previously reported and supports making three daily checks of traps. Deaths caused by heat stress likely occurred within 2–3 h, and happened either because the trap cover was momentarily in direct sunlight, or because the skink managed to drag the trap from under its cover. Although these were rare events that can be somewhat avoided, we consider three checks per day mandatory. When mortality is considered against the total trapping effort, rates remained under 0.2–0.1% for Leopard Skinks. Nonetheless, it is a serious issue and should always be documented. When

Table 3. Review of available techniques for the survey of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) depending on the desired goals and recommendations for best practices. Costs are given in U.S. dollars.

Method	Goals / survey design	Cost and labor force	Advantages / disadvantages
Glue traps	Detection: requires a minimum of 50 to 100 traps set in lines at 10 m intervals for 3 d of decent weather conditions. Capture: as above. In healthy populations an average of one capture a day can be expected for 50 glue traps. Density estimation: has not been achieved to date but may be possible through depletion sampling. Requires regular grids of traps set at a maximum of 10 m intervals. More than 1 ha (121 traps) should be covered to include several adults home ranges. Probability of recapture on the long term are unknown.	Unit cost : approx. \$30 a box of 72 traps. Lifespan in the field up to 3-4 d under covers but depends on rainfall and rodent densities. Two experienced operators can set up, cover and bait up to 100 traps in half a day and check them three times a day in typical Leopard Skink habitats.	+ No observer bias + Relatively inexpensive + Moderately remote areas can be surveyed + Very effective for terrestrial skinks - Significant mortality rates - Unchecked traps are a serious threat to lizards, adverse weather conditions must be anticipated - Recapture rates are low on the short term and unknown on the long term - Should be avoided when females are gravid from November to January
Camera traps	Detection: opportunistic observations suggest that a few camera stations baited with fruits daily can record the presence of Leopard Skinks but no quantification has been attempted. Individual identification is highly uncertain.	Unit cost : from \$120 to \$600, about \$300 on average for a camera with good detection performances.	+ No observer bias + Easy to set up + Moderately remote areas can be surveyed - Expensive - Detection rate is unknown
Visual searching	Detection: can be attempted by checking peridotite outcrops with large cracks with binoculars during cold season on sunny or overcast days. Suitable cracks can be checked again at night with a torch.	No cost apart from standard fieldwork equipment. One experienced observer can cover a large area in a few hours.	+ Low cost + Access to remote areas - Strong observer bias - Unefficient during warm season

operating on locations known to be home to severely restricted or endangered species, GTs should not be used. This study illustrated the risks involved by heat in Maquis shrublands. In

rainforest habitats, mortality is mostly the result of predation by flatworms, ants, and rodents (Duval et al. 2019).

Applications of glue traps and alternative techniques.—Despite the ecological and behavioral similarities between the Leopard Skink and some of the large *Oligosoma* skinks from southern New Zealand (Tocher 2003; Germano 2007; Lettink and Monks 2018), the FT and AR capture methods traditionally used in that country proved to be inefficient in our situation. Our study demonstrated that GTs are the only effective method for capturing Leopard Skinks. Nonetheless, we provide information on two alternative techniques suitable when detection of the species is the only objective, along with our recommendations on the use of GTs, including array design, manpower requirements and cost according to the different study objectives (Table 3). Although this can now be easily achieved, future research should focus on detection by camera traps baited with fruit to keep disturbance to a minimum and avoid mortality of target and non-target species. Estimating long-term recapture probability on GTs will be decisive to determine if absolute density estimators can be obtained with this technique, and if so, can they achieve robust monitoring of threatened populations.

Acknowledgements.—Our study was conducted in compliance with the legislation in force in New Caledonia concerning the handling of protected species. Our collections were carried out under the order no. 2233 of 31 July 2017 issued by Direction de l’Environnement (DENV)/province Sud. We wish to thank Stephane McCoy (Prony Resources, formerly Vale New Caledonia) for providing all relevant reports and data associated with the study of the Leopard Skink and his support of all scientific studies carried within the mining concessions of the Goro Plateau. Special thanks go to Stéphane Astrongatt, Ross Sadlier, Gerry Swan, and Alexandre Lagrange for sharing their invaluable field experience and data. Pierre-Louis

Stenger (Institut Agronomique néo-Calédonien Arboreal team) and Morgan Mangeas (French National Research Institute for Sustainable Development /Entropie Nouméa) provided help and advice for statistical analyses. Field data were acquired thanks to the efforts and unbreakable morale of our staff: Frédéric Rigault, Victoria Calé, Jade Moueaou, Lucas Bontoux, Léopold Doumerc, Alice Bousseyroux, Claire Marin, Shanna Savoie, and Valentin Dutertre.

LITERATURE CITED

- Baker, S.E., S.A. Maw, P.J. Johnson, and D.W. Macdonald. 2020. Not in my backyard: public perceptions of wildlife and ‘Pest Control’ in and around UK homes, and local authority ‘Pest Control.’ *Animals* 10:222. <https://doi:10.3390/ani10020222>
- Bauer, A.M., R.A. Sadlier, T.R. Jackman, and G. Shea. 2012. A new member of the *Bavayia cyclura* species group (Reptilia: Squamata: Diplodactylidae) from the southern ranges of New Caledonia. *Pacific Science* 66:239–247.
- Bernstein, J.M., T.R. Jackman, R.A. Sadlier, Y. Wang, and A.M. Bauer. 2021. A novel dataset to identify the endemic herpetofauna of the New Caledonia biodiversity hotspot with DNA barcodes. *Pacific Conservation Biology* 28:36–47.
- Chapple, D.G. (Ed.) 2016. *New Zealand Lizards*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland.
- Duval, T., S. Astrongatt, and M. Sanchez. 2019. Inventaire herpétologique de la forêt de Povila (province Nord, Nouvelle-Calédonie), avec une comparaison des protocoles de détection. *Bulletin de la Société Herpétologique Française* 171:13–36.
- Fay, P.A. 2022. A historical review of animal entrapment using adhesives. *International Journal of Adhesion and Adhesives* 114:103083. <https://doi.org/10.1016/j.ijadhadh.2021.103083>

- Fitzgerald, L.A. 2012. Finding and capturing reptiles. Pp. 77–88 *In* Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory and Monitoring. McDiarmid, R.W., M.S. Foster, C. Guyer, J.W. Gibbons, and N. Chernoff (Eds.). University of California Press, Berkeley, California, USA.
- Germano, J.M. 2007. Movements, home ranges, and capture effect of the endangered Otago Skink (*Oligosoma ottagense*). *Journal of Herpetology* 41:179–186.
- Glor, R.E., T.M. Townsend, M.F. Benard, and A.S. Flecker. 2000. Sampling reptile diversity in the West Indies with mouse glue-traps. *Herpetological Review* 31:88–90.
- Gomez, C., M. Mangeas, T. Curt, T. Ibanez, J. Munzinger, P. Dumas, A. Jérémy, M. Despinoy, and C. Hély 2015. Wildfire risk for main vegetation units in a biodiversity hotspot: modeling approach in New Caledonia, South Pacific. *Ecology and Evolution* 5:377–390.
- Hare, K.M., and J.M. Hoare. 2005. *Hoplodactylus maculatus* (Common Gecko). Aggregations. *Herpetological Review* 36:179.
- Hoare, J., C. O'Donnell, I. Westbrooke, D. Hodapp, and M. Lettink. 2009. Optimising the sampling of skinks using artificial retreats based on weather conditions and time of day. *Applied Herpetology* 6:379–390.
- Ibanez, T., P. Birnbaum, G. Gâteblé et al. 2019. Twenty years after Jaffré et al. (1998), is the system of protected areas now adequate in New Caledonia? *Biodiversity and Conservation* 28:245–254.
- International Union for the Conservation of Nature (IUCN). 2021. IUCN Red List of Threatened Species, version 2021–3. <https://www.iucnredlist.org>.
- Jaffré, T. 2022. Plant formations on ultramafic rocks in New Caledonia Plant formations on ultramafic rocks in New Caledonia. *Botany Letters*. <https://doi.org/10.1080/23818107.2022.2073260>

- Jones, C., W.J. McShea, M.J. Conroy, and T.H. Kunz. 1996. Capturing mammals. Pp. 115–155 *In* Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for mammals. Wilson, D.E., F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran, and M.S. Foster (Eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Lettink, M., and A. Cree. 2007. Relative use of three types of artificial retreats by terrestrial lizards in grazed coastal shrubland, New Zealand. *Applied Herpetology* 4:227–243.
- Lettink, M., and J. Monks. 2016. Survey and monitoring methods for New Zealand lizards. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 46:16–28.
- Lettink, M., and J. Monks. 2018. Ecology of Scree Skinks (*Oligosoma waimatense*) in O Tu Wharekai Wetland, mid-Canterbury high country, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 43(1):3354. <https://doi.org/10.20417/nzj ecol.43.6>
- Lettink, M., and P.J. Seddon. 2007. Influence of microhabitat factors on capture rates of lizards in a coastal New Zealand environment. *Journal of Herpetology* 41:187–196.
- L’Huillier L., and T. Jaffré. 2010. L’exploitation des minerais de nickel en Nouvelle-Calédonie. Pp. 21–31 *In* Mines et Environnement en Nouvelle-Calédonie: les Milieux sur Substrats Ultramafiques et leur Restauration. L’Huillier, L., T. Jaffré, and A. Wulff (Eds.). Institut Agronomique néo-Calédonien, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- Mangeas, M., J. André, C. Gomez, M. Despinoy, G. Wattelez, and T. Touraivane. 2019. A spatially explicit integrative model for estimating the risk of wildfire impacts in New Caledonia. *International Journal of Parallel, Emergent and Distributed Systems* 34:37–52.
- Palmas, P., H. Jourdan, F. Rigault, L. Debar, H. De Meringo, E. Bourguet, M. Mathivet, M. Lee, R. Adjouhgniope, Y. Papillon et al. 2017. Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 214:250–259.
- Read, V.T., K.W.J. Malafant, and K. Myers. 1988. A comparison of grid and index-line trapping methods for small mammal surveys. *Australian Wildlife Research* 15:673–687.

- Ribeiro-Júnior, M.A., T.A. Gardner, and T.C.S. Ávila-Pires. 2006. The effectiveness of glue traps to sample lizards in a Tropical Rainforest. *South American Journal of Herpetology* 1:131–137.
- Rodda, G.H. 2012. Population size and demographics. Pp. 283–322 *In* Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory and Monitoring. McDiarmid, R.W., M.S. Foster, C. Guyer, J.W. Gibbons, and N. Chernoff (Eds.). University of California Press, Berkeley, California, USA.
- Rodda, G.H., M.J. McCoid, and T.H. Fritts. 1993. Adhesive trapping. *Herpetological Review* 24:99–100.
- Sadlier, R.A., A.M. Bauer, H. Jourdan, S. Astrongatt, M. Deuss, T. Duval, E. Bourguet, S. McCoy, A. Bouteiller and A. Lagrange. 2021. *Lacertoides pardalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021. International Union for Conservation of Nature. <http://www.IUCN.org>.
- Sadlier, R.A., G.M. Shea, and A.M. Bauer. 1997. A new genus and species of lizard (Squamata, Scincidae) from New Caledonia, Southwest Pacific. Pp. 379–385 *In* Zoologia Neocaledonica 4. Biodiversity Studies in New Caledonia. Najt, J. and L. Matile (Eds.). Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle 171, Paris, France.
- Sadlier, R.A., G.M. Shea, H. Jourdan, A.H. Whitaker, and A.M. Bauer. 2014. The New Caledonian Leopard Skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia: Scincidae); a review of the species' morphology, distribution, behavior and conservation. Pp. 31–44 *In* Zoologia Neocaledonica 8. Biodiversity Studies in New Caledonia. Guilbert, E., T. Robillard, H. Jourdan, and P. Grandcolas (Eds.). Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle 206, Paris, France.

- Sadler, R.A., G. Swan, S. Astrongatt, and S. McCoy. 2018. New information on distribution and habitat preferences of the Leopard Skink, *Lacertoides pardalis*, across the ultramafic surfaces of southern New Caledonia. *Pacific Science* 72:271–283.
- Skipwith, P.L., A.M. Bauer, T.R. Jackman, and R.A. Sadler. 2016. Old but not ancient: coalescent species tree of New Caledonian geckos reveals recent post-inundation diversification. *Journal of Biogeography* 43:1266–1276.
- Tasker, E., and C. Dickman. 2001. A review of Elliott trapping methods for small mammals in Australia. *Australian Mammalogy* 23:77–87.
- Thibault, M., F. Brescia, H. Jourdan, and E. Vidal. 2017. Invasive rodents, an overlooked threat for skinks in a tropical island hotspot of biodiversity. *New Zealand Journal of Ecology* 41:74–83.
- Thompson, G.G., and S.A. Thompson. 2009. Comparative temperature in funnel and pit traps. *Australian Journal of Zoology* 57:311–316.
- Tocher, M.D. 2003. The diet of Grand Skinks (*Oligosoma grande*) and Otago Skinks (*O. otagense*) in Otago seral tussock grasslands. *New Zealand Journal of Zoology* 30:243–257.
- Vargas, G.A., K.L. Krakauer, J.L. Egremy-Hernandez, and M.J. McCoid. 2000. Sticky trapping and lizard survivorship. *Herpetological Review* 31:23.
- Whiting, M.J. 1998. Increasing lizard capture success using baited glue traps. *Herpetological Review* 29:34.
- Woolley, C.K., C. Knox, and M. Watson. 2022. Evaluating the risk of predation for lizards constrained in live traps. *New Zealand Journal of Zoology* 49:166–173.

UNPUBLISHED REPORTS

- Astrongatt, S. 2013. Campagne de surveillance de *Lacertoides pardalis* sur le massif de Kwa Nei. Unpublished report for Vale Inco New Caledonia. 14 p.
- Astrongatt, S. 2016a. Campagne de surveillance de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1. Unpublished report for Vale Inco New Caledonia. 19 p.
- Astrongatt, S. 2016b. Campagne de surveillance n°2 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1. Unpublished report for Vale Inco New Caledonia. 17 p.
- Astrongatt, S. 2017a. Campagne de surveillance n°2 de la population de *Lacertoides pardalis* sur le massif de Kwa Nei. Unpublished report for Vale Inco New Caledonia. 16 p.
- Astrongatt, S. 2017b. Campagne de surveillance 2017 de l'herpétofaune de trois réserves forestières. Unpublished report for Vale Inco New Caledonia. 15 p.
- Astrongatt, S. 2018. Campagne de surveillance n°3 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1. Unpublished report for Vale Inco New Caledonia. 21 p.
- Astrongatt, S. 2019. Campagne de surveillance n°1 du peuplement herpétologique du centre minier de Nakéty. Unpublished report for the Nickel Mining Company, New Caledonia. 54 p.
- Lagrange, A. 2015a. Etat initial herpétologique KO2 - Priorité 2, Vale NC. Unpublished report by Bota Environnement for Vale Inco New Caledonia. 24 p.
- Lagrange, A. 2015b. Etat initial herpétologique KO2 - Priorité 3, Vale NC. Unpublished report by Bota Environnement for Vale Inco New Caledonia. 25 p.
- Laigret, V. 2005. Premiers résultats du plan de suivi du *Lacertoides pardalis* sur le site du col de l'antenne. Unpublished report for Vale Inco New Caledonia. 11 p.
- Sadlier, R.A. 2009. Targeted survey for the rare regional endemic lizard *Lacertoides pardalis* at Forêt Nord, Prony. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Inco New Caledonia. 14 p.

- Sadler, R.A., and G.M. Shea. 2006. Etude de l'Herpétofaune de Quatre Réserves Spéciales du Grand Sud de la Nouvelle-Calédonie et Propositions d'Orientations de Mesures de Conservation. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Inco New Caledonia. 74 p.
- Sadler, R.A., and G. Swan. 2010. A survey of the lizard fauna of maquis forest habitat on the Vale Inco mine site (10 to 20 year plan of development). Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Inco New Caledonia. 33 p.
- Sadler, R.A., and G. Swan. 2015. Évaluation de la faune de lézards sur la Zone Tampon dans la Vallée KO4 associé aux emprises d'études du Projet Lucy. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Inco New Caledonia. 11 p.
- Sadler, R.A., G. Swan and S. Astrongatt. 2014. An assessment of the lizard fauna on the site of the proposed Vale Nouvelle-Calédonie KO4 Quarry. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale New Caledonia. 16 p.
- Sadler, R.A., G. Swan, and S. Astrongatt. 2015. Translocation de scinque-léopard de Nouvelle-Calédonie. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Inco New Caledonia. 24 p.
- Whitaker, A.H., and V.A. Whitaker. 2007. Survey of the lizard faunas of selected sites in province Nord, New Caledonia. Unpublished report by Whitaker Consultants Limited, Motueka, New Zealand, to Service de l'Environnement, Direction du Développement Économique et de l'Environnement, Province Nord, Koné, Nouvelle-Calédonie. iv + 24 p.

APPENDIX TABLE. Details of glue trapping sessions including date of start, trapping effort, and number of lizards captured, with mean capture rates in parentheses calculated over the full length of each session at sites in New Caledonia. Location numbers refer to the map in Fig. 1. Number of captures is per 100 trap-days.

Location	Date	No. of traps	Total trap-days	No. of captures
Unbaited Traps				
Kwa Néi - summit (1)	26 February 2013	12	36	0
Kwa Néi - ridge (2)	26 February 2013	45	135	0
Mine A1 - A (3)	26 February 2013	13	39	0
Mine A1 - BC (4)	26 February 2013	10	30	1 (3.33)
CP-A1 (5)	8 October 2014	60	120	3 (2.50)
MAR (6)	6 January 2015	30	120	3 (2.50)
KO2P2 (7)	5 August 2015	44	88	0
KO4 (8)	17 August 2015	10	50	0
KO2P3 (9)	26 October 2015	44	44	0
CP-A1 (5)	11 October 2015	50–150	560	19 (3.39)
Mine A1 - A (3)	6 October 2015	70	350	0
Mine A1 - BC (4)	6 October 2015	60	300	1 (0.33)
Mine A1 - A (3)	18 January 2016	60–120	840	0
Mine A1 - BC (4)	18 January 2016	100–300	1360	3 (0.22)
Mine A1 - A (3)	4 October 2016	40–120	680	0
Mine A1 - BC (4)	4 October 2016	80–230	1470	3 (0.20)
Kwa Néi - summit (1)	25 November 2017	17	85	0
Kwa Néi - ridge (2)	25 November 2017	103	515	1 (0.19)
Mine A1 - A (3)	23 October 2018	100–110	520	0
Mine A1 - BC (4)	23 October 2018	60–360	2220	6 (0.27)
Presqu'île Bogota (17)	13 November 2019	20	40	1 (2.50)
Baited Traps				
Kwa Néi - summit (1)	15 December 2008	12	24	0
Kwa Néi - ridge (2)	15 December 2008	43	86	2 (2.33)
Mine A1 - A (3)	16 December 2008	10	10	1 (10.00)
Mine A1 - BC (4)	16 December 2008	10	10	0
MAR (6)	30 April 2019	30–50	380	7 (1.84)
Mine A1 - BC (4)	20 November 2019	30	90	1 (1.11)
Dumbéa (13)	26 November 2019	40	120	2 (1.67)
Kwa Néi - ridge (2)	10 December 2019	40	120	0
Némou Is. (15)	25 February 2020	30	90	3 (3.33)
Kwa Néi - ridge (2)	12 May 2020	40	320	0
Mine A1 - BC (4)	27 May 2020	30–50	930	8 (0.86)
Mine Yolande (16)	21 September 2020	60–66	186	3 (1.61)
Dumbéa (13)	30 September 2020	40	120	0
Mts Dzumac (14)	20 October 2020	60	180	1 (0.56)
Crête Lac en Huit (10)	27 October 2020	30	90	1 (1.11)
Cascade Camille (12)	27 October 2020	20	60	1 (1.67)
Pépinière Est (11)	24 November 2020	60–86	563	9 (1.60)
Mts Dzumac (14)	26 January 2021	60–90	240	0
Némou Is. (15)	7 May 2021	50–90	1330	25 (1.88)

II. Développement d'une méthode de photo-identification pour la reconnaissance individuelle des scinque-léopard

II.1. Utilités et contraintes liées au marquage des squamates

Le fait de pouvoir reconnaître les individus au sein d'une population animale est un atout indispensable pour remplir une multitude d'objectifs scientifiques. S'il est possible de suivre des animaux au cours de leur vie, des informations capitales peuvent être recueillies sur la longévité, la croissance, la biologie de la reproduction, ou les interactions intraspécifiques. À l'échelle d'un site, la reconnaissance individuelle des animaux est un pré-requis incontournable aux études de capture-marquage-recapture (CMR), qui permettent d'obtenir des estimations précieuses sur la taille de la population, le taux de survie, et par extension, d'évaluer les tendances suivies par cette population. Malgré l'existence de nombreuses variantes, le principe de base de ces études consiste à réaliser plusieurs campagnes de capture successives sur un même site, et à calculer à chaque session, la proportion d'individus capturés lors de la session précédente. Malgré la mention de « marquage » qui subsiste dans l'appellation de cette technique, c'est en fait l'identification des individus qui est absolument nécessaire, quelle que soit la méthode de reconnaissance utilisée. De même, la notion de capture est elle-même restrictive, car il est possible de réaliser ces analyses à partir de simples observations, tant que les individus sont identifiés avec une certitude absolue ; c'est d'ailleurs l'une des hypothèses fondamentales de la plupart des différents modèles de CMR.

Le caractère temporaire ou permanent du marquage est déterminé par les besoins de l'étude. Pour une campagne de CMR d'une durée de quelques jours, un marquage externe, à l'aide d'un feutre indélébile par exemple, peut suffire ; mais quel que soit le type d'encre ou de peinture utilisé, la marque sera susceptible de s'effacer en quelques jours, si elle n'est pas complètement éliminée avec la mue.

De nombreux types de marquages externes permanents ont été développés, mais tous sont plus ou moins invasifs : bandes, bagues ou colliers de différentes matières comme le plastique ou l'aluminium (Plummer & Ferner 2012). Ces accessoires présentent tous le risque de limiter les mouvements de l'animal, de s'accrocher à la végétation, ou de se coincer dans les fissures des rochers. Dans certains cas, ils peuvent présenter un danger ou faire obstacle à la croissance

de l'individu. De plus, ces types d'équipements sont plus compliqués à concevoir pour les petites espèces.

L'utilisation de « PIT tags » (*passive integrated transponder*) permet d'identifier instantanément les animaux marqués au moyen d'un lecteur, dont la portée se situe autour d'un mètre. Outre le budget conséquent, ces transpondeurs ont l'inconvénient de devoir être injectés sous la peau ou dans la cavité abdominale des animaux, une opération qui n'est pas sans risque et nécessite une formation adéquate.

Le besoin de systèmes de marquage permanents, faciles à mettre en œuvre et peu coûteux, a conduit à la généralisation des techniques d'altération corporelles. Pour marquer les tortues, les bords des carapaces ont été entaillés, poncés ou percés. Chez les serpents, des portions des écailles ventrales ou sous-caudales sont découpées (Plummer & Ferner 2012). Chez les lézards, la technique la plus répandue est celle du « *toe-clipping* », c'est-à-dire de l'amputation de doigts sur les pattes avant ou arrière. Des systèmes de codes basés sur la numérotation des doigts sont développés au cas par cas. Comme pour les pièges collants, cette pratique est controversée et il existe une tendance à limiter son utilisation (Chapple 2016). Le Scinque-léopard dépend des fissures naturelles des affleurements de péridotite (Sadlier et al. 1997, 2014a) et a été vu escaladant des surfaces quasi-verticales pour atteindre un abri. Nous supposons que la performance d'accrochage est critique pour sa survie ; et en effet, alors que de nombreux scinques strictement terrestres de Nouvelle-Calédonie présentent fréquemment des doigts et des pattes amputés (observations personnelles, notamment pour les genres *Caledoniscincus*, *Celatiscincus*, *Marmorosphax*, *Sigaloseps*), aucun des scinque-léopard capturés par nous n'avait perdu un seul doigt. Perry et al. (2011) ont passé en revue 69 publications dans lesquelles les effets du *toe-clipping* sur des reptiles ou des amphibiens avaient été testés. Parmi celles-ci, deux seulement portaient sur les performances d'escalade des lézards. La performance d'accrochage du gecko arboricole *Hemidactylus turcicus* n'était pas altérée (sachant que cette espèce possède des lamelles digitales impliquées dans l'adhérence au substrat), mais celle de l'anole *Anolis carolinensis* diminuait dramatiquement de 40% pour deux doigts coupés sur les membres antérieurs et de 60% pour quatre doigts.

Nous avons développé une méthode de photo-identification alternative basée sur la morphologie des écailles de la tête. Cette technique, aussi fiable que la coupe des orteils pour la reconnaissance des individus (voire plus), est aussi beaucoup moins invasive.

II.2. Caractères exploitables pour la photo-identification des scinque-léopard

II.2.1. Motifs de couleurs

II.2.1.1. Variations des motifs colorés

Les motifs dorsaux et latéraux sont uniques à chaque individu (**Fig. 1**). Tous les scinque-léopard ont quatre rangées dorsales d'ocelles (en moyenne 8 à 10 ocelles entre l'insertion des pattes avant et arrière). Ces ocelles sont composées d'une tâche centrale noire, entourée d'un cercle blanc crème au stade juvénile, qui peut prendre avec l'âge la couleur du fond, brun cuivré. Entre les ocelles, les intervalles sont occupés par des tâches noires plus ou moins coalescentes qui viennent fréquemment former un deuxième cercle autour des ocelles ; parfois, ces tâches sont majoritairement prononcées dans le sens longitudinal, parfois transversal ; parfois, elles sont réduites, voire carrément absentes. De même, la tâche centrale des ocelles est parfois très réduite, voire absente. Les motifs ne sont généralement pas réguliers sur toute la surface dorsale, les différentes tâches pouvant être prononcées sur une partie du dos, et plus discrètes à d'autres endroits.

Il n'y a pas de variation du motif en lien avec le sexe (Sadlier et al. 2014a). Les différentes variations de motifs ont été observées dans toutes les populations, mais les spécimens de Bogota et Kadjitra présentent tous les deux des variations extrêmement atténuées des ocelles (**Fig. 2**). Chez le spécimen Lp034 de Bogota, les tâches des intervalles sont également très réduites et irrégulières, non coalescentes. Chez le spécimen Lp071 de Kadjitra, en revanche, les tâches noires des intervalles sont extrêmement développées et coalescentes longitudinalement, allant jusqu'à former un motif de trois lignes longitudinales, unique à ce jour. Les populations de Bogota et Kadjitra sont très isolées génétiquement (voir Chapitre 4) et il serait très intéressant de collecter plus de données sur la génétique et les motifs de ces populations.

II.2.1.2. Variations des couleurs liées à l'âge

Le mâle Lp008, de la population de la mine A1, a été capturé une première fois le 21 novembre 2019 au stade subadulte (la tentative d'éversion des hémipénis n'avait rien révélé) et recapturé six mois plus tard, le 29 mai 2020. Il avait considérablement grossi (de 84 mm de



Figure 1. Variantes typiques des motifs du Scinque-léopard. **A.** Ocelles absentes, tâches noires coalescentes majoritairement transversales. **B.** Ocelles bien formées ayant conservé leurs tons blanc crème. **C.** Ocelles bien formées n'ayant pas conservé le ton blanc crème. **D.** Ocelles et tâches des intervalles réduites et atténuées.

longueur corporelle pour 12 g, à 110 mm pour 30 g) et présentait une morphologie d'adulte (voir Chapitre 6). C'est le seul exemple documenté d'évolution entre les stades subadulte et adulte. Les motifs dorsaux et latéraux n'ont pas évolué significativement et sont parfaitement



Figure 2. A. Spécimen Lp071 de Kadjitra. B. Spécimen Lp034 de Bogota. Photographies : S. Astrongatt.

reconnaissables, même si on remarque une légère tendance à l’assombrissement, en particulier des motifs latéraux sur lesquels plusieurs écailles se sont teintées de noir (**Fig. 3**).

Trois des sept spécimens capturés sur le site de l’actuelle *Mine Access Road* (MAR) ont survécu plus de deux ans en captivité (voir Chapitre 6). Des séries de photographies ont été prises immédiatement après leur capture en mai-juin 2019, puis à nouveau le 24 août 2021. L’une des femelles (Lp005) était probablement au stade subadulte, âgée d’environ un an et demi au moment de sa capture, tandis que le mâle Lp003 et la deuxième femelle Lp007 étaient déjà adultes²¹. Chez ces trois individus, les motifs restent parfaitement identifiables au bout de deux ans, bien qu’on note un très léger éclaircissement des motifs, en particulier chez Lp003 et Lp005 : les contours des tâches noires s’estompent légèrement.

Globalement, et en prenant le risque de généraliser ces quatre observations, on peut considérer que les motifs dorsaux restent identifiables tout au long de la vie entre les stades subadulte et adulte. Les juvéniles sont globalement plus contrastés que les adultes : les motifs à trois couleurs (noir, brun et crème) sont plus fréquents, là où le blanc crème a tendance à s’estomper avec l’âge ; en particulier, les juvéniles portent généralement des ocelles noires cerclées de blanc crème sur le fond brun, plus régulières que chez les adultes, et peu différenciées entre le dos et les flancs. Il est probable que l’évolution la plus marquée pour la

²¹ L’évolution de leurs mensurations est synthétisée dans le tableau 1 du Chapitre 6.

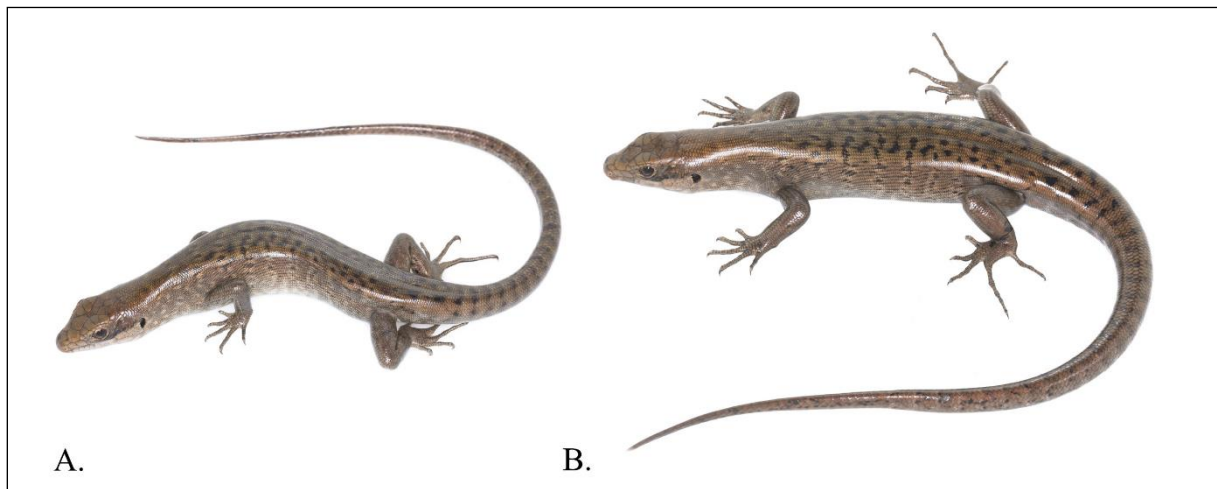


Figure 3. Évolution du spécimen Lp008. **A.** Photographie du 21 novembre 2019. **B.** Photographie du 29 mai 2020.

coloration a lieu entre les stades juvéniles et adulte, mais aucun individu n'a pu être suivi sur cette durée.

II.2.2. Caractères liés aux écailles

II.2.2.1. Généralités

L'examen des écailles constitue un outil précis pour l'identification des lézards de la famille des scinques (Scincidae). En effet, les écailles de la majorité des scinques s'organisent selon un schéma similaire.

Les écailles du corps sont indifférenciées, généralement très similaires sur le dos, les flancs, le ventre et la queue, bien que leurs dimensions et leur forme générale varie selon les zones. Chez les espèces avec une ornementation prononcée des écailles (par exemple les genres calédoniens *Phrynosaurus* ou *Tropidoscincus*), les écailles ventrales sont généralement plus lisses. Le Scinque-léopard possède des écailles corporelles similaires sur tout le corps et remarquablement petites, peut-être les plus petites par rapport à la taille des individus au sein de cette famille (Sadler et al. 2018). Ces écailles sont lisses, ovales, portent 4 à 5 légères ponctuations sur leur marge postérieure, et ne mesurent environ que 2 mm de large au milieu

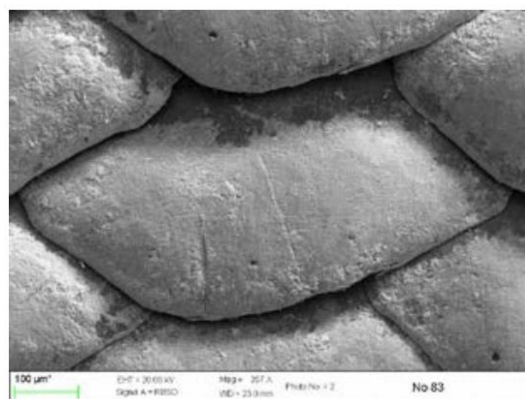


Figure 4. Image d'écaille dorsale d'un Scinque-léopard obtenue au microscope électronique à balayage. Source : *Clé d'identification illustrée des écailles de scinques de Nouvelle-Calédonie* (de Méringo et al. 2015).

du corps (**Fig. 4** ; de Méringo et al. 2015). Ces écailles peuvent identifier l'espèce dans des restes alimentaires de prédateurs.

Les écailles céphaliques, en revanche, sont différenciées : leur nombre et leur arrangement, respectant la symétrie du corps, sont globalement conservés au sein de la famille. Leur nomenclature est détaillée dans la **Fig. 5**.

Plusieurs caractères des écailles céphaliques permettent l'identification des genres, voire des espèces : fusion ou division des écailles frontopariétales, présence ou absence de supranasales, nombres de supralabiales et infralabiales, forme générale de certaines écailles, etc.

II.2.2.2. Variations des écailles céphaliques

La variation du schéma des écailles céphaliques chez le Scinque-léopard a été notée dès la première synthèse sur sa morphologie et son écologie (Sadlier et al. 2014a). La présence de supranasales n'est pas systématique chez cette espèce et peut être asymétrique (présence d'une seule écaille à gauche ou à droite). De même, l'écaille frontonasale est parfois divisée en formant une écaille surnuméraire à gauche, à droite, ou des deux côtés (**Fig. 6**).

Le nombre des écailles supralabiales est également variable et peut être asymétrique.

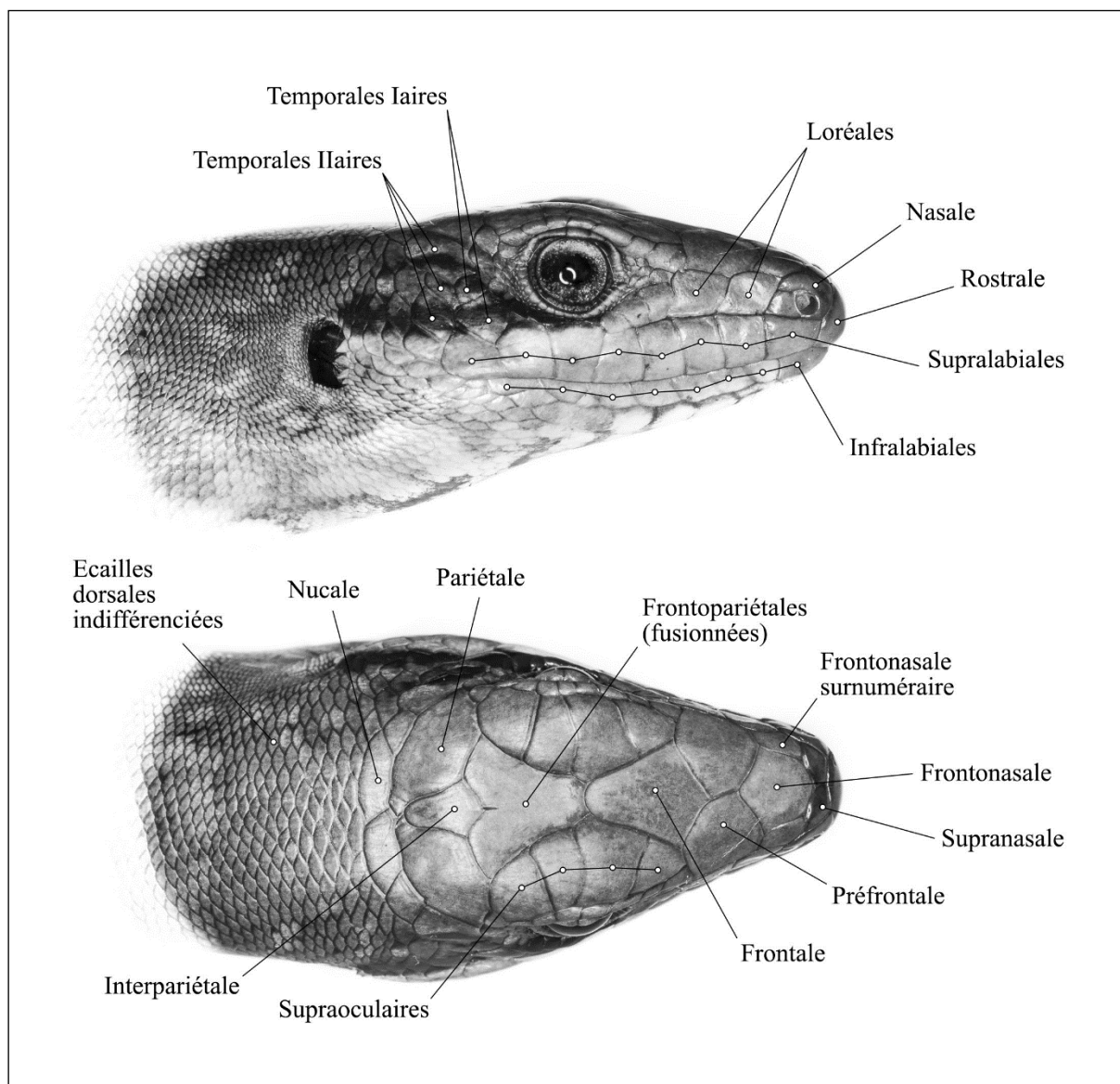


Figure 5. Nomenclature des écailles céphaliques des scinques, illustrée sur le Scinque-léopard (vues latérale et dorsale).

La plupart des écailles céphaliques peuvent être sujettes à des déformations ou à des fusions/divisions, certaines de ces malformations étant plus fréquentes que d'autres (**Fig. 7**).

II.2.2.3. Variations des écailles liées à l'âge

Les variations ou « anomalies » des écailles listées ci-dessus constituent de bons critères de différenciation, mais pour qu'elles soient utilisables dans des études de longue durée, il est nécessaire de vérifier si ces variations sont stables à l'échelle de la vie d'un individu.

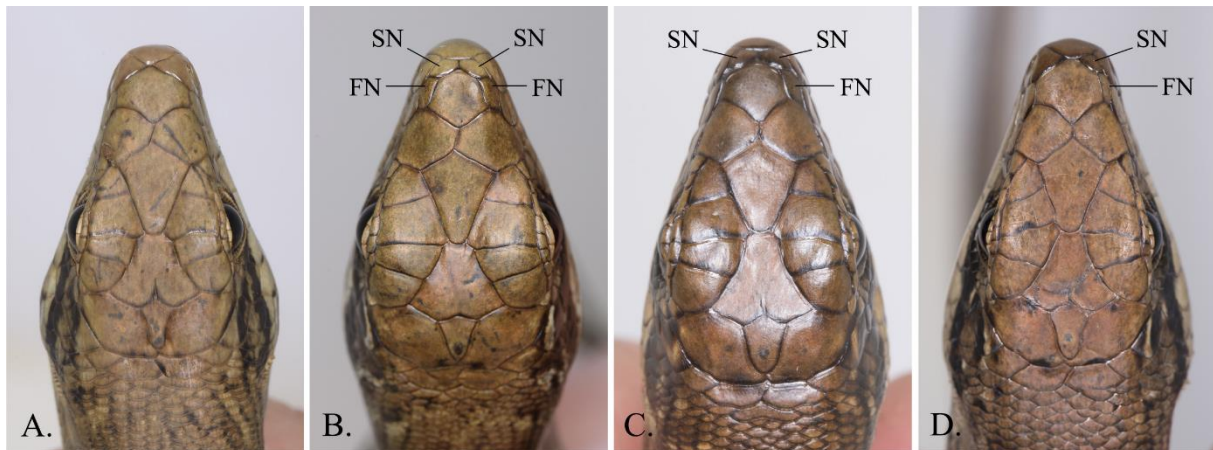


Figure 6. Variations des écailles supranasales (SN) et frontonasaes (FN). **A.** Lp003, sans SN ni FN surnuméraire. **B.** Lp062, deux SN et deux FN surnuméraires. **C.** Lp042, deux SN, mais une seule FN surnuméraire du côté droit. **D.** Lp006, une seule SN et une seule FN surnuméraire du côté droit.

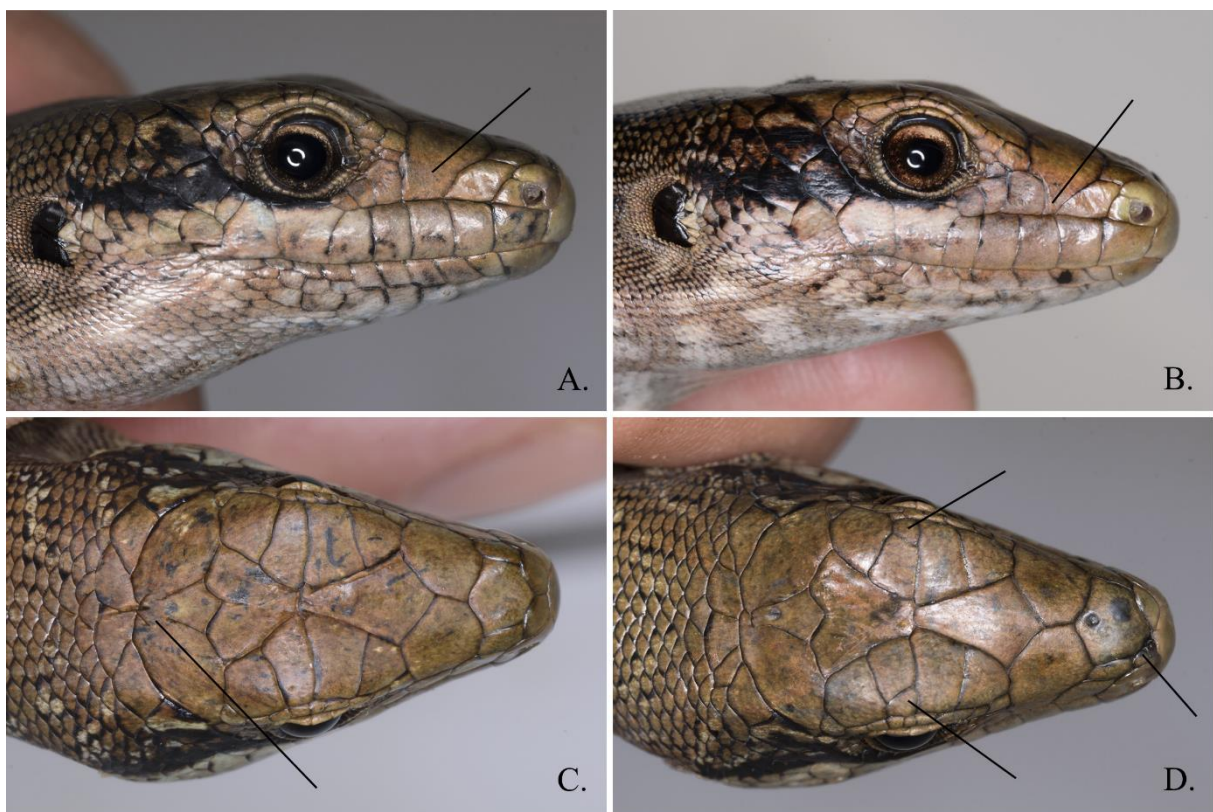


Figure 7. Écailles de formes anormales. **A.** Lp018, préfrontale droite fusionnée avec la loréale postérieure. **B.** Lp057, préfrontale droite présentant une extension intercalée entre les deux loréales, et atteignant les supralabiales. **C.** Lp047, fusion partielle des pariétales avec l'interpariétale. **D.** Lp018, troisièmes supraoculaires divisées en deux de manière symétrique, supranasale anormale, fractionnée.

Le mâle Lp008 (voir ci-dessus) a été identifié lors de sa recapture (six mois après sa

capture initiale) par ses écailles céphaliques. Les anomalies des écailles du sommet de la tête ont suffi à elles seules à l'identification, qui a ensuite été confirmée par les motifs dorsaux : la frontopariétale est anormalement divisée en trois parties, et chacune des deux pariétales est fendue au niveau de la zone de contact avec l'interpariétale.

Suite à la translocation des scinque-léopard de la carrière CP-A1, une femelle résidente de la population de la mine A1 a été identifiée après trois ans (9 octobre 2015 – 31 octobre 2018), également à l'aide des écailles céphaliques (**Fig. 8**, Astrongatt 2018).



Figure 8. Individu femelle de la mine A1, photographiée à trois ans d'intervalle et reconnue grâce à la forme particulière de deux écailles supralabiales. Photographies extraites du rapport de la troisième campagne de suivi de la population de la mine A1 (Astrongatt 2018).

Les photographies des individus gardés en captivité plus de deux ans ont également été comparées et ne révèlent aucun changement majeur dans la forme, l'arrangement et le nombre des écailles céphaliques (**Fig. 9**).

Les caractéristiques des écailles céphaliques semblent stables au cours de la vie des scinques et constituent l'ensemble de caractères le plus pratique pour la photo-identification.

II.2.3. Sélection des caractères pour la création de clefs d'identification à l'échelle d'une population

Les caractères relatifs aux écailles céphaliques peuvent facilement être codés et reportés dans une clef d'identification, bien que l'examen direct des photographies soit plus fiable. L'ensemble des modalités des différents caractères retenus, pour tous les spécimens ayant fait

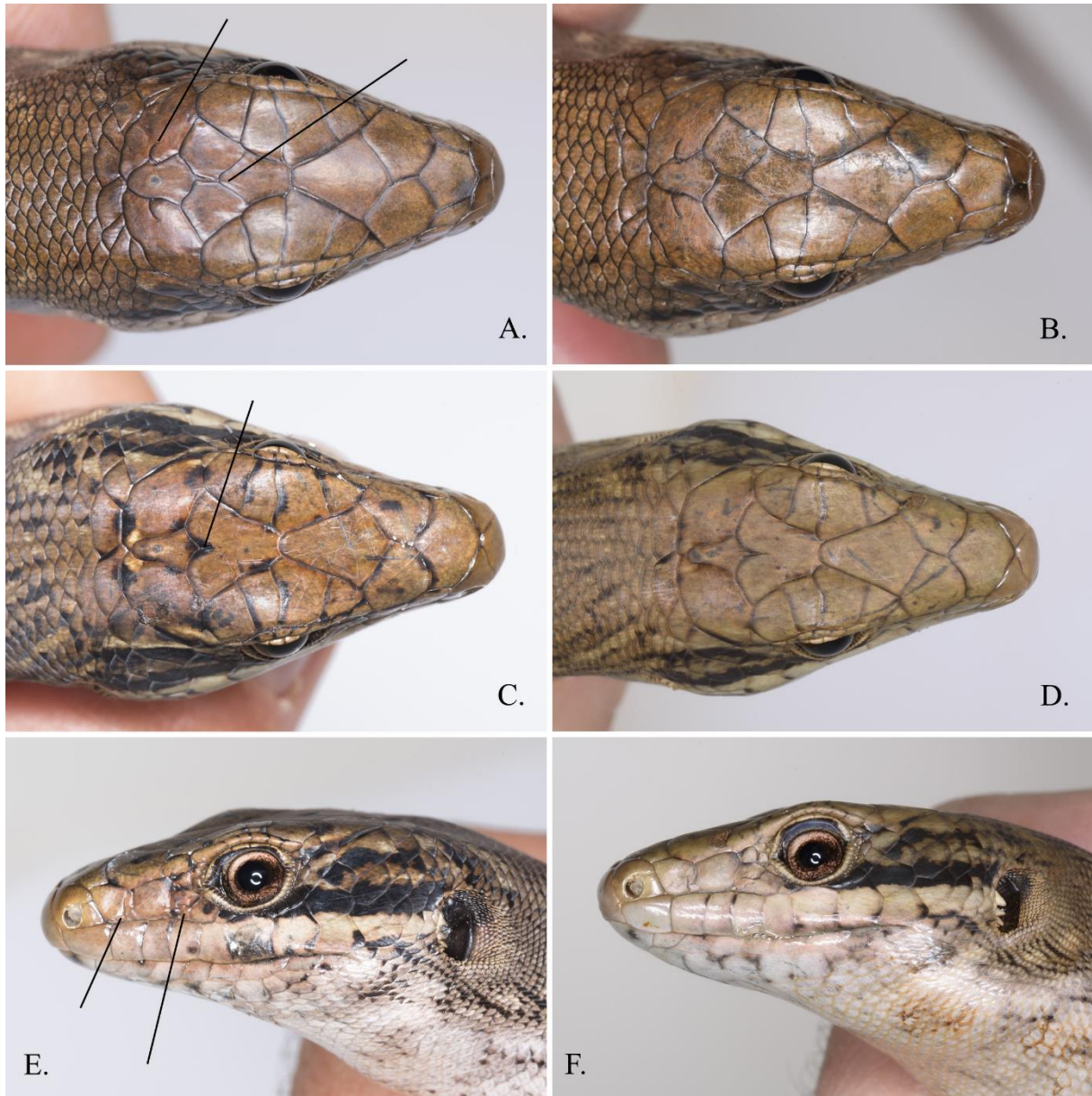


Figure 9. Évolution des écailles céphaliques avec l'âge. **A, B.** Lp008, à six mois d'intervalle. Pariétales anormalement fendues et frontopariétales anormalement divisées en trois parties. **C-F.** Lp003, à deux ans d'intervalle. Fente distinctive à l'arrière de la frontopariétale et malformations distinctives de la loréale et d'une écaille pré-oculaire. Noter la disparition de la plupart des tâches noires sur le dessus de la tête.

l'objet d'une photo-identification, est enregistré dans le tableau en **Annexe 1**. Les individus sont regroupés par site d'origine, ce qui facilite la comparaison entre les jeux de caractères. Les portraits des spécimens sont regroupés en **Annexe 2**.

Malgré le nombre de caractères porteurs de variations « régulières » (présence ou absence de certaines écailles, total des supralabiales...), on constate que la proportion de telle ou telle

modalité d'un caractère donné peut être différente entre les populations. Par exemple, les individus connus de la mine A1 et de Némou possèdent tous deux supranasales et deux frontonasales supplémentaires (à une exception près), alors que la proportion de présence/absence pour ces caractères est plus proche de 50/50 pour les individus de MAR. Les variations moins fréquentes (fusions ou fractionnements d'autres écailles, écailles de formes anormales, fusions ou fractionnements partiels) semblent plus utiles pour l'identification. Dans de nombreux cas, les écailles anormalement formées sont uniques au sein de la population et aisément reconnaissables.

Dans la population de Némou, trois paires d'individus sont indifférenciables sur la base des caractères retenus. Après examen des photographies, les deux femelles adultes Lp016 et Lp068 sont différenciables sur la base de leurs motifs dorsaux et de la longueur des parties repoussées de la queue ; les quatre juvéniles Lp049, Lp056, Lp058 et Lp061 sont aisément distingués par la forme de leurs écailles nucales.

Références bibliographiques

- Astrongatt S. 2013. Campagne de surveillance n° 2 de la population de *Lacertoides pardalis* du massif Kwa Neie. Rapport d'expertise réalisé pour le Département Environnement et Relations Communautaires de VALE Nouvelle-Calédonie.
- Astrongatt S. 2016a. Campagne de surveillance n°2 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1. Rapport d'expertise réalisé pour le Service Préservation de l'Environnement de VALE Nouvelle-Calédonie.
- Astrongatt S. 2016b. Campagne de surveillance de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1:1–19.
- Astrongatt S. 2018. Campagne de surveillance n°3 de la population de *Lacertoides pardalis* (Scincidae) de la mine A1.
- Besnard A, Salles J-M. 2010. Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Page Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000.
- Chapple DG. 2016. New Zealand Lizards. Springer International Publishing, Cham, Switzerland.
- de Méringo H, Thibault M, Debar L, Mathivet M, Palmas P, Sadlier R, Jourdan H. 2015. Clé d'identification illustrée des écailles de scinques de Nouvelle-Calédonie.
- E. Baker S, A. Maw S, Johnson PJ, W. Macdonald D. 2020. Not in my backyard: public perceptions of wildlife and 'pest control' in and around UK homes, and local authority 'pest control.' *Animals* **10**:222.
- Fay PA. 2022. A historical review of animal entrapment using adhesives. *International Journal of Adhesion and Adhesives* **114**:103083.
- Hare KM. 2012a. Herpetofauna : systematic searches.
- Hare KM. 2012b. Herpetofauna : funnel trapping.
- Hare KM. 2012c. Herpetofauna : pitfall trapping. Available from <http://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/inventory-monitoring/im-toolbox-herpetofauna-pitfall->

- trapping.pdf%0Ahttp://science.nature.nps.gov/im/assets/docs/IM_Program_Brief.pdf.
- Hare KM. 2012d. Herpetofauna : indices of abundance. Inventory and monitoring toolbox: herpetofauna:1–32.
- Laigret V. 2005. Premiers résultats du plan de suivi du *Lacertoides pardalis* sur le site du col de l’antenne. Rapport de stage réalisé pour Vale Inco.
- Lettink M. 2012a. Herpetofauna: population estimates (using capture-mark-recapture data).
- Lettink M. 2012b. Herpetofauna: artificial retreats. Available from <http://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/inventory-monitoring/im-toolbox-herpetofauna-artifical-retreats.pdf>.
- Lettink M. 2012c. Herpetofauna: photo-identification. Available from <http://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/inventory-monitoring/im-toolbox-herpetofauna-photo-identification.pdf>.
- Lettink M, Monks J. 2012. Introduction to herpetofauna monitoring. Available from <http://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/inventory-monitoring/im-toolbox-herpetofauna-monitoring.pdf>.
- McDiarmid RW, Foster MS, Guyer C, Gibbons JW, Chernoff N, editors. 2012. Reptile biodiversity: standard methods for inventory and monitoring. University of California Press, Berkeley, CA.
- Perry G, Wallace MC, Perry D, Curzer H, Muhlberger P. 2011. Toe clipping of amphibians and reptiles: Science, ethics, and the law. *Journal of Herpetology* **45**:547–555.
- Plummer M V., Ferner JW. 2012. Marking reptiles. Pages 143–150 in McDiarmid RW, Foster MS, Guyer C, Gibbons JW, Chernoff N, editors. Reptile biodiversity: Standard methods for inventory and monitoring. University of California Press, Berkeley.
- Sadler RA. 2009. Targeted survey for the rare regional endemic lizard *Lacertoides pardalis* at Forêt Nord, Prony. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Inco Nouvelle-Calédonie.
- Sadler RA, Shea GM, Bauer AM. 1997. A new genus and species of lizard (Squamata, Scincidae) from New Caledonia, Southwest Pacific. Pages 379–385 in Najt J, Matile L, editors. *Zoologia Neocaledonica* 4. Mémoires du Muséum national d’Histoire naturelle

171. Paris.

- Sadlier RA, Shea GM, Jourdan H, Whitaker AH, Bauer AM. 2014a. The New Caledonian Leopard Skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia: Scincidae); a review of the species' morphology, distribution, behavior and conservation. Pages 31–44 in Guilbert E, Robillard T, Jourdan H, Grandcolas P, editors. Zoologia Neocaledonica 8. Biodiversity studies in New Caledonia. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle, 206. Paris.
- Sadlier RA, Swan G. 2015. Évaluation de la faune de lézards sur la Zone Tampon dans la Vallée KO4 associé aux emprises d'études du Projet Lucy. Rapport non publié par Cygnet Surveys & Consultancy pour Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2014b. An assessment of the lizard fauna on the site of the proposed Vale Nouvelle-Calédonie KO4 Quarry. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2015a. Translocation de scinque-léopard de Nouvelle-Calédonie *Lacertoides pardalis* sur le site proposé pour le développement de la carrière CP-A1 de Vale Nouvelle-Calédonie. Rapport non publié par Cygnet Surveys & Consultancy pour Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2015b. An assessment of the lizard fauna on the site of the proposed Vale Nouvelle-Calédonie KO4 mine access road. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S, McCoy S. 2018. New Information on Distribution and Habitat Preferences of the Leopard Skink, *Lacertoides pardalis*, across the Ultramafic Surfaces of Southern New Caledonia. Pacific Science **72**:271–283.

ANNEXE 1. Clef d'identification des scinque-léopard capturés durant cette étude, rangés par site de capture.

SNg/SNd : nombre de supranasales à gauche et à droite ; FNg/FNd : nombre de frontonasales surnuméraires ; SLg/SLd : nombre de supralabiales ; SLg_part/SLd_part : rang des supralabiales partiellement formées ; FP : nombre d'écailles frontopariétales ; SO : supraoculaire ; P : pariétale ; PF : préfrontale ; L : loréale. Les rangs des écailles séquentielles sont comptés de l'avant vers l'arrière. Les lignes colorées font référence à trois paires d'individus de la population de Némou pour lesquels les caractères utilisés ne permettent pas une distinction diagnostique : l'examen des motifs dorsaux est nécessaire pour distinguer ces individus.

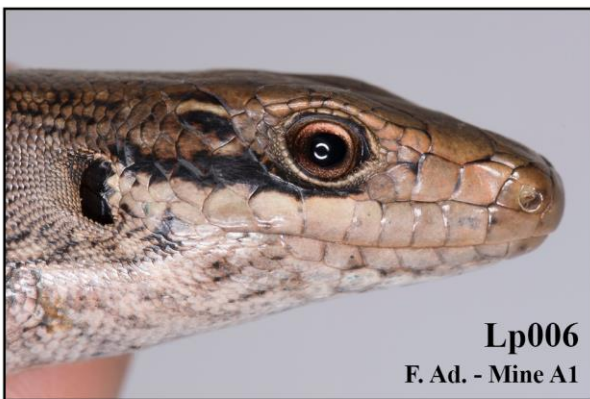
Individu	Site	SNg	SNd	FNg	FNd	SLg	SLg_part	SLd	SLd_part	FP	Fusions	Fractionnements	Autres caractères remarquables
Lp034	Bogota	0	1	0	1	8		8		1			
Lp036	Cascade Camille	0	0	1	1	9		8		1			
Lp009	Dumbéa	1	1	1	1	8		8		1			
Lp010	Dumbéa	1	1	1	1	8		9		1			
Lp071	Kadjitra	1	1	1	1	8		NA	NA	2			Fronto-pariétale divisée en deux moitiés égales
Lp037	Lac en Huit	1	1	1	1	8		8		1			
Lp001	MAR	0	1	0	1	8	3	8		1			
Lp002	MAR	1	1	1	1	8		NA		1			
Lp003	MAR	0	0	0	0	8		7		1			Fronto-pariétale fendue à l'arrière
Lp004	MAR	1	1	1	1	8		8	4	1		SOd3	
Lp005	MAR	1	1	1	1	8		9	5	1			
Lp006	MAR	0	1	0	1	8	5	8		1			
Lp007	MAR	0	0	1	1	8		8		1	SOg1+2 ; SOd1+2		
Lp008	Mine A1	1	1	1	1	9		8		3			Une fente en virgule partant de l'interpariétale sur les pariétales gauche et droite
Lp021	Mine A1	1	1	1	1	7		7		1			
Lp022	Mine A1	1	1	1	1	7		8		1			Jonction interpariétale/pariétale gauche en ligne brisée en zigzag
Lp023	Mine A1	1	1	1	1	8		8		1			
Lp024	Mine A1	1	1	1	1	7		8		1		Pd	

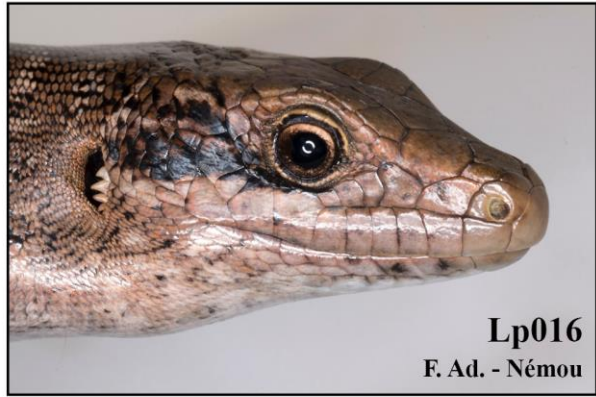
Individu	Site	SNg	SNd	FNg	FNd	SLg	SLg_part	SLd	SLd_part	FP	Fusions	Fractionnements	Autres caractères remarquables
Lp026	Mine A1	1	1	1	1	8		8		1			Fronto-pariétale fendue à l'arrière
Lp027	Mine A1	1	1	1	1	8		8		1			Fractionnement partiel de la 4ème supra-oculaire droite
Lp028	Mine A1	1	1	1	1	8		7		2			
Lp030	Mine Yolande	1	1	1	1	8		7		1			
Lp031	Mine Yolande	1	1	1	1	9		8		1			7ème supralabiale gauche de forme anormale ; nombreuses cicatrices sur la tête
Lp032	Mine Yolande	1	1	1	1	8		8		1		SOg3 ; SOd3	
Lp016	Némou	1	1	1	1	8		9		1			
Lp018	Némou	1	1	0	1	8		8		1	PFd+Ld2	SOg3 ; SOd3	Fusion partielle entre interpariétale et pariétale droite ; 7ème supralabiale droite avec une projection postérieure passant sous la 8ème supralabiale
Lp020	Némou	1	1	1	1	8		9		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétale droite
Lp047	Némou	1	1	1	1	8		8		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétales ; deux petites écailles entre loréales et supralabiales gauches
Lp048	Némou	1	1	1	1	8		9		1	PFg+Lg2 ; PFd+Ld2		Fusion partielle entre interpariétale et pariétale droite
Lp049	Némou	1	1	1	1	8		8		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétales
Lp050	Némou	1	1	1	1	8		8		1	PFg+Lg2 ; PFd+Ld2		Fusion partielle entre interpariétale, pariétales et nucale
Lp051	Némou	1	1	1	1	9		9		1	PFg+Lg2 ; PFd+Ld2		Interpariétale très étroite, en pointe de flèche
Lp052	Némou	1	1	1	1	8		8		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétales
Lp053	Némou	1	1	1	1	8		9		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétales
Lp054	Némou	1	1	1	1	8		8		1		SOg3	Fusion partielle entre interpariétale et pariétales
Lp055	Némou	1	1	1	1	9		9		1		SLd4	Fusion partielle entre interpariétale et pariétales ; 4ème supralabiale droite fractionnée en 3 parties
Lp056	Némou	1	1	1	1	8		9		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétale droite
Lp057	Némou	1	1	1	1	8		8		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétale droite ; préfrontale droite avec une

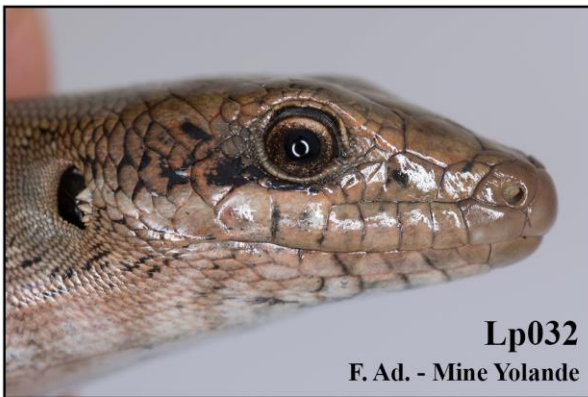
Individu	Site	SNg	SNd	FNg	FNd	SLg	SLg_part	SLd	SLd_part	FP	Fusions	Fractionnements	Autres caractères remarquables
													projection atteignant la 3ème supralabiale droite, en séparant les deux loréales ; idem à gauche, sans atteindre les supralabiales
Lp058	Némou	1	1	1	1	8		8		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétales
Lp059	Némou	1	1	1	1	9		9		1			Frontonasale asymétrique
Lp060	Némou	1	1	1	1	8		9		1			Nombreuses cicatrices dans la région pariétale
Lp061	Némou	1	1	1	1	8		9		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétale droite
Lp062	Némou	1	1	1	1	9		8		1	PFg+Lg2 ; PFd+Ld2		
Lp063	Némou	1	1	0	1	9		8		1		SOd3	Fusion partielle entre interpariétale et pariétales ; deux petites nucales partiellement fusionnées avec les pariétales ; SOd3 fractionnée en trois parties
Lp064	Némou	1	1	0	1	8		8		1	PFg+Lg2 ; PFd+Ld2		Fusion partielle entre interpariétale et pariétales ; fusion imparfaite des préfrontale et 2ème loréale droites
Lp066	Némou	1	1	1	1	8		9		1			4-5 petites écailles insérées entre supralabiales et loréales droites ; idem à gauche
Lp067	Némou	1	1	1	1	8		9		1	PFd+Ld2		Fusion partielle entre interpariétale et pariétales
Lp068	Némou	1	1	1	1	8		9		1			
Lp069	Némou	1	1	1	1	8		9		1			Fusion partielle entre interpariétale et pariétales
Lp070	Némou	1	1	1	1	8		9		1	PFg+Lg2 ; PFd+Ld2	Lg1	Pariétales entièrement séparées par l'interpariétale
Lp038	Pépinière	1	1	1	1	8		8		1			
Lp039	Pépinière	1	1	1	1	8		7		1			
Lp040	Pépinière	1	1	1	1	7		8		1			
Lp041	Pépinière	1	1	1	1	8		8		1			
Lp042	Pépinière	1	1	0	1	8		8		1			
Lp043	Pépinière	1	1	1	1	8		8		3			
Lp045	Pépinière	0	1	1	1	8		8		1			
Lp046	Pépinière	1	1	1	1	9	6	8		1			

ANNEXE 2

Portraits des scinque-léopard capturés durant cette étude, illustrant les variations des écailles céphaliques. Pour chaque spécimen, le côté droit, le côté gauche et la face dorsale de la tête sont figurés à la suite. La face dorsale du spécimen Lp001 est manquante. Le sexe (M/F), l'âge (Juv. : juvénile, Subad. : subadulte, Ad. : adulte) et le site d'origine sont précisés.



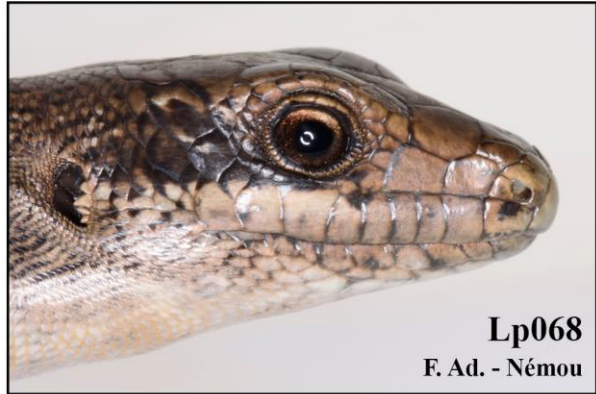






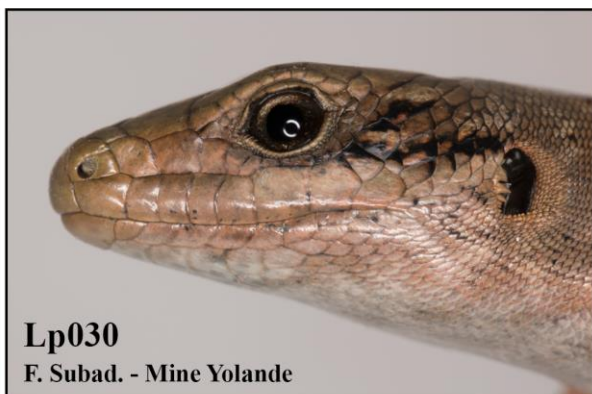


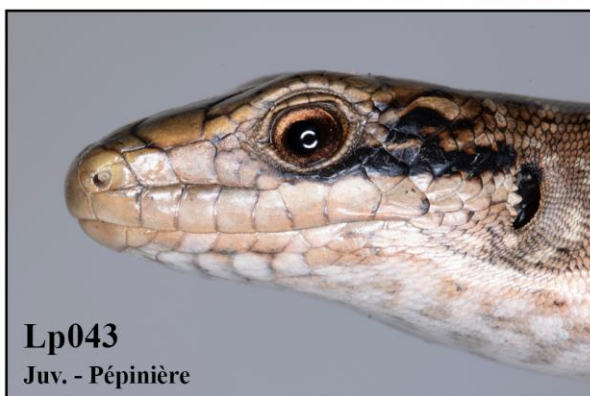


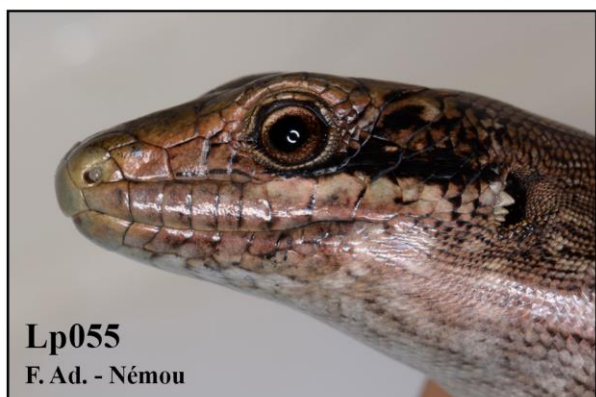
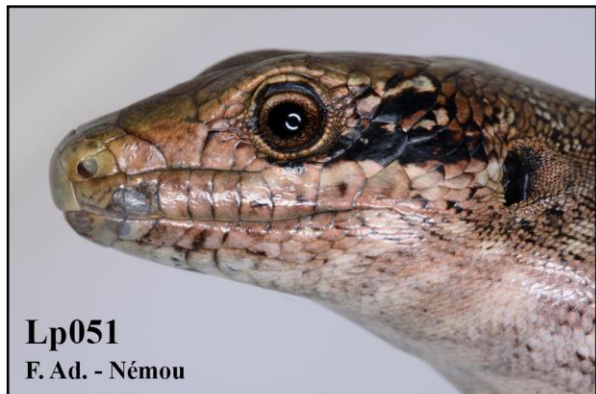


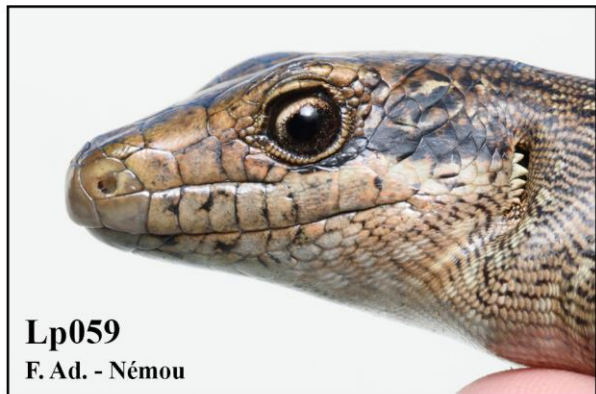


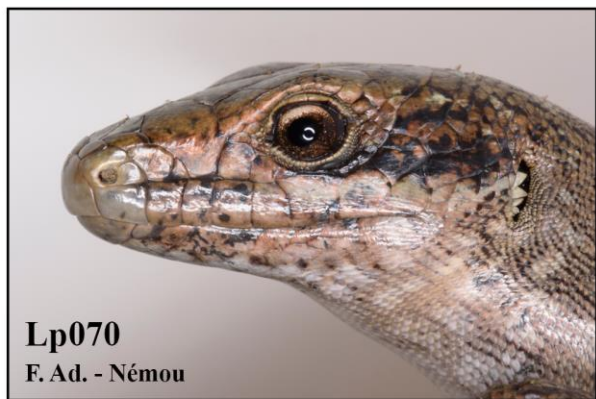
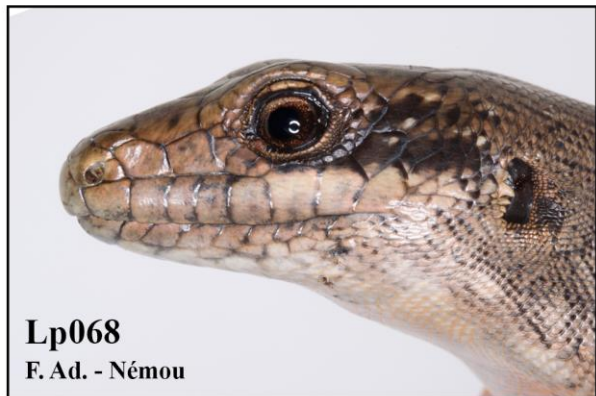






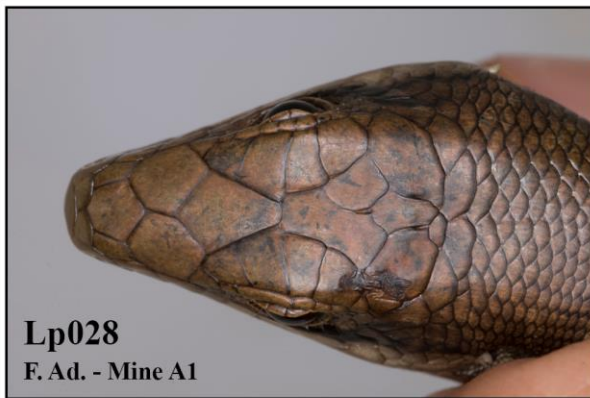


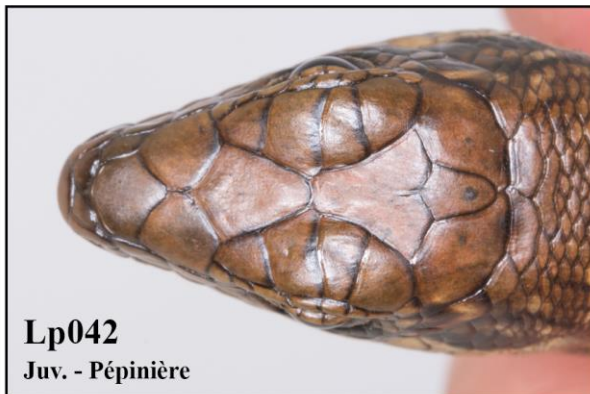


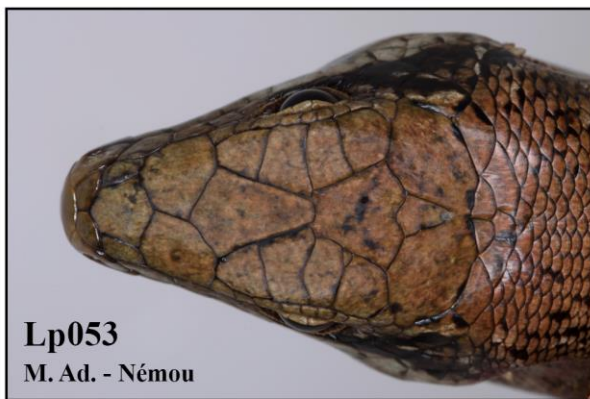


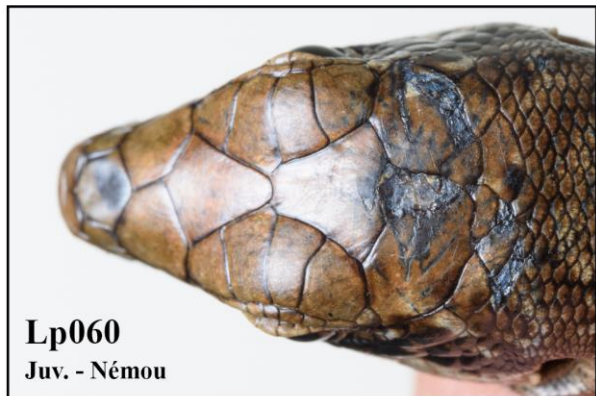








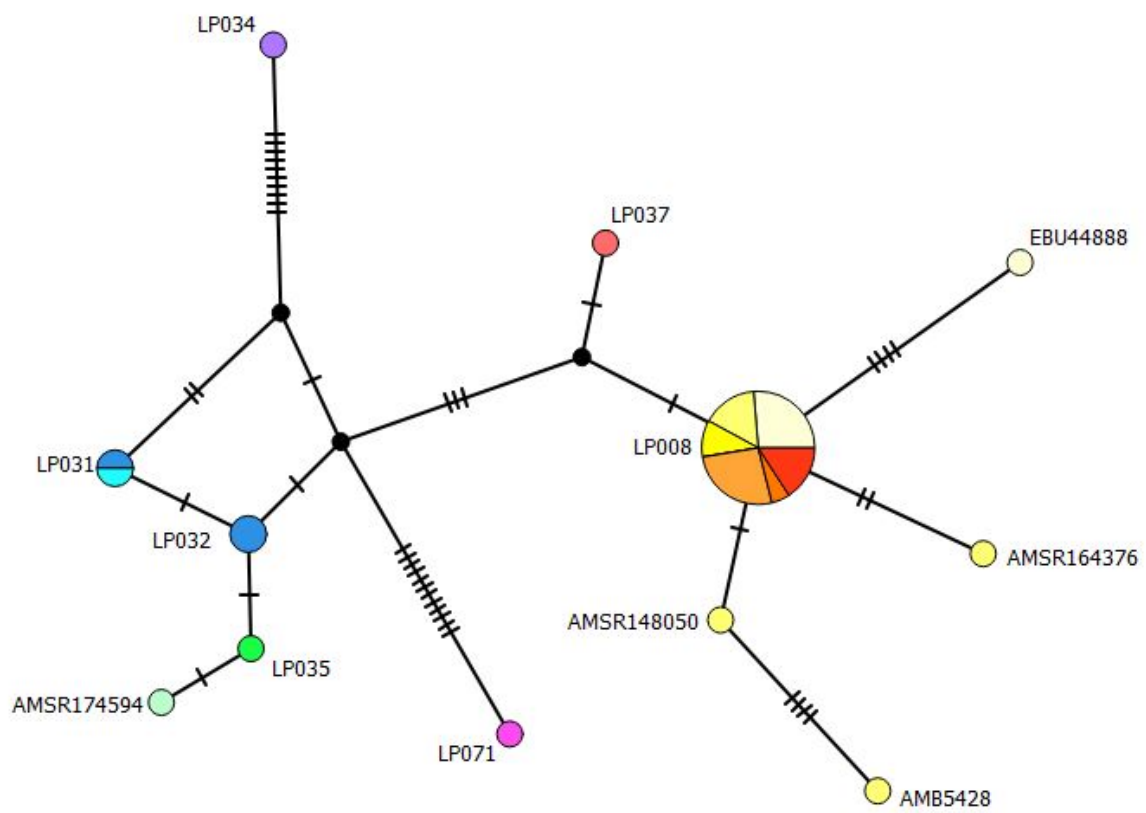






CHAPITRE 4

STRUCTURATION GENETIQUE DES POPULATIONS DU SCINQUE-LEOPARD



I. Contexte et problématique

I.1. Les phénomènes de spéciation par vicariance chez les scinques de Nouvelle-Calédonie

La famille des scinques (Scincidae) est représentée en Nouvelle-Calédonie par trois lignées ayant colonisé indépendamment l'archipel. Les scinques du genre *Emoia*, largement répartis de l'Asie du Sud-Est au Pacifique central, ont colonisé tardivement les îles Loyauté, elles-mêmes d'origine récente (environ 2 Ma, Grandcolas et al. 2008), et ne sont pas représentés sur la partie continentale²². Les scinques du genre *Cryptoblepharus*, répandus sur les littoraux de l'Indo-Pacifique et sur le continent australien, sont représentés par une espèce endémique, abondante sur la quasi-totalité des îles du territoire, *C. novocaledonicus*. La lignée la plus importante en diversité, à laquelle appartient le Scinque-léopard, constitue un groupe monophylétique (Smith et al. 2007; Chapple et al. 2009), qui comprend 63 espèces endémiques à la Nouvelle-Calédonie²³ réparties en 18 genres endémiques (Sadlier et al. 2015, 2019a), et comprend aussi le genre *Oligosoma*, auquel appartiennent les scinques de Nouvelle-Zélande et des îles Lord Howe et Norfolk. Smith et al. (2007) ont démontré en premier la monophylie de ce groupe de scinques qui a colonisé les îles du bloc continental de Zealandia (**Fig. 1**). Leurs analyses privilégiaient l'hypothèse d'une colonisation de la Nouvelle-Calédonie prenant son origine en Australie ou en Nouvelle-Guinée, suivie d'une colonisation de la Nouvelle-Zélande à partir de la Nouvelle-Calédonie. Cette hypothèse fut par la suite confirmée par Chapple et al. (2009), s'intéressant à la phylogénie des scinques de Nouvelle-Zélande. Ils démontrèrent la monophylie du genre *Oligosoma* et estimèrent la période de divergence entre les scinques australiens et le clade de Zealandia entre 27 et 43 Ma, et la séparation entre les scinques calédoniens et néo-zélandais, entre 37 et 25 Ma.

Ces travaux suggèrent donc que l'apparition de cette lignée de scinques a suivi de près l'émersion de la Nouvelle-Calédonie, supposée avoir eu lieu il y a 37 Ma (Grandcolas et al.

²²La Nouvelle-Calédonie au sens strict, composée de la Grande Terre, l'Île des Pins et les îles Bélep, qui partagent la même origine géologique.

²³Parmi celles-ci, le Scinque de litière tacheté (*Caledoniscincus atropunctatus*) est la seule espèce dont l'aire de répartition s'étend à quelques îles du Vanuatu, mais l'origine de ces populations est incertaine.

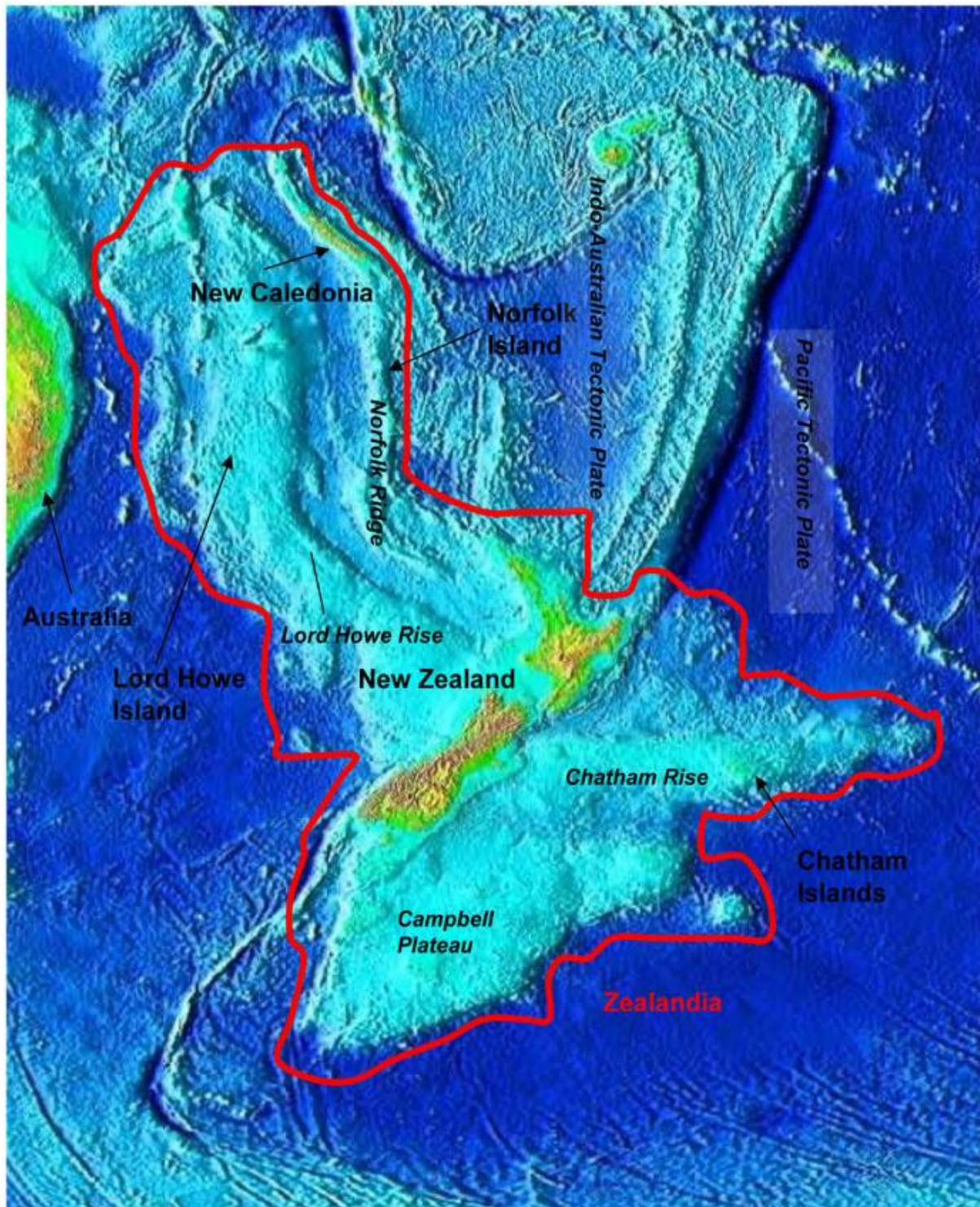


Figure 1. Carte du socle continental submergé de Zealandia, montrant les chaînes de monts sous-marins du Norfolk Ridge et du Lord Howe Rise, supposées avoir été le lieu d'apparitions successives d'îles volcaniques qui ont pu jouer un rôle dans la dispersion des lézards entre la Nouvelle-Calédonie et la Nouvelle-Zélande. Les îles de Norfolk et Lord Howe sont les seules actuellement émergées. Extrait de Chapple (2016).

2008; Maurizot & Campbell 2020). L'histoire évolutive de cette lignée "néo-calédonienne" est donc très ancienne. Dans ses débuts, la disponibilité de nombreuses niches écologiques vacantes

a probablement entraîné une suite de divergences adaptatives, ayant donné naissance à la grande diversité de genres et de modes de vie observée aujourd'hui (Smith et al. 2007). Les nombreux travaux phylogénétiques et taxonomiques des vingt dernières années ont mis en lumière l'existence de nombreux taxons cryptiques, notamment au sein des genres *Marmorosphax*, *Nannoscincus* et *Sigaloseps* (voir Sadlier et al. 2009, 2014a, 2014b, 2020 ; **Fig. 2**). La divergence de ces taxons, dont la morphologie et l'écologie sont très conservées au sein d'un genre donné, résulte de phénomènes de spéciations non-adaptatives, dont l'isolement géographique semble être le principal moteur (Smith et al. 2007). Deux processus expliquent ces phénomènes d'isolement. En premier lieu, l'érosion des terrains ultramafiques, qui conduit à leur morcellement en exposant le socle continental sous-jacent (Grandcolas et al. 2008). Ce processus naturel, en place depuis l'émersion de la Grande Terre, a conduit au pattern actuel de massifs ultramafiques isolés, distants entre eux de plusieurs dizaines de kilomètres, en particulier au Nord-Ouest de la Grande Terre. Ces massifs, recouverts d'une végétation adaptée aux terrains ultramafiques et riches en métaux lourds, sont les creusets d'un micro-endémisme important, marquant aussi bien les squamates que le règne végétal (Nattier et al. 2013). Deuxièmement et plus récemment, les périodes de glaciation successives du Quaternaire, caractérisées par des périodes de climat plus sec, ont causé des fluctuations de l'étendue des forêts humides. Ce phénomène, provoquant l'isolation de massifs forestiers, a facilité plusieurs épisodes de spéciation par vicariance²⁴ de taxons inféodés aux forêts humides (Skipwith et al. 2016; Sadlier et al. 2020). Ce pattern de radiations adaptatives²⁵ anciennes suivies de spéciations non-adaptatives par vicariance se retrouve chez les geckos Diplodactylidae de Nouvelle-Calédonie (Skipwith et al. 2016).

Au vu de l'ancienneté de la lignée des scinques néo-calédoniens, du nombre de taxons cryptiques découverts ces deux dernières décennies au sein de cette lignée, et du caractère endémique et monotypique du genre *Lacertoides*, il est justifié de s'intéresser à la structure génétique des différentes populations de *L. pardalis*, à l'échelle de son aire de répartition, aujourd'hui mieux connue grâce à la découverte des nouvelles localités évoquées dans la partie

²⁴ La vicariance est la séparation géographique de taxons apparentés occupant des niches écologiques similaires dans leurs zones de répartition respectives.

²⁵ Radiation portée par la sélection naturelle de lignées évolutives adaptées à des niches écologiques différentes.

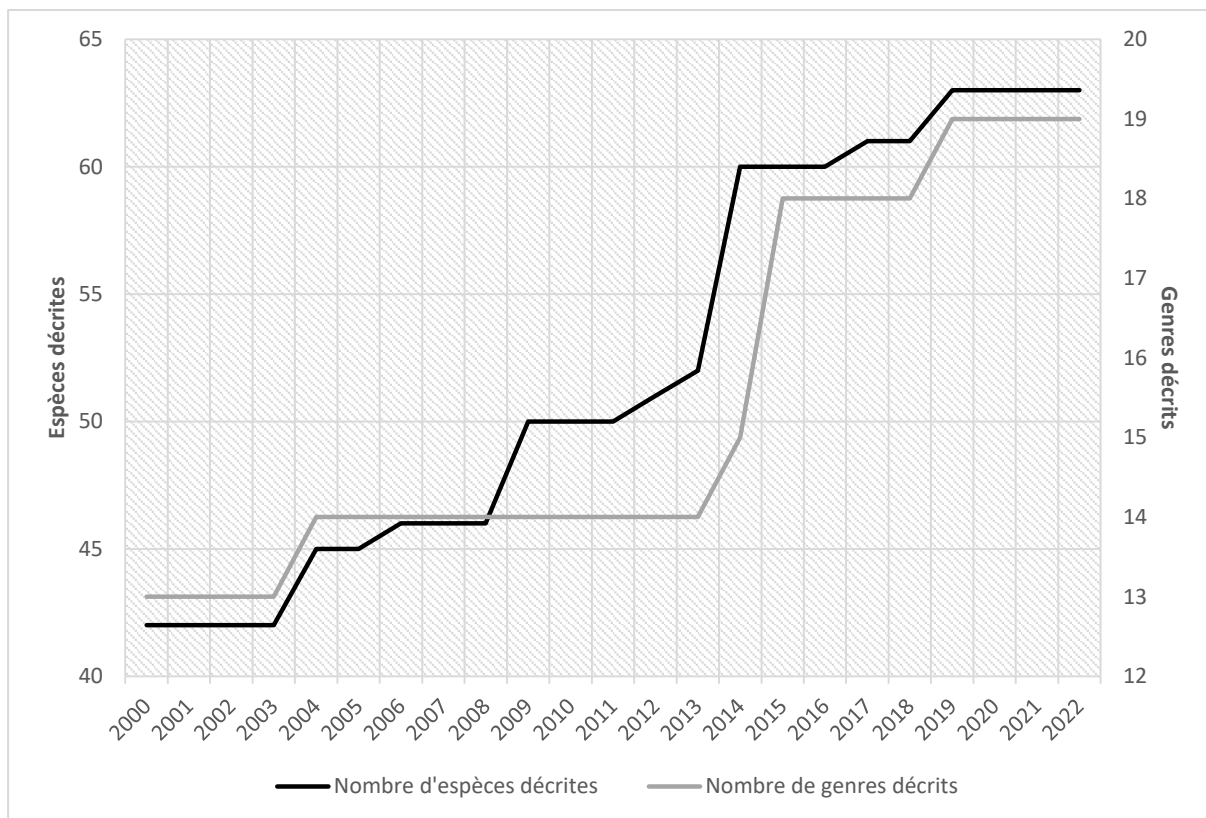


Figure 2. Nombre d'espèces et de genres de scinques de Nouvelle-Calédonie décrits depuis 2000.

I.2. En particulier, le morcellement des massifs ultramafiques entre Thio et Kouaoua, suggère la possibilité d'un isolement reproductif de leurs populations.

I.2. La structuration génétique des populations appliquée à la conservation

L'éventualité d'une structuration génétique marquée des populations de scinque-léopard a des implications importantes pour la conservation de l'espèce. Un isolement géographique de ces populations aura pour conséquence une plus grande vulnérabilité de celles-ci à des perturbations de l'environnement, d'autant plus que la surface occupée par ces populations est petite. L'analyse de leur structuration génétique permet de mettre en lumière de tels isolements.

Au sein d'une espèce, la distinction de plusieurs unités significatives du point de vue de l'évolution (*Evolutionarily Significant Units*, ESU) rend compte de ces lignées génétiques évoluant en quasi-indépendance, du fait d'un isolement géographique complet ou partiel. Cette notion, introduite pour la première fois par Ryder (1986), répondait alors à un besoin méthodologique pour la priorisation d'actions de conservation, dans un contexte où la diversité

génétique des organismes commençait à être reconnue comme un élément à prendre en compte dans la préservation de la biodiversité (Frankel 1974). Ryder proposa cette notion théorique lors d'une conférence organisée par la *Zoological Society of Philadelphia* en 1985, regroupant des zoologues, biologistes et systématiciens soucieux de clarifier la notion de « sous-espèces ». Cette division taxonomique, particulièrement populaire en mammalogie et en ornithologie, posait aux conservateurs des parcs zoologiques un problème de priorisation des ressources : était-il nécessaire de conserver toutes les sous-espèces décrites d'espèces en danger (par exemple, les cinq sous-espèces de tigres reconnues à l'époque), et constituaient-elles une approximation correcte de la diversité génétique d'une espèce ? Ryder définissait les ESU comme des populations possédant des attributs génétiques significatifs (autrement dit, des variations adaptatives) pour les générations actuelles et futures de l'espèce. Cette définition fut jugée difficile à concrétiser ; pragmatiques, les participants proposèrent de valider la reconnaissance d'ESU à la condition que plusieurs jeux de données de natures différentes conduisent à des résultats concordants : répartition géographique, écologie, caractères phénotypiques et moléculaires.

L'utilisation des données moléculaires pour la reconnaissance d'ESU a été développée et formalisée entre autres par Moritz (1994). La méthodologie qu'il propose vise à fournir un cadre théorique pour la reconnaissance de ces unités qu'il définit comme des populations (ou des ensembles de populations) historiquement isolées entre elles. Cette méthode repose sur la phylogénie des allèles de gènes mitochondriaux. L'ADN mitochondrial des animaux a un taux de substitution supérieur à celui de l'ADN nucléaire (Boore 1999). Par conséquent, lorsque deux populations animales se séparent géographiquement, les mutations subies par l'ADN mitochondrial conduisent à la fixation d'allèles réciproquement monophylétiques, plus rapidement que pour l'ADN nucléaire. Pour l'illustrer, Moritz évoque le cas d'espèces-sœurs bien distinctes, les éléphants de mer du Sud et du Nord (*Mirounga leonina* et *M. angustirostris*, respectivement), présentant des génomes mitochondriaux réciproquement monophylétiques, tout en conservant des allèles nucléaires. Pour cette même raison, les gènes mitochondriaux sont fréquemment utilisés pour distinguer des espèces proches. Le gène mitochondrial de la sous-unité I de la cytochrome oxydase (COI) est ainsi un des gènes utilisé pour caractériser chaque espèce animale dans le cadre du projet BOLD « The Barcode of Life Data System » (Ratnasingham & Hebert 2007).

Moritz propose donc deux critères pour distinguer des ESU au sein d'une espèce animale : les populations considérées doivent i) être réciproquement monophylétiques au niveau des

allèles mitochondriaux et ii) présenter des fréquences alléliques « significativement » différentes pour des gènes nucléaires. Ces critères ont l'avantage d'être non ambigus et qualitatifs : aucune valeur « seuil » de distance génétique, subjective par définition, n'est utilisée dans cette définition.

Plusieurs travaux de synthèse ont par la suite tenté de développer ou de redéfinir le concept d'ESU (Crandall et al. 2000; Fraser & Bernatchez 2001; De Guia & Saitoh 2007; Casacci et al. 2014). Un des reproches formulés à l'encontre de la méthode de Moritz est qu'elle repose essentiellement sur l'étude de variations génétiques neutres (les mutations rapides des marqueurs mitochondriaux) et n'accorde pas assez d'importance aux variations adaptatives (les attributs génétiques « significatifs » de Ryder) généralement portées par les gènes nucléaires. De Guia et Saitoh (2007) proposent une approche plus intégrée, considérant que les ESU ne devraient être reconnues que lorsque des informations sont disponibles sur des variations génétiques neutres et adaptatives. Concrètement, les différences morphologiques, biologiques et écologiques peuvent être utilisées comme proxys de ces dernières. Lorsque les informations disponibles ne sont pas suffisantes, mais que les données génétiques disponibles tendent à montrer un certain niveau d'isolement, les auteurs conseillent de reconnaître les populations concernées comme des ESU « partielles », qu'ils qualifient encore d'ESU « moléculaires ».

Dans sa publication de 1994 citée ci-dessus, Moritz évoque déjà le besoin de reconnaître des populations pour lesquelles un certain degré d'isolement est observé à travers les données moléculaires, mais qui ne remplissent pas les conditions pour la définition d'ESU. Il introduit ainsi la notion « d'unités de gestion » (*Management Units*, MU), qu'il définit comme des populations connectées entre elles par des flux génétiques si bas qu'elles évoluent de manière quasi-indépendante. Toujours d'après Moritz, cet isolement génétique, plus récent et plus fluctuant que dans le cas des ESU, se traduit par des fréquences alléliques significativement différentes des génomes mitochondriaux, sans qu'un pattern d'allèles réciproquement monophylétiques ait eu le temps de se mettre en place.

I.3. État initial des connaissances sur la structuration génétique des populations du Scinque-léopard

En 2014, R. Sadlier et A. Bauer réalisèrent la première étude de la structuration génétique

des lézards du Grand Sud²⁶. L'objectif de cette étude était de proposer des mesures de conservation tenant compte de la diversité génétique des espèces menacées du Sud, et se basait sur l'identification d'ESU et de MU, selon la définition de Moritz (1994). Dix-neuf taxons furent évalués, parmi lesquels le Scinque-léopard.

Les 11 échantillons génétiques disponibles à l'époque provenaient de quatre localités sur les cinq connues alors :

- Col de l'Antenne (massif du Kwa Néi), 6 spécimens
- Mine A1 (massif du Kwa Néi), 1 spécimen
- Massif du Ka Yé Wagwé, 3 spécimens
- Montagne des Sources, 1 spécimen

Aucun échantillon n'a été récolté dans la population de la Rivière Blanche, pourtant déjà connue à l'époque.

Les marqueurs génétiques utilisés pour mettre en évidence d'éventuelles sous-populations étaient au nombre de deux : ND2, le gène mitochondrial de la sous-unité II de la NADH-déshydrogénase, et Rag1 (*Recombination Activating Gene*), un gène nucléaire. Ces deux gènes sont utilisés depuis 2004 pour des descriptions taxonomiques et des études phylogénétiques des lézards de Nouvelle-Calédonie (Sadlier et al. 2004, 2009b, 2009a; Bauer et al. 2006, 2012; Smith et al. 2007; Skipwith et al. 2016 entre autres). Un arbre phylogénétique basé sur le gène ND2 a été produit par un modèle de maximum de vraisemblance (Maximum Likelihood) et un réseau d'haplotypes a été construit pour le gène Rag1 (modèle de construction non renseigné).

Le nombre d'échantillons limité disponible pour cette étude ne présentait pas de structuration marquée entre les localités. En particulier, les distances génétiques entre les séquences mitochondriales étaient généralement inférieures à 1% pour les spécimens du Plateau de Goro (Kwa Néi, Mine A1, Ka Yé Wagwé) et de seulement 2% entre ceux-ci et le spécimen de la Montagne des Sources. Le gène Rag1 présentait plus de diversité, mais sans structuration concordante avec l'origine géographique des spécimens.

Les auteurs interprétèrent l'absence de structuration génétique forte à l'échelle de l'aire de distribution comme le signe d'un haut niveau de flux génétiques entre les populations. Bien

²⁶ Rapport non publié pour le compte de Vale NC.

que cette forte connectivité leur parut incohérente avec la répartition apparemment fragmentée des populations connues, et les préférences d'habitat très spécifiques du Scinque-léopard, ils conclurent à l'existence d'une seule unité de conservation pour cette espèce.

Les distances génétiques entre les séquences ND2 issues du même échantillon sont brièvement discutées dans la synthèse générale des connaissances sur le Scinque-léopard publiée par Sadlier et al. (2014). Les auteurs concluent que l'espèce parvient à maintenir une connectivité génétique importante entre les populations, par des migrations régulières d'individus à travers des zones de maquis habituellement non occupées.

I.4. Problématique

Comme exposé dans le Chapitre 2, l'aire de distribution connue de *L. pardalis* s'est considérablement agrandie depuis l'étude génétique de Sadlier et Bauer de 2014, et le nombre de populations pour lesquelles des échantillons génétiques sont disponibles a également augmenté. Si l'on considère l'histoire évolutive des scinques en Nouvelle-Calédonie, riche en événements de spéciation par vicariance, l'étendue de l'aire de distribution actuelle, et le morcellement des terrains ultramafiques dans la partie nord de celle-ci, un isolement génétique de certaines populations est une éventualité à ne pas négliger, car elle aurait des implications fortes pour la conservation du Scinque-léopard.

Nous proposons ici d'étendre l'étude génétique réalisée en 2014 à l'ensemble de l'aire de répartition du Scinque-léopard, et d'augmenter sa robustesse par l'ajout de plusieurs marqueurs génétiques. Les objectifs de cette étude seront i) de distinguer d'éventuelles unités de conservation au sein de la population globale, voire d'identifier des taxons cryptiques, ii) d'apporter des éléments pour la ré-évaluation du statut de conservation de l'espèce, iii) de produire des recommandations pour la priorisation des actions de conservation en faveur de cette espèce et iv) de déterminer si des opérations de translocation sont possibles en tenant compte de la diversité génétique observée.

II. Matériels et méthodes

II.1. Origine des spécimens

Les séquences ND2 et Rag1 utilisées dans l'étude de 2014 de Sadlier et Bauer ont été récupérées auprès des auteurs. Stéphane Astrongatt, herpétologue indépendant, a également transmis les échantillons des deux spécimens découverts au cours de ses missions sur les concessions minières de la Presqu'île de Bogota (Canala) et de Kadjitra (Kouaoua). Les stations échantillonnées, et celles pour lesquelles aucune séquence n'est disponible, sont reportées dans la carte ci-dessous (**Fig. 3**).

Nous avons récolté pour cette étude jusqu'à cinq échantillons dans chaque localité que nous avons prospectée. Un bout de queue d'environ 2 cm était prélevé sur les individus et conservé dans de l'éthanol à 95°, puis stocké au congélateur à -20°C.

II.2. Choix des marqueurs génétiques

Le choix des marqueurs génétiques a été déterminé par les études réalisées précédemment sur les lézards de Nouvelle-Calédonie, de manière à pouvoir comparer nos séquences au jeu de données existant sur le Scinque-léopard, et à utiliser des amorces dont l'efficacité a été prouvée pour les espèces calédoniennes²⁷. Les séquences ND2 et Rag1 ont donc été conservées pour cette étude.

Au sein d'une espèce ou d'un groupe d'espèces proches, la diversité génétique attendue est plus forte pour les gènes mitochondriaux que les gènes nucléaires (Moritz 1995). Nous avons donc choisi d'augmenter la robustesse de notre jeu de données en ajoutant deux gènes

²⁷ En effet, les séquences complémentaires aux amorces utilisées pour l'amplification et le séquençage d'un gène, sont soumis aux mêmes forces évolutives que le gène dont elles font partie. Par conséquent, une amorce donnée peut voir son affinité au marqueur réduite chez certaines lignées d'organismes.

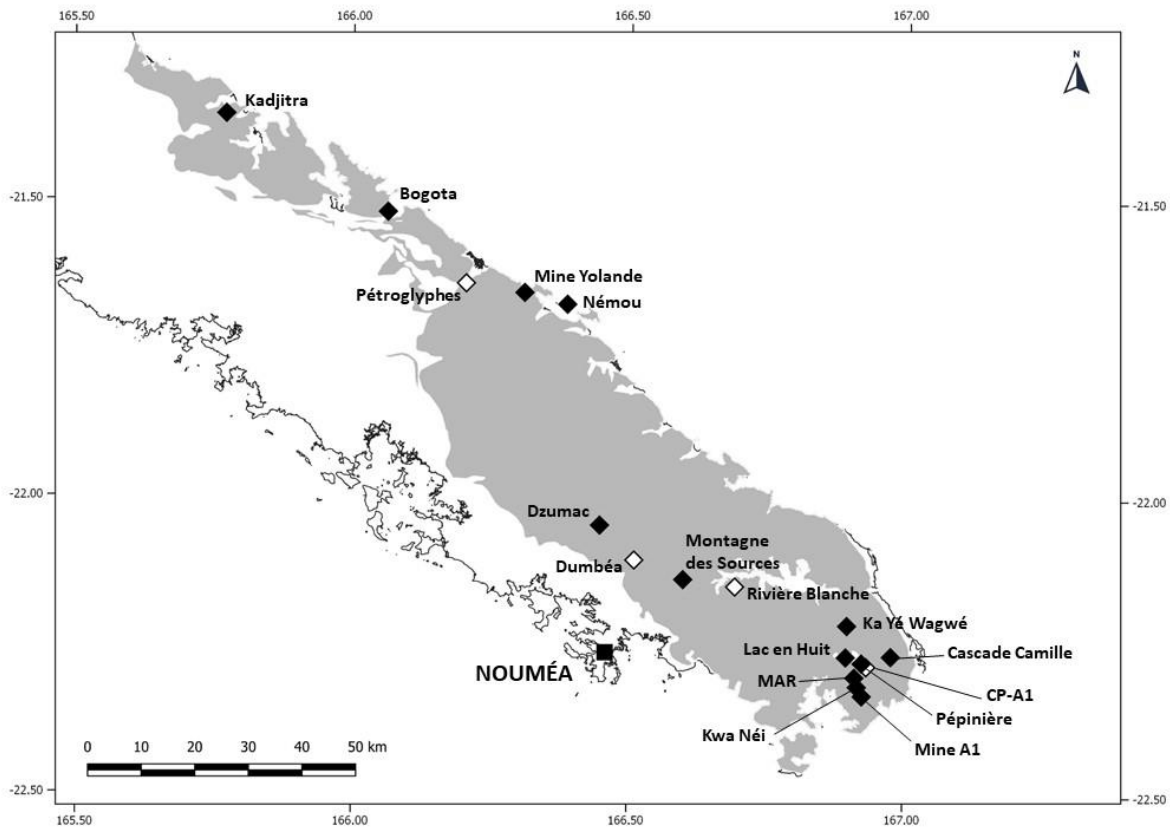


Figure 3. Carte des données moléculaires disponibles pour les différentes localités de *Lacertoides pardalis*. Les losanges vides indiquent les localités sans données moléculaires disponibles. La zone grisée représente les terrains ultramafiques, constituant les limites maximales de l’aire de répartition connue de l’espèce.

mitochondriaux à nos marqueurs. Premièrement, le gène de l’ARN ribosomique 16s, qui est utilisé pour des travaux similaires (résolution de complexes d’espèces) sur des squamates (Sadlier et al. 2019b). Deuxièmement, le gène de la sous-unité I de la cytochrome c oxydase, CO1, qui est la séquence utilisée pour identifier les espèces animales dans le cadre du projet Barcode of Life (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/barcode/>, Ratnasingham and Hebert 2007). Bernstein et al. (2021) ont récemment inclus la quasi-totalité des espèces de lézards de Nouvelle-Calédonie dans le projet Barcode. Quatre spécimens de *L. pardalis* ont été séquencés pour le gène CO1 dans le cadre de ce projet ; plus important, ce travail a permis de déterminer quelles amorces étaient les plus adaptées aux espèces calédoniennes. En effet, un grand nombre d’amorces ont dû être développées pour couvrir tout le règne animal, pour cette séquence qualifiée « d’hyperdiverse » (Fourdrilis & Backeljau 2019). Le **Tableau 1** liste les marqueurs séquencés dans cette étude et les amorces utilisées.

Tableau 1. Caractéristiques des marqueurs utilisés pour l'étude génétique des populations de scinque-léopard.

Marqueur	Taille (pb)	Amorce Forward	Séquence (5'-3')	Amorce Reverse	Séquence (5'-3')
CO1	623	RepCO1-F	TNTTMTCAACNA ACCACAAAGA	RepCO1-R	ACTTCTGGRTGK CCAAARAATCA
ND2	488	L4437b	AAGCAGTTGGGC CCATRCC	ND2r102	CAGCCTAGGTGG GCGATTG
16S	493	16S_rDNA	GCCTGTTTATCA AAAACAT	16SH	CCGGTCTGAACT CAGATCACGT
Rag1	811	R13	TCTGAATGGAAA TTCAAGCTGTT	G425	AAAGCAAGGATA GCGACAAGAG

II.3. Extraction, amplification et séquençage du matériel génétique

L'ADN a été extrait à l'aide du kit d'extraction Qiagen® Dneasy et dosé à l'aide d'un spectrophotomètre NanoDrop2000. Les amplifications par PCR (Polymerase Chain Reaction) ont été réalisées sur un thermocycleur Veriti™ 96-Well Thermal Cycler. Plusieurs mélanges réactionnels (mix) et programmes différents ont été utilisés jusqu'à obtenir la quasi-totalité des séquences souhaitées. Le séquençage par la méthode de Sanger a été réalisé en externe²⁸. Les séquences obtenues sous forme de chromatogrammes ont été nettoyées manuellement à l'aide du logiciel Chromas Lite 2.1, puis alignées à l'aide du logiciel MEGA v.7.0.26 en utilisant la méthode ClustalW (Thompson et al. 1994), avec les paramètres par défaut.

II.4. Analyses phylogénétiques

II.4.1. Arbres phylogénétiques

Les arbres phylogénétiques ont également été construits sur MEGA 7. Une phylogénie a été reconstruite individuellement pour chaque marqueur génétique, ainsi que pour la combinaison de tous les marqueurs mitochondriaux.

La méthode du Maximum de Vraisemblance (*Maximum Likelihood*) a été retenue pour la construction de tous les arbres. Ce modèle est le plus adapté pour un jeu de données restreint,

²⁸ GenoScreen SAS (<https://www.genoscreen.fr/>).

avec des séquences proches entre elles (Hall 2013). Plusieurs modèles de substitution ont été développés pour corriger les distances génétiques observées en fonction de la probabilité de substitutions successives sur un même locus au cours du temps. MEGA 7 propose un outil permettant de sélectionner le modèle de substitution le plus adapté au jeu de données. Une fois déterminé, ce modèle est précisé dans les paramètres de l'analyse phylogénétique. Un bootstrap de 1000 répliques est appliqué pour tester la robustesse de l'arbre.

II.4.2. Réseaux d'haplotypes

Pour les marqueurs mitochondriaux, des réseaux d'haplotypes ont été construits à l'aide du logiciel POPART (Leigh & Bryant 2015). Trois des modèles les plus courants ont été testés : Minimum Spanning Network (MSN), Median Joining Network (MJN), TCS. Les jeux de séquences mitochondriales ont été implémentés seuls ou combinés.

Les réseaux d'haplotypes apportent des informations complémentaires par rapport aux arbres phylogénétiques. La construction d'arbres phylogénétiques repose sur l'hypothèse que les génotypes ancestraux (les nœuds) ont disparu des populations actuelles, au contraire des réseaux d'haplotypes, pour lesquels on considère que certains haplotypes ancestraux peuvent être encore présents au sein des populations. On distingue les modèles qui cherchent à déterminer les relations de parenté uniquement entre les haplotypes présents dans le jeu de données (MSN) et ceux qui font intervenir des haplotypes ancestraux hypothétiques, non observés dans la population (MJN, TCS).

II.4.3. Distances génétiques

Les distances génétiques (p-distances : proportion de nucléotides différents entre deux séquences), et les moyennes de ces distances entre individus des différents groupes, ont été calculées avec le logiciel MEGA 7.

Tableau 2. Séquences génétiques obtenues pour chaque spécimen de *Lacertoides pardalis*.

Spécimen	Localité	ND2	COI	16s	Rag1
AMSR148050	Kwa Néi	+			+
AMSR148051	Kwa Néi	+			+
AMSR152643	Kwa Néi	+			+
AMSR164350	Kwa Néi	+			+
AMSR164376	Kwa Néi	+			+
AMB5428	Kwa Néi	+			+
EBU44888	Mine A1	+			
AMSR167429	Ka Yé Wagwé	+			+
AMSR167430	Ka Yé Wagwé	+			+
EBU51222	Ka Yé Wagwé	+			+
AMSR174594	Montagne des Sources	+			
LP002	MAR	+	+	+	+
LP003	MAR	+			
LP006	MAR	+			+
LP016	Némou		+	+	
LP018	Némou		+	+	
LP019	Némou	+	+	+	+
LP021	Mine A1	+	+	+	+
LP022	Mine A1	+	+	+	+
LP023	Mine A1	+	+	+	+
LP024	Mine A1	+	+	+	+
LP008	Mine A1	+	+	+	+
LP030	Mine Yolande	+	+	+	+
LP031	Mine Yolande	+	+	+	+
LP032	Mine Yolande	+	+	+	+
LP034	Bogota	+	+	+	+
LP035	Dzumac	+	+	+	+
LP036	Cascade Camille	+	+	+	+
LP037	Lac en Huit	+	+	+	+
LP038	Pépinière	+	+	+	+
LP039	Pépinière	+	+	+	+
LP040	Pépinière	+	+	+	+
LP041	Pépinière	+	+	+	+
LP042	Pépinière	+	+	+	+
LP071	Kadjitra	+	+		
Total		33	22	21	29

III. Résultats

III.1. Séquences obtenues

Le jeu de séquences obtenues n'est pas homogène (**Tableau 2**). Les séquences COI et 16s ne sont pas disponibles pour les spécimens obtenus par nos prédécesseurs. Quelques spécimens (Lp003, Lp006, Lp016 et Lp018) ont produit des séquences de qualité moyenne, ce qui peut être lié à une dégradation partielle de l'ADN lors du stockage des échantillons. En particulier, deux de ces échantillons ont été collectés sur des individus trouvés morts.

Après alignement et nettoyage des extrémités de séquences, certaines sont légèrement plus courtes que celles obtenues lors des précédentes études sur les lézards de Nouvelle-Calédonie : ND2 en particulier produit généralement des séquences de 514 paires de base (pb ; Sadlier et al. 2014b). L'efficacité du séquenceur utilisé lors de la phase d'initialisation est peut-être en cause, ou encore le degré d'affinité des amorces avec les séquences de notre espèce. Les longueurs sont toutefois satisfaisantes, en particulier COI avec 630 pb²⁹.

Tableau 3. Longueurs et principales caractéristiques phylogénétiquement informatives des séquences obtenues.

	ND2	COI	16s	Rag1
Longueur (pb)	489	630	494	813
Sites variables	37	50	3	40
Singletons	24	30	2	20
Sites informatifs	13	20	1	20
Sites invariables	452	580	491	773

Le **Tableau 3** liste les statistiques descriptives des quatre jeux de séquences obtenus. Les séquences COI et ND2 sont les plus phylogénétiquement informatives avec respectivement 7,9% et 7,7% de sites variables. Parmi ceux-ci, on distingue les *singletons*, sites pour lesquels une mutation est représentée dans une seule séquence, et les sites informatifs, présentant des mutations pour au moins deux séquences. Le marqueur 16s s'avère être très peu informatif,

²⁹ Un minimum de 500 pb est requis pour intégrer une séquence COI au projet Barcode of Life.

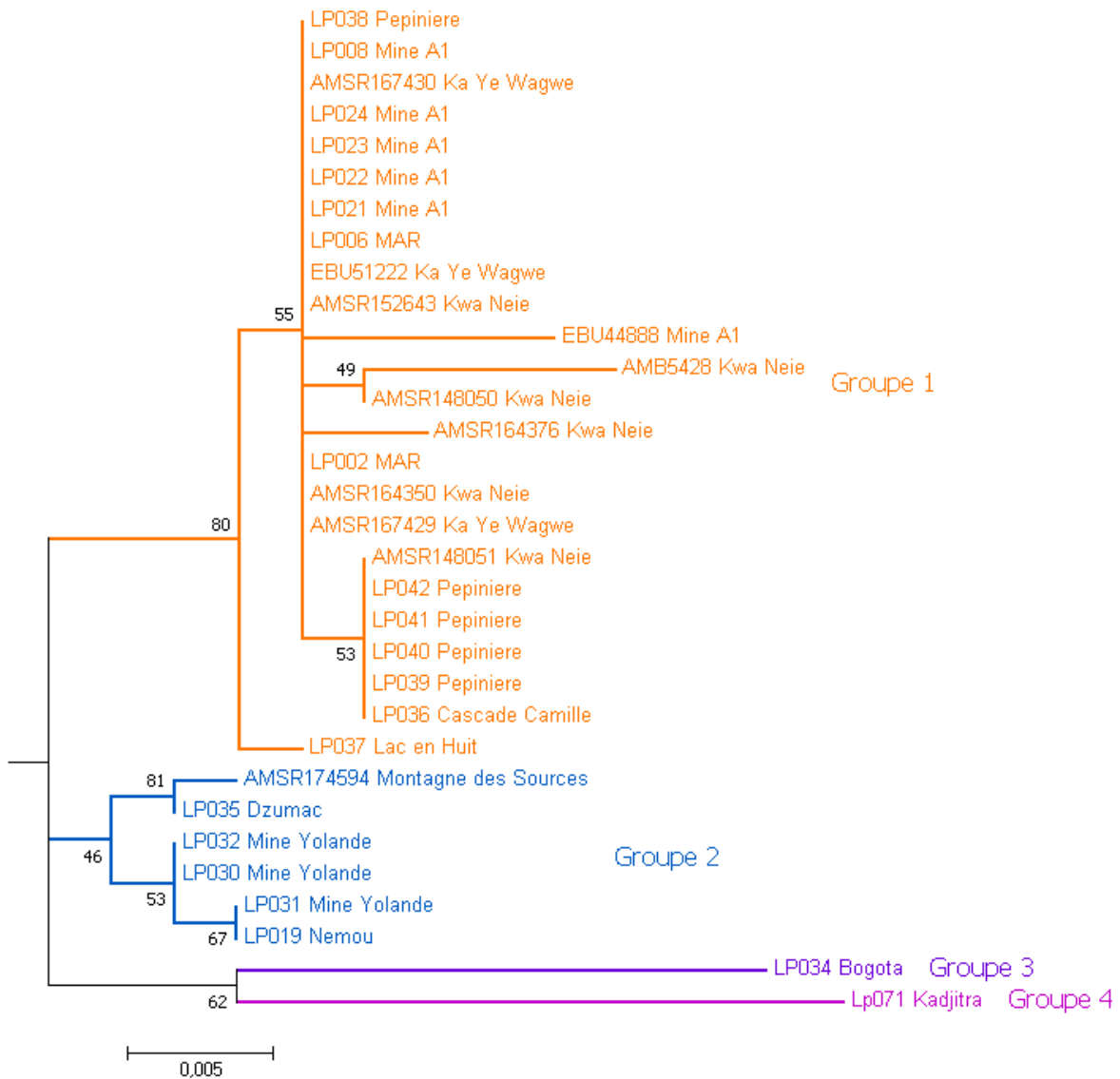


Figure 4. Arbre phylogénétique basé sur le gène nucléaire ND2, obtenu par Maximum Likelihood. Le pourcentage d'arbres dans lesquels les taxons associés se regroupent est indiqué à côté des branches. La séquence utilisée pour l'enracinement n'est pas représentée. Les longueurs des branches sont proportionnelles à la distance génétique entre les séquences.

avec seulement trois sites variables sur les 494 paires de base que compte la séquence. Ce marqueur n'est pas utilisé dans nos analyses phylogénétiques, mais les dichotomies obtenues par l'examen de ces trois sites variables seront discutées.

III.2. Arbres phylogénétiques

III.2.1. Marqueurs mitochondriaux

L'arbre phylogénétique basé sur le marqueur ND2 (**Fig. 4**) a été construit par le modèle de Hasegawa-Kishino-Yano avec une distribution Gamma. Un bootstrap de 1000 répliquats a été appliqué. L'enracinement de l'arbre a été fait avec la séquence d'un *Marmorosphax tricolor* (AMSR 144097).

Trois clades principaux se distinguent, mais leurs positions relatives ne sont pas résolues. Malgré l'absence de structure clairement supportée à la base de l'arbre, les séquences s'assemblent en groupes cohérents avec l'origine géographique des spécimens. Le premier groupe comprend tous les spécimens du Plateau de Goro, répartis entre les massifs du Kwa Néi et du Ka Yé Wagwé et le bassin de la Kwé Binyi. Ce groupe ne présente pas de sous-structure marquée, la plupart de ses séquences étant très proches génétiquement. Une séquence se détache du reste du groupe, celle du spécimen Lp037, originaire des versants nord du Pic du Grand Kaori. Le deuxième groupe comprend des spécimens d'origines plus éloignées : les spécimens de l'îlot Némou et de la mine Yolande, très proches génétiquement, sont regroupés avec ceux des Monts Dzumac et de la Montagne des Sources. Les spécimens de Bogota et de Kadjitra constituent le dernier groupe, mais leur rapprochement est faiblement supporté (62 %) et la distance génétique entre ces deux spécimens est importante (3,6 % pour ND2, voir **Tableau 4**).

L'arbre basé sur le marqueur COI (**Fig. 5**) a été construit à l'aide du modèle de Kimura à 2 paramètres avec une distribution Gamma. Un bootstrap de 1000 répliquats a été appliqué. Comme pour l'arbre précédent, l'enracinement de cet arbre a été fait avec la séquence d'un *Marmorosphax tricolor* (AMSR 144097). Les séquences de deux spécimens du Ka Yé Wagwé et du spécimen de la Montagne des Sources ne sont pas disponibles, mais on retrouve les mêmes groupes géographiques qu'à partir de la phylogénie de ND2. Les spécimens de Kadjitra et de Bogota sont cette fois séparés, ce dernier étant positionné à la base de l'arbre. Comme pour ND2, les relations basales entre les principaux clades sont très faiblement supportées, mais le regroupement des spécimens est cohérent avec leur origine géographique.

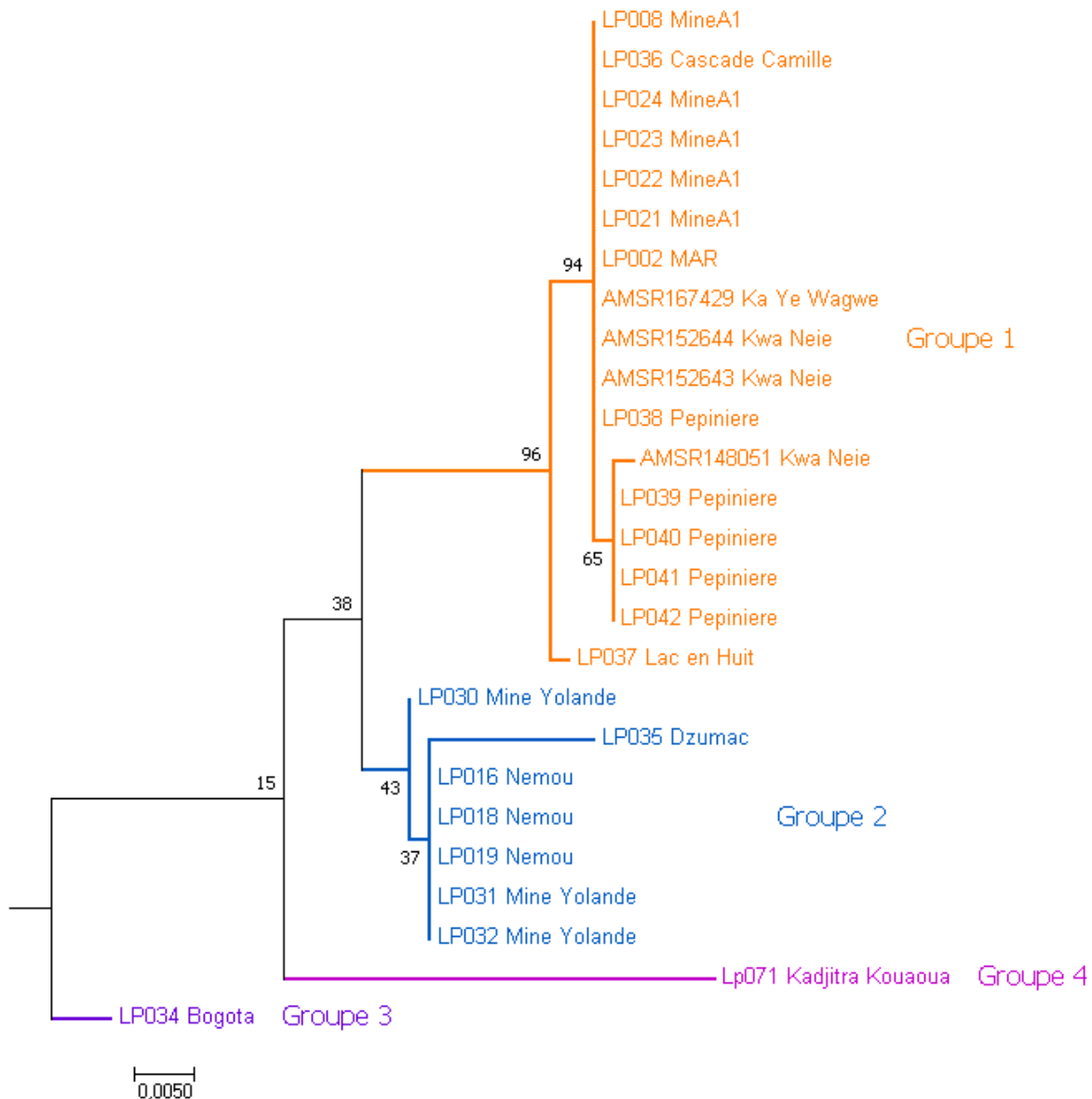


Figure 5. Arbre phylogénétique basé sur le gène nucléaire COI, obtenu par Maximum Likelihood. Le pourcentage d'arbres dans lesquels les taxons associés se regroupent est indiqué à côté des branches. La séquence utilisée pour l'enracinement n'est pas représentée. Les longueurs des branches sont proportionnelles à la distance génétique entre les séquences.

Un arbre obtenu par la concaténation des deux séquences, limité aux 23 spécimens pour lesquelles les séquences ND2 et COI sont disponibles, confirme la séparation des spécimens en quatre clades, dont les deux derniers sont constitués des individus de Bogota et de Kadjitra. Dans l'ensemble, les arbres obtenus à partir des deux marqueurs mitochondriaux livrent des scénarios évolutifs très similaires, dont le point principal est l'existence de quatre clades dont les représentants sont issus de zones géographiques distinctes. L'examen des séquences 16s, réalisé par un simple alignement du fait du faible niveau de variation, apporte des résultats en

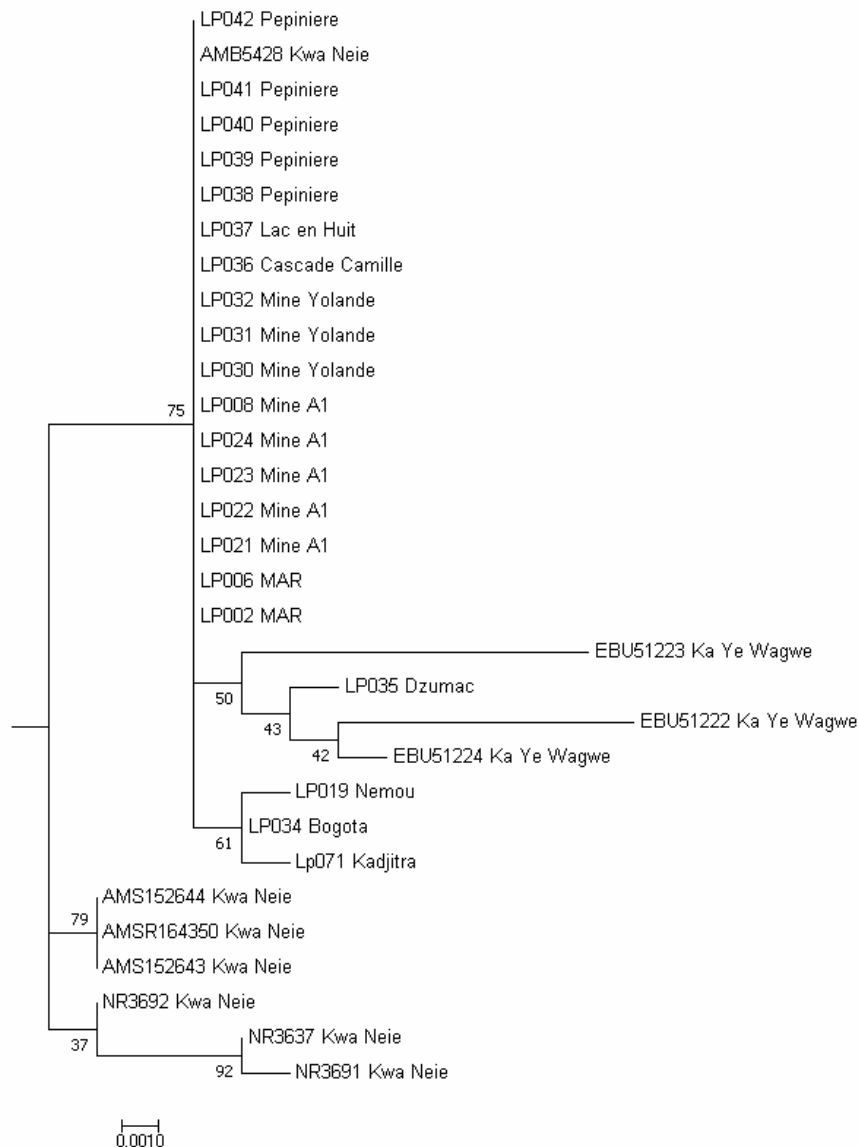


Figure 6. Arbre phylogénétique basé sur le gène nucléaire Rag1, obtenu par Maximum Likelihood. Le pourcentage d'arbres dans lesquels les taxons associés se regroupent est indiqué à côté des branches. La séquence utilisée pour l'enracinement n'est pas représentée. Les longueurs des branches sont proportionnelles à la distance génétique entre les séquences.

partie cohérents avec cette structuration. L'unique site informatif de cet alignement sépare les séquences en deux allèles principaux, fixés dans les populations de Némou, mine Yolande, Bogota et l'individu Lp037 originaire du Lac en Huit. Le spécimen de Bogota est en outre distinct de tous les autres au niveau de deux sites (singletons). La séquence 16s n'est pas

disponible pour le spécimen de Kadjitra.

III.2.2. Marqueur nucléaire

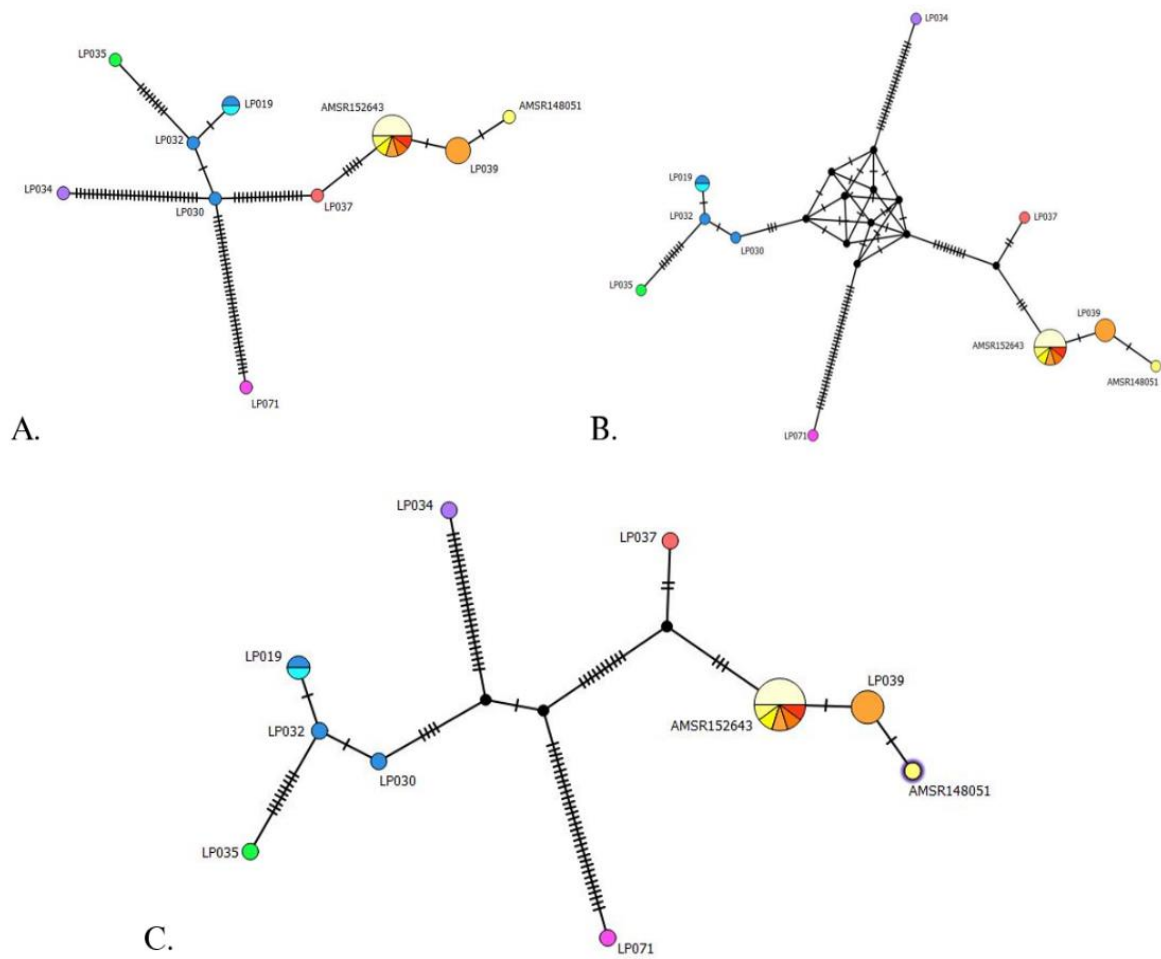
L'arbre basé sur le marqueur Rag1 (**Fig. 6**) a été construit à l'aide du modèle de Jukes-Cantor. Un bootstrap de 1000 répliquats a été appliqué. L'enracinement de l'arbre a été fait avec la séquence d'un *Nannoscincus hanchisteus* (AMSR 149356), faute de séquence Rag1 disponible pour le *Marmorosphax tricolor* (AMSR 144097) utilisé précédemment.

Les distances génétiques observées pour le marqueur Rag1 sont largement inférieures à celles observées pour les marqueurs mitochondriaux, et l'arbre obtenu ne montre pas de regroupements de séquences cohérents avec l'origine géographique. Sur les 31 séquences analysées, 18 sont strictement similaires, et parmi celles-ci, on retrouve la plupart des spécimens du Plateau de Goro (y compris Lp37, fortement divergent pour les autres marqueurs), mais également les spécimens de la Mine Yolande à Thio.

III.3. Réseaux d'haplotypes

La concaténation des séquences mitochondriales ND2 et COI conduit à la distinction de 10 haplotypes au sein de notre échantillon. Parmi ceux-ci, trois seulement sont partagés par plusieurs individus et deux sont représentés sur plusieurs localités.

Figure 7 (page suivante). Réseaux d'haplotypes bâtis sur la concaténation de séquences mitochondriales ND2 et COI. **A.** Réseau obtenu par le modèle MSN. **B.** Réseau obtenu par le modèle MJN. **C.** Réseau obtenu par le modèle TCS. Chaque haplotype est représenté par un cercle coloré dont la taille est proportionnelle au nombre de spécimens porteurs de cet haplotype. Les cercles noirs représentent les haplotypes non-observés dans l'échantillon, inférés par le modèle. Les encoches sur les segments reliant les haplotypes représentent le nombre de mutations qui les séparent. La liste complète des spécimens porteurs de chaque haplotype est reportée dans le tableau.



A	B	C	D	E
AMSR148051 (Kwa Néi)	Lp039 (Pépinère)	AMSR152643 (Kwa néi)	Lp037 (Lac en Huit)	Lp030 (Mine Yolande)
	Lp040 (Pépinère)	AMSR167429 (Ka Yé Wagwé)		
	Lp041 (Pépinère)	Lp002 (MAR)		
	Lp042 (Pépinère)	Lp008 (Mine A1)		
		Lp021 (Mine A1)		
		Lp022 (Mine A1)		
		Lp023 (Mine A1)		
		Lp024 (Mine A1)		
		Lp036 (Cascade Camille)		
		Lp038 (Pépinère)		
F	G	H	I	J
Lp032 (Mine Yolande)	Lp019 (Némou)	Lp035 (Dzumac)	Lp034 (Bogota)	Lp071 (Kadjitra)
	Lp031 (Mine Yolande)			

Le modèle MSN (**Fig. 7.A.**), qui n'utilise que les haplotypes présents dans la population, place l'haplotype E (représenté par un individu de la mine Yolande) au croisement de quatre branches. Hormis les individus de Kadjitra et de Bogota, constituant chacun une branche isolée, les deux branches principales regroupent d'une part les autres individus de Thio (mine Yolande et Némou) et celui des Dzumac ; et d'autre part tous les individus du Plateau de Goro.

Cette structure à quatre branches est conservée par les modèles MJN et TCS (**Fig. 7.B.** et **7.C.** respectivement), qui autorisent la reconstruction d'haplotypes non observés dans l'échantillon pour résoudre les relations entre haplotypes. Le modèle MJN produit ici un grand nombre de ces haplotypes, qui forment un « nœud » au croisement des quatre branches. Le modèle TCS propose une vision plus parcimonieuse du réseau, en introduisant une paire d'haplotypes non observés au croisement des quatre branches. Dans ces deux scénarios, l'haplotype E est intégré à la branche « Thio + Dzumac » et un haplotype est créé dans la branche « Plateau de Goro » pour repositionner l'haplotype D (Lp037).

Les réseaux créés indépendamment pour ND2 et COI présentent des structures identiques, avec quatre branches regroupant les mêmes haplotypes. Le réseau construit à partir des séquences ND2 (**Fig. 8**) permet de préciser la position de l'haplotype de l'individu de la Montagne des Sources (AMSR 174594), très proche génétiquement du spécimen des Dzumac et positionné au bout de la branche correspondante. La branche du Plateau de Goro se ramifie grâce à l'inclusion de plusieurs séquences originaires de Kwa Néi et la mine A1. Six haplotypes au total sont ainsi représentés dans cette région, mais cinq d'entre eux ne sont représentés que par un seul spécimen, alors que le dernier est largement majoritaire, représenté par 19 des 24 spécimens et présent sur tous les sites d'échantillonnage de cette région, à l'exception du site du Lac en Huit.

III.4. Distances génétiques

Les distances brutes entre les groupes géographiques identifiés ci-dessus sont données dans le Tableau 4, pour les séquences ND2 et COI.

L'examen de ces distances révèle que chaque groupe est nettement distinct des autres. En effet, on observe dans la plupart des cas (sauf dans le cas groupe 1 vs. groupe 2 pour le marqueur ND2) que la distance minimale entre deux groupes est supérieure à la distance maximale entre individus du même groupe. Ainsi, pour le marqueur COI, entre les groupes 2 et 3, la distance

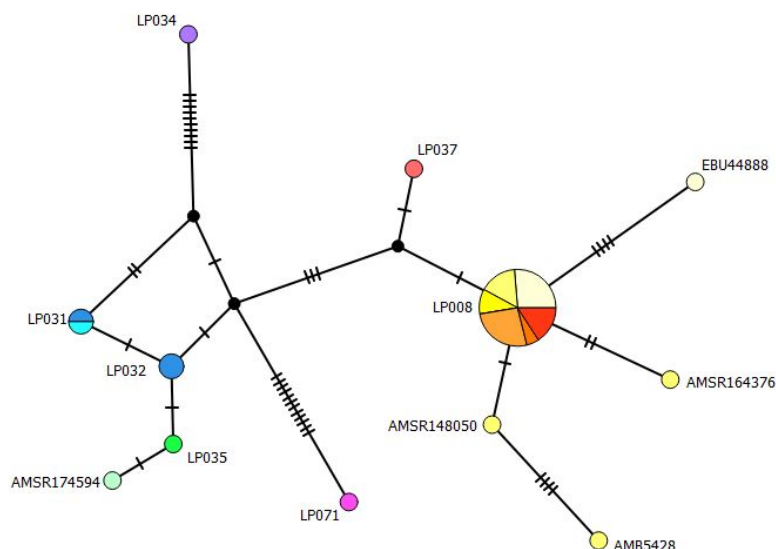


Figure 8. Réseau d'haplotypes bâti sur les séquences mitochondriales ND2 seules, obtenu par le modèle TCS. Chaque haplotype est représenté par un cercle coloré dont la taille est proportionnelle au nombre de spécimens porteurs de cet haplotype. Les cercles noirs représentent les haplotypes non-observés dans l'échantillon, inférés par le modèle. Les encoches sur les segments reliant les haplotypes représentent le nombre de mutations qui les séparent.

entre les individus les plus proches est de 3,0%, alors que la distance entre les individus les plus éloignés au sein du groupe 2 est de 1,5% (on note que la diversité génétique du groupe 3 ne peut être évaluée, car il est représenté par un seul individu).

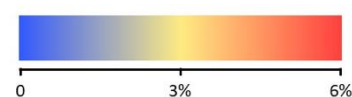
IV. Discussion

IV.1. Analyses génétiques et biais d'échantillonnage

Les arbres phylogénétiques basés sur les deux marqueurs mitochondriaux fournissent des résultats contrastés : le regroupement des spécimens séquencés est cohérent avec leur origine géographique, mais les modèles semblent impuissants à résoudre les relations basales entre les différents groupes. Ce résultat s'explique par la vitesse de mutation rapide des marqueurs utilisés. Plus le temps de divergence entre ces séquences est long, plus la probabilité qu'un locus donné subisse plusieurs substitutions successives augmente, et plus la résolution des relations phylogénétiques est difficile. Pour COI en particulier, Bernstein et al. (2021) ont noté que les phylogénies des principaux genres polytypiques de lézards calédoniens étaient globalement très faiblement supportées dans leurs parties basales.

Tableau 4. Distances génétiques brutes réciproques entre les groupes géographiques, pour les séquences ND2 et COI. Les moyennes et les intervalles de valeurs sont indiqués. Quand les groupes contiennent plusieurs individus, les distances au sein du groupe sont renseignées sur la diagonale.

ND2	1	2	3	4
Groupe 1 (N=24)	0,3% (0-1,6%)			
Groupe 2 (N=6)	1,4% (1,1-2,5%)	0,3% (0-0,7%)		
Groupe 3 (N=1)	3,5% (3,4-4,3%)	2,8% (2,7-3,2%)	-	
Groupe 4 (N=1)	3,5% (3,4-4,3%)	2,9% (2,7-3,2%)	3,6%	-
COI	1	2	3	4
Groupe 1 (N=17)	0,2% (0-0,8%)			
Groupe 2 (N=7)	2,4% (2,0-3,3%)	0,4% (0-1,5%)		
Groupe 3 (N=1)	4,1% (3,6-4,4%)	3,2% (3,0-4,0%)	-	
Groupe 4 (N=1)	4,8% (4,6-5,1%)	4,3% (4,0-5,3%)	4,9%	-



Les distances observées pour COI sont systématiquement supérieures à ND2. Ce dernier constat s'observe de la même manière pour les réseaux d'haplotypes : les séquences COI participent globalement plus à la distance entre haplotypes que ND2. La structure globale du réseau semble robuste, car conservée à travers les différents modèles. Elle révèle l'existence d'un « noyau » correspondant à un foyer de dispersion des populations. L'origine de cette dispersion ne peut toutefois pas être déduite de l'analyse d'un tel réseau ; mais la proximité de ce noyau avec les haplotypes de la région de Thio suggère que cette zone a joué un rôle important dans la dispersion de l'espèce. Pris à part, l'examen du réseau des haplotypes de ND2 apporte un éclairage intéressant sur l'histoire de cette dispersion. La distance génétique entre les haplotypes de la mine Yolande et de la Montagne des Sources (reliés entre eux par l'haplotype des Dzumac), est équivalente, voire inférieure, à la distance moyenne entre les haplotypes coexistant sur le Plateau de Goro, alors que ces localités sont distantes de 60 km en ligne droite. Les voies de migration entre la côte Est de Thio, les monts Dzumac et la Montagne des Sources ne sont pas connues, mais ce résultat suggère un événement de migration rapide,

ou portée par une population de taille effective réduite.

Il est intéressant de constater que dans la population du Plateau de Goro, la mieux échantillonnée, un haplotype ancestral domine. Les haplotypes minoritaires, pour la séquence ND2, sont portés essentiellement par des individus historiquement collectés au Col de l'Antenne (AMSR148050, AMSR164376, AMB5428), une localité où nous n'avons pas retrouvé de spécimens, mais aussi par un spécimen de Mine A1 (EBU44888). Ces spécimens possédaient peut-être des haplotypes qui n'ont pas été retrouvés lors de cette étude, mais on peut craindre également qu'une partie de la divergence de ces séquences soit due à une différence de qualité du séquençage entre le jeu de séquences historiques et nos propres séquences. Cette hypothèse n'est malheureusement plus vérifiable, les spectrogrammes n'étant plus disponibles.

La position respective des haplotypes de Kadjitra et Bogota est surprenante : la distance génétique qui les sépare est très importante, et ils sont placés sur des branches opposées. Cette configuration suggère que les deux massifs ont été colonisés de manière indépendante, une situation surprenante compte tenu de la distance relativement faible qui les sépare (35 km).

Il ne serait pas prudent de formuler plus de conclusions sur les connexions entre les différentes populations de scinque-léopard compte tenu de la taille de notre échantillon. En particulier, les populations de la côte sud-est et des versants sud-ouest des massifs ultramaïques, de Boulouparis à Dumbéa, sont pour l'heure totalement inconnues. Leur échantillonnage à grande échelle permettrait de préciser les liens et le niveau de connectivité entre les populations de Thio, de la chaîne, et du Plateau de Goro. Obtenir plus de séquences des populations de la province Nord (Kadjitira, Bogota) permettrait de mieux évaluer leur diversité génétique et de vérifier leur niveau d'isolement.

Les éléments obtenus permettent toutefois de dresser une vue d'ensemble, inévitablement lacunaire, mais néanmoins cohérente de la structuration génétique des populations de scinque-léopard.

IV.2. Peut-on définir des unités de conservation pour le Scinque-léopard ?

Comme décrit dans l'introduction de ce chapitre, plusieurs indicateurs complémentaires sont utilisés pour définir des unités significatives du point de vue de l'évolution (ESU) ou des

unités de gestion (MU). Parmi ceux-ci, les données génétiques seront prises en compte en suivant le cadre théorique défini par Moritz (1994).

Les différentes reconstructions phylogénétiques basées sur les marqueurs mitochondriaux et commentées ci-dessus, s'accordent sur un motif de ségrégation géographique des allèles. Nos analyses permettent de distinguer quatre groupes, mais à quel point ces groupes sont-ils distincts et isolés ?

IV.2.1. Isolement géographique

Autrefois considéré comme une espèce particulièrement rare et localisée, il semble aujourd'hui que le Scinque-léopard, bien que rarement observé en densités fortes, est en fait bien répandu dans le tiers sud de la Grande Terre. Nos campagnes de prospection ciblées, lorsqu'elles ont pu être réalisées dans les conditions adéquates et avec un effort suffisant, ont en grande majorité permis de détecter de nouvelles populations. Toutefois, le Scinque-léopard a des préférences d'habitats bien marquées, et ces habitats, bien que répandus sur de grandes surfaces dans la région considérée, sont par nature discontinus. Les principales discontinuités d'habitats sont cartographiées dans la **Fig. 9** et discutées ci-dessous. L'existence de ces discontinuités, ou barrières biogéographiques, est postulée à partir des connaissances actuelles sur les préférences écologiques et les capacités de dispersion du Scinque-léopard. Elles ne doivent pas être considérées comme des frontières "hermétiques", mais plutôt comme des zones de flux migratoires réduits. Leur position et la fréquence des flux de populations à leur niveau résulte de phénomènes dynamiques déterminés par la géologie, l'évolution du climat, et les fluctuations du couvert forestier.

Le facteur le plus évident limitant la dispersion de l'espèce est la fragmentation des massifs ultramafiques, résultant de l'érosion. Dans la partie nord de l'aire de distribution du Scinque-léopard, les massifs ultramafiques, limités à une bande côtière d'une quinzaine de kilomètres de large, sont aujourd'hui morcellés, séparés par de larges vallées. Du Sud vers le Nord, on distingue le massif du Sud (1), qui s'étend du Plateau de Goro à la vallée de la Kuenthio ; le massif de Nakéty-Dothio (2) ; la Presqu'île de Bogota (3) ; le massif de Boakaine (4) ; le massif de Kouaoua (5) et le massif de Poro. Bien que ces massifs soient proches, leur isolement biogéographique se vérifie par la répartition de plusieurs espèces proches. On compte

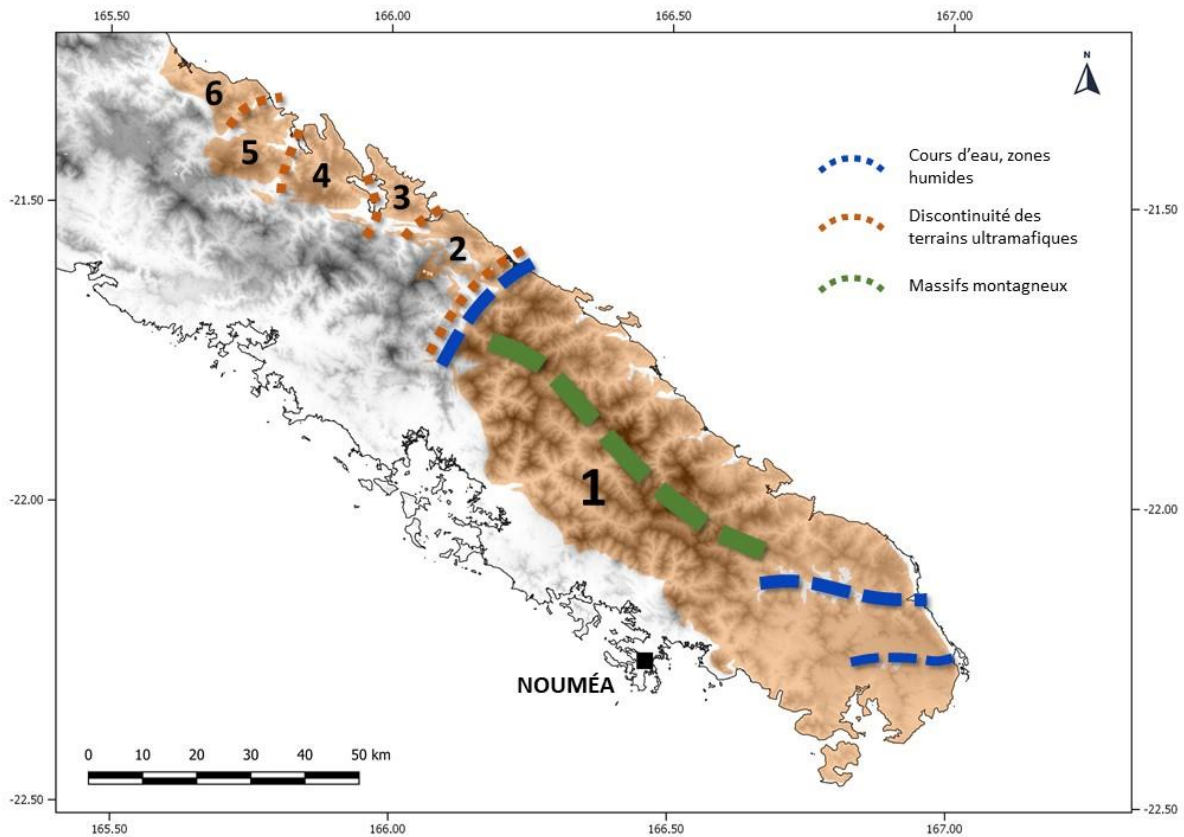


Figure 9. Carte des principales barrières biogéographiques hypothétiques limitant la dispersion du Scinque-léopard dans son aire de distribution connue. Les massifs ultramafiques sont figurés en orange et leurs numéros sont repris dans le texte.

ainsi au moins quatre geckos du genre *Bavayia* ((Bauer et al. 2022 ; A. Bauer et R. Sadlier, com. pers.) et un scinque du genre *Marmorosphax* (Sadlier et al. 2020), dont la distribution est limitée, selon les cas, à un ou plusieurs de ces massifs. À l'inverse, certaines espèces spécialistes des milieux ultramafiques, largement réparties dans le massif du Sud, se retrouvent au nord de la vallée de la Kuenthio : *Eurydactylodes symmetricus* est présent sur le massif de Boakaine (Bauer et al. 2009), *Phasmasaurus tillieri* sur le plateau de Thio (S. Astrongatt, com. pers.) et *Sigaloseps pisinnus* sur le massif de Nakéty (Sadlier et al. 2014b).

Les rivières et les zones humides sont susceptibles de constituer des barrières importantes à la dispersion du Scinque-léopard. La vallée de la Kuenthio, dont le cours supérieur était recouvert d'une forêt sclérophylle avant l'arrivée de l'Homme, constitue une barrière géographique très nette, constituant la limite de distribution de plusieurs espèces de squamates (entre autres *Tropidoscincus variabilis* et *Bavayia geitaina* au Sud, *Tropidoscincus boreus* et *Bavayia* aff. *montana* au Nord). Dans le Grand Sud, la région des lacs comprend plusieurs grandes zones humides : la Plaine des Lacs, le Creek Pernod, et le cours supérieur de la Yaté,

aujourd'hui englouti par le lac du barrage de Yaté. La présence de ces zones humides pourrait expliquer la distance génétique entre la population du Plateau de Goro et l'individu de la Montagne des Sources. Plusieurs grandes rivières découpent également la côte est, entre Thio et Yaté, mais leurs cours moyens sont aisément franchissables, et sont généralement bordés d'affleurements de péridotites favorables au Scinque-léopard. Cette succession de rivières importantes entraîne peut-être néanmoins un ralentissement des échanges génétiques dans cette région.

Enfin, la chaîne montagneuse du massif du Sud constitue, en l'état actuel de nos connaissances, une succession d'habitats très défavorables au Scinque-léopard. Entre les hauteurs de la Rivière Bleue et le massif du Pic Ningua et du Poenari, la chaîne de montagnes descend rarement en-dessous des 1000 mètres d'altitude, et les crêtes sont en majorité couvertes de forêts d'altitude, froides et humides. Pour rappel, l'observation la plus haute en altitude a été faite aux monts Dzumac, dans un maquis ligno-herbacé à 900 m d'altitude. Cette caractéristique géographique a certainement très fortement limité les flux génétiques entre la côte est et la côte ouest ; toutefois, le piémont de la chaîne concentre de grandes surfaces d'habitats favorables, et on peut imaginer que la dispersion de l'espèce a suivi deux grandes routes, le long de la côte est, et de la côte ouest.

IV.2.2. Isolement génétique

Nos données génétiques sont insuffisantes pour produire une évaluation quantitative de l'isolement génétique des populations, et cet objectif sort du cadre de ce projet de recherche. En particulier, le nombre de spécimens est trop faible dans la plupart des populations échantillonnées pour avoir une idée de la diversité génétique, ou du niveau de consanguinité.

En revanche, le fait que tous les haplotypes mitochondriaux observés soient réciproquement monophylétiques entre les quatre groupes, définis de manière indépendante par la phylogénie, constitue un critère objectif et qualitatif du niveau d'isolement entre ces groupes. Ce critère est le premier mis en avant par Moritz pour la distinction d'ESU au sein d'une espèce. La fixation d'allèles réciproquement monophylétiques dans des populations isolées géographiquement est le signe d'un isolement génétique fort. En revanche, la petite taille de notre échantillon ne permet pas d'exclure la possibilité que des allèles soient partagés entre certains des quatre groupes, en particulier les groupes 1 et 2 qui sont localisés sur le même massif ultramafique. Il est crucial d'étendre l'échantillonnage dans le massif du Sud pour mieux

comprendre les relations entre les populations de Thio, de la chaîne, et du Plateau de Goro.

Notre échantillon n'est pas non plus suffisant pour évaluer les populations selon le deuxième critère de Moritz : les différences de fréquences alléliques de marqueurs nucléaire entre populations. Pour le gène Rag1, les allèles des spécimens de Bogota et Kadjitra sont distinctes du reste de l'échantillon. Des spécimens supplémentaires de ces populations seront nécessaires pour juger de la fréquence de ces allèles.

Le cas du spécimen Lp37 est intéressant, avec des divergences marquées pour les deux marqueurs mitochondriaux, qui le placent en position basale par rapport au groupe 1. Un complément d'échantillonnage dans cette zone permettrait de vérifier si une sous-population partage ces allèles. Si elle était confirmée, cette découverte pourrait s'expliquer par l'introgession d'un groupe dont l'origine géographique reste à déterminer.

IV.2.3. Isolement écologique

On ne connaît pas à l'heure actuelle de différences d'utilisation de l'habitat entre les différentes populations de scinque-léopard (voir Chapitre 2). Aucune différence majeure dans l'écologie de l'espèce n'a été détectée, à part à Némou où l'habitat occupé est en partie différent. Il est toutefois probable que cette différence s'explique par la composition de la communauté des squamates de l'îlot. Quoiqu'il en soit, les données génétiques disponibles indiquent qu'il n'y a pas de divergence majeure entre la population insulaire de Némou et la population la plus proche connue sur la Grande Terre (mine Yolande), avec un haplotype partagé entre les deux populations pour les gènes ND2 et COI. Le critère écologique ne peut donc être retenu pour la distinction d'ESU.

IV.2.4. Définition et délimitation préliminaire des unités de conservation du Scinque-léopard

Nos résultats apportent des éléments concrets, favorables à la reconnaissance de différentes unités de conservation pour le Scinque-léopard. Néanmoins, les biais d'échantillonnage évoqués plus haut doivent être pris en compte dans la délimitation de ces unités. Cet exercice a des conséquences directes pour l'évaluation du statut de conservation global de l'espèce ; aussi, là où des incertitudes demeurent, nous faisons preuve de prudence en retenant le scénario qui sera susceptible de sous-estimer le niveau de connectivité entre les

populations, et donc le statut de conservation. Cette approche est similaire à celle appliquée dans les évaluations de l'UICN. Nous définissons donc les unités suivantes, dont les numéros sont reportés sur la carte en **Fig. 10** :

- Une ESU (**ESU 1**) couvrant le massif du Sud, du Plateau de Goro à la vallée de la Kuenthio. Cette ESU se distingue par ses haplotypes mitochondriaux et est clairement circonscrite par les limites du massif ultramafique du Sud.
- Deux MU (**MU 1** et **MU 2**) incluses dans l'ESU 1, regroupant les localités du Plateau de Goro d'une part, et les localités de Thio d'autre part. Ces unités de gestion sont distinguées par leurs haplotypes mitochondriaux, réciproquement monophylétiques. Leurs limites géographiques respectives ne sont pas clairement définies, mais sont probablement constituées par les zones humides de Yaté et les premiers massifs forestiers au sud de la chaîne. Leur étendue sur les versants sud-ouest et sud-est de la chaîne centrale est inconnue, et il est probable que de futurs échantillonnages révèlent des zones d'introggression entre les deux populations. La localité de CP-A1, non échantillonnée, est selon toute vraisemblance incluse dans la MU du Plateau de Goro. Les localités des Pétroglyphes (Thio), Dumbéa et la Rivière Blanche, ne peuvent être assignées avec certitude à l'une ou l'autre des unités.
- Une ESU (**ESU 2**) couvrant le massif de la Presqu'île de Bogota. Cette unité est représentée par un unique spécimen hautement divergent au niveau mitochondrial et possédant un allèle nucléaire unique pour Rag1. En l'état actuel des connaissances, cette unité est circonscrite par les limites du massif ultramafique.
- Une ESU (**ESU 3**) couvrant le massif de Kouaoua. Cette unité est aussi représentée par un unique spécimen, hautement divergent au niveau mitochondrial et possédant un allèle nucléaire unique pour Rag1. En l'état actuel des connaissances, cette unité est circonscrite par les limites du massif ultramafique.

IV.3. Existe-t-il des taxons cryptiques au sein du genre

***Lacertoides* ?**

Les données disponibles ne permettent pas d'établir l'existence de nouvelles espèces de scinque-léopard parmi les nouvelles populations découvertes. Les motifs dorsaux des spécimens de Bogota et Kadjitra sont assez distincts de toute la gamme de motifs décrits pour les populations du massif du Sud. Aucun autre indice morphologique disponible ne permet de

distinguer ces populations.

L'analyse des distances brutes observées (voir partie **III.4.**) révèle que pour le marqueur COI, utilisé dans le projet "Barcode of Life", les distances entre groupes sont supérieures aux distances maximales entre individus du même groupe. Ces écarts de variabilité génétique, pour le marqueur COI, sont qualifiés de "*barcode gaps*" et sont généralement mis en avant pour justifier la distinction de taxons cryptiques dans un complexe d'espèces (Bernstein et al. 2021). Les niveaux de divergences observés pour ce même marqueur sont supérieurs à 3% entre plusieurs groupes, et cette valeur est parfois considérée comme un seuil indiquant une spéciation.

Tout comme la reconnaissance d'ESU, la reconnaissance d'espèces cryptiques ne devrait pas reposer entièrement sur des critères moléculaires, surtout lorsque l'isolement géographique entre les groupes considérés est incomplet. Des compléments d'échantillonnage, pour les populations de Bogota et de Kadjitra, permettraient de mieux évaluer leur diversité génétique, et il est probable que les distances génétiques mesurées aujourd'hui diminueraient. On peut néanmoins prédire que l'isolement des populations de la province Nord, dû à l'érosion des massifs ultramafiques, est voué à s'accroître dans le futur. Il est possible que l'on soit en présence d'unités évolutives en cours de spéciation sur ces massifs.

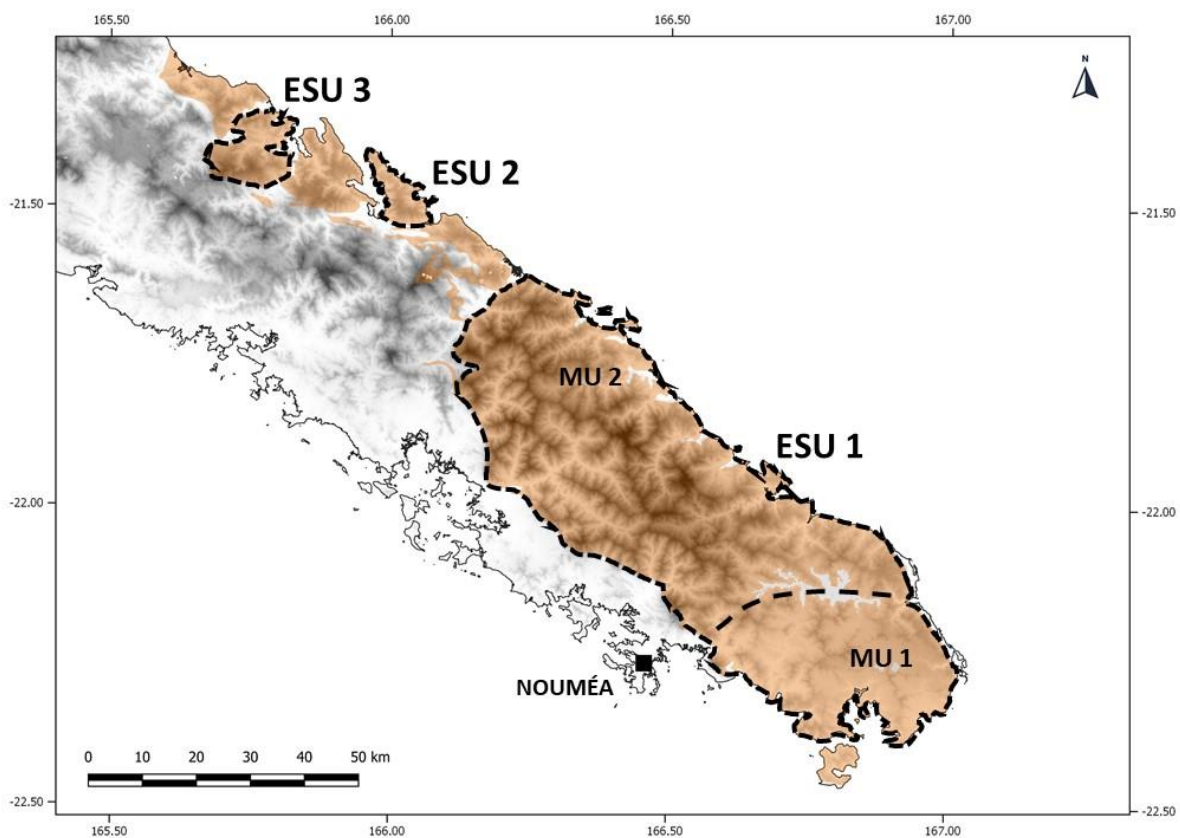


Figure 10. Carte des unités de conservation du Scinque-léopard. Les numéros des unités sont repris dans le texte, et les massifs ultramafiques sont figurés en orange.

Références bibliographiques

- Bauer AM, Jackman T, Sadlier RA, Whitaker AH. 2006. A revision of the *Bavayia validiclavis* group (Squamata: Gekkota: Diplodactylidae), a clade of New Caledonian geckos exhibiting microendemism. *Proceedings of the California Academy of Sciences* **57**:503–547.
- Bauer AM, Jackman TR, Sadlier RA, Whitaker AH. 2009. Review and phylogeny of the New Caledonian diplodactylid gekkotan genus *Eurydactylodes* Wermuth, 1965, with the description of a new species. Pages 13–36 in Grandcolas P, editor. *Zoologia Neocaledonica* 7. Biodiversity studies in New Caledonia. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle 198. Paris.
- Bauer AM, Jackman TR, Sadlier RA, Whitaker AH. 2012. Revision of the giant geckos of New Caledonia (Reptilia: Diplodactylidae: *Rhacodactylus*). *Zootaxa* **3404**:1–52.
- Bauer AM, Sadlier RA, Jackman TR. 2022. A revision of the genus *Bavayia* Roux, 1913 (Squamata: Gekkota: Diplodactylidae), a non-adaptive radiation of microendemic species. *Proceedings of the California Academy of Sciences* **67**:1–236.
- Bernstein JM, Jackman TR, Sadlier RA, Wang Y, Bauer AM. 2021. A novel dataset to identify the endemic herpetofauna of the New Caledonia biodiversity hotspot with DNA barcodes. *Pacific Conservation Biology* **28**:36–47.
- Boore JL. 1999. Animal mitochondrial genomes. *Nucleic Acids Research* **27**:1767–1780.
- Casacci LP, Barbero F, Balletto E. 2014. The “Evolutionarily Significant Unit” concept and its applicability in biological conservation. *Italian Journal of Zoology* **81**:182–193.
- Chapple DG, Ritchie PA, Daugherty CH. 2009. Origin, diversification, and systematics of the New Zealand skink fauna (Reptilia: Scincidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* **52**:470–487.
- Crandall KA, Bininda-Emonds ORP, Mace GM, Wayne RK. 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. *TREE* **15**:290–295.
- De Guia APO, Saitoh T. 2007. The gap between the concept and definitions in the Evolutionarily Significant Unit: The need to integrate neutral genetic variation and adaptive variation. *Ecological Research* **22**:604–612.

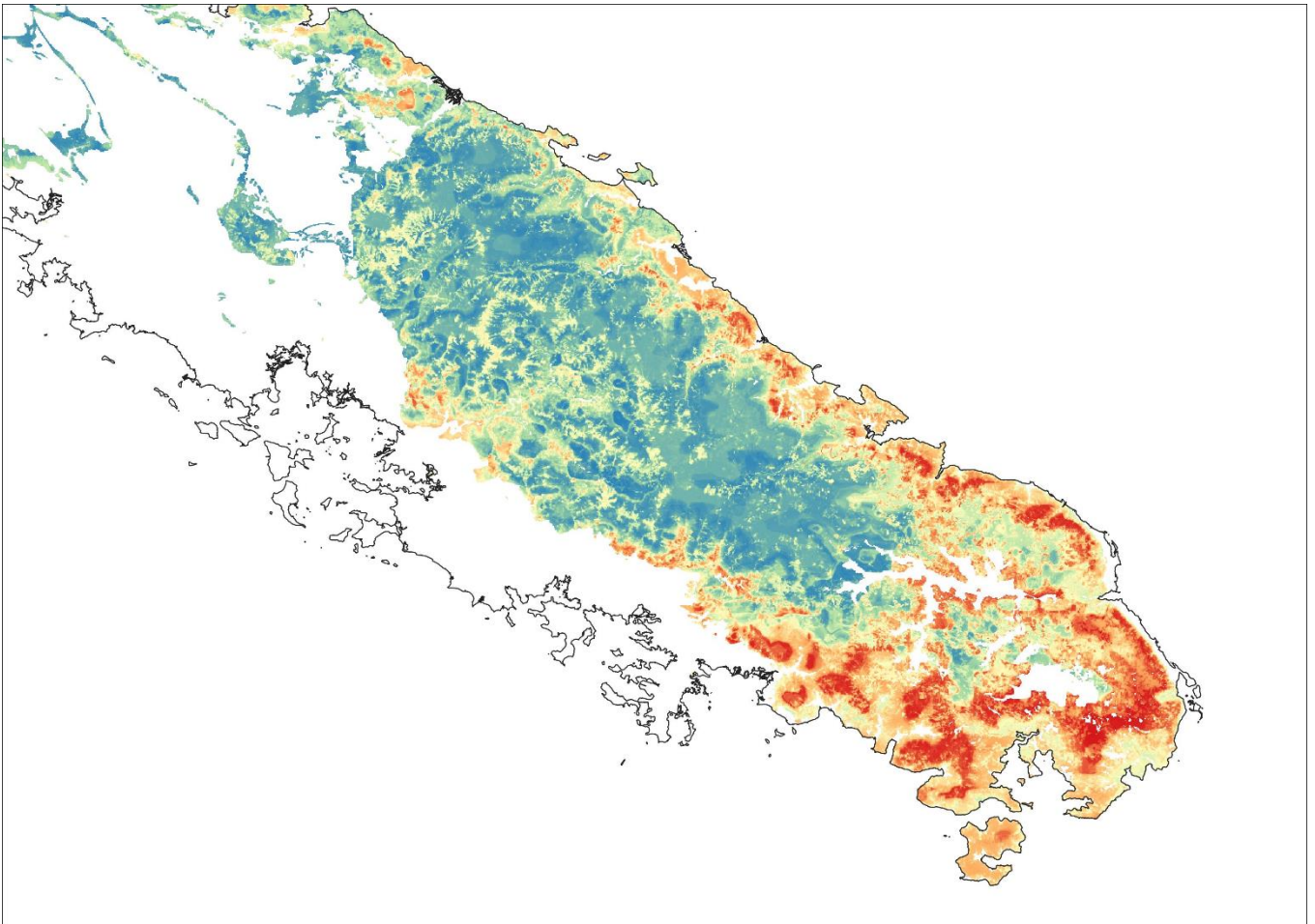
- Fourdrilis S, Backeljau T. 2019. Highly polymorphic mitochondrial DNA and deceiving haplotypic differentiation: Implications for assessing population genetic differentiation and connectivity. *BMC Evolutionary Biology* **19**:1–16.
- Frankel OH. 1974. Genetic conservation: our evolutionary responsibility. *Genetics* **78**:53–65.
- Fraser DJ, Bernatchez L. 2001. Adaptive evolutionary conservation: Towards a unified concept for defining conservation units. *Molecular Ecology* **10**:2741–2752.
- Grandcolas P, Murienné J, Robillard T, Desutter-Grandcolas L, Jourdan H, Guilbert E, Deharveng L. 2008. Review. New Caledonia: A very old Darwinian island? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **363**:3309–3317.
- Hall BG. 2013. Building phylogenetic trees from molecular data with MEGA. *Molecular Biology and Evolution* **30**:1229–1235.
- Leigh JW, Bryant D. 2015. Popart: full-feature software for haplotype network construction. *Methods in Ecology and Evolution* **6**:1110–1116.
- Maurizot P, Campbell HJ. 2020. Palaeobiogeography of New Caledonia. Pages 189–213 in Maurizot P, Mortimer N, editors. *New Caledonia: Geology, Geodynamic Evolution and Mineral Resources*. Geological Society, London, Memoirs.
- Moritz C. 1994. Defining ‘Evolutionarily Significant Units’ for conservation. *TREE* **9**:373–375.
- Moritz C. 1995. Uses of molecular phylogenies for conservation. *Philosophical Transactions - Royal Society of London, B* **349**:113–118.
- Nattier R, Grandcolas P, Pellens R, Jourdan H, Couloux A, Poulain S, Robillard T. 2013. Climate and soil type together explain the distribution of microendemic species in a biodiversity hotspot. *PLoS ONE* **8**.
- Ratnasingham S, Hebert PDN. 2007. BARCODING: bold: The Barcode of Life Data System (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes* **7**:355–364.
- Ryder OA. 1986. Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology & Evolution* **1**:9–10.
- Sadlier RA, Bauer AM. 2014. Étude génétique des lézards du Grand Sud. Rapport non publié de Cygnet Surveys & Consultancy pour le compte de Vale Nouvelle- Calédonie.

- Sadlier RA, Bauer AM, Shea GM, Smith SA. 2015. Taxonomic resolution to the problem of polyphyly in the New Caledonian scincid lizard genus *Lioscincus* (Squamata: Scincidae). *Records of the Australian Museum* **67**:207–224.
- Sadlier RA, Bauer AM, Whitaker AH, Smith SA. 2004. Two new species of scincid lizards (Squamata) from the Massif de Kopeto, New Caledonia. *Proceedings of the California Academy of Sciences* **55**(11): 208-221.
- Sadlier RA, Bauer AM, Wood PL, Jackman TR. 2020. Massif speciation events in New Caledonian lizards: diversification in the genus *Marmorosphax* (Scincidae) tracks isolation on the island's ultramafic surfaces. *Proceedings of the California Academy of Sciences* **66**:353–379.
- Sadlier RA, Bauer AM, Wood PLJ, Smith SA, Whitaker AH, Jackman TR. 2014a. Cryptic speciation in the New Caledonian lizard genus *Nannoscincus* (Reptilia: Scincidae) including the description of a new species and recognition of *Nannoscincus fuscus* Günther. Pages 45–68 *Zoologia Neocaledonica* 8. Biodiversity studies in New Caledonia. *Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle* 206.
- Sadlier RA, Bauer AM, Wood PLJ, Smith SA, Whitaker AH, Jourdan H, Jackman TR. 2014b. Localized endemism in the southern ultramafic bio-region of New Caledonia as evidenced by the lizards in the genus *Sigaloseps* (Reptilia: Scincidae), with descriptions of four new species. Pages 79–113 in Guilbert E, Robillard T, Jourdan H, Grandcolas P, editors. *Zoologia Neocaledonica* 8. Biodiversity studies in New Caledonia. *Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle* 206. Paris.
- Sadlier RA, Deuss M, Bauer AM, Jourdan H. 2019a. *Kuniesaurus albiauris*, a new genus and species of scincid lizard from the Île des Pins, New Caledonia, with comments on the diversity and affinities of the region's lizard fauna. *Pacific Science* **73**:123–141.
- Sadlier RA, Frankham GJ, Beatson CA, Eldridge MDB, Rowley JJJ. 2019b. Genetic evidence in support of the recognition of the kaputar rock skink, one of New South Wales' most range-restricted vertebrate species. *Records of the Australian Museum* **71**:183–197.
- Sadlier RA, Shea GM, Jourdan H, Whitaker AH, Bauer AM. 2014a. The New Caledonian Leopard Skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia: Scincidae); a review of the species' morphology, distribution, behavior and conservation. Pages 31–44 in Guilbert E, Robillard T, Jourdan H, Grandcolas P, editors. *Zoologia Neocaledonica* 8. Biodiversity studies in

- New Caledonia. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle, 206. Paris.
- Sadlier RA, Smith SA, Bauer AM, Whitaker AH. 2009a. Three new species of skink in the genus *Marmorosphax* Sadlier (Squamata : Scincidae) from New Caledonia. Pages 373–390 in Grandcolas P, editor. Zoologia Neocaledonica 7. Biodiversity studies in New Caledonia. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle 198. Paris.
- Sadlier RA, Smith SA, Whitaker A, Bauer AM. 2009b. A new live-bearing species of scincid lizard (Reptilia: Scincidae) from New Caledonia, Southwest Pacific. Pacific Science **63**:123–136.
- Skipwith PL, Bauer AM, Jackman TR, Sadlier RA. 2016. Old but not ancient: coalescent species tree of New Caledonian geckos reveals recent post-inundation diversification. Journal of Biogeography **43**:1266–1276.
- Smith SA, Sadlier RA, Bauer AM, Austin CC, Jackman T. 2007. Molecular phylogeny of the scincid lizards of New Caledonia and adjacent areas: Evidence for a single origin of the endemic skinks of Tasmanian. Molecular Phylogenetics and Evolution **43**:1151–1166.
- Thompson JD, Higgins DJ, Gibson TJ. 1994. CLUSTALW: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. Nucleic Acids Research **22**:4673–4680.

CHAPITRE 5

MODELISATION DE LA NICHE ECOLOGIQUE DU SCINQUE-LEOPARD



Contexte de l'étude

L'article retranscrit dans ce chapitre est le fruit de plusieurs mois de recherches méthodologiques pour la modélisation de la niche écologique du Scinque-léopard. La discrétion de l'espèce et les difficultés techniques liées à la recherche de nouvelles populations, a motivé l'initiation de cette démarche. Dans un premier temps, il était envisagé de produire une projection des habitats favorables à l'échelle du pays, qui permettrait à la fois d'orienter les recherches de nouvelles populations, mais également d'identifier des zones d'habitats favorables qui n'auraient pas été colonisées par l'espèce. Ces habitats hypothétiques auraient constitué des sites prioritaires pour l'établissement de nouvelles populations par translocation. Toutefois, cette étude s'est heurtée à deux limites. Premièrement, la faible résolution des données environnementales (données climatiques), voire l'absence de données cartographiées pour des éléments considérés comme fondamentaux pour comprendre la distribution des scinque-léopard (disponibilité des ressources et des affleurements rocheux). Deuxièmement, le faible nombre de données d'occurrence, et surtout leur forte auto-corrélation spatiale. La méthodologie adoptée par Léopold Doumerc, premier auteur de cet article, a permis de minimiser les biais d'échantillonnage et de produire une estimation robuste de la niche écologique du Scinque-léopard. La projection spatiale de sa probabilité de présence nous a ainsi permis de croiser l'aire de distribution potentielle de l'espèce et l'ensemble des pressions et menaces qui pèsent sur ses habitats. Notre compréhension de la distribution de l'espèce et de son état de conservation global est ainsi en partie affranchie du faible nombre d'observations sur le terrain. Malgré une aire de distribution relativement étendue à l'échelle des massifs ultramaïfiques du tiers sud de la Grande Terre, nos travaux mettent en lumière l'impact des pressions des feux et des activités minières sur l'espèce.

Résumé français

Le résumé suivant est une traduction française de l'*abstract* de la publication originale :

Parmi les vertébrés, la conservation des squamates est généralement rendue difficile par leurs mœurs discrètes, et semble fortement affectée par le paradoxe des espèces rares : un besoin de définir des stratégies de conservation dans un contexte de très faibles connaissances. Des approches plus spécialisées de modélisation de la distribution sont nécessaires pour faire face à ce paradoxe. *Lacertoides pardalis* est un scinque endémique rare limité aux régions ultramaïfiques de Nouvelle-Calédonie. Les surfaces ultramaïfiques

sont confrontées à une fragmentation majeure de l'habitat en raison des activités d'exploitation du nickel et des feux de forêt. Il y a donc un besoin de priorisation pour guider la conservation de cette espèce. Nous avons répondu à ce paradoxe des espèces rares en utilisant des techniques de modélisation prédictive de la distribution. Notre approche combine des "*Ensembles of Small Models*" (ESM) tirés d'algorithmes d'arbres de régression dont la moyenne est calculée à l'aide d'un algorithme bayésien d'apprentissage automatique innovant, les "*Bayesian Additive Regression Trees*" (BART). Nous avons analysé le poids de 21 variables bioclimatiques, de NDVI et de MNT. En parallèle, nous avons croisé les cartes des pressions environnementales et des aires protégées pour déterminer un schéma de priorisation basé sur le contexte local. Notre travail met en lumière la distribution potentielle restreinte de notre espèce et l'aggravation des menaces pesant sur les écosystèmes ultramaïques. Notre cas d'étude illustre le potentiel d'une telle modélisation BART/ESM pour améliorer le diagnostic des menaces pour des taxons très restreints et d'autres utilisations pour la planification de la conservation.

ARTICLE : Modélisation de la niche écologique du Scinque-léopard

L'intégralité du manuscrit, en cours de soumission à la revue *Conservation Biology*, est retranscrite ci-dessous.

Léopold Doumerc, premier auteur de ce manuscrit, a pris en charge le choix des méthodes de modélisation, leur mise en application, et la rédaction du corps de l'article. J'ai co-encadré ce projet avec le reste des auteurs, et ai conduit l'interprétation des résultats sous l'angle de la conservation du Scinque-léopard, en particulier l'analyse géographique des pressions et menaces environnementales. Morgan Mangeas et Hervé Jourdan ont co-encadré ce projet de la conception à la rédaction du manuscrit, notamment au niveau des aspects techniques de la modélisation en ce qui concerne M. Mangeas.

Conservation planning for rare skink species: insight from ensemble modeling in habitats fragmented by wildfire and mining in a biodiversity hotspot

Léopold Doumerc¹ | Matthias Deuss¹ | Morgan Mangeas² | Hervé Jourdan¹

¹Aix Marseille Université, France's National Centre for Research (CNRS), French National Research Institute for Sustainable Development (IRD), Avignon Université, Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Centre IRD de Nouméa, BPA5, 98848 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie

²UMR ENTROPIE (9220), IRD, Université de la Réunion, CNRS, Ifremer, Université de la Nouvelle-Calédonie, Noumea, New Caledonia

Abstract

Among vertebrates, the conservation of squamates is generally hampered by their secretive habits and appears highly affected by the paradox of rare species – a need to define conservation strategies in a context of very low knowledge. More specialized distribution modeling approaches are required to cope with this paradox. *Lacertoides pardalis* is a rare endemic skink restricted to the ultramafic soils of New Caledonia. Ultramafic surfaces are facing major habitat fragmentation due to nickel mining activities and wildfire. As such this species needs a proper conservation prioritization framework to guide decision makers. We answered this rare species paradox with the use of predictive distribution modeling techniques. Our approach combined Ensembles of Small Models (ESM) drawn from regression tree algorithms averaged with an innovative machine learning bayesian algorithm ‘Bayesian Additive Regression Trees’ (BART). We analyzed the weight of 21 bioclimatic variables, NDVI and DTM. In parallel, we crossed maps of environmental pressures and protected areas

to determine a prioritization scheme based on the local context. Our work demonstrates the narrowness of our species potential distribution and the worsening threats weighing on ultramafic ecosystems. Our study case illustrates the potential of such BART/ESM modeling to improve diagnosis of threats for highly restricted taxa and further uses for conservation planning.

KEYWORDS

BART, Distribution models, Endemic, ESM, Leopard Skink, New Caledonia, Squamate

INTRODUCTION

A key step in any conservation plan is to estimate the environmental factors that determine species' geographical distribution and infer what drives it (Guisan et al., 2006; 2017; Lomba et al., 2010). In order to analyze those constraints, we have to quantify and describe the set of biotic and abiotic conditions featuring the environment in which the species is present (i.e. its ecological niche). It can be defined as a set of points, within a dimensional space constructed based on variables of interest. This volume reflects the values conducive to the fitness of the species (Blonder et al., 2014). Practically speaking, the construction of that type of volume is greatly challenging due to the complexity of species distribution's dynamic through space and time (Guisan & Thuiller, 2005; 2017). This lack of knowledge induces shortfalls of biodiversity knowledge (Hortal et al., 2015). Nowadays, the main tools to analyze species distribution data and environmental suitability, are Species Distribution Models (SDMs, also commonly referred to as ecological niche models, ENMs,) (Guisan et al., 2013; 2017). This modelling tools can enhance decision making process in conservation planning, by improving the representation of biodiversity features and providing an inference on the range of the species niche (Smith & Santos, 2020; Tulloch et al., 2016). They have become one of the

main tools for exploring the links between environmental variables and potential distributions (Enriquez-Urzelai et al., 2019). Indeed, this approach takes advantage of the identification of 'ecologically' similar geographical areas to sites where the species has already been found, but for which no occurrence data are available (Guisan et al., 2006; Mizsei et al., 2016). Thus, new surveys targeting these areas should be more likely to discover unknown populations, compared to random, unguided surveys (Lyet et al., 2013; Peterson et al., 2011). This, in turn, allows a prioritization of research planning efforts (Jorcin et al., 2019; Mcshea, 2014; Ryberg et al., 2017). Rare species are those most in need of predictive models, both for monitoring their populations (Breiner et al., 2017; Lomba et al., 2010) and for managing conservation plans (Guisan et al., 2013; Tomlinson et al., 2020). Yet, rare species are the most difficult to model because of the limited number of occurrences that can lead to 'overfitting' of the model (Breiner et al., 2015). This contrast between the needs, and the resulting difficulties, has been formalised by the term '*rare species modeling paradox*' (Lomba et al., 2010). Naturally restricted species (i.e. narrow endemism) may occur in highly specialized habitats (Tomlinson et al., 2020). It is presumed that there are cryptic environmental conditions that provide a competitive advantage and fulfil specific requirements that do not exist elsewhere in the territory (Lavergne et al., 2004). Taking these requirements into account is essential in defining management and conservation plans (Breiner et al., 2017). Squamates are the most diverse class of terrestrial vertebrates, and yet, are very inconsistently represented in conservation priority schemes despite an alarming decline under increasing extinction threats (Roll et al. 2017; Chapple et al. 2021; Cox et al. 2022). New Caledonia is one of 36 priority biodiversity hotspots for conservation (Myers et al., 2000; Williams et al., 2011; Noss et al. 2015). Endemism is an intrinsic characteristic of the archipelago with 76% for flora and 44% for vertebrates (Grandcolas et al., 2008; Isnard et al., 2016; Jaffré, 2022b). This result even exceeds 90% if only terrestrial squamates - mostly represented by lizards - are considered, with 138 described

species (Bauer et al., 2022a,b; Sadlier et al., 2019). Of these, 75 are considered threatened according to the IUCN criteria (IUCN, 2021).

Among these endemic squamate species, the Leopard Skink (*Lacertoides pardalis*), is a particularly suitable study model. This narrow endemic species is restricted to the ultramafic regions of southern New Caledonia mainland (Sadlier et al., 1997; 2014; 2018). Ultramafic surfaces cover 30% of New Caledonia's territory (Maurizot et al., 2020) and support a high number of endemic species, notably plant taxa (Isnard et al., 2016; Jaffré, 2022a, 2022b). They also contain 20 – 30% of the global stocks of nickel mineral (L'Huillier & Jaffré, 2010). Consequently, they are highly exposed to mining activities as well as fire (Isnard et al., 2016; Pillon et al., 2017), which lead to high levels of habitat fragmentation (Ibanez et al., 2017, 2019). This level of threat is even more critical, it was estimated that less than 20% of the natural vegetation persisted on these substrates (Ibanez et al., 2019). Those threats, added to strict habitat preferences and a limited number of known occurrences, make the Leopard Skink a conservation priority (Sadlier et al., 2021). Moreover, this species is known to be particularly wary and difficult to observe – and therefore to study (Sadlier et al., 2014, 2018). These obstacles constitute a bias for a proper evaluation of its extinction risk and limit the implementation of conservation measures – a bias which could be overcome with the help of ENMs.

The aim of our study is to assess the current potential distribution of the species to develop appropriate conservation strategies, using different ENMs. This study provides an assessment of the habitat quality and related threats to provide conservation strategy guidelines.

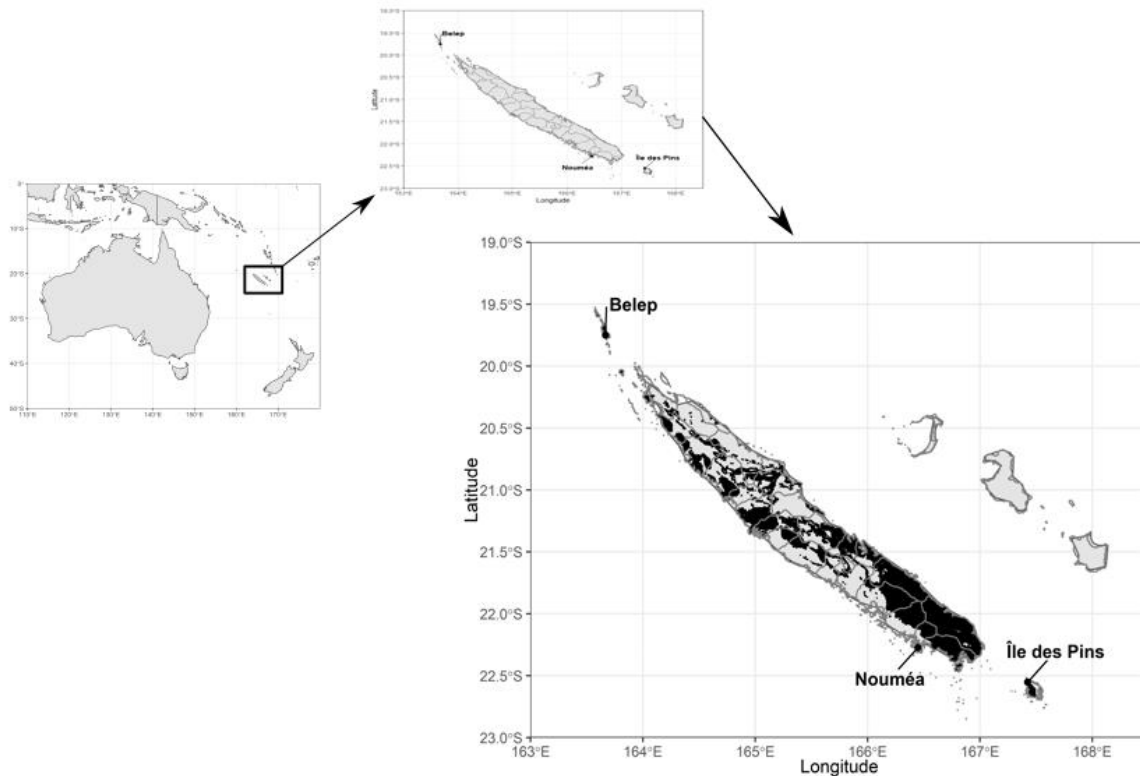


FIGURE 1 Study area based on GEOREP repository (<https://georep.nc/>). Dark areas show the extent of ultramafic substrates.

METHODS

Study area

New Caledonia is subject to a subtropical climate (Bonvallot et al., 2012). As the scale of study impacts models (Stokland et al., 2011; Guisan et al., 2017), we constrained it to the smallest geographical unit known to inhabit the species, to reduce uncertainty. Specifically, we focused on the ultramafic formations (Fig. 1). This geological substrate covers part of the Grande Terre (16,346 km²), the B  lep archipelago (69.5 km²), and the Isle of Pines (133 km²). These emerged lands correspond to the same geological formation known as the “New Caledonian Ridge” (Maurizot et al., 2020).

Lacertoides pardalis is restricted to ligno-herbaceous maquis shrubland associated with exposed peridotite on ultramafic substrates. This habitat is mostly represented near the crest of

ridgelines on eroded slopes and along rocky riverbanks, (Sadlier et al., 2018). This is one of the rarest skink species of New Caledonia and has only been disturbed or observed while active only on a few occasions, since 1995 only 137 specimens have been recorded (Sadlier et al., 2018; Deuss & Jourdan, 2022). Another specificity of this species is the fact that it has a viviparous mode of reproduction and a diet predominantly based on fruits of native shrub species. Both traits are uncommon among the New Caledonian skinks (Sadlier et al., 2014).

Occurrence dataset

We compiled 70 occurrences from exhaustive literature since the discovery of the species in 1995 (Sadlier et al., 2014, 2018) and recent fieldwork effort $n = 32$ (Deuss & Jourdan, 2022). Historical fieldworks occurred mostly through statutory obligation on mining concessions and were completed recently through larger sampling surveys effort. The non-independent spatial distribution of occurrences (i.e spatial autocorrelation), could violate the assumption of independent residuals, and thus bias our models (Dormann et al., 2007; Feng et al., 2019; Tobler, 1970). To correct for biases in oversampled localities, we used a subsampling technique in which we removed presence points located within a 100 m radius of one another (Bryn et al., 2013; Mendes et al., 2020). This minimal distance was based on observations of daily movements and estimation of home ranges (Appendix S1). Thirty-eight occurrences remained after subsampling (Appendix S2). The subsampled data set of occurrence points exceeded 25, the minimal threshold needed to construct ENM (Pearson et al., 2007).

Pseudo-absences

Due to the low number of occurrences and surveys, no true absence exists to date. To overcome this problem, pseudo-absences were generated (Appendix S2). The same number of pseudo-absences as available presences was randomly selected within our study area according to the recommendations of (Barbet-Massin et al., 2012; Carlson et al., 2019). The equal

sampling of pseudo absence is known to reduce the habitat class-overlap bias, it also reduces the risk of overfitting (Valavi et al. 2021).

Climate data included the 19 bioclimatic variables, available from WorldClim (R. J. Hijmans et al., 2005) at a resolution of 30 s arc (~1 km). Elevation data at a resolution of 10 m was obtained from the Digital Elevation Model from New Caledonia Geomatic Survey portal (<https://georep.nc/>). A ‘Normalised Difference Vegetation Index’ map (NDVI) has been created. A set of tiles covering the study area from the Sentinel 2 data were uploaded to the CNES mirror sites (<https://theia.cnes.fr/>) at 12 m resolution. The tiles were selected over the period September to November 2019. This period of the year corresponds to the one in which the NDVI has the most characteristic signature of tree species richness on the territory (Pouteau et al., 2018). All the resolutions of the different layers were then harmonized to 100 m resolution using the ‘resample’ function of the *raster* R package (R. Hijmans et al., 2022) following a bilinear method.

Correlation

Correlation between variable have been quantified using the Spearman coefficient. This non-parametric test is used to measure the degree of association between two variables, we chose a maximum threshold of 0.7 (Green, 1979). Yet, this index alone could hide a correlation structure not visible through pairwise correlation. Therefore, we used the Variance Inflation Factor’s (VIF; Guisan et al., 2002; Guisan & Thuiller, 2005; Harrell, 2015). This index helps to detect and estimate the severity of multicollinearities hidden through pairwise analysis (Guisan et al., 2017). We used the *usdm* R package (Naimi et al., 2014) with a maximum threshold of 5 (Guisan et al., 2017).

Ensemble of Small Models

To overcome the ‘rare species modeling paradox’, and improve the ratio between predictors and occurrences, we used Ensembles of Small Models (Guisan et al., 2017; Lomba et al., 2010; Morales et al., 2017). They offer a strategy that significantly improves the explanatory power of SDMs for predicting the potential distribution of species with few occurrences (Breiner et al., 2015; Lomba et al., 2010).

This strategy had been put into practice using the *Biomod2* package with default modeling options (Thuiller et al., 2014) in R 3.6.2 (R Core Team, 2019). In this study, we qualitatively compared several modeling techniques. Indeed, in addition to a Generalised Linear Model (GLM; Austin & Gaywood, 1994), we implemented a Generalised Boosting Model (GBM; Natekin & Knoll, 2013); the BIOCLIM or Surface Range Envelope (SRE) model (Booth et al., 2014; Busby, 1991); Classification Tree Analysis (CTA; Breiman et al., 1984); Flexible Discriminant Analysis (FDA; Hastie et al., 1994), and Random Forest (RF; Breiman, 2001). Twenty replications with 5-fold cross-validation were undertaken (80% training data and 20% test data). These models were then evaluated against performance measures (i.e., ‘TSS’) (Breiner et al., 2015). Eventually, the two best rated algorithms techniques according to those metrics were kept for the final ENM calibration. The final step is to average the models into a set weighted by the previously calculated performance indices (Breiner et al., 2018). In this way, the ratio between predictors and occurrence is greatly improved, as the number of predictors used in each model remains low, while remaining high overall (Breiner et al., 2018).

The contribution of each predictor was quantified by calculating the average weight score of each variable from each model provided by the *Biomod2* package. The four best performing predictors were integrated into a final ESM before projection of the results into space. We built response curves to assess the effect of selected variables on habitat suitability (Phillips et al., 2009).

The four most important predictors were then implemented with the highest scoring models. Models were evaluated by 5-fold cross-validation using 20% of the occurrence dataset through 50 iterations. These different models have been then evaluated through three metrics (TSS, Sensitivity, Specificity – Allouche et al., 2006).

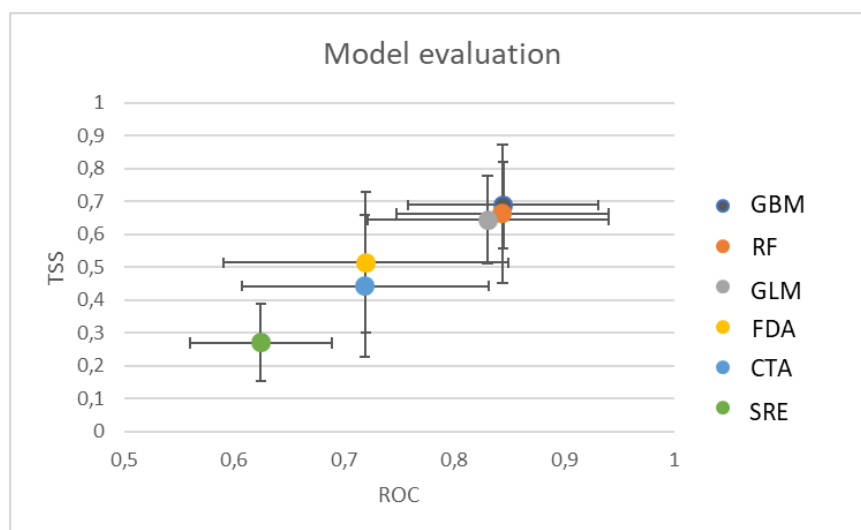


FIGURE 2 Modeling techniques evaluation based on average difference of TSS and ROC indices.

Sensitivity represents the probability that a model will correctly predict a true positive, while specificity measures the probability of a model accurately predicting the absence of a species (i.e., true negative). TSS normalizes overall accuracy (Allouche et al., 2006). Models with an AUC greater than 0.8 were considered valid as predictive models (Hosmer & Lemeshow Stanley, 2000).

Bayesian Additive Regression Trees

In parallel, we tested a relatively new approach named Bayesian Additive Regression Trees (hereafter BART). This machine learning classification tree method is based on Bayes' theorem for analysis of patterns in spatial data (Carlson, 2020). It is defined by prior trees and then refresh through an iterative Markov Chain Monte Carlo (MCMC) algorithm (Chipman et

al., 2010). It allows the quantification of uncertainty of predictions it is generally more robust to overfitting (Chipman et al., 2010). This method applied to SDM allows to return likelihood of occurrence and notably enables to explain different component of variances and allows to capture uncertainty within a single model (Carlson, 2020). This machine learning modeling technique was used as implemented in 'EMbarcadero' package's functions (Carlson 2020). We built 200 trees through 1,000 MCMC iterations. The four most important predictors were then implemented with 80% of the data as training and 20% as test data. Model performance or predictive ability was evaluated using TSS. Ultimately, a consensus model was developed, built from averaged predictions from the two techniques (BART and ESM). To visualize the potential distribution of *Lacertoides pardalis*, the projection has been converted to binary predictions using TSS cutoff threshold (Scherrer et al., 2019).

TABLE 1 Results of evaluation metrics comparing the two modeling technics, showing the TSS score, the Cutoff used to create binary projection and the two error types.

	TSS score	Cutoff	Sensitivity	Specificity
ESM	0.947	477.5	97.368	97.297
BART	0.895	407.6	97.4	92.1

Geographic analysis of threats

To assess the relative area of pressures and refuges included in our projection, we cross-referenced our final projection of suitable habitats with publicly available maps of mining active concessions, past fires, as well as protected areas. The perimeters of burned areas were calculated using satellite observations obtained by MODIS (Mangeas et al., 2019), which represent the longest dataset for New Caledonia: from 2000 to present. We estimated the area of suitable habitat already irreversibly degraded by past mining activities and fire, using a combination of a layer of mine-degraded soils and a layer of bare soils, obtained from a 2014

land use (<https://georep.nc/>). Maps and surface calculations were made using QGIS 3.26.2 (<https://qgis.org/>).

RESULTS

Ensemble of Small Models based on *Biomod2*

GLM, GBM, and RF met the performance threshold (TSS>0.7 and ROC>0.8). Yet, GLM was not kept in our final projections as he had too much variability in its response. Therefore, our final projection was based on an average of RF and GBM (Fig. 2). Then, based on *Biomod2* conducted tests, we assessed variable importance. Out of the 21 environmental variables initially explored, only four were kept in the projections. We filtered best responding variables through Spearman correlation analysis (Appendix S3). Moreover, we discriminated variables through the VIF index. The most contributing variables, that did not exceed our correlations thresholds were: Bioclim 3 (42%), NDVI (13%), Bioclim 9 (10%) and Bioclim 14 (2%). Variance Inflation Factor on our most important variables didn't exceed the multi collinearity threshold with Bioclim 3 (VIF of 1.55); NDVI (1.19); Bioclim 09 (2.27); and Bioclim 14 a VIF of 1.99. While modeling techniques show variation in relative variable importance, their rankings are equal. The TSS analysis shows that both modelling technics have a reasonable predictive capacity with TSS values ranging from 0.947 for ESM and 0.895 for BART. Sensitivity and Specificity show also great predictive capacity (Table 1).

Projections average

The Leopard Skink has a high probability of occurrence mostly around the southern tip of Grande Terre (Fig. 3). Extensive surfaces of suitable habitats are also found along the Côte

Oubliée and some eastern massifs. The extent to which the habitat is suitable is shown in Table 2. Most of the study area (61%) is not considered as hospitable by the model predictions.

TABLE 2 Spatial extent of environmental pressures and threats (mining concessions, surfaces burned between 2000 and 2021) as well as protected areas within the Area Of Concern and in suitable habitats of *Lacertoides pardalis*.

	Area (km ²)	Percentage
Area Of Concern	4004	-
Active mining cadastre	1492	37.3
Reserves	1372	34.3
Area impacted by fire since 2000	297	7.4
Suitable habitat in AOC	1401	-
located in reserves	62	4.4
located in active mining cadastre	613	43.8
impacted by fire since 2000	105	7.5

DISCUSSION

New Caledonia's unique context in terms of conservation priorities (Myers et al., 2000; Ibanes et al., 2019) while having large mineral reserves (L'huillier & Jaffré, 2010) requires a global sustainable strategy to manage the whole landscape. Global environmental change is accelerating, both in terms of habitat fragmentation and climate change (Sgrò et al. 2011; Backus et al., 2022). Those factors are shrinking habitats (Scheele et al., 2017). To manage risk efficiently, we should ensure that policies focus on species niches representation within conservation strategies (Hanson et al., 2020).

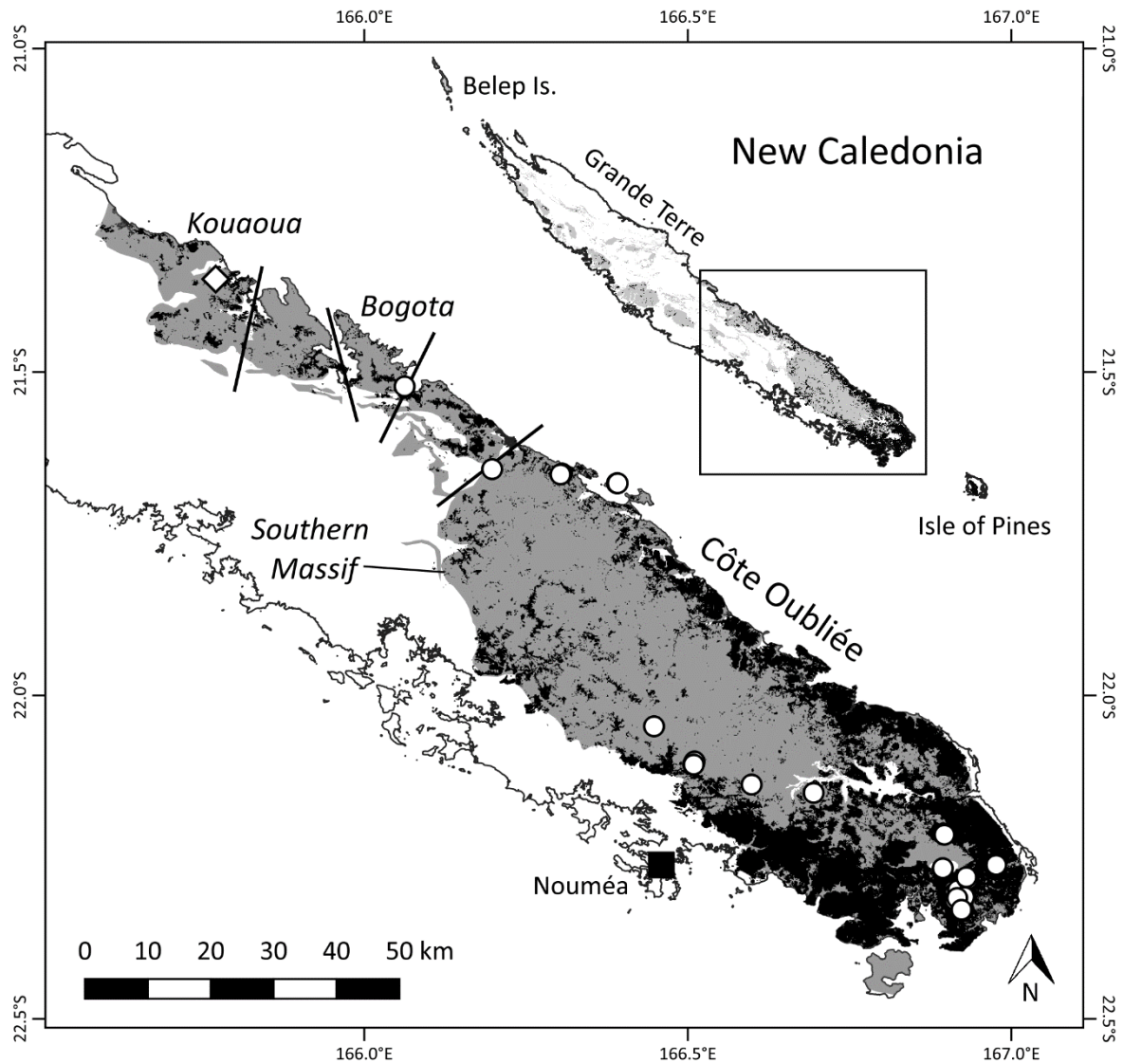


FIGURE 3 Ensemble forecasting based on the average between ESM and BART projections, showing the potential distribution of *Lacertoides pardalis* on current climatic conditions. Ultramafic massifs are represented in gray and named in italics, and suitable habitats are represented in black. Source of map data: Government of New Caledonia (<https://geoportal.gouv.nc/>).

Notwithstanding with our low number of occurrences, predictions of sensitivity and specificity were quite acceptable. Furthermore, TSS analysis was also promising for both modeling techniques (Fig. 3). In other words, our models performed well at predicting presences as well as predicting absences. Those results highlight the effectiveness of regression tree-based methods and ensemble models applied to a small data set. This is concordant with other studies (eg. Breiner et al. 2015; Mi et al. 2017; Plant et al. 2021).

The isothermality, NDVI, Mean Temperature of Driest Quarter, and precipitation of the driest month (73%, 13%, 7%, and 1% respectively) showed the highest percentage of contribution in predicting the potential distribution of *Lacertoides pardalis* (Appendix S4).

The suitable envelope reaches its maximum when isothermality is included in the range [52%-54%] and drops sharply when exceeding the optimum. The maximum occurrence probability regarding NDVI response is around 0.12. It slowly declines and could be considered unsuitable when NDVI is higher than 0.7. The optimal mean temperature of the driest quarter is situated between 19.5 and 20.5°C (Appendix S5, S6, S7). Isothermality computes the extent between day and night temperature divide by the summer to winter oscillations. As such it is known to be an influential variable on insular and tropical environment (Nix, 1986). *Lacertoides pardalis* relatively suitable habitat seems to appear where the isothermality is the lower relatively of our area of study. Therefore, where the diurnal temperature range is equivalent to the half of annual range. Yet, the suitable habitat is in the area where the temperature seasonality is the highest (Bio4). We did not use this variable in the last projection because of correlation issues (Appendix S3). Interannual variation is affected by extreme climatic event such as El Niño and La Niña (McPhillips et al., 2018). This pattern induces less predictability on climatic patterns over time (Moreno & Pape Møller, 2011). Therefore, imply selection filter on organisms (Grant et al., 2017). As an ectotherm, *Lacertoides pardalis* must maintain homeostasis through behavioural plasticity (i.e basking or taking the shade). This characteristic gives the ability of viviparous species to cope with greater range of temperature conditions (Muñoz et al., 2016). Therefore, these species have the potential to survive into

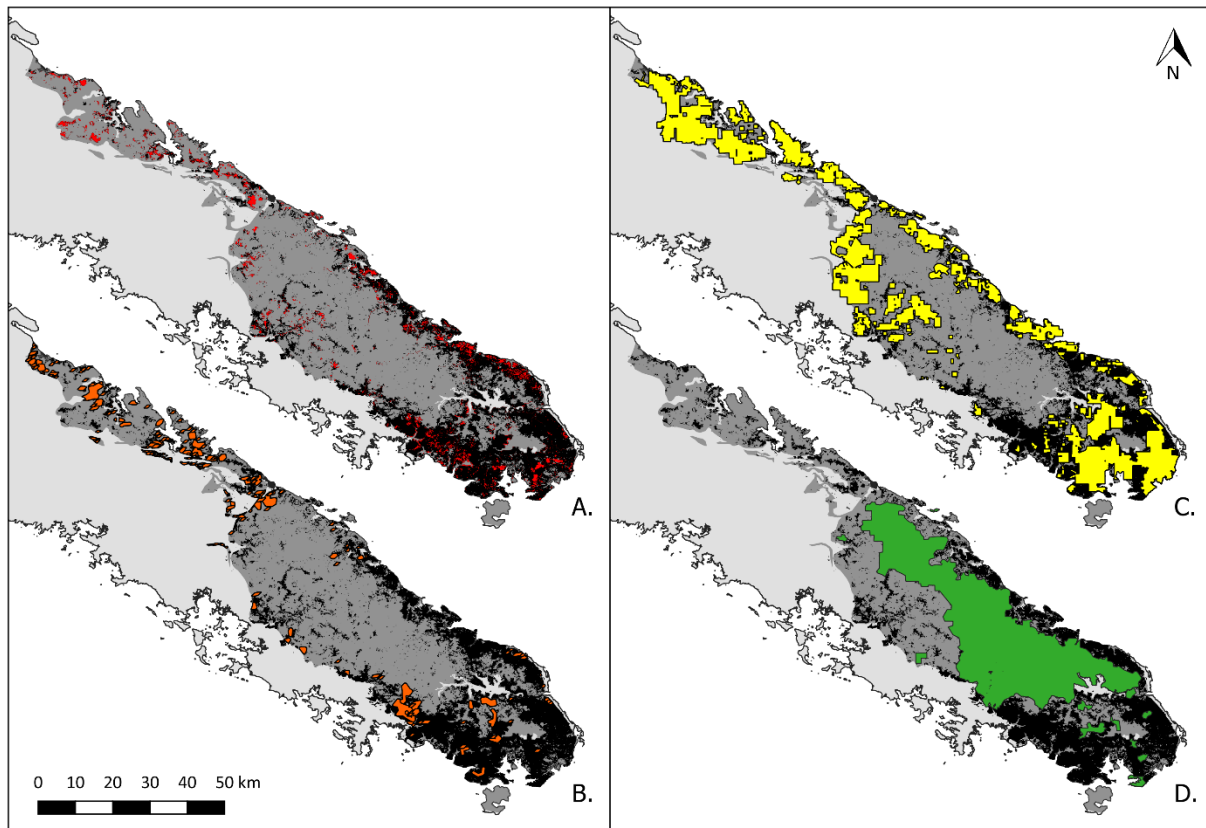


FIGURE 4 Spatial extent and distribution of environmental pressures and protected areas within the potential distribution of *Lacertoides pardalis*. For practical conservation strategy, we focus on the contiguous ultramafic massifs of the southern half of Grande Terre (dark gray), hereafter Area of Concern (AOC) and predicted suitable habitats (black). A. Surfaces irreversibly damaged by past mining activities. B. Surfaces burned between 2000 and 2021, estimated from MODIS and downloaded from the Observatory for the environment website (<http://www.oeil.nc/>). C. Mining concessions, downloaded from the Direction of mines and energy in New Caledonia (<https://dimenc.gouv.nc/>). D. Provincial protected areas, downloaded from the Government of New Caledonia (<https://geoportal.gouv.nc/>).

suboptimal environments (Pettersen et al., 2022). Indeed, it allows females to have more control over the development of offspring (Vitt & Caldwell, 2014). Those hypotheses could explain why the only viviparous skinks species are only found on those parts of the island.

We focused on habitat preference of *Lacertoides pardalis* to guide managers in the delineation of future candidate sites for terrestrial protection. Our models predict the suitable areas cover 1401 km². The most extensive stretches of suitable habitats are found along the southern coast, from sea level to medium altitudes (ca. 300-600 m asl.). Moving northward,

suitable habitats become more fragmented and scarcer (Fig. 3). The predictions are consistent with current known observations of the Leopard skinks.

Fires affected all types of vegetations, and its threat was likely constant the last decades (Ibanez et al., 2019). From 2000 to 2021, bushfires affected surfaces representing 7.4% of the AOC, or 7.5% of suitable habitats (Fig. 4B). The impact of fire on Leopard Skink populations is not fully understood. By contributing to the opening of vegetation, fires could increase connectivity between populations and perhaps promote the germination of pioneer plants that are part of the Leopard Skink's diet. In some places, the repeated action of fires and their extent must have contributed to a significant decrease in the quality of the habitat. It is worth noting that during the past two decades, fires were man-induced (Mangeas et al., 2019), which explains why the uninhabited regions of the southern massif and Côte Oubliée are relatively safe in this regard. Yet, climate change may lead to an upsurge in the frequency and intensity of fire (Dale et al., 2001). Therefore, we should build biodiversity refugia to buffer future variation of climate (Keppel et al., 2012). Mining activities increased considerably during last decades, following the rise of demand of minerals, especially Nickel. Nowadays, 45% of ultramafic substrate are under mining concession (Ibanez et al., 2019). The examination of the land survey of active mining concessions leads to a more alarming result, as nearly half of suitable habitats (43.8%) fall within their extent (Fig. 4C.). It is not clear how many of these concessions will be exploited, but as the demand for nickel increases, it is likely that several new extraction sites will open. Mining activities has dramatic and irreversible effects on habitats. Since extraction sites consist of stripped surfaces usually extending on several square kilometers. Although there is no precise estimation of how much land has been degraded by mining activities, it was thought to be around 200 km² in 2006 on ultramafic substrate (DIMENC, 2009). Irreversibly degraded surfaces, resulting from the combined effects of soil stripping for mining operations and fire, cover 13.1% of suitable habitats (Fig. 4A.). These surfaces will likely not recover

naturally unless actions are taken to restore vegetation. Extensive excavations started in the early 20th century and is accelerating since the late 1960s, resulting in these heavily eroded landscapes.

In parallel, feral cats and invasive rodents are considered as one of the main threats to the local endemic squamate fauna (Palmas et al., 2017). A survey in 2017 found that feral cats preyed upon an important number of skink species on ultramafic ecosystems (Palmas et al., 2017).

A vast network of protected areas has been put in place in the southern Province (1,372 km² within the AOC). Yet, it only overlaps 4.4% of suitable Leopard Skink potential habitats (Fig. 4D.). Since 2000, the surface of terrestrial protected areas has increased by 35%, now covering ~ 4% of New Caledonia (Ibanez et al., 2019). This number is far below the Target 11 of protecting $\geq 17\%$ of terrestrial areas by 2020 (CBD, 2010). The most remarkable achievement to date is the formal adoption by local communities and the southern Province of a 10-year mining ban all over the Côte Oubliée. This decision was inspired by the raising of concerns about environmental damages along this coast. It will temporarily protect what is perhaps the longest continuous stretch of suitable habitat for the leopard skink. Yet, most protected areas located on ultramafic substrates overlap with at least one mining concession (Ibanez et al., 2019).

The examination of existing threats and protections at the scale of the species' range reveals contrasting results between regions. Ultramafic massifs in the northern part of the AOC are currently facing the most severe levels of impacts from mining activities and fires, compared to the larger southern massif (Fig. 4). The development of exploited areas and the high predicted risk of fires in this region may threaten entire populations, some of which could represent unique evolutionary lineages – not only Leopard Skinks, but also several undescribed species of *Marmorosphax* (Sadlier et al., 2020) and *Bavayia* (Bauer et al., 2022). Thus, this

geographical analysis allows to distinguish areas most at risk, for which immediate conservation measures are required. The keystone of conservation planning is to preserve habitats of threatened biodiversity where species are more likely to survive. In this context SDM is useful as it could provide biological information for a relatively low-cost compared to an extensive field survey (Domisch et al., 2019; Sofaer et al., 2019; Uddin et al., 2020).

On a global context, reptiles richness hotspots overlap very little with other taxa, especially ones with the smallest ranges tend to be isolated from other threatened tetrapods. This is particularly true for lizards (Roll et al., 2017; Cox et al. 2022). Moreover, protected areas and global conservation efforts consider more effectively other groups than reptiles (Roll et al., 2017). Around 20% of skinks are reported to be threatened of extinction, according to IUCN criteria (Chapple et al., 2021). This number increases to 66% if we consider only New Caledonian skink species (Chapple et al., 2021). As pointed out by Loucks et al. (2008), conservation regarding threatened species and endemism has not been the primary driver of the designation of protected areas.

Our study case illustrates the potential of such BART/ESM modeling to improve diagnosis of threats for highly restricted taxa and further uses for conservation planning. But complementary efforts should be made to acquire data on populations and suitable habitat dynamics. A proper management of remaining preserved habitat is critical regarding the extent, the magnitude and the temporality of impacts currently affecting our AOC. Moreover, endemic species confined to a restricted range are usually more sensitive to climate change and other human induced threats (Hermant et al., 2013). An Integrative approach managing multiple threats should be put in place for species in complex landscapes such as the Leopard Skink (Bonebrake et al., 2014). Sharing those results with conservation partners and stakeholders allows to pinpoint targeted locations for conservation planning.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was financially supported by Vale Inco., New Caledonia. We wish to thank S. McCoy (Prony Resources, formerly Vale Inco.) for his kind support.

Supporting Information

Additional information is available online in the Supporting Information section at the end of the online article. The authors are solely responsible for the content and functionality of these materials. Queries (other than absence of the material) should be directed to the corresponding author.

REFERENCES

- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232.
- Austin, M. P., & Gaywood, M. J. (1994). Current problems of environmental gradients and species response curves in relation to continuum theory. *Journal of Vegetation Science*, 5, 473-482.
- Backus, G.A., Huang, Y., Baskett, M.L. (2022). Comparing management strategies for conserving communities of climate-threatened species with a stochastic metacommunity model. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences* 377: 20210380.

- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), 327–338.
- Bauer, A. M., Sadler, R. A., & Jackman, T. R. (2022). A revision of the genus *Bavayia* Roux, 1913 (Squamata: Gekkota: Diplodactylidae), a non-adaptive radiation of microendemic species. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 67, 1–236.
- Blonder, B., Lamanna, C., Violle, C., & Enquist, B. J. (2014). The n-dimensional hypervolume. *Global Ecology and Biogeography*, 23(5), 595–609.
- Bonebrake, T. C., Syphard, A. D., Franklin, J., Anderson, K. E., Akçakaya, H. R., Mizerek, T., Winchell, C., & Regan, H. M. (2014). Fire management, managed relocation, and land conservation options for long-lived obligate seeding plants under global changes in climate, urbanization, and fire regime. *Biology*, 28(4), 1057–1067.
- Bonvallot, J., Gay, J.-C., & Habert, E. (2012). *Atlas de la Nouvelle-Calédonie*. Marseille: IRD Editions. 269 pp.
- Booth, T. H., Nix, H. A., Busby, J. R., & Hutchinson, M. F. (2014). Bioclim: The first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MaxEnt studies. *Diversity and Distributions*, 20(1), 1–9.
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning* 45, 5–32
- Breiman, L., Friedman, J. H., Olsen, R. A., Stone, C. J. (1984). Classification and regression trees. A: Wadsworth & Brooks/Cole Advanced Books & Software.
- Breiner, F. T., Guisan, A., Bergamini, A., & Nobis, M. P. (2015). Overcoming limitations of modelling rare species by using ensembles of small models. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(10), 1210–1218.

- Breiner, F. T., Guisan, A., Nobis, M. P., & Bergamini, A. (2017). Including environmental niche information to improve IUCN Red List assessments. *Diversity and Distributions*, 23(5), 484–495.
- Breiner, F. T., Nobis, M. P., Bergamini, A., & Guisan, A. (2018). Optimizing ensembles of small models for predicting the distribution of species with few occurrences. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4), 802–808.
- Bryn, A., Dourojeanni, P., Hemsing, L. Ø., & O'Donnell, S. (2013). A high-resolution GIS null model of potential forest expansion following land use changes in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28(1), 81–98.
- Busby, J. R. (1991). BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. In: Margules, C. R. & Austin, M. P., (Eds.), *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. Canberra: CSIRO, pp. 64–68.
- Carlson, C. J. (2020). *embarcadero*: Species distribution modelling with Bayesian additive regression trees in R. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(7), 850–858.
- Carlson, C. J., Kracalik, I. T., Ross, N., Alexander, K. A., Hugh-Jones, M. E., Fegan, M., Elkin, B. T., Epp, T., Shury, T. K., Zhang, W., Bagirova, M., Getz, W. M., & Blackburn, J. K. (2019). The global distribution of *Bacillus anthracis* and associated anthrax risk to humans, livestock and wildlife. *Nature Microbiology*, 4(8), 1337–1343.
- Convention on Biological Diversity. (2010). Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its tenth meeting X/2. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets.
- Chapple, D. G., Roll, U., Böhm, M., Aguilar, R., Amey, A. P., Austin, C. C., Baling, M., Barley, A. J., Bates, M. F., Bauer, A. M., Blackburn, D. G., Bowles, P., Brown, R. M.,

- Chandramouli, S. R., Chirio, L., Cogger, H., Colli, G. R., Conradie, W., Couper, P. J., ... Meiri, S. (2021). Conservation status of the world's skinks (Scincidae): Taxonomic and geographic patterns in extinction risk. *Biological Conservation*, 257. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109101>.
- Chipman, H. A., George, E. I., & McCulloch, R. E. (2010). BART: Bayesian additive regression trees. *Annals of Applied Statistics*, 6(1), 266–298.
- Cox, N., Young, B. E., Bowles, P., Fernandez, M., Marin, J., Rapacciuolo, G., ... & Xie, Y. (2022). A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. *Nature*, 605(7909), 285-290
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E., Peterson, C. J., Simberloff, D., Swanson, F. J., Stocks, B. J., & Wotton, B. M. (2001). Climate change and forest disturbances. *BioScience*, 51(9), 723–734.
- Deuss, M., & Jourdan, H. (2022). assessment of glue traps in subtropical maquis shrubland: applications for the study of the new caledonian leopard skink (*Lacertoides pardalis*). *Herpetological Conservation and Biology*, 17(3), 489-501.
- DIMENC. (2009). Le schéma de mise en valeur des richesses minières de la Nouvelle-Calédonie. Government of New Caledonia. 268 pp.
- Domisch, S., Friedrichs, M., Hein, T., Borgwardt, F., Wetzig, A., Jähnig, S. C., & Langhans, S. D. (2019). Spatially explicit species distribution models: A missed opportunity in conservation planning? *Diversity and Distributions*, 25(5), 758–769.
- Dormann, C., McPherson, J., Araújo, M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, G., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, P., Reineking, B.,

- Schröder, B., Schurr, M., & Wilson, R. (2007). Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography*, 30(5), 609–628.
- Enriquez-Urzelai, U., Kearney, M. R., Niecieza, A. G., & Tingley, R. (2019). Integrating mechanistic and correlative niche models to unravel range-limiting processes in a temperate amphibian. *Global Change Biology*, 25(8), 2633–2647.
- Feng, X., Park, D. S., Walker, C., Peterson, A. T., Merow, C., & Papeş, M. (2019). A checklist for maximizing reproducibility of ecological niche models. *Nature Ecology and Evolution*, 3(10), 1382–1395.
- Grandcolas, P., Murienné, J., Robillard, T., Desutter-Grandcolas, L., Jourdan, H., Guilbert, E., & Deharveng, L. (2008). Review. New Caledonia: A very old Darwinian island? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1508), 3309–3317.
- Grant, P. R., Rosemary Grant, B., Huey, R. B., Johnson, M. T. J., Knoll, A. H., & Schmitt, J. (2017). Evolution caused by extreme events. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372(1723). <https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0146>.
- Green, R. H. (1979). *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. Wiley, 272 pp.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N. G., Lehmann, A., & Zimmermann, N. E. (2006). Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology*, 20(2), 501–511.

- Guisan, A., Edwards, T. C., & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157(2-3), 89-100.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009.
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). Overview, principles, theory, and assumptions behind habitat suitability modeling. In: Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (Eds.), *Habitat Suitability and Distribution Models*. Cambridge University Press, pp. 9–58.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424–1435.
- Hanson, J. O., Rhodes, J. R., Butchart, S. H. M., Buchanan, G. M., Rondinini, C., Ficetola, G. F., & Fuller, R. A. (2020). Global conservation of species' niches. *Nature*, 580(7802), 232–234.
- Harrell, F. E. Jr. (2015). *Regression modeling strategies: With applications to linear models, logistic and ordinal regression, and survival analysis* (2nd edition). Springer Cham, 78-79.
- Hastie, T., Tibshirani, R., & Buja, A. (1994). Flexible discriminant analysis by optimal scoring. *Journal of the American Statistical Association*, 89, 1255-1270.

- Hermant, M., Prinzing, A., Vernon, P., Convey, P., & Hennion, F. (2013). Endemic species have highly integrated phenotypes, environmental distributions and phenotype-environment relationships. *Journal of Biogeography*, 40(8), 1583–1594.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978.
- Hijmans, R., van Etten, J., Sumner, M., & Cheng, J. (2022). *raster*: geographic data analysis and modeling. R package version 3.5-29.
- Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. (2015). Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46, 523–549.
- Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. (2000). Assessing the fit of the model. In: Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. (Eds.), *Applied Logistic Regression* (2nd edition). John Wiley & Sons, Ltd., pp. 143–202.
- Ibanez, T., Birnbaum, P., Gâteblé, G., Hequet, V., Isnard, S., Munzinger, J., Pillon, Y., Pouteau, R., Vandrot, H., & Jaffré, T. (2019). Twenty years after Jaffré et al. (1998), is the system of protected areas now adequate in New Caledonia? *Biodiversity and Conservation*, 28(1), 245–254.
- Ibanez, T., Hequet, V., Chambrey, C., Jaffré, T., & Birnbaum, P. (2017). How does forest fragmentation affect tree communities? A critical case study in the biodiversity hotspot of New Caledonia. *Landscape Ecology*, 32(8), 1671–1687.
- Isnard, S., L’huillier, L., Rigault, F., & Jaffré, T. (2016). How did the ultramafic soils shape the flora of the New Caledonian hotspot? *Plant and Soil*, 403(1–2), 53–76.

- International Union for Conservation of Nature. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2022-1. <https://www.iucnredlist.org>.
- Jaffré, T. (2022a). Plant communities of the maquis on ultramafic rocks of New Caledonia. *Botany Letters*. <https://doi.org/10.1080/23818107.2022.2077436>.
- Jaffré, T. (2022b). Plant formations on ultramafic rocks in New Caledonia. *Botany Letters*. <https://doi.org/10.1080/23818107.2022.2073260>.
- Jorcin, P., Barthe, L., Berroneau, M., Doré, F., Geniez, P., Grillet, P., Kabouche, B., Movia, A., Naimi, B., Pottier, G., Thirion, J.-M., & Cheylan, M. (2019). Modelling the distribution of the Ocellated Lizard in France: implications for conservation. *Amphibian & Reptile Conservation*, 13(2), 276-298.
- Keppel, G., van Niel, K. P., Wardell-Johnson, G. W., Yates, C. J., Byrne, M., Mucina, L., Schut, A. G. T., Hopper, S. D., & Franklin, S. E. (2012). Refugia: Identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 393–404.
- Lavergne, S., Thompson, J. D., Garnier, E., Lavergne, M. D., Thompson, S., Lavergne, S., Thompson, J. D., Garnier, E., & Debussche, M. (2004). The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: A comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos*, 107, 505–518.
- L’Huillier, L., & Jaffré, T. (2010). L’exploitation des minerais de Nickel en Nouvelle-Calédonie. In: L’Huillier, L., Jaffré, T. & Wulff, A. (Eds.), *Mines et environnement en Nouvelle Calédonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration*. Païta : IAC (Etudes Synthèses), p. 21-31.

- Lomba, A., Pellissier, L., Randin, C., Vicente, J., Moreira, F., Honrado, J., & Guisan, A. (2010). Overcoming the rare species modelling paradox: A novel hierarchical framework applied to an Iberian endemic plant. *Biological Conservation*, 143(11), 2647–2657.
- Loucks, C., Ricketts, T. H., Naidoo, R., Lamoreux, J., & Hoekstra, J. (2008). Explaining the global pattern of protected area coverage: Relative importance of vertebrate biodiversity, human activities and agricultural suitability. *Journal of Biogeography*, 35(8), 1337–1348.
- Lyet, A., Thuiller, W., Cheylan, M., & Besnard, A. (2013). Fine-scale regional distribution modelling of rare and threatened species: Bridging GIS Tools and conservation in practice. *Diversity and Distributions*, 19(7), 651–663.
- Mangeas, M., André, J., Gomez, C., Despinoy, M., Wattelez, G., & Touraivane, T. (2019). A spatially explicit integrative model for estimating the risk of wildfire impacts in New-Caledonia. *International Journal of Parallel, Emergent and Distributed Systems*, 34(1), 37–52.
- Maurizot, P., Robineau, B., Vendé-Leclerc, M., & Cluzel, D. (2020). Introduction to New Caledonia: geology, geodynamic evolution, and mineral resources. Geological Society, London, Memoirs, 51(1), 1-12.
- McPhillips, L. E., Chang, H., Chester, M. v., Depietri, Y., Friedman, E., Grimm, N. B., Kominoski, J. S., McPhearson, T., Méndez-Lázaro, P., Rosi, E. J., & Shafiei Shiva, J. (2018). Defining extreme events: a cross-disciplinary review. *Earth's Future*, 6(3), 441–455.
- Mcshea, W. J. (2014). What are the roles of species distribution models in conservation planning? *Environmental Conservation*, 41(2), 93–96.

- Mendes, P., Velazco, S. J. E., de Andrade, A. F. A., & de Marco, P. (2020). Dealing with overprediction in species distribution models: How adding distance constraints can improve model accuracy. *Ecological Modelling*, 431. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109180>.
- Mi, C., Huettmann, F., Guo, Y., Han, X., & Wen, L. (2017). Why choose Random Forest to predict rare species distribution with few samples in large undersampled areas? Three Asian crane species models provide supporting evidence. *PeerJ*, 2017(1). <https://doi.org/10.7717/peerj.2849>.
- Mizsei, E., Üveges, B., Vági, B., Szabolcs, M., Lengyel, S., Pfliegler, W. P., Nagy, Z. T., & Tóth, J. P. (2016). Species distribution modelling leads to the discovery of new populations of one of the least known European snakes, *Vipera ursinii graeca*, in Albania. *Amphibia Reptilia*, 37(1), 55–68.
- Morales, N. S., Fernández, I. C., & Baca-González, V. (2017). MaxEnt's parameter configuration and small samples: Are we paying attention to recommendations? A systematic review. *PeerJ*, 2017(3). <https://doi.org/10.7717/peerj.3093>.
- Moreno, J., & Møller, A. P. (2011). Extreme climatic events in relation to global change and their impact on life histories. *Current Zoology*, 57(3), 375–389.
- Muñoz, M. M., Langham, G. M., Brandley, M. C., Rosauer, D. F., Williams, S. E., & Moritz, C. (2016). Basking behavior predicts the evolution of heat tolerance in Australian rainforest lizards. *Evolution*, 70(11), 2537–2549.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.

- Naimi, B., Hamm, N., Groen, T., Skidmore, K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. *Ecography*, 37, 191–203.
- Natekin, A., & Knoll, A. (2013). Gradient boosting machines, a tutorial. *Frontiers in Neurorobotics*, 7(21). <https://doi.org/10.3389/fnbot.2013.00021>.
- Nix, H.A. (1986). A Biogeographic Analysis of Australian Elapid Snakes. In: Longmore, R., (Ed.), *Atlas of elapid snakes of Australia*. Australian Flora and Fauna Series No. 7, Australian Government Publishing Service, Canberra, pp. 4-15.
- Noss, R.F., Platt, W.J., Sorrie, B.A., Weakley, A.S., Means, D.B., Costanza, J., Peet, R.K. (2015). How global biodiversity hotspots may go unrecognized: lessons from the North American Coastal Plain. *Diversity and Distributions*, 21:236-244.
- Palmas, P., Jourdan, H., Rigault, F., Debar, L., de Meringo, H., Bourguet, E., Mathivet, M., Lee, M., Adjouhgniope, R., Papillon, Y., Bonnaud, E., & Vidal, E. (2017). Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 214, 250–259.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Townsend Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34(1), 102–117.
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martinez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. (2011). *Ecological niches and geographic distributions*. Monographs in Population Biology 49. Princeton University Press.
- Pettersen, A. K., Feiner, N., Noble, D. W. A., While, G. M., Uller, T., & Cornwallis, C. K. (2022). Maternal behavioural thermoregulation facilitated evolutionary transitions from egg laying to live birth. *BioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2021.02.07.430163>.

- Phillips, S. J., Dudik, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19(1), 181-197.
- Pillon, Y., Jaffré, T., Birnbaum, P., Bruy, D., Cluzel, D., Ducousso, M., Fogliani, B., Ibanez, T., Jourdan, H., & Lagarde, L. (2021). Infertile landscapes on an old oceanic island: the biodiversity hotspot of New Caledonia. *Biological Journal of the Linnean Society*, 133(2), 317-341.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187). <https://doi.org/10.1126/science.1246752>.
- Plant, E., King, R., & Kath, J. (2021). Statistical comparison of additive regression tree methods on ecological grassland data. *Ecological Informatics*, 61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101198>.
- Pouteau, R., Gillespie, T. W., & Birnbaum, P. (2018). Predicting tropical tree species richness from normalized difference vegetation index time series: The devil is perhaps not in the detail. *Remote Sensing*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/rs10050698>.
- R Core Team. (2019). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Roll, U., Feldman, A., Novosolov, M., Allison, A., Bauer, A. M., Bernard, R., Böhm, M., Castro-Herrera, F., Chirio, L., Collen, B., Colli, G. R., Dabool, L., Das, I., Doan, T. M., Grismer, L. L., Hoogmoed, M., Itescu, Y., Kraus, F., Lebreton, M., ... Meiri, S. (2017). The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. *Nature Ecology and Evolution*, 1(11), 1677–1682.

- Ryberg, W. A., Wolaver, B. D., Prestridge, H. L., Labay, B. J., Pierre, J. P., Costley, R. A., Adams, C., Bowers, B. C., & Hibbitts, T. (2017). Habitat modeling and conservation of the Western Chicken Turtle (*Deirochelys reticularia miaria*). *Herpetological Conservation and Biology* 12(2), 307–320.
- Sadlier, R. A., Bauer, A. M., Jourdan, H., Astrongatt, S., Deuss, M., Duval, T., Bourguet, E., Mccoy, S., Bouteiller, A., & Lagrange, A. (2021). *Lacertoides pardalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021. International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021>
- Sadlier, R. A., Bauer, A. M., Wood, P. L., & Jackman, T. R. (2020). Massif speciation events in New Caledonian lizards : diversification in the genus *Marmorosphax* (Scincidae) tracks isolation on the island's ultramafic surfaces. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 66(16), 353–379.
- Sadlier, R. A., Swan, G., Astrongatt, S., & McCoy, S. (2018). New information on distribution and habitat preferences of the Leopard Skink, *Lacertoides pardalis*, across the ultramafic surfaces of southern new caledonia. *Pacific Science*, 72(2), 271–283.
- Sadlier, R. A., Deuss, M., Bauer, A. M., & Jourdan, H. (2019). *Kuniesaurus albiauris*, a new genus and species of scincid lizard from the Île des Pins, New Caledonia, with comments on the diversity and affinities of the region's lizard fauna. 73(1), 123–141.
- Sadlier, R. A., Shea, G., & Bauer, A. M. (1997). A new genus and species of lizard (Squamata, Scincidae) from New Caledonia, Southwest Pacific. In: Najt, J. & Matile, L. (Eds.). Paris: *Zoologia Neocaledonica 4. Mémoires Du Muséum National d'Histoire Naturelle 171*, pp. 379-385.
- Sadlier, R. A., Shea, G., Jourdan, H., Whitaker, A., & Bauer, A. M. (2014). The New Caledonian Leopard Skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia: Scincidae); A review of the

- species' morphology, distribution, behavior and conservation. In: Guilbert, E., T. Robillard, H. Jourdan & Grandcolas, P. (Eds.). Paris: *Zoologia Neocaledonica 8. Mémoires Du Muséum National d'Histoire Naturelle 206*, pp. 31-44.
- Scheele, B. C., Foster, C. N., Banks, S. C., & Lindenmayer, D. B. (2017). Niche contractions in declining species: mechanisms and consequences. *Trends in Ecology and Evolution*, 32(5), 346–355.
- Scherrer, D., Christe, P., & Guisan, A. (2019). Modelling bat distributions and diversity in a mountain landscape using focal predictors in ensemble of small models. *Diversity and Distributions*, 25(5), 770–782.
- Sgrò, C. M., Lowe, A. J., & Hoffmann, A. A. (2011). Building evolutionary resilience for conserving biodiversity under climate change. *Evolutionary Applications*, 4(2), 326–337.
- Smith, A. B., & Santos, M. J. (2020). Testing the ability of species distribution models to infer variable importance. *Ecography*, 43(12), 1801–1813.
- Sofaer, H. R., Jarnevich, C. S., Pearse, I. S., Smyth, R. L., Auer, S., Cook, G. L., Edwards, T. C., Guala, G. F., Howard, T. G., Morissette, J. T., & Hamilton, H. (2019). Development and delivery of species distribution models to inform decision-making. *BioScience* 69(7), 544–557.
- Stokland, J. N., Halvorsen, R., & Støa, B. (2011). Species distribution modelling-Effect of design and sample size of pseudo-absence observations. *Ecological Modelling*, 222(11), 1800–1809.
- Thuiller, W., Münkemüller, T., Schiffrers, K. H., Georges, D., Dullinger, S., Eckhart, V. M., Edwards, T. C., Gravel, D., Kunstler, G., Merow, C., Moore, K., Piedallu, C., Vissault, S.,

- Zimmermann, N. E., Zurell, D., & Schurr, F. M. (2014). Does probability of occurrence relate to population dynamics? *Ecography*, 37(12), 1155–1166.
- Tobler, W. R. (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography*, 46, 234-240.
- Tomlinson, S., Lewandrowski, W., Elliott, C. P., Miller, B. P., & Turner, S. R. (2020). High-resolution distribution modeling of a threatened short-range endemic plant informed by edaphic factors. *Ecology and Evolution*, 10(2), 763–777.
- Tulloch, A. I. T., Sutcliffe, P., Naujokaitis-Lewis, I., Tingley, R., Brotons, L., Ferraz, K. M. P. M. B., Possingham, H., Guisan, A., & Rhodes, J. R. (2016). Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. *Biological Conservation*, 199, 157–171.
- Uddin, K., Chettri, N., Yang, Y., Lodhi, M. S., Htun, N. Z., & Sharma, E. (2020). Integrating geospatial tools and species for conservation planning in a data-poor region of the Far Eastern Himalayas. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 4(3), 187–202.
- Valavi, R., Elith, J., Lahoz-Monfort, J. J., & Guillera-Aroita, G. (2021). Modelling species presence-only data with random forests. *Ecography*, 44(12), 1731–1742.
- Vitt, L. J., & Caldwell, J. P. (2014). Reproductive Modes. In: Gomez, K. & Gonzalez, P. (Eds.). *Herpetology: An introductory biology of amphibians and reptiles* (4th edition). Academic Press, pp. 157–178.
- Williams, K. J., Ford, A., Rosauer, D. F., de Silva, N., Mittermeier, R., Bruce, C., Larsen, F. W., & Margules, C. (2011). Forests of East Australia: The 35th biodiversity hotspot. In: Zachos, F. E. & Habel, J. C. (Eds.), *Biodiversity Hotspots*. Berlin: Springer-Verlag, pp. 295-310.

APPENDIX S1 Home range areas of 10 Leopard Skinks calculated by 95% Minimum Convex Polygons (MCP). Data obtained from a radiotelemetry study to be published (Deuss et al., in prep.).

Skink ID	Sex ^a	Age ^a	Tracking dates	95% MCP (m ²)
Lp22	F	Ad	05.28.2020 - 07.02.2020	1753
Lp25	M	sAd	06.02.2020 - 07.02.2020	882
Lp28	F	Ad	06.18.2020 - 07.02.2020	4243
Lp47	F	Ad	05.10.2021 - 06.16.2021	451
Lp51	F	Ad	05.11.2021 - 06.16.2021	400
Lp53	M	Ad	05.12.2021 - 06.16.2021	994
Lp55	F	Ad	05.12.2021 - 06.11.2021	576
Lp57	F	sAd	05.13.2021 - 06.15.2021	185
Lp59	F	Ad	05.31.2021 - 06.16.2021	1001
Lp63	F	sAd	06.02.2021 - 06.16.2021	273
Mean				1075.8 ± (SD) 1205.3

^aF: female; M: male

^bAd: adult; sAd: subadult

APPENDIX S2

Geographic coordinates of occurrences and pseudo-absences (WGS84).

Occurrences		Pseudo-absences	
166.50834	-22.10649	166.42701	-21.80275
166.89469	-22.21408	165.31925	-21.37656
166.97444	-22.26444	165.09311	-21.24117
166.91306	-22.31528	166.92610	-22.10207
166.19758	-21.65034	165.21678	-20.86894
166.59861	-22.13806	165.84854	-21.42676
166.39053	-21.67220	165.96339	-21.42498
166.30552	-21.65714	166.66393	-22.03076
166.92500	-22.33194	166.65333	-22.19618
166.39155	-21.67225	165.90325	-21.48682
166.92417	-22.33250	165.09067	-21.25327
166.91525	-22.31719	165.03700	-21.17417
166.91063	-22.30007	165.75593	-21.30910
166.91061	-22.30166	166.31995	-21.97061
166.93139	-22.28250	166.53060	-22.12928
166.51040	-22.10233	166.34519	-21.97108
166.93367	-22.28699	165.52314	-21.48822
166.30324	-21.65854	164.98333	-21.21846
166.92500	-22.33306	166.19309	-21.77113
166.50917	-22.10721	166.62603	-22.14664
166.97662	-22.26226	166.25511	-21.66557
166.91853	-22.31442	166.61495	-22.04230
166.69450	-22.15086	166.04409	-21.49676
166.92606	-22.33131	167.00867	-22.27134
166.93361	-22.28555	166.81219	-22.19224
166.92167	-22.31778	164.19787	-20.47147
166.91250	-22.30583	166.64461	-22.18136
166.44783	-22.04800	166.72446	-22.01556
166.91283	-22.31636	166.56710	-22.03123
166.91750	-22.30111	165.83428	-21.53035
166.06233	-21.52236	166.25005	-21.74589
166.93307	-22.28442	164.88040	-21.18337
166.92722	-22.31167	166.85113	-22.18352
166.91631	-22.31342	165.15373	-20.90844
166.92306	-22.33167	166.29790	-21.85407
166.93060	-22.28122	166.41331	-22.01180
166.89411	-22.26740	165.25582	-21.31004
166.89661	-22.21556	166.38000	-21.79252

APPENDIX S3

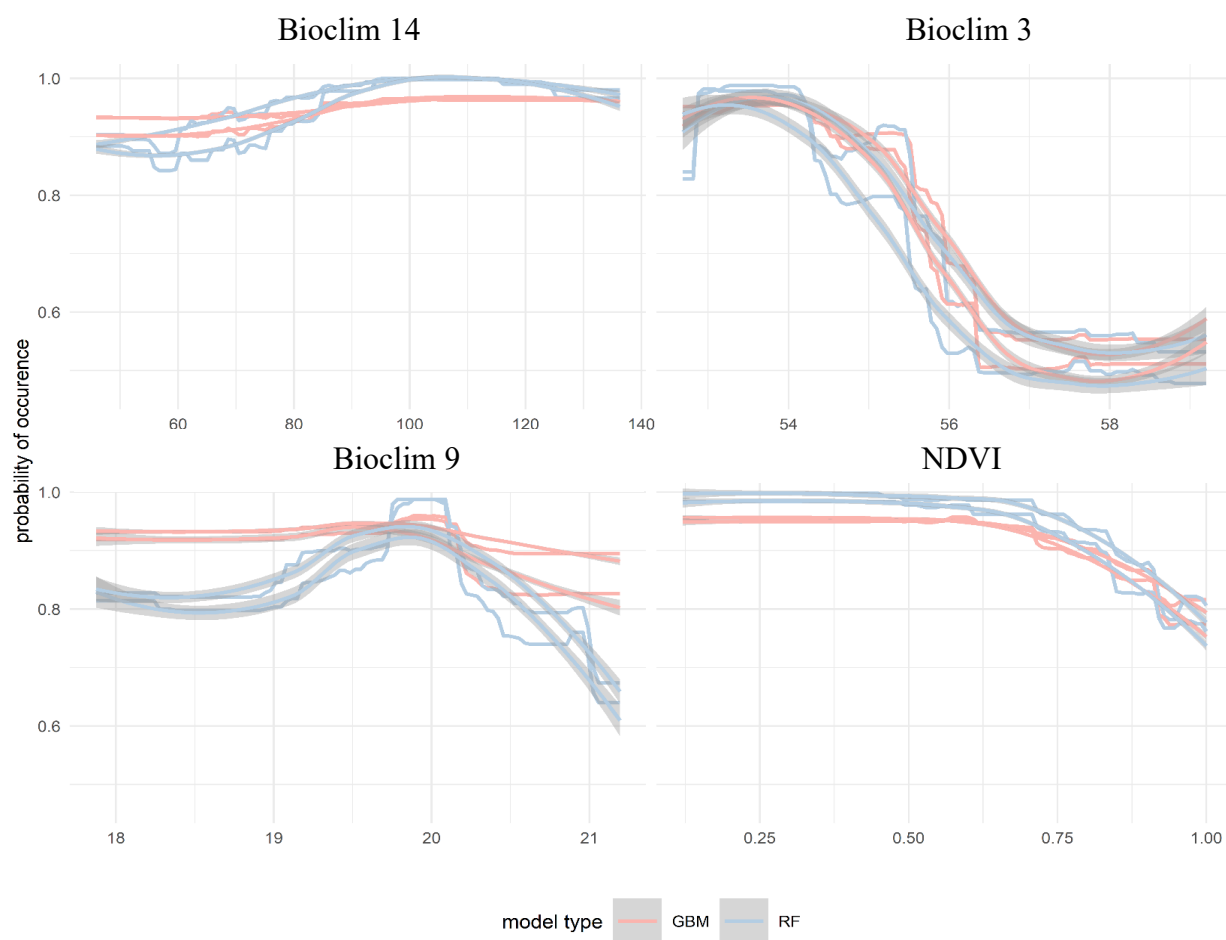
Spearman correlation matrix of environmental variables.

Bio_1	1.000																						
Bio_2	-0.081	1.000																					
Bio_3	-0.524	0.544	1.000																				
Bio_4	0.635	0.158	-0.726	1.000																			
Bio_5	0.967	0.120	-0.513	0.770	1.000																		
Bio_6	0.950	-0.358	-0.552	0.452	0.844	1.000																	
Bio_7	0.274	0.799	-0.069	0.707	0.506	-0.036	1.000																
Bio_8	0.984	-0.034	-0.536	0.684	0.970	0.914	0.338	1.000															
Bio_9	0.945	-0.090	-0.479	0.569	0.905	0.905	0.231	0.924	1.000														
Bio_10	0.989	-0.056	-0.601	0.738	0.983	0.916	0.359	0.984	0.929	1.000													
Bio_11	0.983	-0.135	-0.424	0.482	0.912	0.971	0.137	0.953	0.936	0.947	1.000												
Bio_12	-0.704	-0.060	0.538	-0.727	-0.756	-0.595	-0.452	-0.762	-0.681	-0.750	-0.628	1.000											
Bio_13	-0.314	0.058	0.574	-0.617	-0.386	-0.236	-0.340	-0.379	-0.297	-0.395	-0.213	0.754	1.000										
Bio_14	-0.808	-0.112	0.437	-0.659	-0.839	-0.698	-0.441	-0.832	-0.793	-0.825	-0.759	0.879	0.508	1.000									
Bio_15	0.723	0.151	-0.039	0.267	0.688	0.671	0.204	0.708	0.701	0.671	0.753	-0.424	0.204	-0.624	1.000								
Bio_16	-0.336	0.028	0.594	-0.668	-0.420	-0.244	-0.389	-0.409	-0.320	-0.424	-0.227	0.829	0.931	0.579	0.127	1.000							
Bio_17	-0.811	-0.086	0.469	-0.678	-0.842	-0.705	-0.434	-0.848	-0.787	-0.832	-0.759	0.932	0.569	0.956	-0.626	0.635	1.000						
Bio_18	-0.320	0.045	0.628	-0.691	-0.409	-0.228	-0.394	-0.379	-0.306	-0.415	-0.204	0.795	0.924	0.552	0.164	0.987	0.597	1.000					
Bio_19	-0.858	-0.018	0.516	-0.694	-0.875	-0.774	-0.385	-0.882	-0.802	-0.878	-0.810	0.869	0.508	0.880	-0.632	0.557	0.915	0.531	1.000				
MNT	-0.921	0.020	0.652	-0.802	-0.945	-0.822	-0.438	-0.926	-0.858	-0.954	-0.854	0.749	0.466	0.796	-0.554	0.501	0.800	0.502	0.846	1.000			
NDVI	-0.335	0.094	0.243	-0.242	-0.321	-0.334	-0.061	-0.341	-0.326	-0.336	-0.323	0.327	0.217	0.317	-0.220	0.222	0.347	0.205	0.311	0.239	1.000		
	Bio_1	Bio_2	Bio_3	Bio_4	Bio_5	Bio_6	Bio_7	Bio_8	Bio_9	Bio_10	Bio_11	Bio_12	Bio_13	Bio_14	Bio_15	Bio_16	Bio_17	Bio_18	Bio_19	MNT	NDVI		

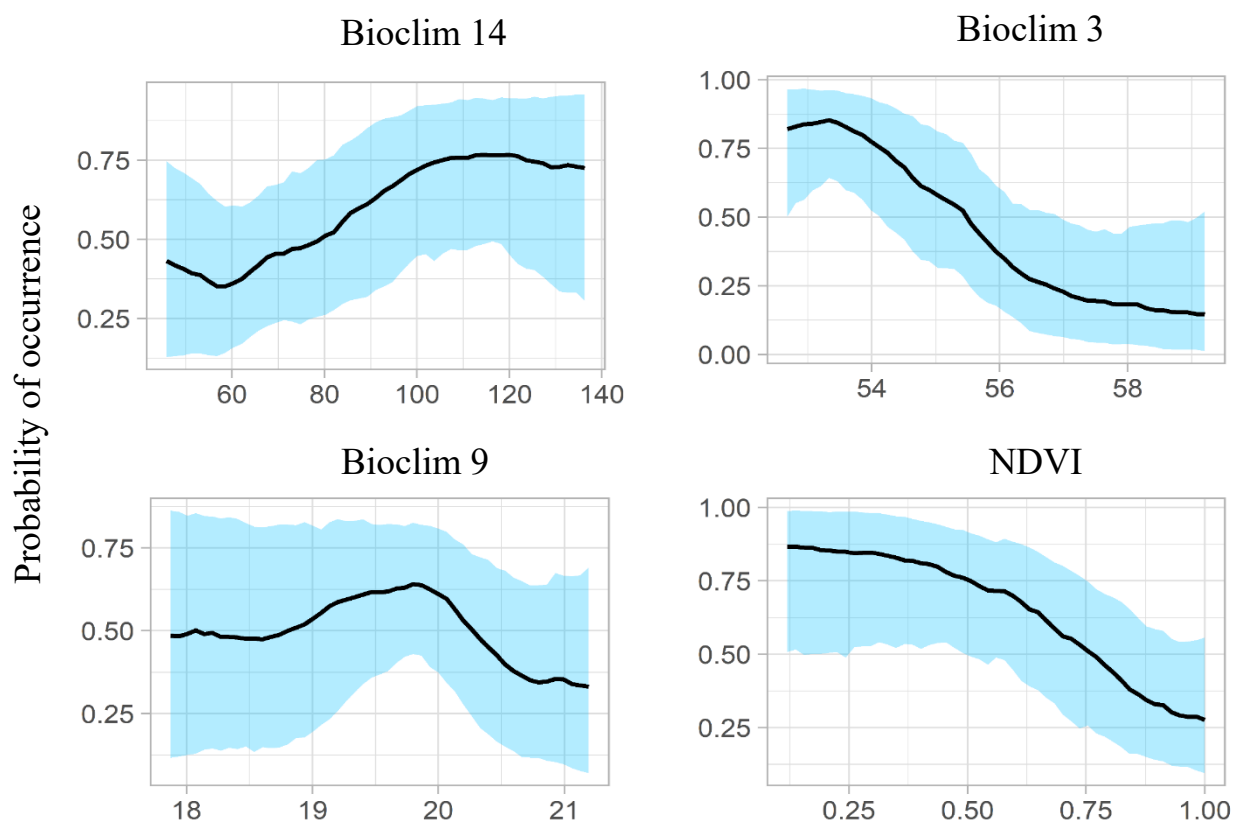
APPENDIX S4Variable importance based on *Biomod2*.

Variable	Score importance	Percentage
Bioclim3	0.4740	72.9
NDVI	0.0833	12.8
Bioclim9	0.0433	6.7
Bioclim14	0.0071	1.1
Bioclim18	0.0064	1.0
Bioclim7	0.0058	0.9
Bioclim16	0.0054	0.8
Bioclim1	0.0045	0.7
Bioclim5	0.0033	0.5
Bioclim12	0.0030	0.5
Bioclim12	0.0025	0.4
Bioclim6	0.0022	0.3
MNT	0.0022	0.3
Bioclim10	0.0018	0.3
Bioclim8	0.0016	0.3
Bioclim11	0.0011	0.2
Bioclim13	0.0011	0.2
Bioclim17	0.0008	0.1
Bioclim19	0.0005	0.1

APPENDIX S5 Response curves based on *Biomod2*.

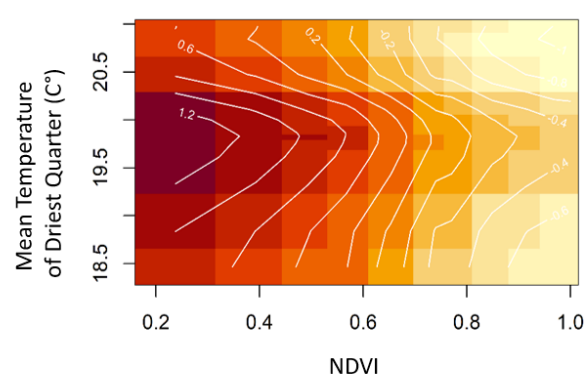
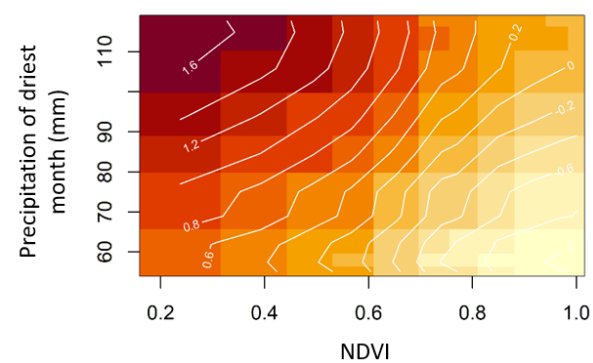
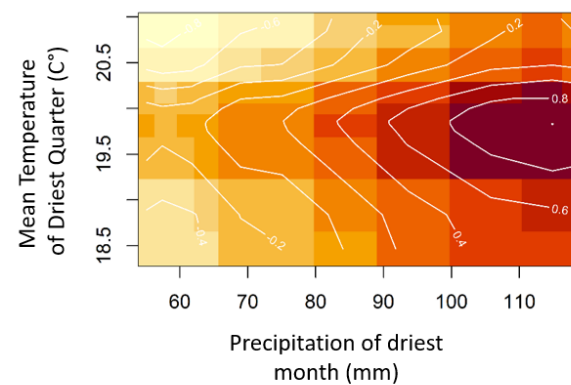
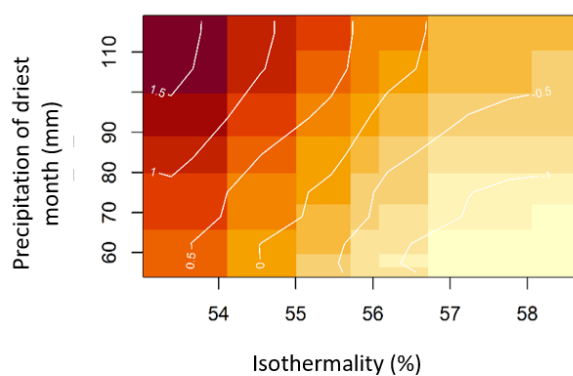
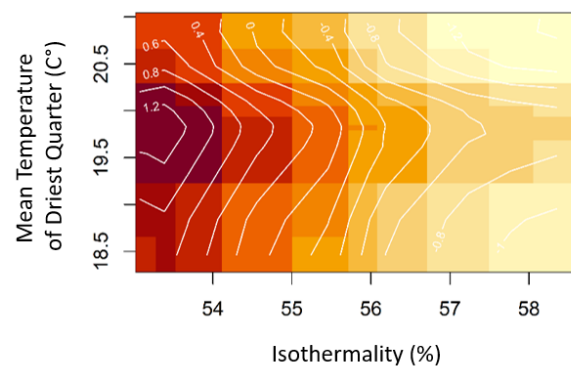
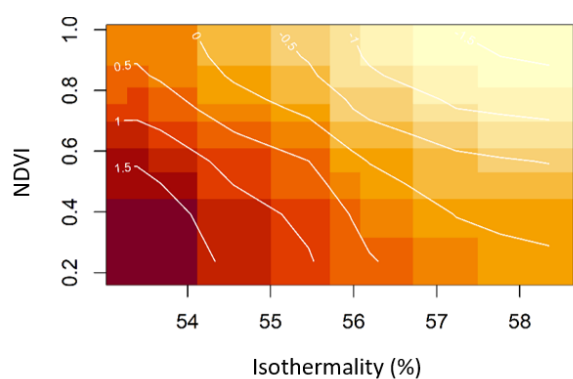


APPENDIX S6 Response curves based on *Embarcadero*.



APPENDIX S7

Niche representation through two dimensional dependance plots.



CHAPITRE 6

UTILISATION DE L'HABITAT, INTERACTIONS SOCIALES,
REPRODUCTION : L'HISTOIRE DE VIE DU SCINQUE-LÉOPARD
REVISITÉE



I. ARTICLE : Étude radiotéléométrique de la structure sociale et de l'utilisation de l'habitat du Scinque-léopard

I.1. Contexte de l'étude

L'article retranscrit dans ce chapitre constitue l'aboutissement de deux sessions prolongées de suivi radiotéléométrique du Scinque-léopard. Les scinques suivis étaient équipés d'émetteurs VHF de taille réduite (modèle *Coded VHF NanoTag*, de la marque Lotek), pesant entre 0,26 et 3 g selon le poids des individus. Après leur relâche, les individus étaient localisés entre deux et quatre fois chaque jour au moyen d'un récepteur équipé d'une antenne. La puissance du signal reçu (émettant un code propre à chaque émetteur), est la seule indication permettant d'estimer la direction et la distance dans cette technique ; chaque localisation, accompagnée des observations et de la prise de note, était faite en une demi-heure environ. Lors de chaque session, la capture des individus, au moyen d'un dispositif conséquent de pièges collants (voir Chapitre 3), se déroulait en parallèle du suivi des individus équipés. Le taux de capture quotidien était en moyenne d'un individu sur Mine A1 et de deux sur Némou (jusqu'à quatre), et la plupart des individus étaient trop jeunes pour être équipés d'émetteurs. Les conditions météorologiques s'ajoutaient à ces contraintes, qui expliquent que chaque session s'est étalée sur environ six semaines de terrain.

La première session s'est déroulée de mai à juillet 2020 (en fin de saison humide), sur la station "historique" de la Mine A1, une des plus anciennes populations connues, et le site receveur des spécimens déplacés depuis la concession CP-A1 en 2015. La fin de saison humide est censée correspondre à une phase de prise de nourriture, suivant les reproductions (août-octobre), les naissances (décembre-janvier) et précédant la période froide de l'hiver austral (juillet-septembre). Un des objectifs secondaires de cette campagne était de détecter d'éventuels survivants de cette translocation, objectif qui n'a pas été atteint. Au fil des captures, nous avons rapidement constaté que les scinques étaient concentrés dans les parties les plus humides de la zone, où des poches de végétation relictuelles abritaient l'essentiel des pieds de *Myrtastrum rufopunctatum*, qui s'avère être l'espèce la plus fréquemment consommée par le Scinque-léopard dans cette région. La population s'est révélée très restreinte, et les captures ont cessé au bout de 11 jours, sur un total de 22 jours, avec seulement 8 individus, dont 4 adultes. Les habitats de la Mine A1 étaient visiblement trop dégradés pour accueillir une population prospère

de scinque-léopard. Nous souhaitons reproduire le suivi durant la saison sèche suivante (septembre-décembre 2021, de manière à couvrir la saison de la reproduction et de la gestation des femelles), mais ce constat nous a poussé à choisir une nouvelle population plus dense. Le choix s'est porté sur un site nouvellement découvert à l'Est de la pépinière de Vale NC, proche de la concession CP-A1, sur laquelle la population, avant l'ouverture de la carrière, avait été jugée particulièrement dense. Malheureusement, après une campagne de capture de dix jours et l'équipement de trois adultes, les blocages de la région du Grand Sud, en réaction à la revente de l'usine de Goro, nous ont contraints à clore prématurément cette session, dont les résultats ne sont pas publiés ici. L'étude n'a pu être reprise qu'en mai 2021, sur la population de l'îlot Némou. Cette deuxième session a fourni la majorité des résultats exploitables et les observations les plus intéressantes sur le comportement des scinque-léopard.

L'étude radiotéléométrique de l'utilisation de l'habitat et des interactions sociales est donc constituée de deux réplicats à la même période : la fin de la saison humide. La poursuite de l'opération en saison sèche était programmée pour septembre 2021 ; malheureusement, l'arrivée en Nouvelle-Calédonie du covid-19 a entraîné la mise en place du dernier confinement sanitaire, le 6 septembre 2021. Il a été choisi de mettre fin à l'étude à cette période.

I.2. Résumé français

Le résumé suivant est une traduction française de l'*abstract* de la publication originale :

La sélection et la mise en œuvre de mesures de conservation nécessitent une connaissance approfondie de l'écologie et de la biologie des espèces ciblées. Les translocations de populations de reptiles sont particulièrement susceptibles d'échouer si leurs besoins fondamentaux en matière d'habitat et de structure sociale sont négligés. Le Scinque-léopard (*Lacertoides pardalis*) est une espèce de lézard vulnérable, restreinte aux maquis des régions ultramaïques riches en nickel de Nouvelle-Calédonie, en première ligne face à la pression croissante des activités minières. Son extrême discrétion limite les observations et les possibilités d'études écologiques. Nous avons suivi par radiotélémetrie deux populations de scinque-léopard à la fin de la saison chaude, après la reproduction annuelle, afin de fournir des données de base sur les domaines vitaux, les relations intraspécifiques et les préférences d'habitat, dans la perspective de futures actions de conservation. La surface moyenne des domaines vitaux saisonniers, calculés par la méthode de *l'Auto-correlated Kernel Density Estimation* (AKDE) est de 4350,7 m². Le sex-ratio apparent est fortement en faveur des femelles (80% des spécimens sexuellement matures détectés) et nous avons observé des

groupes stables de quelques femelles et d'un mâle, dont les domaines vitaux se chevauchent largement. Les scinque-léopard occupent une gamme de végétation de maquis ligno-herbacé à para-forestier, et dépendent des micro-habitats rocheux pour s'abriter, mais aussi pour leurs activités quotidiennes. Les gîtes sont soigneusement sélectionnés et utilisés par plusieurs individus. Cette étude lève une partie du voile sur la structure sociale des scinque-léopard, et nos résultats appellent à la prudence dans la conception d'opérations de translocation.

I.3. Manuscrit

L'intégralité du manuscrit, soumis à la revue *Journal of Herpetology* le 5 novembre 2022 et actuellement en cours de révision, est retranscrite ci-dessous.

**Social Structure and Habitat Use of the New Caledonian Leopard Skink (Scincidae:
Lacertoides pardalis): a Radiotelemetric Study**

MATTHIAS DEUSS^{1,3}, ALICE BOUSSEYROUX¹, PIERRE-LOUIS STENGER², AND HERVE JOURDAN¹

¹Aix Marseille Université, France's National Centre for Research (CNRS), French National Research Institute for Sustainable Development (IRD), Avignon Université, Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Centre IRD de Nouméa, BPA5, 98848 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie

²Institut Agronomique néo-Calédonien (IAC), Équipe Sol & Végétation (SolVeg), 101 Promenade Roger Laroque, 98848 Nouméa, New Caledonia

³Corresponding author. E-mail: matthias.deuss@gmail.com

ABSTRACT.— The selection and implementation of conservation measures require in-depth knowledge of the ecology and biology of the target species. The translocations of reptile populations are particularly likely to fail if basic habitat requirements and social structure are overlooked. The Leopard Skink (*Lacertoides pardalis*) is a vulnerable lizard species restricted to maquis shrublands on the nickel-rich ultramafic soils of New Caledonia, on the front line in the face of growing pressure from mining activities. Extreme wariness limits observations and opportunities for ecological studies. We radio-tracked Leopard Skinks from two contrasting populations at the end of the warm season, after annual reproduction, in order to provide baseline data on home ranges, intraspecific relationships and habitat preferences for future conservation actions. Mean seasonal home range area calculated by Auto-correlated Kernel Density Estimation (AKDE) is 4350.7 m². The apparent sex ratio is strongly in favor of females (80% of sexually mature specimens detected) and we observed stable groups of a few females

and one male, with home ranges largely overlapping. Leopard Skinks occupy a range of open to closed, forest-like maquis vegetation and rely on rocky micro-habitats for shelter, but also daily activities. Shelter sites are carefully selected and used by several individuals. This study lifts part of the veil on the social structure of Leopard Skinks and our results call for caution in the design of translocation operations.

Key Words: autocorrelated kernel density estimation, conservation, home range, minimum convex polygon, very high frequency radiotelemetry, squamates, translocation

INTRODUCTION

With 136 described lizard species (Bernstein et al. 2021; Bauer et al. 2022), most of which endemic (94.1 %), New Caledonia stands out as one of the world's major hotspots of reptile biodiversity, for a land surface of only 18,575 km². According to the most recent Red List Assessment, 74 species are threatened or 'Data Deficient' (IUCN 2022), and most of the recently described species are narrow endemics pre-evaluated as threatened. The herpetofauna of New Caledonia faces a range of threats typical of an insular ecosystem – predation, competition and habitat degradation by introduced species, and habitat transformation driven by human activities. Among these, the mining of rare metals is a specificity of New Caledonia, which holds about 10% of the world's nickel reserves. The current race for these metals accelerated by a growing demand for electric batteries predicts an exponential increase in nickel exploitation in New Caledonia (Ibanez et al. 2019; Lannuzel et al. 2022). The International Union for the Conservation of Nature (IUCN 2022) estimates that 45% of threatened lizard species in New Caledonia are under pressure from habitat removal for mining operations. In this typical case where human activities conflict with the survival of protected species, industrialists are increasingly choosing the translocation of species at stake as a mitigation

measure (Germano et al. 2015). On a global scale, the conservation of reptiles lags behind that of other terrestrial vertebrates (Tingley et al. 2016; Chapple et al. 2021; Cox et al. 2022); as a result, reptile translocations have come later and received less attention than for mammals or birds (Armstrong et al. 2015; Romijn and Hartley 2016). Yet, in the first published review of reptile and amphibian translocations, Dodd and Seigel (1991) already warned against the low success rate of translocation and recommended not to use it as part of a conservation strategy, emphasizing the need to properly assess the causes of the decline of species, their biological and habitat requirements, genetic diversity and social structure, and the importance of long-term post-translocation monitoring. Subsequent reviews note that these recommendations are not being followed in the majority of cases (Germano et al. 2015; Sullivan et al. 2015; Romijn and Hartley 2016).

The New Caledonian Leopard Skink (*Lacertoides pardalis* Sadlier, Shea and Bauer 1997) is a medium-sized lizard whose known distribution covers the main ultramafic massifs – i.e. a geological substrate poor in nutrients and rich in metals, including nickel (Maurizot et al. 2020) – of the southern half of mainland New Caledonia (Fig. 1). Leopard Skinks primarily inhabit maquis shrublands – a succession of low to mid-height, dense vegetation, typical of the repeated action of fire, and featuring an exceptional proportion of endemic plants, as a result of a long evolutionary history on ultramafic soils (Isnard et al. 2016; Pillon et al. 2021). As a monotypic genus, *Lacertoides* stands out among New Caledonian skinks by several features that can be linked to its adaptation to maquis shrublands. It is the only known skink to feed primarily on fruits, and one of the few viviparous skinks in New Caledonia (Sadlier et al. 1997, 2014, 2018). It is known to be highly reliant on peridotite outcrops for shelter and thermoregulation, a feature that could explain its extreme wariness in connection with avian predation.

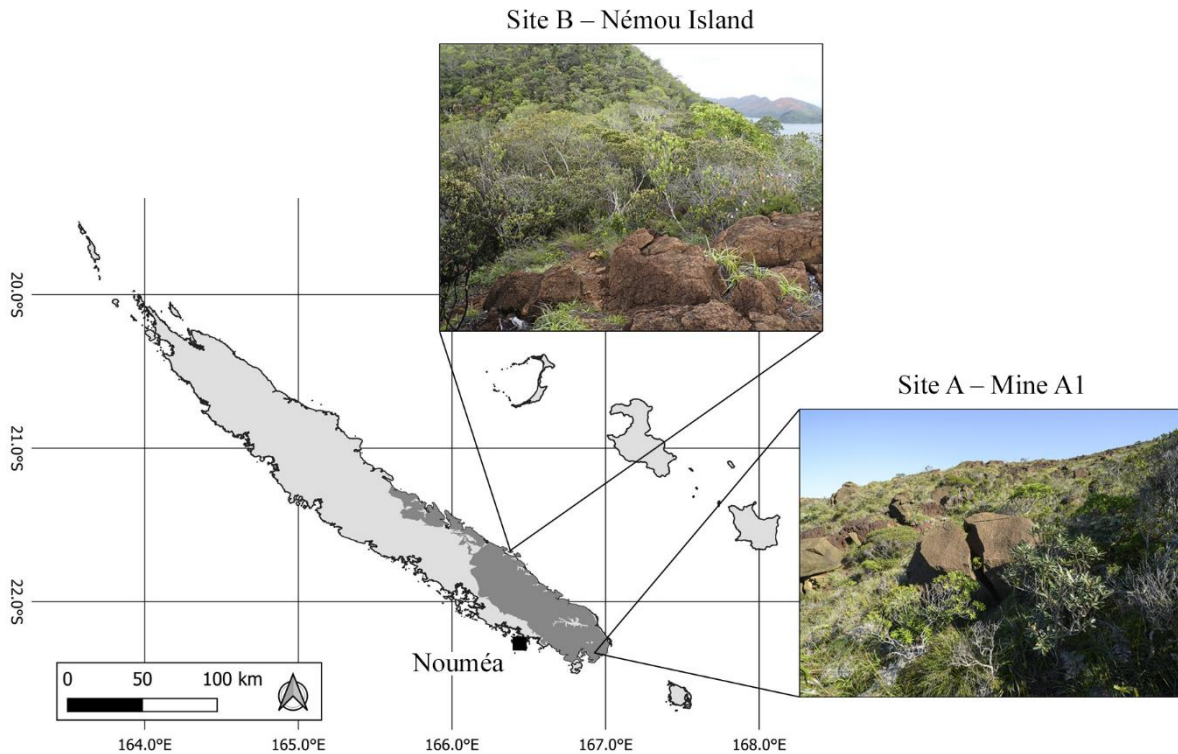


FIG. 1. Map of New Caledonia showing locations of study sites with pictures of typical habitats. Gray areas represent ultramafic massifs known to be occupied by Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*). Photographs by Matthias Deuss. Source of map data: Government of New Caledonia (<https://georep.nc/>).

Because of their habitat preferences and the fact that they are strictly restricted to ultramafic surfaces, Leopard Skinks are threatened all over their range by mining activities. In 2015, before the clearing of a large stretch of suitable habitat for the opening of a quarry, an experimental translocation was conducted (Sadlier et al. 2018). Seventeen specimens were moved to an abandoned mine with a resident population of Leopard Skinks. Subsequent monitoring (Astrongatt 2016a,b, 2018, unpubl. reports) failed to recapture translocated specimens, although one resident adult female was recaptured in 2018. Several factors can explain why apparently none of the translocated skinks were established in the area – although it is possible a few escaped detection. Post-release dispersal and/or homing is a serious issue in translocation operations (Germano et al. 2015; Richardson et al. 2015; Pille et al. 2018). Movement frequency is known to increase after release (Germano 2007). Captivity, handling, transport, and the novelty of the release habitat induce stress, to which the animals respond by stress avoidance

behaviors, including dispersal (Dickens et al. 2010). Competition for food and/or shelter sites, possibly resulting in aggressive interactions, is also a possibility for individuals which may have not dispersed immediately (Fenner and Bull 2011; Ebrahimi and Bull 2014), since skinks were relocated into an existing population – what IUCN defines as a ‘population reinforcement’ (IUCN/SSC 2012). Despite a substantial effort put into monitoring and reporting, this operation suffered from a lack of baseline data on space use, habitat requirements, and social structure of the target species. As an experiment, it would have benefited from the tracking of both translocated and resident skinks, to monitor the level of dispersal (Nussear et al. 2012) and understand the effects of the introduction of a large number of specimens on the social structure of the resident population.

To provide valuable information for future conservation measures, including translocation, we used Very High Frequency (VHF) radiotelemetry to describe the ecology and intraspecific interactions of Leopard Skinks in the wild, with the underlying question of habitat partitioning between adult males and females. The seasonal home range, if associated with the mean number of animals in a group, is a useful metric for assessing the carrying capacity of a given site, from the perspective of a translocation (Kemp et al. 2015). Some translocation practitioners have shown the efficiency of ‘soft release’ in penned areas to reduce the risk of dispersal and facilitate establishment on the recipient site (Knox and Monks 2014; Fitzgerald et al. 2015; Flynn-plummer and Monks 2021), and home range estimates of wild animals can be used to inform the minimal penning area required. We used a recently developed family of estimators, Auto-correlated Kernel Density Estimation (AKDE, Fleming et al. 2015), to model home ranges and utilization distribution, and obtain a finer picture of how skinks use and share their territories.

MATERIALS AND METHODS

Study Sites and Periods.—We monitored two populations of Leopard Skinks (Fig. 1), one year apart. Leopard Skinks follow an annual breeding cycle (Sadlier et al. 2014), with mating occurring at the end of winter (from August to October) and births likely taking place at the beginning of the wet season, around January. We carried both field sessions at the end of the warm and wet season, between May and July, in 2020 and 2021. There are no records of mating or aggressive interactions between skinks at this time of the year, and rains are less intense and frequent, which allows for extended field operations.

Site A is the abandoned mining site known as ‘Mine A1’ located on the Goro Plateau (Fig. 1), the recipient site for the aforementioned translocation experiment in 2015. The population studied there lies in a small valley around 250 m asl., bordered by steep, rocky slopes. This region has suffered a long history of deforestation, fires, and mining, and Site A is covered by low, semi-open maquis shrubland. A few patches of low trees and shrubs remain in less degraded areas and gullies and provide fruit resources, such as *Myrtastrum rufopunctatum*, and *Cyathopsis albicans*. Otherwise, severely depauperate vegetation and heavily eroded areas of bare soil occupy most of the site. Many large peridotite outcrops are scattered throughout the landscape. Introduced predators include feral cats and Pacific Rats *Rattus exulans*. In February 2019, a fire impacted parts of the habitats occupied by Leopard Skinks. We found the population to be small and restricted at site A, which encouraged us to seek another study site.

Site B is located near the summit of Némou Is. (ca. 130 m asl.), a 118 ha island of ultramafic substrate lying in the middle of a shallow bay on the east coast of mainland New Caledonia (Fig. 1). Némou has been spared by mining activities and fires. Vegetation around the summit includes low maquis shrubland and a range of regenerating stages of tall, closed maquis, known as ‘maquis paraforestier’ (McCoy et al. 1999; Jaffré 2022), very similar to a forest with a maximum canopy height of about 8 m. It supports a diversity of fruits recorded in the feces of

Leopard Skinks, such as *Uromyrtus artensis* and *Atractocarpus vaginatus*. In open maquis, *C. albicans* is the most frequently consumed species, but *M. rufopunctatum* was also recorded. Large peridotite outcrops and cliffs are scattered mostly under the forest cover, whereas large stretches of peridotite scree are frequent all over the area. Ship Rats *Rattus rattus* and Pacific Rats are abundant, and some areas are infested with Little Fire Ants *Wasmannia auropunctata*. Despite the presence of these pests, Némou has perhaps the healthiest population of Leopard Skinks in New Caledonia (Deuss and Jourdan, 2022, in press).

Captures.—Leopard Skinks are hardly detected by visual surveys. Glue traps baited with canned fruit are currently the most efficient capture technique (Deuss and Jourdan, 2022, in press). We operated a total of 930 trap days in 22 days on site A and 1,330 trap days in 19 days on site B. We removed skinks from the traps by gently rubbing them with vegetal oil, then kept them in cotton bags for 24 hrs to collect their feces. We recorded snout-to-vent length (SVL) and weight for each specimen, determined sex by manual eversion of the hemipenes, and took photographs of dorsal patterns, head scales, and scars for photo-identification.

Radiotelemetry.—We used coded VHF NanoTags (Lotek Wireless Inc.) of different models ranging from 0.26 g to 3.0 g, in order not to exceed 5% of the body mass of the skinks. We fitted tags with surgical tape on the side of the tail base, about 5 mm posterior to the vent opening (Fig. 2), as described by Germano (2007) and Barr (2009). On average, the surgical tape added an extra 0.3 g to the equipment. This attachment method is more adapted to rock-dwelling skinks than backpacks, as it prevents animals from getting stuck in cracks. It is also advantageous that tags are allowed to wear off naturally with slough since recaptures are always uncertain for this species. Skinks were released after sunset at the exact location of their capture. On site B, we released them in wooden birdhouses, filled with leaf litter, set with the opening



FIG. 2. Subadult male Leopard Skink (*Lacertoides pardalis*) equipped with a 0.90g VHF transmitter, sun-basking in the early morning next to its rocky retreat on site A. Photograph by Matthias Deuss.

turned upwards and sticks placed in the entrance to provide a way out. In doing so, we aimed at providing a safe shelter for the night and reducing post-release dispersal. The efficiency of this system could not be tested due to low sample sizes and our inability to systematically track each animal the day following release, but camera traps set at the entrance of six birdhouses confirmed that skinks spent the night inside and left at sunrise. We relocated skinks two to four times a day using an SRX800 receiver and a Yagi 3 folding antenna (Lotek Wireless Inc.). When a skink was in close range, we hold still for a minute, to determine if it was moving by checking variations of signal intensity. Then we honed in until the skink or its shelter was located and recorded geographic coordinates. Skinks spotted fleeing were not pursued and care was taken to record behavior if spotted in the open.

Habitat Preferences.—We recorded a set of micro-habitat variables to determine habitat preferences. The percentage of ground cover was estimated in a circle of 1 m radius around every relocation point (i.e. a fix) for the following elements: rocks, leaf litter, herbaceous plants, shrubs and bare soil. On site B, where skinks are found in closed habitats, we also estimated

canopy height and cover – as a categorical variable with four classes for the latter. Because Leopard Skinks are strictly diurnal and strongly heliophilous, we identified shelters as the fixes taken after sunset or in the late afternoon on cold or rainy days. In addition to the above variables, we recorded the type of shelter used. We assessed habitat preferences during activity periods by excluding shelter fixes and comparing microhabitat variables between fixes and sites randomly chosen within the monitored areas. We used generalized linear models (GLM) with a binomial probability distribution, with relocation and random sites converted as a binary presence/absence response variable and the model adjusted using a backward-stepwise approach. Models were realized with the *stats* R package version 4.2.1 on R version 4.2.1 (R Core Team, 2022).

Home Ranges.—We calculated seasonal home ranges using Autocorrelated Kernel Density Estimation (AKDE). Traditional estimators used in animal home range studies, such as Minimum Convex Polygons (MCP) and Kernel Density Estimators (KDE), assume telemetry data to be independently and identically distributed (IID). Yet, it is generally not the case, especially in larger datasets produced by GPS tags (Fleming et al. 2015; Noonan et al. 2019; Silva et al. 2022). VHF radiotelemetry datasets are less prone to temporal auto-correlation since the interval between successive fixes is generally quite long (Silva et al. 2022); on the other hand, reptiles move less frequently than other terrestrial vertebrates, therefore increasing the level of autocorrelation. As a consequence, MCPs and KDEs tend to underestimate home ranges (Row and Blouin-Demers 2006; Fleming and Calabrese 2017; Noonan et al. 2019). The AKDE family of home range estimators are currently the only ones to tackle the biases induced by auto-correlated data (Noonan et al. 2019), and as such are recommended for reptile telemetry studies (Averill-Murray et al. 2020). We carried out analyses using the *ctmm* R package version 1.0.0 (Calabrese et al. 2016) for AKDE calculations, following the practical guidelines provided

by Silva et al. (2022). For comparison purposes, we also calculated 95% MCP with the *amt* R package version 0.1.7 (Signer and Fieberg 2021).

For each radio-tracked individual, we checked whether the range residency assumption was met by examining variograms of the average square displacement of animals as a function of time, as described by Silva et al. (2022); we also checked that the effective sample size (N) was above five before going further on analyses. Autocorrelation of data was then estimated by a movement model chosen by the perturbative Hybrid Residual Maximum Likelihood estimation method (pHREML, Fleming et al. 2019). We calculated home ranges by a simple AKDE estimate for individuals better described by an ‘IID’ movement model (uncorrelated data) and applied corrections for small effective sample sizes, unrepresentative sampling time, and oversmoothing by pHREML weighted AKDE (pHREML wAKDEc) for individuals following an ‘OU’ movement model (correlated positions but uncorrelated velocities, Ornstein-Uhlenbeck). Parametric bootstrapping was attempted for very small sample sizes ($N < 5$). We calculated seasonal home range areas at 95% AKDE and core areas at 50% AKDE and measured the overlapping areas between individuals to get an index of intraspecific interactions.

RESULTS

Captures and Tracking Summary.—We equipped five Leopard Skinks on site A (two males, two females, one juvenile). One adult male escaped and remained hidden for several days in steep cliffs within a recently burned area, and lost his tag shortly afterward. The juvenile, weighing 7 g and equipped with a 0.45 g tag (about 0.75 g for total equipment), showed high levels of stress, moving short distances and hiding constantly; we removed its tag after three days. On site B, we equipped 12 skinks (1 male, 10 females, 1 juvenile). Two adult females exhibited some level of stress and kept hidden most of the time; two subadult females kept

hidden and lost their tag within a few days; finally, the juvenile, weighing 6 g and equipped with a 0.26 g tag (about 0.56 g for total equipment), lost its tail with the tag attached to it the day after release, apparently after being attacked by a predator or a conspecific. Overall, we obtained valuable telemetry data from three skinks on site A and seven on site B. Details are given in Table 1.

TABLE 1. Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) captured and equipped with VHF tags on both study sites and details of tracking. Individuals in gray lines exhibited high levels of stress or lost their tag prematurely and were not included in home range analyses. Ad: adult, sAd: subadult, Juv: juvenile.

Skink ID	Sex	Age	SVL (mm)	Weight (g)	No. fixes	No. tracking days	Duration	Tracking dates
Site A								
Lp22	F	Ad	130	51	55	22	36	05.28.2020 - 07.02.2020
Lp25	M	sAd	110	30	50	20	31	06.02.2020 - 07.02.2020
Lp28	F	Ad	125	44	24	10	15	06.18.2020 - 07.02.2020
Lp21	M	Ad	114	39	17	12	22	05.28.2020 - 06.18.2020
Lp24	NA	Juv	70	7	8	3	7	05.29.2020 - 06.03.2020
Site B								
Lp47	F	Ad	113	34	22	18	38	05.10.2021 - 06.16.2021
Lp51	F	Ad	130	53	29	18	37	05.11.2021 - 06.16.2021
Lp53	M	Ad	133	67	31	18	36	05.12.2021 - 06.16.2021
Lp55	F	Ad	123	50	20	13	31	05.12.2021 - 06.11.2021
Lp57	F	sAd	110	28	24	16	34	05.13.2021 - 06.15.2021
Lp59	F	Ad	135	66	19	13	17	05.31.2021 - 06.16.2021
Lp63	F	sAd	100	21	8	8	15	06.02.2021 - 06.16.2021
Lp48	F	sAd	98	18	3	2	10	05.10.2021 - 05.19.2021
Lp50	NA	Juv	66	6	1	1	1	05.10.2021 - 05.11.2021
Lp52	F	sAd	98	20	3	3	8	05.11.2021 - 05.18.2021
Lp67	F	Ad	138	67	12	10	44	06.03.2021 - 06.16.2021
Lp68	F	Ad	135	62	11	8	42	06.05.2021 - 06.16.2021

Habitat Preferences.—On site A, large surfaces of bare soil occur; skinks significantly avoided these areas and were mostly found around vegetation (Fig. 3A.). The bare soil + rocks + leaf litter + herbaceous plants + shrubs against presence/absence GLM (binomial family) shows significant differences for all five micro-habitat variables with respective *P*-values of 2.46e-02, 2.55e-05, 1.50e-03, 7.22e-04 and 1.04e-4 (see Fig. S1 for detailed results). A Principal

Component Analyses (PCA) shows shrubs, herbaceous plants and leaf litter are anti-correlated to rock cover, and highlights the avoidance of bare soil areas, based on 72% (42.7% + 29.3%)

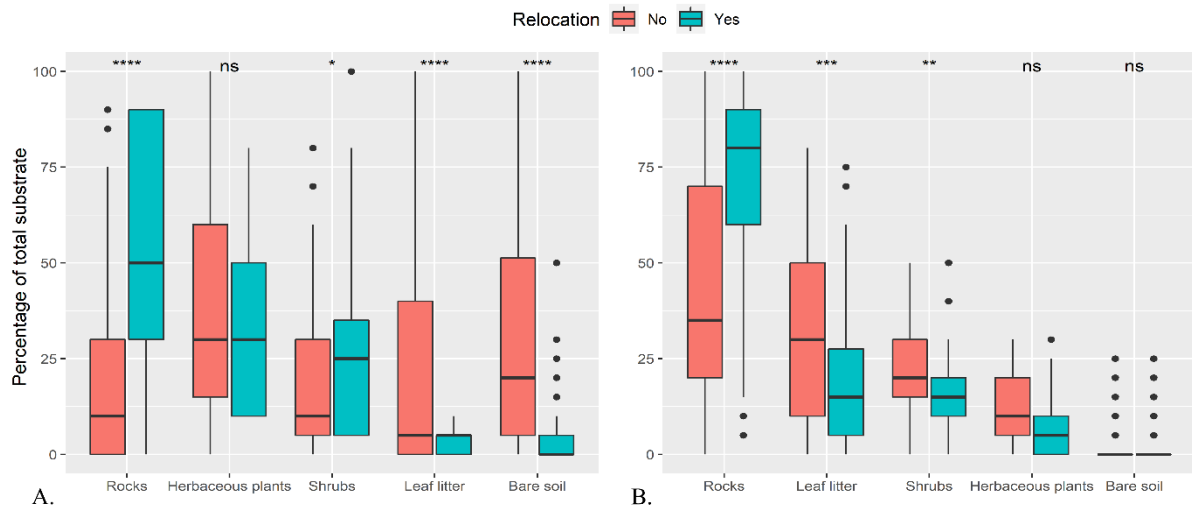


FIG. 3. Micro-habitat variables measured at relocation points during activity periods of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*), expressed as percentage ground cover on circles of 1 m radius, compared to random sites, on site A and B. Levels of significance for Wilcoxon tests are given above each variable; ns: $P > 0.05$, *: $P \leq 0.05$, **: $P \leq 0.01$, ***: $P \leq 0.001$, ****: $P \leq 0.0001$.

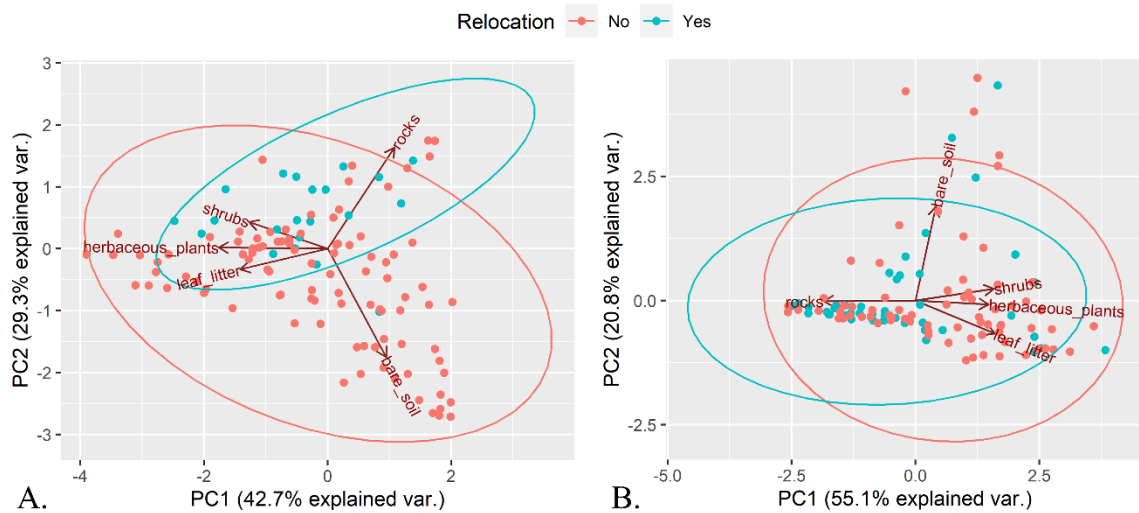


FIG. 4. Principal Component Analyses of micro-habitat variables measured at relocation points during activity periods of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*), on site A and B. Ellipses represent 95% standard deviation for relocation data (blue) and random points (red).

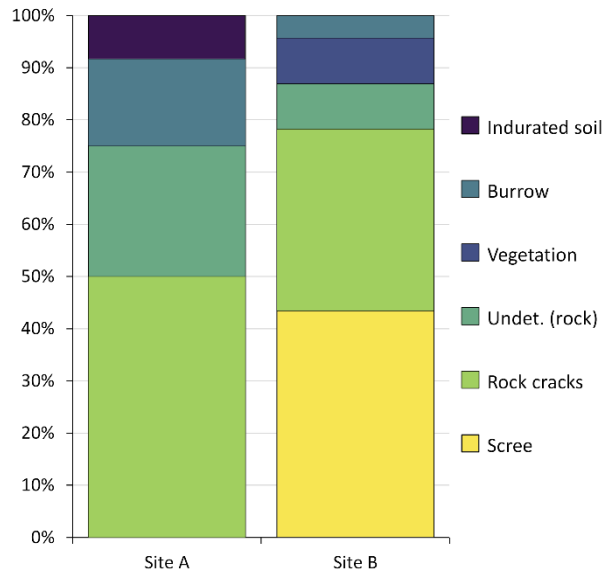


FIG. 5. Shelter types used by Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*). N = 12 and 23 on sites A and B, respectively.

of the total variability (Fig. 4A.). On site B, the rocks + leaf litter + canopy height + canopy cover against presence/absence GLM (binomial family) was selected. Only rocks and canopy height show significant differences with respective *P*-values of 1.37e-05 and 2.38e-03 (see Fig. S2 for detailed results). The canopy height had a low negative effect on presence, but this could be a consequence of individual preferences, as three skinks occupied closed maquis paraforestier more than others. The PCA for site B shows the same pattern of correlations between micro-habitat variables and confirms preference for rocky areas, based on 75.9% (55.1% + 20.8%) of the total variability (Fig. 4B.). Another PCA including canopy height with individuals as secondary groups confirms that several skinks have contrasting preferences regarding canopy height, based on 75.4% (55.5% + 19.9%) of the total variability (Fig. S3).

Shelters.—We identified 12 shelter sites on site A and 23 on site B, respectively. These low numbers did not allow us to use GLMs for testing micro-habitat differences around shelters. We found that Leopard Skinks used between one and six distinct shelter sites (mean = $3.29 \pm$ SD 1.54). Individual shelter sites were used by up to three skinks (mean = $1.31 \pm$ SD 0.58), but

we found two skinks together on only one occasion (Lp48 and Lp53). More typically, skinks would spend several nights in a row in the same shelter before moving to another and sometimes returned to a previously occupied shelter. On site A, the most frequent type of shelter was rock cracks, whereas on site B, scree was favored and rock cracks came in second position (Fig. 5) – there is no scree on site A. Non-rocky shelter types were rarely used. Burrows under rocky outcrops, possibly dug by rats, were sometimes used. On one occasion, a female spent three nights in a crack of an indurated soil embankment, but since this event occurred immediately after release, it can be interpreted as an effect of stress.

TABLE 2. Movement model, home range estimator selection, and calculated areas in square meters for seasonal home ranges (95% AKDE), core areas (50% AKDE), and Minimum Convex Polygons (95% MCP) of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*). Individuals in gray lines were included in home range analyses despite some level of stress exhibited.

Skink ID	Movement model	Effective sample size	95% AKDE	CI (95%) AKDE	50% AKDE	CI (50%) AKDE	95% MCP
Site A							
Lp22	OU	42.14	3820	2755-5066	894	630-1180	1753
Lp25	OU	35.66	2346	1641-3181	564	392-765	882
Lp28	OU	5.17	21367	7101-43373	3745	1234-7582	4243
Site B							
Lp47	IID	22	1198	751-1749	197	123-287	451
Lp51	OU	13.12	1333	712-2147	318	168-510	400
Lp53	IID	31	2481	1687-3429	578	392-798	994
Lp55	IID	19	1236	743-1853	262	157-392	576
Lp57	IID	24	460	294-662	104	67-151	185
Lp59	OU	3.12	7491	1601-17839	1616	339-3839	1001
Lp63	IID	8	1775	769-3204	462	199-834	273

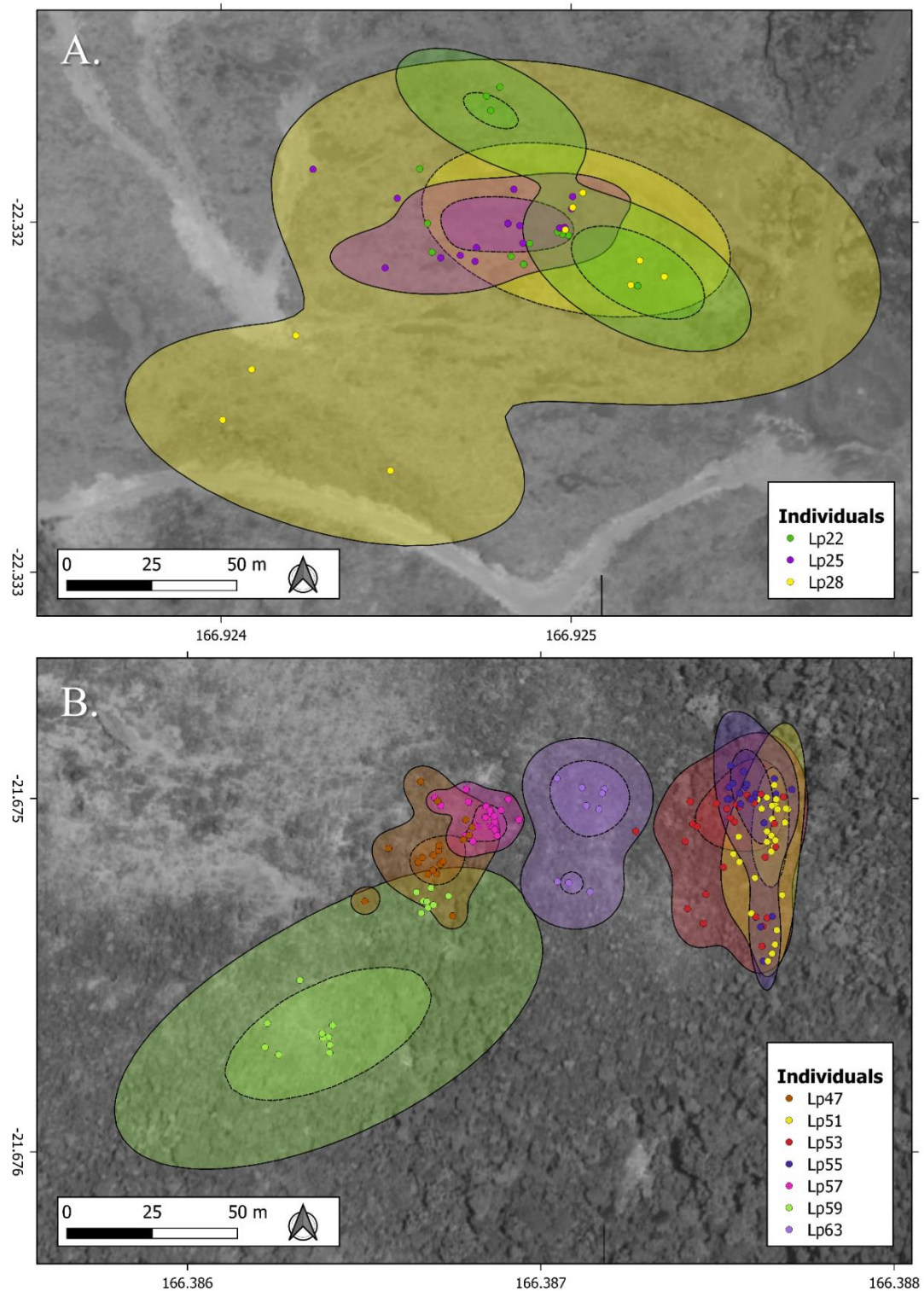


FIG. 6. Home ranges of radio-tracked Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) calculated by Auto-correlated Kernel Density Estimates (AKDE) on site A (above) and B (below). Both maps are at the same magnification to allow direct comparison. Core areas (50% AKDE) are delimited by dashed lines and seasonal home ranges (95% AKDE) by plain lines. Source of map data: Government of New Caledonia (<https://georep.nc/>).

Home Ranges.—The ten individuals selected for home range analyses exhibited apparently

normal behavior, including frequent thermoregulation and foraging. Their variograms show overall stable ranges, hence confirming the range residency assumption (Fig. S4). The effective sample sizes of two individuals were below or just above 5 (Table 2). The female Lp59 moved very rarely during the study and was hidden most of the time, but was able to cross long distances to go back and forth between two distant shelter sites and was seen sun-basking and foraging, so we decided to include her in home range calculations despite her having an effective sample size of only 3.12. Parametric bootstrapping did not change home range estimations significantly for Lp59 and results are not presented here.

The mean seasonal home range estimate (95% AKDE) is $4350.7 \text{ m}^2 \pm \text{SD } 6304.6 \text{ m}^2$ and the mean core range area (50% AKDE) is $874 \text{ m}^2 \pm \text{SD } 1099.6 \text{ m}^2$. There was no significant difference between sexes ($W = 8$, $P\text{-value} = 0.2867$) or between adults and subadults ($W = 22$, $P\text{-value} = 0.2867$). Home range areas tend to be larger on site A than on site B (95% AKDE: mean = $9177.7 \pm \text{SD } 10582.0$ and mean = $2282.0 \pm \text{SD } 2377.7$, respectively), but this difference is barely significant ($W = 31$, $P\text{-value} = 0.05035$). Linear regressions failed to show a significant effect of SVL ($F_{11} = 0.05996$, $P\text{-value} = 0.8111$) or weight ($F_{11} = 0.0343$, $P\text{-value} = 0.8564$) on home range areas. For comparison, the mean ratio between 95% MCP and 95% AKDE areas is $32.7\% \pm \text{SD } 12.3\%$ (Table 2). The specimens with smaller effective sample sizes (Lp28 and Lp59) also have the largest home range estimates, so these should be taken with caution.

Overlaps.—There was a significant amount of overlap between individual home ranges. On site A, male Lp25 and females Lp22 and Lp28 had largely overlapping home ranges, although they were never seen interacting or occupying the same shelter (Fig. 6A.). On site B, male Lp53 and females Lp51 and Lp55 shared the same territory, with their home ranges overlapping almost perfectly (Fig. 6B.). The four remaining female individuals were less in contact, with core areas well separated.

There are not enough males in our sample to objectively compare the relative proportion of overlap between sexes. On site B, the home range of male Lp53 does encompass almost all of the home ranges of his female neighbors, but on site A, the male Lp25 does not cover much of the territory of both females (Table 3).

DISCUSSION

Equipment and Quality of Data.—Overall, the adopted methodology and equipment have given good results for the observation of natural behaviors. Nonetheless, 7 out of 17 equipped individuals showed clear signs of stress (Table 1), resulting in extended periods of concealment, post-release dispersion, and for juveniles, an impediment to movement. Despite the light weight of Nanotags, the total weight of the equipment after the addition of surgical tape reached about 10% of the body weight of juveniles – an apparently unbearable level. For older specimens, we suspect individual temperament had some influence on stress level, as some individuals exhibited less activity than others. It is worth noting that adult females Lp67 and Lp68, the last two captured individuals on site B, kept hiding and lost their tags prematurely – this may be an effect of lower temperatures reducing activity. Both radiotelemetry sessions started late in the season because of poor weather conditions and a lock-down period due to a covid-19 outburst, and ended in the first weeks of austral winter, with visible consequences on lizard activity. VHF telemetry equipment is sensitive to the reflection of radio waves on rocky surfaces. On site B, where vegetation is dense, the terrain is rough and large surfaces of scree occur, this was a constraint to cope with, and skinks were relocated less frequently than on site A (1-2 times a day vs. 3-4).

TABLE 3. Overlap areas between seasonal home ranges (95% AKDE) and core areas (50% AKDE) of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*). A negligible overlap between Lp59 and Lp63 is not shown here.

Skink ID		95% AKDE overlap area	95% AKDE percent overlap		50% AKDE overlap area	50% AKDE percent overlap	
Animal 1	Animal 2		1 by 2	2 by 1		1 by 2	2 by 1
Female : male							
Lp22	Lp25	678	17.7%	28.9%	0	-	-
Lp28	Lp25	2346	11.0%	100%	564	15.1%	100%
Lp51	Lp53	1252	93.9%	50.5%	190	59.7%	32.9%
Lp55	Lp53	1111	89.9%	44.8%	239	91.2%	41.3%
Female : female							
Lp22	Lp28	3735	97.8%	17.5%	739	82.7%	19.7%
Lp59	Lp47	361	4.8%	30.1%	0	-	-
Lp47	Lp57	298	24.9%	64.8%	0	-	-
Lp51	Lp55	886	66.5%	71.7%	99	31.1%	37.8%

Habitat Preferences.—On site A, Leopard Skinks favored the most vegetated parts of their territory. Their core areas included gullies where humidity sustains the last *M. rufopunctatum* plants of the area. They were frequently detected using these gullies and other vegetation corridors to move around their home range. On warmer days, the female Lp22 was observed going back and forth from her shelter to a patch of low trees more than 50 m away. Since she used to move past several areas with abundant fruiting shrubs, we suspect she took the risk to travel long distances to reach areas of higher invertebrate densities.

One of the main discoveries on site B was the presence of Leopard Skinks in closed maquis paraforestier, a habitat never before recorded in the entire distribution range of the species. In closed maquis, Leopard Skinks mostly occupied shelters in cliffs or large boulders in small clearings receiving some sunshine, almost always on the northern, warmer side of the ridgeline. Individuals whose core areas were located in this area were frequently seen sun-basking on exposed outcrops and foraged either in closed maquis where *U. artensis* and *A. vaginatus* grow, or made incursions to the nearby low maquis shrubland where *C. albicans* is abundant. Those

individuals were among the biggest on site B, so we can suppose that this habitat is sought for the quality of resources it provides. Before this study, observations in the southern parts of the range of Leopard Skinks led authors to believe that they were strictly confined to low maquis shrubland with outcropping areas (Sadlier et al. 2014, 2018). Our observations shed new light on the ecology of the species and could be determining for the search for new populations on the mainland. However, it is possible that the presence of Leopard Skinks there is made possible by the absence of the skink *Tropidoscincus variabilis* on Némou. This species is omnipresent in closed habitats on southern ultramafic surfaces. It is usually very common and is an active forager on the forest floor and in dense grassy areas, and although not known to feed on fruits (Shea et al. 2009), it could compete with the Leopard Skink for other food resources and rocky retreats.

Our observations show a tendency on both sites to stay close to rocky substrates, which highlights the importance of this component of habitats, probably for both protection and thermoregulation opportunities. Despite being adapted to a range of secondary habitats of very depauperate vegetation, Leopard Skinks rely heavily on vegetation for their subsistence. Areas of bare soil are avoided, as is probably the case for the most frequently burned areas of maquis, which provide little fruit resources. This also demonstrates the importance of revegetation campaigns for conservation purposes.

Shelters.—Leopard Skinks prosper in areas providing uncountable rocky retreats. Yet, we showed that they occupy only a limited number of those. It is known that lizards can show a preference for familiar shelters (Szabo et al. 2021) This fidelity could also be explained by strong preferences for particular shelter features. Indeed, shelters are needed to provide safety, good thermoregulation opportunities (probably a combination of steady sunlight in the morning and reduced wind), and the ability to retreat quickly at any sign of avian predators. On site A, we observed an endemic White-bellied Goshawk (*Accipiter haplochrous*) carefully checking

every rock outcrop, obviously looking for preys hiding among them. Large surfaces of scree offer an abundance of suitable shelters, as well as rocky outcrops emerging from vegetation with appropriately positioned cracks. The depth and width of cracks may be an important selection criterion – skinks seem to favor deep, parallel-sided cracks which allow them to get contact on both ventral and dorsal sides. Among the shelters we recorded, 26% were occupied by more than one skink. This is in favor of the hypothesis of a careful shelter selection, as promiscuity with conspecifics in shelters was not sought after. The only two individuals observed together in a shelter were not in close contact.

Home Ranges and Intraspecific Interactions.—The use of AKDE limits the risk of underestimation of home ranges (Fleming et al. 2015), a particularly desirable advantage for our purpose of providing useful information for the perspective of translocation. According to our results, the average seasonal home range at this time of year is well below one hectare. On site A, available habitat seemed limited and was possibly determined by the presence of fruiting shrubs of *M. rufopunctatum*. All individuals there had overlapping home ranges, whereas on site B, the population occupies an area significantly larger than average territories, so that all radio-tracked individuals did not have overlapping home ranges. The apparently higher home range areas on site A could suggest that Leopard Skinks move longer distances in search of food in areas of poorer vegetation, but the number of tracked skinks is too low to make confident assumptions regarding differences between sites, sexes, body lengths or weights. Similar studies have repeatedly shown that male lizards have larger home ranges and travel longer distances than females (Wymann and Whiting 2002; Wone and Beauchamp 2003; Germano 2007; Schofield et al. 2012). The review conducted by Perry and Garland (2002) suggested that this result could be generalized to all lizard species.

This study aimed at providing information on intraspecific relationships, especially between and within sexes. Unfortunately, the sex ratio seems to be highly in favor of females, granted

that both sexes have the same capture probability, so that males were too rare to assess how they share their territories. It is known that reptile species can have naturally unbalanced sex ratios. Temperature-dependent Sex Determination (TSD) is known to occur in a range of species, including viviparous lizards (Robert and Thompson 2001; Allsop et al. 2006), and it is also known that pregnant females can select the sex ratio of their offspring through thermoregulation (Olsson and Shine 2001; Wapstra et al. 2009), particularly in response to the number of males courting for them (Olsson and Shine 2001). Higher proportions of males have been proven to cause excessive stress and mortality in females in the Viviparous Lizard (*Zootoca vivipara*, Le Galliard et al. 2005), so that female Leopard Skinks may be responsible for maintaining female-biased sex ratios in their populations. Some lizard species live in 'harems' (Rose 1982; Olsson 1986; Wymann and Whiting 2002; Scillitani et al. 2004; Lettink and Cree 2007) and our study, as well as unpublished observations, suggests that it is the case for Leopard Skinks. Although we did not record enough males to compare interactions within sexes, we did observe that males live in close proximity to several females, with no aggressive behavior recorded between individuals. The radiotelemetry methodology used for this study made it impractical to monitor several individuals at the same time and therefore, quantitative information on social interactions is limited to the estimation of home range overlaps. Nevertheless, on site B, we were able to record many interesting interactions between male Lp53 and females Lp51 and Lp55 (Fig. 6B.). These skinks were frequently seen nearby, and other individuals were occasionally seen with them (females Lp48, Lp67, and Lp68, and at least two unidentified adults). On sunny mornings, the male and one or two females were often seen sun-basking on a prominent boulder sitting between cliffs, offering several shelter sites. Females would usually spend more time sun-basking, while the male patrolled and foraged around the rock. Foraging expeditions were synchronized in time – apparently determined by weather conditions – and on one occasion, the three individuals could be detected following the

same path towards the ridgeline, and stopping in an area rich with fruiting shrubs of *U. artensis*. During foraging periods, the male seemed more prone to venture further away in adjacent low maquis vegetation, while the two females were never detected outside the forest. Without making any assumptions about the degree of relationship between these individuals, our observations show that Leopard Skinks tolerate the presence of conspecifics, at least between a male and several females sharing the same territory, which is consistent with a ‘harem’ type of social organization.

Conclusion.—This study provides the first set of direct behavioral observations of wild Leopard Skinks. These can be used as a baseline of ecological requirements for future translocation operations – although they do not constitute a guarantee of success for such operation, nor do we advocate translocation as a primary conservation measure.

Our data suggest that adult Leopard Skinks have stable territories, which they share as groups of animals that may be organized as harems. Shelter sites are carefully selected, and skinks travel around these to foraging sites sometimes more than 50 m away. Leopard Skinks are highly dependent on rocky habitats that are found in patches in maquis shrubland on ultramafic surfaces, which likely results in a heterogeneous distribution of groups at the landscape level with varying degrees of connectivity between them. This particularity can justify the implementation of localized regulation actions of feral cats, the only proven introduced predators of Leopard Skinks. Previous research on the predation of New Caledonian reptiles by introduced mammals failed to detect remains of Leopard Skinks (Palmas et al. 2017; Thibault et al. 2017), but these studies were not carried on suitable habitats. During parallel searches for the species in 2020, we identified body scales from cat droppings that we opportunistically collected at another site around the Dumbéa river. We believe introduced rodents, especially Ship Rats, are also able to prey on Leopard Skinks, at least juveniles.

If translocation is locally justified and required, in the current state of knowledge we recommend moving only groups of animals captured from the same population. Only one adult male should be included in each group, as it is not known how males would react to the presence of a rival. The best time of year for translocations is probably the wet season, from February to July. Population reinforcement (i.e. the introduction of animals to a recipient site with a resident population of the same species) could have potentially counterproductive consequences by increasing the density of males in a restricted area of suitable habitats. Future radiotelemetric studies on this species should focus on the mating and reproduction seasons, approximately from September to January, and explore the relationships between adult males.

Acknowledgments.—Our study was conducted in compliance with the legislation in force in New Caledonia concerning the handling of protected species. Our collections were carried out under order no. 2233 of 31 July 2017 issued by Direction de l’Environnement (DENV)/province Sud. This study was financially supported by Vale Inco., New Caledonia. We wish to thank R. Kaïnda, the traditional owner of Némou Is., for granting access to his land, his logistic support, and sharing his environmental knowledge; and S. McCoy (Prony Resources, formerly Vale Inco.) for his support of all scientific studies carried within the mining concessions of the Goro Plateau. A. Pagenaud (IRD/Entropie Nouméa) kindly provided footage from camera traps that led to the discovery of the population of Némou Is. M. Mangeas (IRD/Entropie Nouméa) provided help and advice for statistical analyses. Field data were acquired thanks to the efforts of our regular and volunteer staff: F. Rigault, L. Doumerc, and V. Dutertre.

LITERATURE CITED

- ALLSOP, D. J., D. A. WARNER, T. LANGKILDE, W. DU, AND R. SHINE. 2006. Do operational sex ratios influence sex allocation in viviparous lizards with temperature-dependent sex determination? *Journal of Evolutionary Biology* 19:1175–1182.
- ARMSTRONG, D. P., D. MORO, M. HAYWARD, AND P. J. SEDDON. 2015. The development of reintroduction biology in New Zealand and Australia. Pp. 1–6 in D. P. Armstrong, M. W. Hayward, D. Moro, and P. J. Seddon (Eds.), *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*. CSIRO Publishing, Australia.
- AVERILL-MURRAY, R. C., C. H. FLEMING, AND J. D. RIEDLE. 2020. Reptile home ranges revisited: a case study of space use of sonoran desert tortoises (*Gopherus morafkai*). *Herpetological Conservation and Biology* 15:253–271.
- BARR, B. P. 2009. Spatial ecology, habitat use, and the impacts of rats on chevron skinks (*Oligosoma homalonotum*) on Great Barrier Island. MSc Dissertation, Massey University, Auckland, New Zealand.
- BAUER A. M., SADLIER R. A., AND JACKMAN T. R. 2022. A revision of the genus *Bavayia* Roux, 1913 (Squamata: Gekkota: Diplodactylidae), a non-adaptive radiation of microendemic species. *Proceedings of the California Academy of Sciences* 67:1–236.
- BERNSTEIN, J. M., T. R. JACKMAN, R. A. SADLIER, Y. WANG, AND A. M. BAUER. 2021. A novel dataset to identify the endemic herpetofauna of the New Caledonia biodiversity hotspot with DNA barcodes. *Pacific Conservation Biology* 28:36–47.
- CALABRESE, J. M., C. H. FLEMING, AND E. GURARIE. 2016. *ctmm*: an R package for analyzing animal relocation data as a continuous-time stochastic process. *Methods in Ecology and Evolution* 7:1124–1132.

CHAPPLE, D. G., U. ROLL, M. BÖHM, R. AGUILAR, A. P. AMEY, C. C. AUSTIN, M. BALING, ET AL. 2021. Conservation status of the world's skinks (Scincidae): taxonomic and geographic patterns in extinction risk. *Biological Conservation* 257:109101.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109101>

COX, N., B. E. YOUNG, P. BOWLES, M. FERNANDEZ, J. MARIN, G. RAPACCIUOLO, M. BÖHM, ET AL. 2022. A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods.

Nature. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04664-7>

DEUSS, M., AND H. JOURDAN. 2022. Assessment of glue traps in subtropical maquis shrubland: applications for the study of the New Caledonian Leopard Skink (*Lacertoides pardalis*). *Herpetological Conservation and Biology* 17(3):489–501.

DICKENS, M. J., D. J. DELEHANTY, AND L. MICHAEL ROMERO. 2010. Stress: an inevitable component of animal translocation. *Biological Conservation* 143:1329–1341.

DODD, C. K. J., AND R. A. SEIGEL. 1991. Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? *Herpetologica* 47:336–350.

EBRAHIMI, M., AND C. M. BULL. 2014. Short-term dispersal response of an endangered australian lizard varies with time of year. *PLoS ONE* 9:e106002. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106002>

FENNER, A. L., AND C. M. BULL. 2011. Central-place territorial defence in a burrow-dwelling skink: aggressive responses to conspecific models in pygmy bluetongue lizards. *Journal of Zoology* 283:45–51.

FITZGERALD, L. A., M. L. TREGLIA, N. ANGELI, T. J. HIBBITTS, D. J. LEAVITT, A. L.

SUBALUSKY, I. LUNDGREN, ET AL. 2015. Determinants of successful establishment and post-

translocation dispersal of a new population of the critically endangered St. Croix Ground Lizard (*Ameiva polops*). *Restoration Ecology* 23:776–786.

FLEMING, C. H., AND J. M. CALABRESE. 2017. A new kernel density estimator for accurate home-range and species-range area. *Methods in Ecology and Evolution* 8:571–579.

FLEMING, C. H., W. F. FAGAN, T. MUELLER, K. A. OLSON, P. LEIMGRUBER, AND J. M. CALABRESE. 2015. Rigorous home range estimation with movement data: a new autocorrelated kernel density estimator. *Ecology* 96:1182–1188.

FLEMING, C. H., M. J. NOONAN, E. P. MEDICI, AND J. M. CALABRESE. 2019. Overcoming the challenge of small effective sample sizes in home-range estimation. *Methods in Ecology and Evolution* 10:1679–1689.

FLYNN-PLUMMER, T. P., AND J. M. MONKS. 2021. Penned release reduces area use by translocated Barking Geckos (*Naultinus punctatus*). *New Zealand Journal of Ecology* 45. <https://dx.doi.org/10.20417/nzj ecol.45.17>

GERMANO, J. M. 2007. Movements, home ranges, and capture effect of the endangered Otago Skink (*Oligosoma ottagense*). *Journal of Herpetology* 41:179–186.

GERMANO, J. M., K. J. FIELD, R. A. GRIFFITHS, S. CLULOW, J. FOSTER, G. HARDING, AND R. R. SWAISGOOD. 2015. Mitigation-driven translocations: are we moving wildlife in the right direction? *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:100–105.

IBANEZ, T., P. BIRNBAUM, G. GATEBLE, V. HEQUET, S. ISNARD, J. MUNZINGER, Y. PILLON, ET AL. 2019. Twenty years after Jaffré et al. (1998), is the system of protected areas now adequate in New Caledonia? *Biodiversity and Conservation* 28:245–254.

ISNARD, S., L. L'HUILLIER, F. RIGAULT, AND T. JAFFRE. 2016. How did the ultramafic soils shape the flora of the New Caledonian hotspot? *Plant and Soil* 403:53–76.

- IUCN/SSC. 2012. IUCN Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- IUCN. 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1.
<https://www.iucnredlist.org>. Accessed on 8 October 2022.
- JAFFRE, T. 2022. Plant formations on ultramafic rocks in New Caledonia. *Botany Letters*.
<https://doi.org/10.1080/23818107.2022.2073260>
- KEMP, L., G. NORBURY, R. GROENEWEGEN, AND S. COMER. 2015. The roles of trials and experiments in fauna reintroduction programs. Pp. 73–89 in D. P. Armstrong, M. W. Hayward, D. Moro, and P. J. Seddon (Eds.), *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*. CSIRO Publishing, Australia.
- KNOX, C. D., AND J. M. MONKS. 2014. Penning prior to release decreases post-translocation dispersal of Jewelled Geckos. *Animal Conservation* 17:18–26.
- LANNUZEL, G., L. POUGET, D. BRUY, V. HEQUET, S. MEYER, J. MUNZINGER, AND G. GATEBLE. 2022. Mining rare Earth elements: identifying the plant species most threatened by ore extraction in an insular hotspot. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2022.952439>
- LE GALLIARD, J.-F., P. S. FITZE, R. FERRIERE, AND J. CLOBERT. 2005. Sex ratio bias, male aggression, and population collapse in lizards. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102:18231–18236.
- LETTINK, M., AND A. CREE. 2007. Relative use of three types of artificial retreats by terrestrial lizards in grazed coastal shrubland, New Zealand. *Applied Herpetology* 4:227–243.
- MAURIZOT, P., B. ROBINEAU, M. VENDE-LECLERC, AND D. CLUZEL. 2020. Introduction to New Caledonia: geology, geodynamic evolution and mineral resources. Pp. 1–12 in P.

- Maurizot and N. Mortimer (Eds.), New Caledonia: Geology, Geodynamic Evolution and Mineral Resources. (Vol. 51). Geological Society, London, Memoirs, UK.
- MCCOY, S., T. JAFFRE, F. RIGAULT, AND J. E. ASH. 1999. Fire and succession in the ultramafic maquis of New Caledonia. *Journal of Biogeography* 26:579–594.
- NOONAN, M. J., M. A. TUCKER, C. H. FLEMING, T. S. AKRE, S. C. ALBERTS, A. H. ALI, J. ALTMANN, ET AL. 2019. A comprehensive analysis of autocorrelation and bias in home range estimation. *Ecological Monographs* 89:1–21.
- NUSSEAR, K. E., C. R. TRACY, P. A. MEDICA, D. S. WILSON, R. W. MARLOW, AND P. S. CORN. 2012. Translocation as a conservation tool for Agassiz’s desert tortoises: survivorship, reproduction, and movements. *The Journal of Wildlife Management* 76:1341–1353.
- OLSSON, M. 1986. Spatial distribution and home range size in the Swedish Sand Lizard (*Lacerta agilis*) during the mating season. *Studies in Herpetology* 597–600.
- OLSSON, M., AND R. SHINE. 2001. Facultative sex allocation in Snow Skink lizards (*Niveoscincus microlepidotus*). *Journal of Evolutionary Biology* 14:120–128.
- PALMAS, P., H. JOURDAN, F. RIGAULT, L. DEBAR, H. DE MERINGO, E. BOURGUET, M. MATHIVET, ET AL. 2017. Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 214:250–259.
- PERRY, G., AND T. GARLAND. 2002. Lizard home ranges revisited: effects of sex, body size, diet habitat, and phylogeny. *Ecology* 83:1870–1885.
- PILLE, F., S. CARON, X. BONNET, S. DELEUZE, D. BUSSON, T. ETIEN, F. GIRARD, ET AL. 2018. Settlement pattern of tortoises translocated into the wild: a key to evaluate population reinforcement success. *Biodiversity and Conservation* 27:437–457.

- PILLON, Y., T. JAFFRE, P. BIRNBAUM, D. BRUY, D. CLUZEL, M. DUCOUSSO, B. FOGLIANI, ET AL. 2021. Infertile landscapes on an old oceanic island: the biodiversity hotspot of New Caledonia. *Biological Journal of the Linnean Society* 133:317–341.
- RICHARDSON, K. M., V. DOERR, M. EBRAHIMI, T. G. LOVEGROVE, AND K. A. PARKER. 2015. Considering dispersal in reintroduction and restoration planning. Pp. 59–72 in D. P. Armstrong, M. W. Hayward, D. Moro, and P. J. Seddon (Eds.), *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*. CSIRO Publishing, Australia.
- ROBERT, K. A., AND M. B. THOMPSON. 2001. Viviparous lizard selects sex of embryos. *Nature* 412:698–699.
- R CORE TEAM. 2022. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- ROMIJN, R. L., AND S. HARTLEY. 2016. Trends in lizard translocations in New Zealand between 1988 and 2013. *New Zealand Journal of Zoology* 43:191–210.
- ROSE, B. 1982. Lizard home ranges: methodology and functions. *Journal of Herpetology* 16:253–269.
- ROW, J. R., AND G. BLOUIN-DEMERS. 2006. Kernels are not accurate estimators of home-range size for herpetofauna. *Copeia* 4:797–802.
- SADLIER, R. A., G. M. SHEA, AND A. M. BAUER. 1997. A new genus and species of lizard (Squamata, Scincidae) from New Caledonia, Southwest Pacific. Pp. 379–385 in J. Najt and L. Matile (Eds.), *Zoologia Neocaledonica 4. Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle* 171, France.
- SADLIER, R. A., G. M. SHEA, H. JOURDAN, A. H. WHITAKER, AND A. M. BAUER. 2014. The New Caledonian Leopard Skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia: Scincidae); a review of the

species' morphology, distribution, behavior and conservation. Pp. 31–44 in E. Guilbert, T. Robillard, H. Jourdan and P. Grandcolas (Eds.), *Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle* 206, France.

SADLIER, R. A., G. SWAN, S. ASTRONGATT, AND S. MCCOY. 2018. New information on distribution and habitat preferences of the Leopard Skink, *Lacertoides pardalis*, across the ultramafic surfaces of southern New Caledonia. *Pacific Science* 72:271–283.

SCHOFIELD, J. A., A. L. FENNER, K. PELGRIM, AND C. M. BULL. 2012. Male-biased movement in pygmy bluetongue lizards: implications for conservation. *Wildlife Research* 39:677.

SCILLITANI, G., O. PICARIELLO, AND N. MAIO. 2004. Distribution and conservation status of *Cyrtopodion kotschy* in Italy (Reptilia, Gekkonidae). *Italian Journal of Zoology* 71:107–111.

SHEA, G., H. JOURDAN, R. A. SADLIER, AND A. M. BAUER. 2009. Natural history of the New Caledonian Whiptailed Skink *Tropidoscincus variabilis* (Bavay, 1869) (Squamata: Scincidae). *Amphibia-Reptilia* 30:207–220.

SIGNER, J., AND J. R. FIEBERG. 2021. A fresh look at an old concept: home-range estimation in a tidy world. *PeerJ* 9:e11031. <http://doi.org/10.7717/peerj.11031>

SILVA, I., C. H. FLEMING, M. J. NOONAN, J. ALSTON, C. FOLTA, W. F. FAGAN, AND J. M. CALABRESE. 2022. Autocorrelation-informed home range estimation: a review and practical guide. *Methods in Ecology and Evolution* 13:534–544.

SULLIVAN, B. K., E. M. NOWAK, AND M. A. KWIATKOWSKI. 2015. Problems with mitigation translocation of herpetofauna. *Conservation Biology* 29:12–18.

SZABO, B., D. W. A. NOBLE, AND M. J. WHITING. 2021. Learning in non-avian reptiles 40 years on: advances and promising new directions. *Biological Reviews* 96:331–356.

THIBAUT, M., F. BRESCIA, H. JOURDAN, AND E. VIDAL. 2017. Invasive rodents, an overlooked threat for skinks in a tropical island hotspot of biodiversity. *New Zealand Journal of Ecology* 41:74–83.

TINGLEY, R., S. MEIRI, AND D. G. CHAPPLE. 2016. Addressing knowledge gaps in reptile conservation. *Biological Conservation* 204:1–5.

WAPSTRA, E., T. ULLER, D. L. SINN, M. OLSSON, K. MAZUREK, J. JOSS, AND R. SHINE. 2009. Climate effects on offspring sex ratio in a viviparous lizard. *Journal of Animal Ecology* 78:84–90.

WONE, B., AND B. BEAUCHAMP. 2003. Movement, home range, and activity patterns of the Horned Lizard, *Phrynosoma mcallii*. *Journal of Herpetology* 37:679–686.

WYMAN, M. N., AND M. J. WHITING. 2002. Foraging ecology of Rainbow Skinks (*Mabuya margaritifera*) in Southern Africa. *Copeia* 4:943–957.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

SUPPLEMENTARY MATERIAL - Fig. S1

GLM results with model selection by backward-stepwise approach for micro-habitat variables against presence/absence of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) on site A.

```
> backwards_mine_A1 = step(m1)
```

Start: AIC=84.14

```
fix ~ bare_soil + rocks + leaf_litter + herbaceous_plants + shrubs
```

	Df	Deviance	AIC
<none>	72.140	84.140	
- bare_soil	1	78.068	88.068
- herbaceous_plants	1	90.365	100.365
- shrubs	1	106.504	116.504
- rocks	1	107.259	117.259
- leaf_litter	1	107.454	117.454

```
> summary(backwards_mine_A1)
```

Call:

```
glm(formula = fix ~ bare_soil + rocks + leaf_litter + herbaceous_plants + shrubs, family = "binomial", data = mine_A1)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.31100	-0.23671	-0.00557	0.29327	2.69557

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-15.27644	4.05472	-3.768	0.000165 ***
bare_soil	0.09741	0.04335	2.247	0.024629 *
rocks	0.16962	0.04028	4.211	2.55e-05 ***
leaf_litter	-0.22264	0.07014	-3.174	0.001501 **
herbaceous_plants	0.12751	0.03771	3.381	0.000722 ***
shrubs	0.13904	0.03583	3.881	0.000104 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 199.54 on 153 degrees of freedom

Residual deviance: 72.14 on 148 degrees of freedom

AIC: 84.14

Number of Fisher Scoring iterations: 8

FIG. S1. Results of Generalized Linear Models (GLM) with model selection by backward-stepwise approach for micro-habitat variables against presence/absence of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) on site A.

SUPPLEMENTARY MATERIAL - Fig. S2

GLM results with model selection by backward-stepwise approach for micro-habitat variables

against presence/absence of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) on site B.

> backwards_nemou = step(m2)

Start: AIC=171.36

fix ~ bare_soil + rocks + leaf_litter + herbaceous_plants + shrubs + canopy_height + canopy_cov

	Df	Deviance	AIC
- herbaceous_plants	1	151.53	169.53
- bare_soil	1	151.65	169.65
- shrubs	1	152.38	170.38
<none>		151.36	171.36
- canopy_cov	3	159.11	173.11
- leaf_litter	1	156.18	174.18
- canopy_height	1	159.85	177.85
- rocks	1	174.03	192.03

Step: AIC=169.53

fix ~ bare_soil + rocks + leaf_litter + shrubs + canopy_height + canopy_cov

	Df	Deviance	AIC
- bare_soil	1	151.79	167.79
- shrubs	1	152.89	168.89
<none>		151.53	169.53
- canopy_cov	3	159.22	171.22

- leaf_litter 1 156.65 172.65

- canopy_height 1 161.09 177.09

- rocks 1 174.15 190.15

Step: AIC=167.79

fix ~ rocks + leaf_litter + shrubs + canopy_height + canopy_cov

	Df	Deviance	AIC
--	----	----------	-----

- shrubs	1	153.08	167.08
----------	---	--------	--------

<none>		151.79	167.79
--------	--	--------	--------

- canopy_cov	3	159.61	169.61
--------------	---	--------	--------

- leaf_litter	1	156.81	170.81
---------------	---	--------	--------

- canopy_height	1	161.52	175.52
-----------------	---	--------	--------

- rocks	1	175.90	189.90
---------	---	--------	--------

Step: AIC=167.08

fix ~ rocks + leaf_litter + canopy_height + canopy_cov

	Df	Deviance	AIC
--	----	----------	-----

<none>		153.08	167.08
--------	--	--------	--------

- leaf_litter	1	157.04	169.04
---------------	---	--------	--------

- canopy_cov	3	161.59	169.59
--------------	---	--------	--------

- canopy_height	1	163.86	175.86
-----------------	---	--------	--------

- rocks	1	179.57	191.57
---------	---	--------	--------

> summary(backwards_nemou)

Call:

glm(formula = fix ~ rocks + leaf_litter + canopy_height + canopy_cov, family = "binomial", data = nemou)

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.3521	-0.8619	-0.2748	0.8278	2.7133

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-2.40316	1.30742	-1.838	0.06605 .
rocks	0.06763	0.01555	4.349	1.37e-05 ***
leaf_litter	0.03681	0.01911	1.926	0.05408 .

```

canopy_height -0.67439  0.22198 -3.038 0.00238 **
canopy_cov2  -1.31613  0.79524 -1.655 0.09792 .
canopy_cov3  -0.34604  0.83026 -0.417 0.67684
canopy_cov4   0.51725  0.95115  0.544 0.58657

```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 198.23 on 142 degrees of freedom

Residual deviance: 153.08 on 136 degrees of freedom

AIC: 167.08

Number of Fisher Scoring iterations: 4

FIG. S2. Results of Generalized Linear Models (GLM) with model selection by backward-stepwise approach for micro-habitat variables against presence/absence of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) on site B.

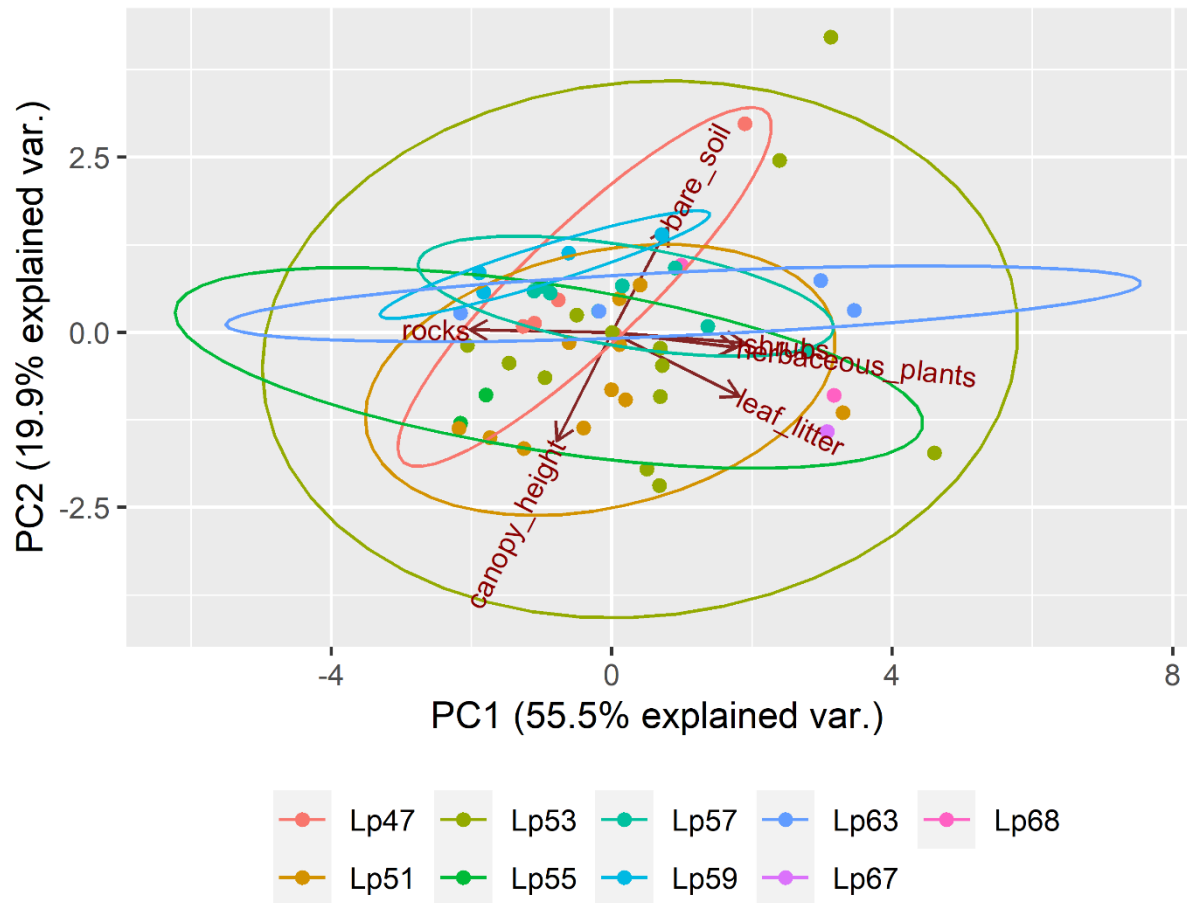


FIG. S3. Principal Component Analyses of micro-habitat variables measured at relocation points during activity periods of Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*) on site B, showing individual micro-habitat preferences.

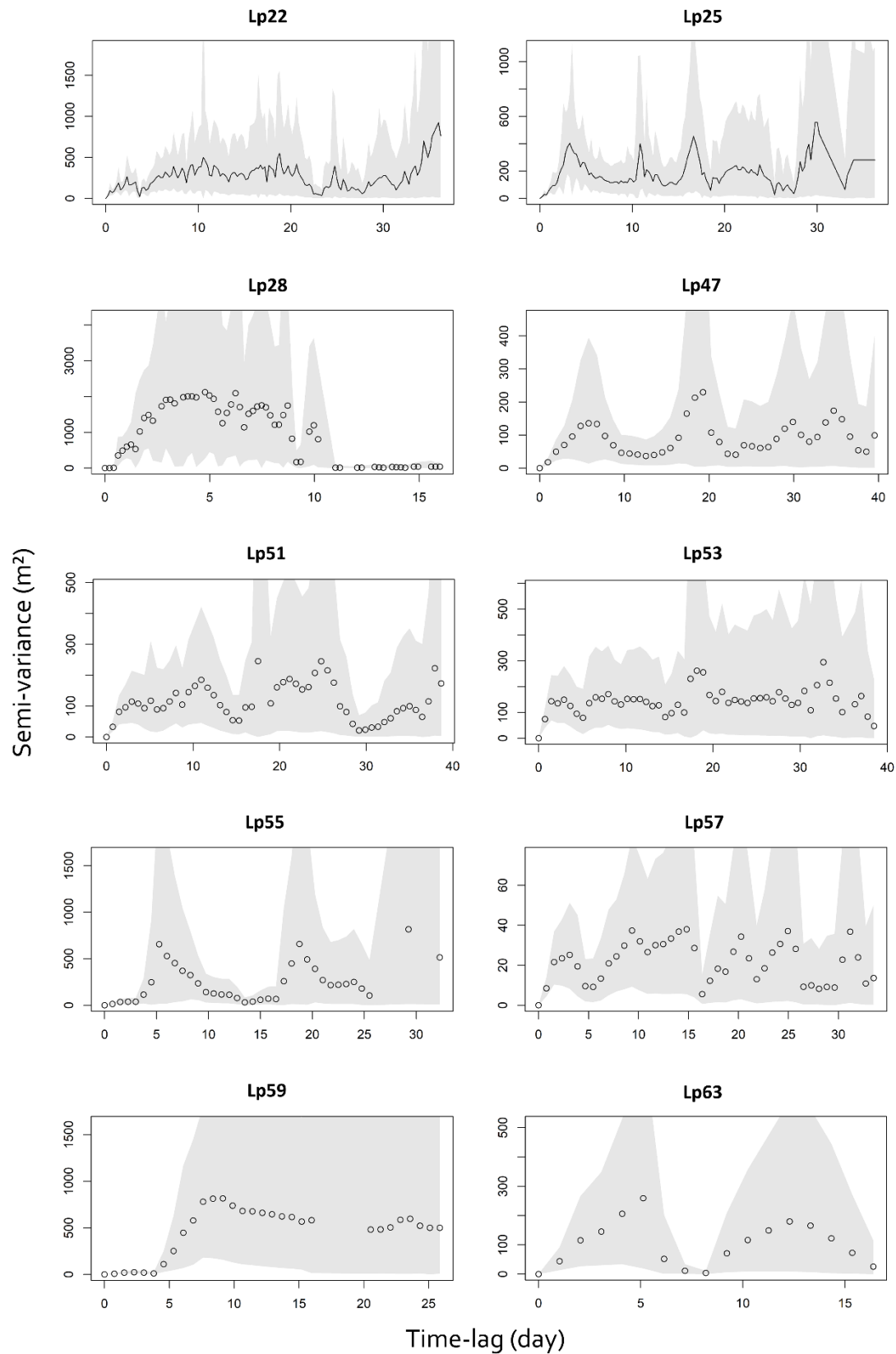


Fig. S4. Variograms of successfully radiotracked Leopard Skinks (*Lacertoides pardalis*), displaying semi-variance of home range area estimates over each individual's tracking period, obtained from the *ctmm* R package. Shaded areas represent 95% confidence intervals.

II. Cycle de vie et reproduction du Scinque-léopard : nouveaux éléments

II.1. Introduction

Le Scinque-léopard se distingue parmi les représentants de la famille des Scincidae en Nouvelle-Calédonie, par le fait qu'il s'agit d'une des rares espèces vivipares, et une des deux seules espèces vivipares ayant un mode de vie héliophile (avec *Phasmasaurus tillieri*). En raison du faible nombre de spécimens observés, son cycle biologique est encore mal connu.

La biologie de la reproduction du Scinque-léopard est abordée pour la première fois dans la synthèse de Sadlier et al. (2014). Celle-ci comporte plusieurs observations sur le statut reproducteur des spécimens conservés (données issues de dissections) :

- Une femelle de 102 mm collectée fin septembre, “*mature but not reproductive*”
- Une femelle de 131 mm collectée en octobre “*vitellogenic, carrying 4 very large yolked ovarian follicles*”
- Une femelle de 131 mm collectée fin décembre “*carrying 5 large oviductal yolk masses. No foetus was obvious but there was a vascular network over each of the large yolk masses indicating viviparity*”
- Une femelle de 134 mm collectée en février “*non-reproductive, having only slightly (1/3) enlarged ovarian follicles*”
- Une femelle de 81 mm collectée en février “*immature and lacking enlarged or convoluted oviducts that would indicate reproductive activity in previous seasons*”
- Les 4 plus grands mâles connus à l'époque (75 , 76, 81 et 95 mm), capturés entre fin septembre et fin décembre “*[had] small testes with barely differentiated seminiferous tubules indicating they are reproductively immature*”

L'ensemble de ces données de dissection apporte une première estimation de la taille des spécimens sexuellement matures. On observe également une certaine variabilité dans la périodicité du cycle reproducteur, avec une femelle portant des follicules ovariens très développés en octobre, une autre fin décembre, les deux sans présence de foetus bien développé, ce qui suggère pour la deuxième une reproduction plus tardive.

Le caractère vivipare du Scinque-léopard, ainsi que ses dimensions et son régime alimentaire, suggèrent une biologie proche des grandes espèces de scinques de Nouvelle-Zélande, telle que le Scinque de l'Otago *Oligosoma otagense*. La quasi-totalité des scinque néo-

zélandais est vivipare et a un cycle de reproduction annuel synchronisé sur les saisons, ce qui s'explique par le climat tempéré dans lequel ils évoluent (Chapple 2016). En revanche, les scinques néo-zélandais ont une reproduction en “décalé”, de manière à optimiser les courtes périodes d'activité dont ils disposent dans ces climats froids : les accouplements ont lieu en automne, et les femelles stockent le sperme dans leurs oviductes avant d'entrer en phase d'hivernage. L'ovulation, immédiatement suivie de la fécondation et de la gestation, a lieu au printemps. Le cycle du Scinque-léopard, non soumis à la rigueur du climat néo-zélandais, est vraisemblablement différent. Dans les parties suivantes, nous présentons la synthèse des éléments nouveaux acquis sur le cycle biologique : croissance, âge de la maturité sexuelle, temporalité du cycle de la reproduction. La connaissance de l'ensemble de cette histoire de vie est fondamentale pour le succès de toutes les mesures de conservation envisageables (Chapple 2016).

II.2. Origine des nouvelles données acquises

II.2.1. Données issues de captures

Les nouvelles données relatives au cycle biologique du Scinque-léopard ont été acquises à partir de l'observation des spécimens capturés au cours de nos sessions de terrain, dans le cadre des expérimentations sur les techniques de capture et des prospections de nouveaux sites (voir Chapitre 3) et pour les besoins des suivis radiotéléométriques décrits dans la première partie de ce chapitre.

Pour chaque spécimen étaient enregistrés les mesures morphométriques, le sexe, les cicatrices attribuables à un accouplement et les signes de gestation. Les mesures morphométriques comprennent :

- La longueur corporelle (LC) mesurée de la pointe du museau à l'ouverture du cloaque
- La longueur de la queue, mesurée de sa pointe jusqu'à l'ouverture du cloaque
- La longueur de la repousse de la queue (les éventuelles repousses successives étaient incluses)

Le sexe est déterminé manuellement par éversion des hémipénis. Cette opération est difficile à réaliser avec suffisamment de fiabilité pour les juvéniles, c'est pourquoi le sexe est laissé indéterminé pour cette classe d'âge.

II.2.2. Données acquises en captivité

Au deuxième trimestre de 2019, nous avons organisé une opération de capture sur le site de la nouvelle “*mine access road*”, dont les travaux d’ouverture étaient programmés courant juin. Il fut décidé par arrêté provincial que les scinque-léopard capturés sur ce site seraient transférés au Parc Zoologique et Forestier Michel Corbasson (PZF). Sept spécimens furent capturés et placés en captivité. Il était initialement prévu de relâcher ces scinques dans le cadre d’une opération de translocation suivie par radiotélémétrie, qui a dû être annulée aux événements sociaux et sanitaires de 2021.

En août 2021, trois spécimens avaient survécu à la captivité : un mâle et deux femelles. Il fut décidé de les mettre à l’accouplement, afin d’observer *ex situ* le déroulement de la reproduction, l’attitude réciproque des mâles et des femelles, le temps de gestation, la date de la mise bas, la taille de la portée et les caractéristiques morphométriques des nouveaux-nés.

Durant les deux ans de captivité au PZF, chaque spécimen était gardé dans un enclos individuel de 1 x 1,2 m, avec des parois de 80 cm de hauteur. Les enclos étaient entièrement ouverts, leur installation à l’intérieur d’anciennes volières garantissant la protection contre les oiseaux et les rats. Chaque enclos était tapissé de latérite du maquis et d’une couche de sable latéritique. De la litière de feuilles mortes était régulièrement répandue sur le sol de l’enclos, de manière à éviter les irritations dues à la poussière de latérite. Des plantes du maquis ont été plantées dans les enclos, mais les arbustes étaient régulièrement taillés pour éviter que les scinques ne s’échappent en les escaladant. Plusieurs refuges constitués de blocs de péridotites et de tuiles en terre cuite étaient disponibles dans chaque enclos. De plus, une paire d’enclos adjacents étaient équipés d’une double cloison : une partie était opaque et pouvait être relevée, dévoilant la deuxième partie en plexiglass transparent, équipée de trous dans sa partie inférieure.

Les recommandations compilées dans le *Grand skink (Oligosoma grande) and Otago Skink (Oligosoma otagense) Husbandry Manual* (Collen 2007) furent largement suivies pour la mise en œuvre de cette tentative de reproduction. Les deux femelles furent mises en contact l’une après l’autre avec le mâle, de manière à diminuer le risque de conflit. La femelle Lp005 fut mise en contact en premier, étant dans une meilleure condition physique que la deuxième femelle. Le mâle et la femelle furent placés dans deux enclos côte-à-côte. Le lendemain, la cloison opaque fut relevée, de manière à permettre un premier contact visuel et olfactif entre les deux animaux. Dix jours plus tard, le 6 septembre 2021, le mâle fut déplacé vers l’enclos de

la femelle. L'opération fut ensuite répétée avec la femelle Lp007, déplacée dans l'enclos voisin du mâle le 27 septembre. Le mâle fut ensuite introduit dans son enclos le 11 octobre.

La totalité de l'expérience fut enregistrée par des camera traps, programmées pour prendre de courtes vidéos à chaque mouvement.

II.3. La reproduction est-elle saisonnière ?

II.3.1. Données morphométriques

L'échantillon comprend un total de 82 spécimens pour lesquels on dispose de mesures morphométriques. En représentant graphiquement les longueurs corporelles en fonction du jour de l'année correspondant à la date de capture, on visualise l'évolution de la gamme de tailles de chaque cohorte (**Fig. 1**). En effet, la longueur corporelle minimale des spécimens capturés augmente au cours de l'année (échantillon réparti entre fin février et mi-décembre) avec le plus petit spécimen (50 mm de longueur corporelle) capturé le 25 février 2020. Sur 37 individus capturés en fin de saison humide (de fin avril à fin juin) aucun n'est aussi petit, le plus petit de cette période mesurant 62 mm (9 mai 2021, Némou). On peut considérer que les sessions de piégeage sur mine A1 et Némou ont livré une image représentative des populations échantillonnées à ces périodes. En revanche la session de capture sur CP-A1 en octobre 2015 a livré 5 spécimens de petite taille (60-64 mm), 2 autres juvéniles de 73 et 78 mm et 3 "subadultes" de 95 mm. Ces deux "cohortes" de juvéniles indiquent soit une reproduction tardive de certains individus avec des naissances en fin de saison humide, soit deux reproductions annuelles pour au moins une partie des adultes. Plusieurs facteurs pourraient expliquer cette singularité : des facteurs météorologiques particulièrement favorables, la densité de la population apparemment très importante à cet endroit, qui suggère un habitat très favorable à l'espèce, et la présence de plusieurs femelles de taille exceptionnelle (140-155 mm), qui pourraient s'avérer être de meilleures reproductrices que les femelles plus jeunes.

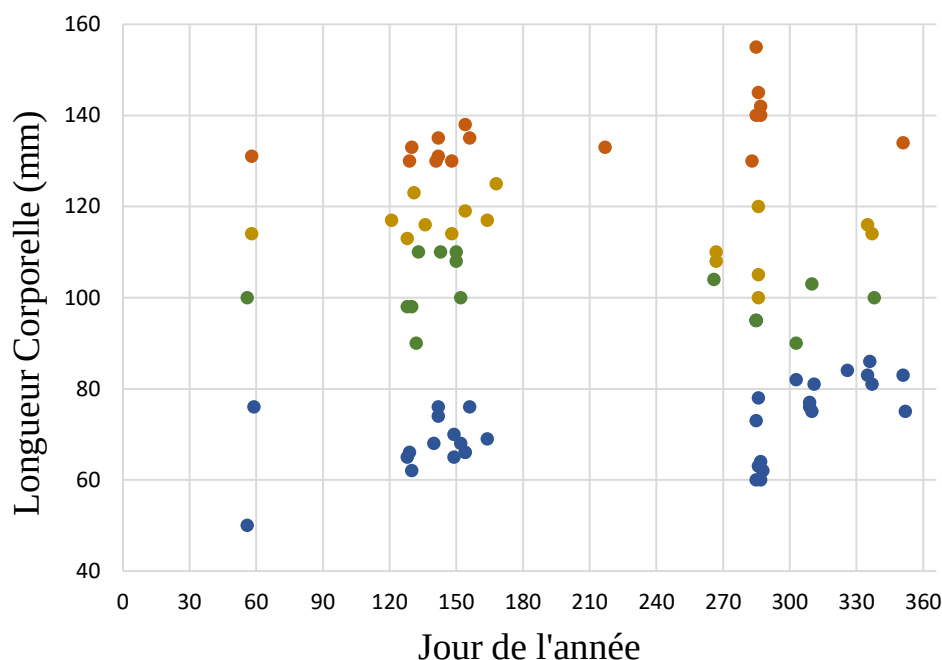


Figure 1. Longueur corporelle des scinque-léopard mesurés en fonction du jour de leur capture. Points bleus : juvéniles, verts : subadultes, orange : adultes, rouge : vieux adultes.

II.3.2. Signes extérieurs de reproduction

Des marques attribuées à des morsures d'accouplement ont été observées chez deux femelles, le 23 septembre 2020 et le 4 août 2021 (**Fig. 2**). Chez la première, une morsure avait laissé un hématome sur le flanc, révélant nettement la forme d'une mâchoire correspondant à un Scinque-léopard adulte. Cette femelle de 108 mm avait été capturée sur le même piège collant qu'un mâle présentant de très nombreuses cicatrices. Les marques sur la tête de celui-ci témoignent d'affrontements violents entre adultes, tandis que les marques à la base de la queue pourraient avoir été causées par une femelle lors d'une tentative d'accouplement. Chez la deuxième femelle, plus grosse (133 mm), une marque similaire, mais beaucoup moins nette, était présente sur chaque flanc.

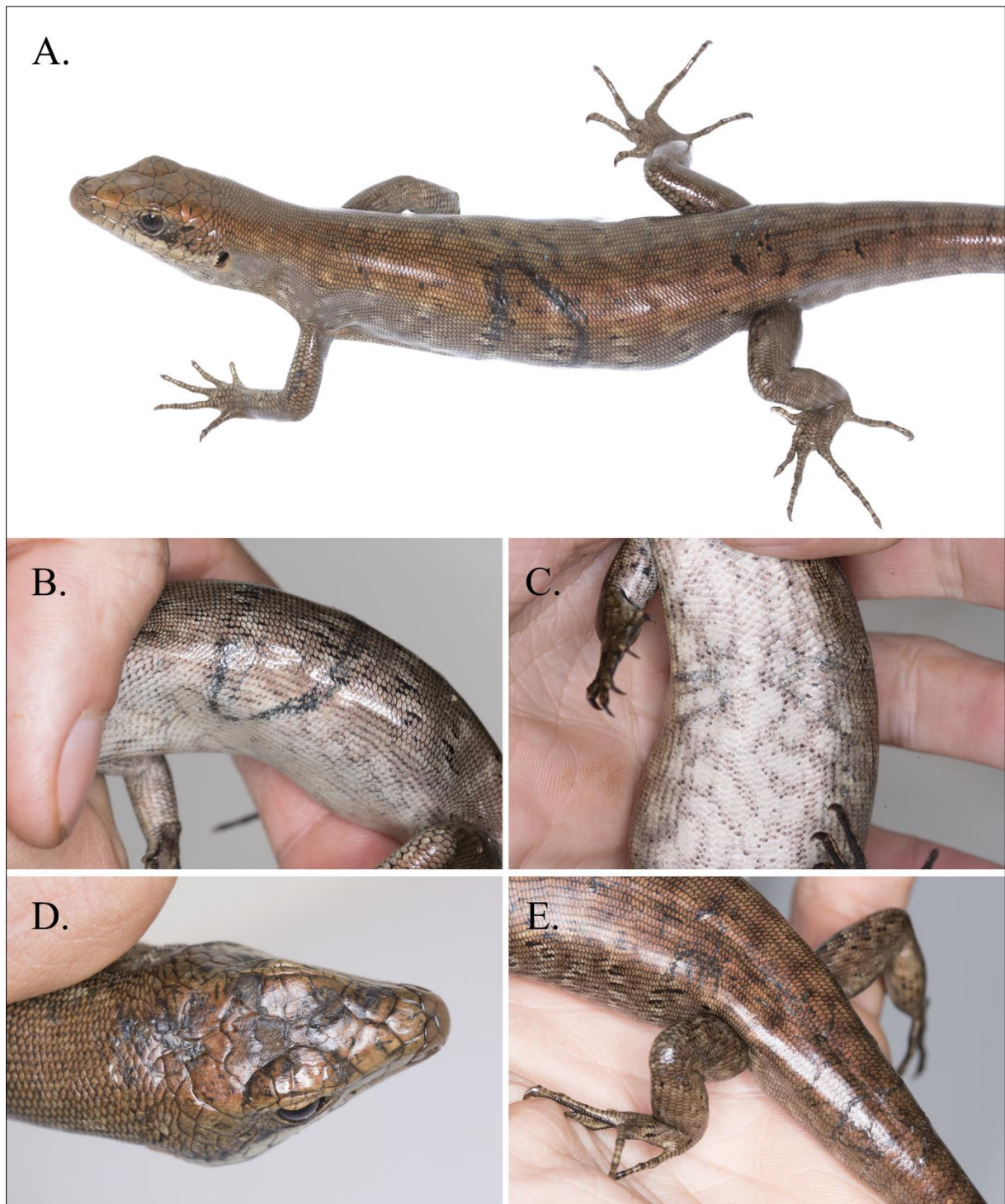


Figure 2. Cicatrices occasionnées lors de tentatives d'accouplement. **A., B.** Femelle Lp032 (108 mm, Mine Yolande, 23/09/2020), vues dorsale et ventrale. Noter les cicatrices plus légères entre les pattes arrière. **C.** Femelle Lp070 (133 mm, Némou, 04/08/2021). **D., E.** Mâle Lp031 (110 mm), capturé avec la femelle Lp032.

Aucune marque d'accouplement n'a été observée chez les 20 autres femelles adultes capturées par nous. Sur les sept femelles adultes capturées sur mine A1 et CP-A1 en octobre

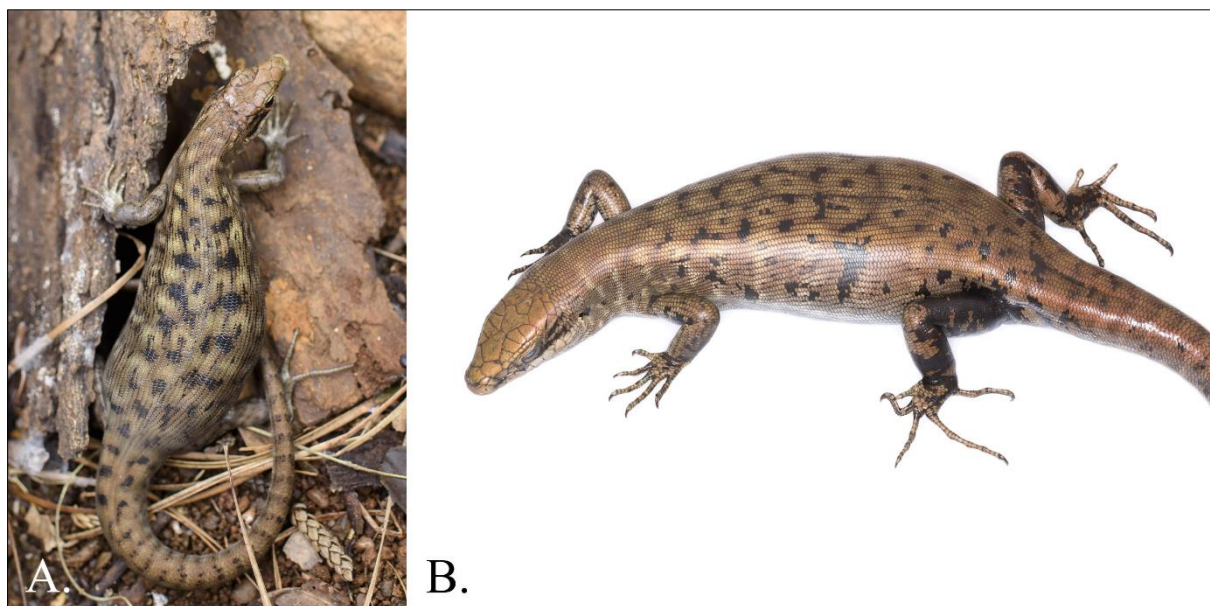


Figure 3. Femelles gestantes. **A.** Femelle captive Lp005 (125 mm), le 03/12/2021. **B.** Femelle Lp009 (116 mm, Dumbéa, 29/11/2019).

2015 par R. Sadlier, S. Astrongatt et G. Swan, trois présentaient des cicatrices au dos, aux pattes ou au cou, mais il n'est pas précisé si c'était des morsures attribuables à un accouplement.

La seule femelle gestante observée dans la nature, le 29 novembre 2019, mesurait 116 mm (**Fig. 3**). Elle ne portait pas de marques de morsures d'accouplement visibles, ce qui suggère un effacement rapide de ce type de marques.

Aucun accouplement n'a jamais été observé dans la nature, ni de combats entre adultes.

II.3.3. Bilan des tentatives de reproduction en captivité

L'expérience de mise en accouplement des scinques en captivité a permis de réaliser des observations sur le comportement des individus pendant et après l'accouplement. La mise en contact du mâle et de la première femelle (Lp005), le 6 septembre, a été suivie par un premier accouplement au bout d'une heure seulement. Le mâle a attrapé la femelle en la mordant par le flanc, et le couple est resté ainsi immobile de 16h00 à 19h00 environ, jusqu'à ce qu'une position permettant le coït soit progressivement atteinte. Un deuxième accouplement a eu lieu trois jours plus tard, également en fin de journée. Les jours suivant ce deuxième accouplement, des signes d'agressivité entre les deux animaux apparaissent. Sur plusieurs vidéos, la femelle est vue chassant le mâle des places d'insolation de l'enclos. Les deux individus étaient de moins en moins vus en insolation au même moment. Des morsures sans gravité à la base de la queue et sur le museau du mâle ont été relevées. Le couple fut séparé le 16 septembre.

La mise en contact du mâle et de la deuxième femelle (Lp007), le 11 octobre, n'a pas donné lieu à un autre accouplement. Les deux animaux ne montraient aucune agressivité l'un envers l'autre, et étaient régulièrement vus en insolation au même moment de la journée, et réfugiés sous la même tuile pendant la nuit. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer l'absence d'accouplement : une mauvaise condition physique de la femelle, qui avait souffert de la perte d'un œil quelques mois auparavant, une incompatibilité entre les deux individus, ou peut-être une mise en contact trop tardive.

La femelle Lp005 présenta les premiers signes de grossesse début novembre (deux mois après le premier accouplement). Les cicatrices des morsures aux flancs (initialement moins profondes que celles illustrées pour Lp032, voir **Fig. 2**) étaient alors presque entièrement effacées. Un mois plus tard, la taille du ventre de la femelle était devenue très conséquente (Figure 3), indiquant l'approchement du terme. Dans ces conditions, la femelle était clairement ralentie dans ses mouvements, et il est certain que c'est, pour les femelles, une période de grande vulnérabilité.

Malheureusement, sa gestation prit fin brutalement le 13 décembre. La femelle expulsa trois sacs amniotiques, dont deux étaient très réduits (mangés par la femelle ou juste peu développés ?). Le sac plein fut disséqué et un embryon de très petite taille y fut trouvé, probablement encore assez loin du terme.

La femelle mourut trois semaines plus tard, sans qu'aucune explication n'ait pu être avancée pour expliquer sa fausse couche.

Malgré cet échec, l'expérience suggère que la durée de la gestation est supérieure à trois mois, et que la période propice aux accouplements est peut-être assez réduite dans le temps. En période de reproduction, mâles et femelles présentent un certain niveau d'agressivité et s'évitent probablement dans la nature. En-dehors de cette période, la cohabitation semble pacifique, ce qui a été confirmé par les observations *in situ* en mai-juin.

En l'état actuel des connaissances, on estime donc que la reproduction est généralement annuelle, avec une période d'accouplements allant de début août à septembre au moins, et des naissances estimées entre décembre et février (**Fig. 4**). La période de reproduction est peut-être soumise à des variations annuelles avec des naissances pouvant s'étaler jusqu'à la fin de la saison humide. La possibilité d'une reproduction multiple n'est pas écartée.

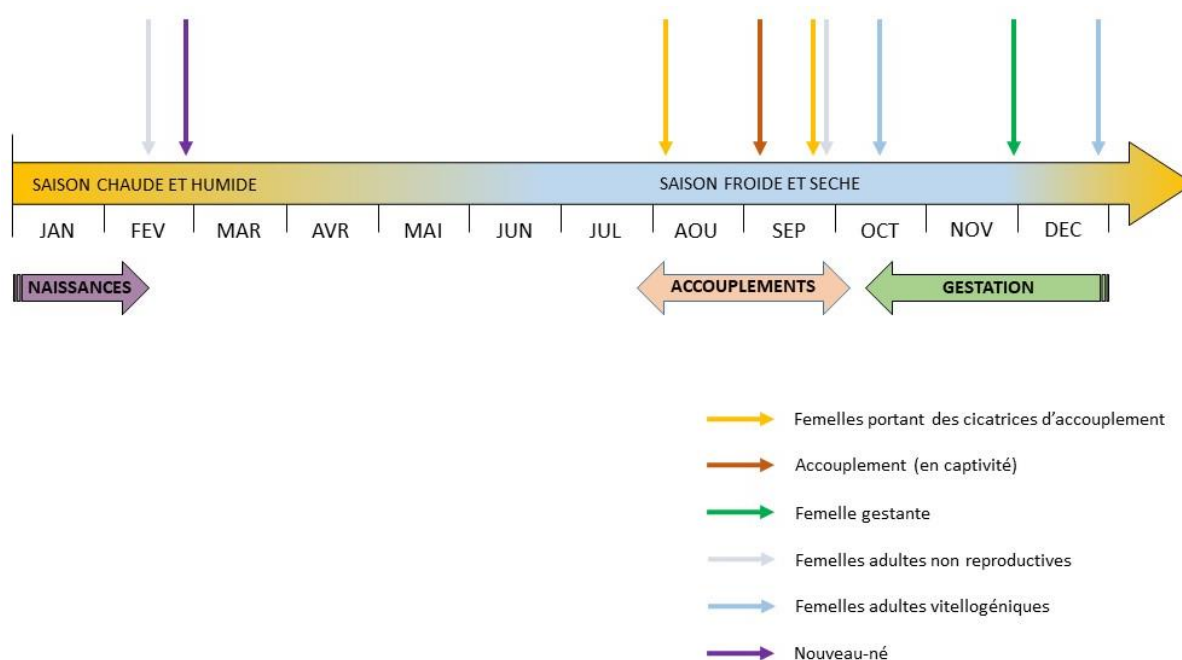


Figure 4. Cycle biologique du Scinque-léopard déduit des observations *in situ* et *ex situ*.

II.4. Quelle est la vitesse de croissance des individus ?

Le plus petit spécimen capturé mesurait 50 mm le 25/02/2020. On suppose que cette taille est représentative de la cohorte principale de naissances ayant lieu entre décembre et février, au début de la saison humide.

En mai-juin (fin de saison humide) la cohorte de juvéniles mesure de 62 à 76 mm.

Entre octobre et décembre les jeunes de l'année mesurent de 73 à 90 mm.

En février, un seul individu pouvant appartenir à la cohorte née l'année précédente mesurait 76 mm. Soit cet individu présentait un retard de croissance, soit il était né tardivement. Il y a trop peu de captures durant le premier trimestre pour avoir une vision claire.

En mai-juin, le plus petit individu vraisemblablement né l'année précédente mesurait 90 mm. Un mâle (Lp008) capturé à deux reprises mesurait 84 mm le 21/11/2019 et 110 mm le 29/05/2020, soit une croissance de 26 mm et 18 g en 6 mois. De nombreux "jeunes adultes" capturés à cette saison mesuraient entre 110 et 120 mm pour un poids variant entre 30 et 40 g.

environ. La distinction entre cette cohorte et les précédentes n'est pas aisée sur la base des longueurs corporelles, les variations individuelles effaçant progressivement l'écart entre les générations.

En captivité, trois spécimens ont pu être suivis sur deux années consécutives. Le mâle Lp003 était adulte, probablement âgé de plus de deux ans au moment de sa capture. Les deux femelles étaient probablement âgées d'un an et demi. On constate que le mâle a relativement peu grandi, mais que les deux femelles, malgré un écart de taille au moment de leur capture, ont toutes deux atteint la même longueur (**Tableau 1**).

Ces données, bien qu'acquises en captivité, suggèrent un ralentissement de la croissance à partir de la deuxième année. Les adultes atteindraient une longueur moyenne de 125 mm au cours de leur troisième année, ce qui suggère que les individus atteignant les 130 mm sont âgés d'au moins 4 ans.

Tableau 1. Évolution des mensurations et du poids des scinque-léopard gardés en captivité.

		mai-juin 2019		août-21	
	Sexe	LC	Poids	LC	Poids
Lp003	Mâle	130	50	135	71
Lp005	Femelle	110	27	125	60
Lp007	Femelle	117	37	125	58

Malgré la variabilité observée, il est donc possible d'estimer l'âge des individus, jusqu'à un an et demi environ, en fonction de leur longueur corporelle et de la période de capture.

II.5. À quel âge la maturité sexuelle est-elle atteinte pour les mâles et les femelles ?

Mâles

Le plus petit mâle identifié par éversion des hémipénis mesurait 95 mm (11/10/2015).

Le mâle Lp008 capturé à deux reprises mesurait 84 mm le 21/11/2019 et 110 mm le 29/05/2020. A la première capture les hémipénis n'étaient pas visibles.

Les plus grands mâles capturés en fin d'année (de 75 à 95 mm) et disséqués étaient immatures.

Ces éléments indiquent que les mâles n'atteignent pas leur maturité sexuelle durant la première année. A la fin de leur première année, lorsqu'ils atteignent en moyenne 85 mm, les hémipénis sont visibles mais les gonades sont incomplètement différenciées. La croissance est rapide comme le montre l'individu Lp008 recapturé sur mine A1, indiquant que la maturité sexuelle est atteinte dans le courant de la deuxième année, potentiellement à un âge avoisinant les un an et demi.

Femelles

Les données des dissections indiquent que les femelles atteignent la maturité sexuelle alors qu'elles mesurent entre 81 et 102 mm. Cette taille est atteinte dans le courant de la deuxième année.

La femelle pleine observée le 29/11/2019 mesurait 116 mm, ce qui suggère qu'elle avait moins de deux ans.

Ainsi, mâles et femelles se reproduisent potentiellement pour la première fois dans la deuxième année de leur vie. Ce résultat est cohérent avec l'âge moyen de la maturité sexuelle pour la famille des scinques, estimé par Mesquita et al. (2016) à partir de 145 espèces : $20,8535 \pm 9,5836$ mois.

II.6. Comment définir les différentes classes d'âge ?

On peut distinguer quatre cohortes à partir de la longueur corporelle et de la période de capture (**Fig. 5**). L'année civile est utilisée comme unité temporelle de référence car la période principale des naissances semble coïncider avec le début de la saison humide, entre décembre et février.

Les **juvéniles** ou **jeunes de l'année** sont les individus nés moins d'un an avant leur capture. Généralement nés entre décembre et janvier, ils atteignent une longueur moyenne de 60-75 mm en fin de saison humide et 75-90 mm en saison sèche. Leur silhouette est fine, leurs motifs ocellés réguliers et très contrastés. Les hémipénis des mâles ne sont pas détectables durant cette période.

Les **subadultes** sont les individus nés l'année précédente et capturés avant la période de reproduction principale de l'année, supposée débiter entre août et octobre. Durant cette phase de transition, les silhouettes s'épaississent, les motifs s'atténuent, les organes sexuels se

différencient. La distinction entre mâles et femelles est possible par éversion des hémipénis, au moins à partir d'une LC de 95 mm. La LC moyenne est comprise entre 90 et 100 mm en fin de saison humide.

Les **adultes** sont âgés au minimum d'un an et demi et leur longueur corporelle minimale est comprise entre 100 et 110 mm. Leur silhouette est robuste, les mâles peuvent dans une certaine mesure être distingués des femelles par une tête plus large et une silhouette légèrement plus fine.

On peut également distinguer une cohorte de **vieux adultes**, dont la longueur corporelle atteint et dépasse les 130 mm. Les individus atteignant ces longueurs sont âgés d'au moins 4 ans et sont probablement les meilleurs reproducteurs. Le site de CP-A1 a livré plusieurs spécimens dépassant les 140 mm, jusqu'au maximum connu de 155 mm, alors que de telles longueurs n'ont pas été rencontrées ailleurs. Les effectifs de cette cohorte peuvent fournir une information sur la qualité et la stabilité d'un habitat donné.

Figure 5 (page suivante). Différents stades de croissance du Scinque-léopard représentés en taille réelle. De haut en bas : Lp020 (Némou, 25/02/2020), nouveau-né, 50 mm ; Lp061 (Némou, 21/05/2021), juvénile, 74 mm ; Lp056 (Némou, 11/05/2021), femelle subadulte, 90 mm ; Lp064 (Némou, 02/06/2021), femelle adulte, 119 mm ; Lp070 (Némou, 04/08/2021), femelle âgée, 133 mm.



Références bibliographiques

- Chapple DG. 2016. New Zealand Lizards. Springer International Publishing, Cham, Switzerland. Available from <http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-41674-8>.
- Collen R. 2007. Grand skink (*Oligosoma grande*) and Otago Skink (*Oligosoma ottagense*) Husbandry Manual. Available from [http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Grand+skink+\(Oligosoma+grande\)+and+Otago+Skink+\(Oligosoma+ottagense\)+Captive+Management+Plan+2007-2014#0](http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Grand+skink+(Oligosoma+grande)+and+Otago+Skink+(Oligosoma+ottagense)+Captive+Management+Plan+2007-2014#0).
- Mesquita DO, Faria RG, Colli GR, Vitt LJ, Pianka ER. 2016. Lizard life-history strategies. *Austral Ecology* **41**:1–5.

CHAPITRE 7

REEVALUATION DU STATUT DE CONSERVATION SELON LES CRITERES DE L'UICN ET RECOMMANDATIONS POUR LA CONSERVATION *IN SITU* DU SCINQUE-LEOPARD



I. Etat de conservation du Scinque-léopard

Les deux dernières évaluations de l’UICN (2011, 2017) se sont basées sur des critères géographiques pour statuer sur la situation de *Lacertoides pardalis* du point de vue de son risque d’extinction. Au cours de cette thèse et de la période écoulée depuis la dernière évaluation, plusieurs nouvelles stations ont été découvertes, étendant considérablement l’aire de distribution du scinque-léopard, ce qui justifie une réévaluation du statut de conservation de l’espèce. Ce point est le préalable à toute recommandation pour la mise en œuvre d’une stratégie de conservation de l’espèce.

I.1. Cadre général

Les enjeux de conservation de l’herpétofaune en Nouvelle-Calédonie sont extrêmement élevés, avec 139 espèces de squamates décrites et un taux d’endémisme de 92,8% (Bernstein et al. 2021; Bauer et al. 2022). Parmi celles-ci, 76 appartiennent à l’une des catégories menacées (vulnérable VU, en danger EN ou en danger critique CR) ou à la catégorie "données insuffisantes" (DD) (**Fig. 1** ; IUCN 2021). Les pressions environnementales identifiées sont systémiques : 100% des espèces menacées subissent la pression des espèces exotiques envahissantes (EEE), 59% par les feux de brousse, et 45% par les activités minières.

Les trois provinces de Nouvelle-Calédonie ont, parmi leurs compétences, la gestion de l’environnement. Tous les reptiles terrestres sont ainsi protégés dans les codes de l’environnement des provinces Nord et Sud, à l’exception de certains Gekkonidae introduits (JONC 2008, 2009). Le code de l’environnement de la province des îles Loyauté n’inclut pas, à l’heure actuelle, de liste d’espèces protégées (JONC 2016). Les enjeux de conservation dépassent largement les moyens financiers qui y sont dédiés (Ibanez et al. 2019), il y a donc un besoin de priorisation de ces enjeux afin d’optimiser la mise en place de mesures en faveur de la biodiversité.

La Liste Rouge de l’Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) répond à ce besoin, en fournissant un indicateur du risque d’extinction des espèces animales et végétales. Les reptiles terrestres de Nouvelle-Calédonie ont fait l’objet de deux évaluations de la Liste Rouge, la première en 2011 avec 86 espèces, et la deuxième réalisée en décembre 2017, avec 104 espèces décrites et 33 espèces en attente de description "pré-évaluées". En pratique,

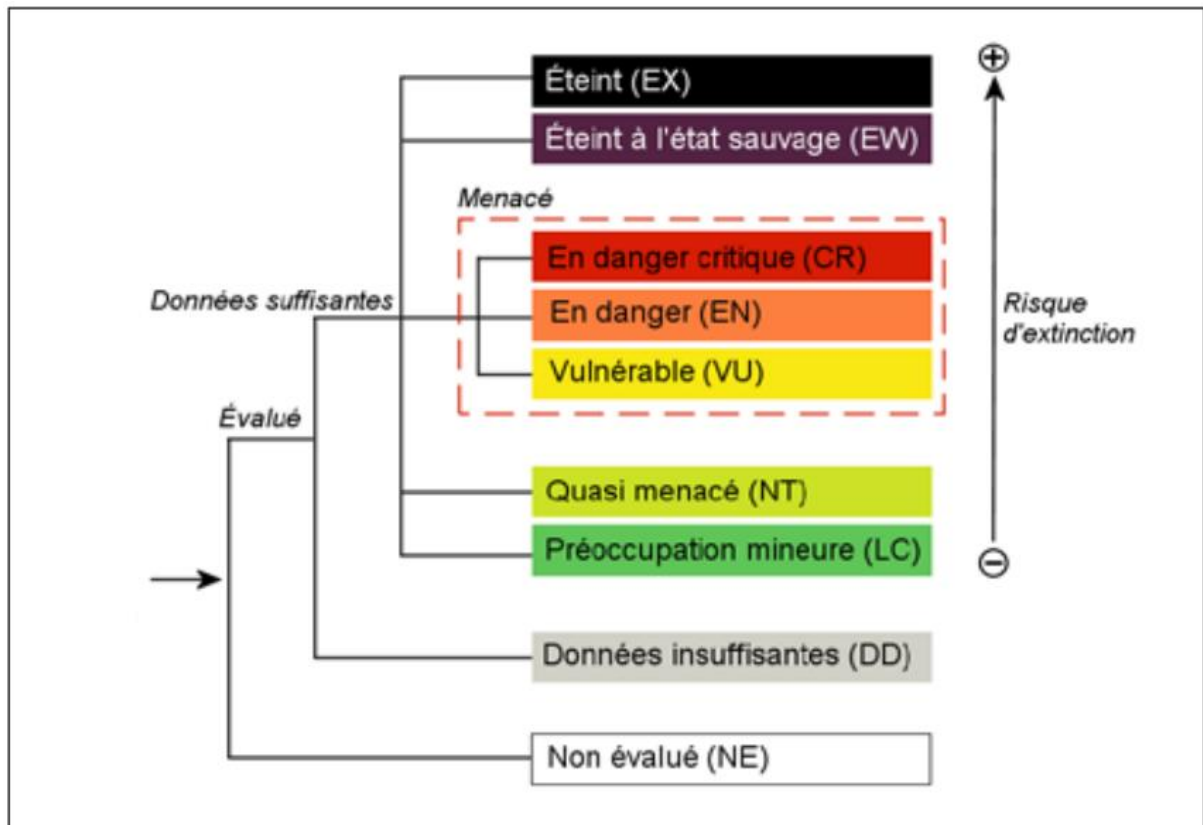


Figure 1. Catégories de risque d'extinction de la Liste Rouge de l'UICN. Extrait du guide d'utilisation des Catégories et Critères de l'UICN (2012).

les statuts UICN sont régulièrement utilisés par les collectivités en charge de l'environnement et les industriels miniers pour définir leurs priorités de suivis écologiques et d'actions de conservation. Le cadre méthodologique de l'UICN a permis l'adoption d'un indicateur applicable en théorie à toutes les espèces et tous les pays, en permettant des évaluations adaptées à la nature et à la précision des données disponibles, à travers cinq critères indépendants (**Tableau 1** ; IUCN 2019). En pratique, les critères B et D, basés sur la répartition géographique, sont le plus souvent utilisés par défaut, en l'absence d'estimations précises de la taille des populations (critères C, E) ou de leur taux de réduction (critère A). C'est particulièrement le cas pour les reptiles, qui posent un certain nombre de contraintes pour l'étude de leur écologie ou de leur démographie : la plupart des espèces sont de taille petite à moyenne, sont très discrètes, et leur rythme d'activité est beaucoup moins élevé que pour les vertébrés endothermes (Row & Blouin-Demers 2006). Ainsi, Chapple et al. (2021) ont déterminé qu'en 2020, 83,3% des évaluations de 264 espèces de scinques avaient été faites à partir du critère B, et 14,8% sur le critère D. Lors des deux évaluations de l'herpétofaune néo-calédonienne, la totalité des espèces (hors DD) a été évaluée sur la base du critère B.

Les écosystèmes insulaires anciens sont caractérisés par des taux d'endémisme importants sur des surfaces réduites ; la Nouvelle-Calédonie est un exemple extrême de cette situation. La principale limite identifiée de la méthodologie UICN, dans ce contexte spécifique, est la valeur des seuils des surfaces géographiques définis dans le critère B (Martin 2009). Ceux-ci peuvent être jugés trop bas par rapport à la surface des îles, ce qui peut conduire à une surestimation du risque d'extinction des espèces endémiques. La Nouvelle-Zélande, en particulier, s'est dotée de son propre système de classification du niveau de menaces, en partie pour surmonter ce biais (Molloy et al. 2002 ; Townsend et al. 2008). Dans notre cas, la surface cumulée de la Grande Terre, de l'Île des Pins et des îles Bélep, qui constituent la Nouvelle-Calédonie au sens géologique du terme et concentrent la grande majorité des espèces endémiques du territoire, s'élève à environ 16 886 km². Or, selon le critère B, une espèce est définie comme vulnérable si sa zone d'occurrence (EOO) est inférieure à 20 000 km². Selon cet indicateur, toutes les espèces terrestres endémiques de Nouvelle-Calédonie sont donc placées dans la catégorie VU. Cet indicateur peut être contre-balançé par d'autres conditions du critère B, qui seront développées dans la partie I.2. En particulier, il est possible d'intégrer une estimation du déclin des populations, à partir d'une dégradation "observée, estimée, déduite ou prévue" de la qualité des habitats. Nos résultats permettent d'alimenter cette réflexion avec des éléments directement utilisables dans le cadre des critères UICN.

Tableau 1. Description des cinq critères utilisés pour le classement des espèces dans la Liste Rouge de l'UICN.

Critère	Description
A.	Réduction de la taille de la population, mesurée sur la plus longue des deux durées : 10 ans ou 3 générations
B.	Répartition géographique
C.	Petite population et déclin
D.	Population très petite ou restreinte
E.	Analyse quantitative

I.2. Distribution connue de l'espèce

I.2.1. Actualisation du statut de conservation du Scinque-léopard selon les critères de l'UICN

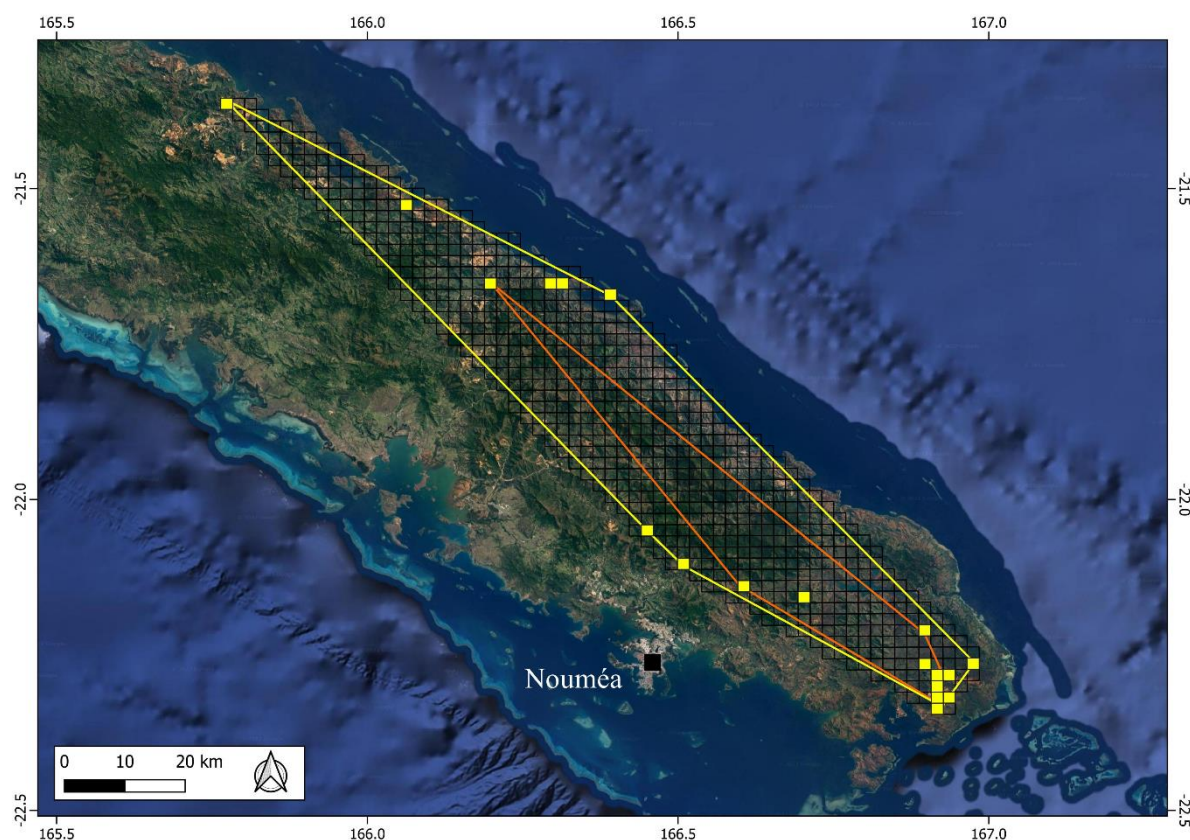


Figure 2. Zone d'occurrence (EOO, polygone jaune) et zone d'occupation (AOO, mailles colorées en jaune) du Scinque-léopard. Le polygone orange représente l'EOO de la dernière évaluation basée sur les données de 2017. Les mailles de 2 km de côté utilisées pour les évaluations de l'UICN sont issues du carroyage DFCI de la Sécurité Civile. Source des images satellitaires : Google Satellite © 2022.

Comme décrit au paragraphe précédent, les deux dernières évaluations de l'UICN du statut de conservation du scinque-léopard (son risque d'extinction) se sont également basées sur des critères géographiques (critère B). Cette espèce est donc actuellement considérée comme vulnérable (VU).

Le critère B compile trois indices géographiques : i) la zone d'occurrence (EOO), soit la surface du plus petit polygone convexe englobant toutes les stations connues de l'espèce, ii) la

zone d'occupation (AOO), définie par la somme des surfaces des mailles de 2x2 km occupées par l'espèce au sein de son aire de distribution, et iii) le nombre de localités (IUCN 2019).

Toutes les stations connues sont intégrées dans le tracé de l'EOO et dans la somme des mailles de l'AOO (**Fig. 2**). En revanche, toutes les stations ne sont pas comptabilisées comme des localités, définies comme un ensemble de stations de présence suffisamment proches pour être impactées par un seul événement catastrophique, considéré crédible par les évaluateurs. Lors de la précédente évaluation, les stations des environs du site minier de Goro ont été regroupées en une seule localité, en raison des risques de départ de feux et d'incidents industriels. Ces menaces n'ayant pas diminué depuis 2017 (ouverture d'une nouvelle piste, construction de bâtiments pour le projet Lucy, élargissement régulier de la fosse minière), nous avons donc choisi de conserver la même logique et regrouper en une localité les stations suivantes : Mine A1 ; Col de l'antenne ; versants du bassin de la Kwé Ouest ; Mine Access Road ; crête de CP-A1 ; pépinière (voir Chapitre 2).

Malgré une augmentation importante, les nouvelles valeurs d'EOO et d'AOO se situent dans les mêmes intervalles que lors de l'évaluation de 2017, et placent l'espèce dans la catégorie EN. Aucune des menaces décrites en 2017 n'a cessé, la condition b (ii, iii, v) est donc conservée : on constate un déclin continu de la zone d'occupation, de l'étendue et de la qualité de l'habitat, et du nombre d'individus matures. En revanche, le nombre de localités est passé de 6 à 13, au-dessus du seuil de 10 qui définit la catégorie VU. En conclusion, malgré une distribution restreinte, le nombre de localités relativement élevé réduit le risque d'extinction du Scinque-léopard. Toutefois, le nombre de localités étant proche de la valeur seuil de 10, et des pressions étant identifiées à l'échelle de toute l'aire de distribution, l'espèce rentre dans la catégorie "Quasi-menacée" (NT) : la disparition de quelques localités pourrait faire à nouveau basculer son statut en VU. Les détails des indicateurs géographiques utilisés sont donnés dans le **Tableau 2**.

Tableau 2. Indicateurs géographiques utilisés dans les évaluations successives de la catégorie UICN du Scinque-léopard. La nouvelle pré-évaluation est donnée dans la dernière ligne. EOO : *Extent of Occurrence* ; AOO : *Area of Occupancy*.

Année d'évaluation (et année de publication)	EOO (km ²)	AOO (km ²)	Localités	Catégorie et critères
2010 (2011)	24	2	4	VU D2
2017 (2021)	713	24	6	VU B1ab(ii,iii,v)+2ab(ii,iii,v)
2022	2640	76	13	NT

Ce changement de catégorie de menace ne constitue pas une amélioration véritable du statut de conservation, il est le résultat d'une amélioration des connaissances sur la distribution de l'espèce, ce que l'UICN qualifie de changement non authentique (*nongenuine change*, IUCN 2019). De plus, cette pré-évaluation a une valeur globale, à l'échelle de l'aire de distribution de l'espèce. Nos résultats révèlent une situation plus contrastée entre les différentes populations, avec une conjonction de plusieurs pressions dans certaines régions.

I.3. Isolement génétique des populations

Notre étude de la structuration génétique des populations de scinque-léopard a mis en lumière l'existence de trois unités significatives du point de vue de l'évolution (ESU), dont une qui pourrait comprendre deux unités de gestion (MU), sur la base de distances génétiques importantes et de patterns d'allèles réciproquement monophylétiques entre populations, pour deux marqueurs mitochondriaux (voir Chapitre 4 ; la **Fig. 3** reprend la délimitation approximative des ESU).

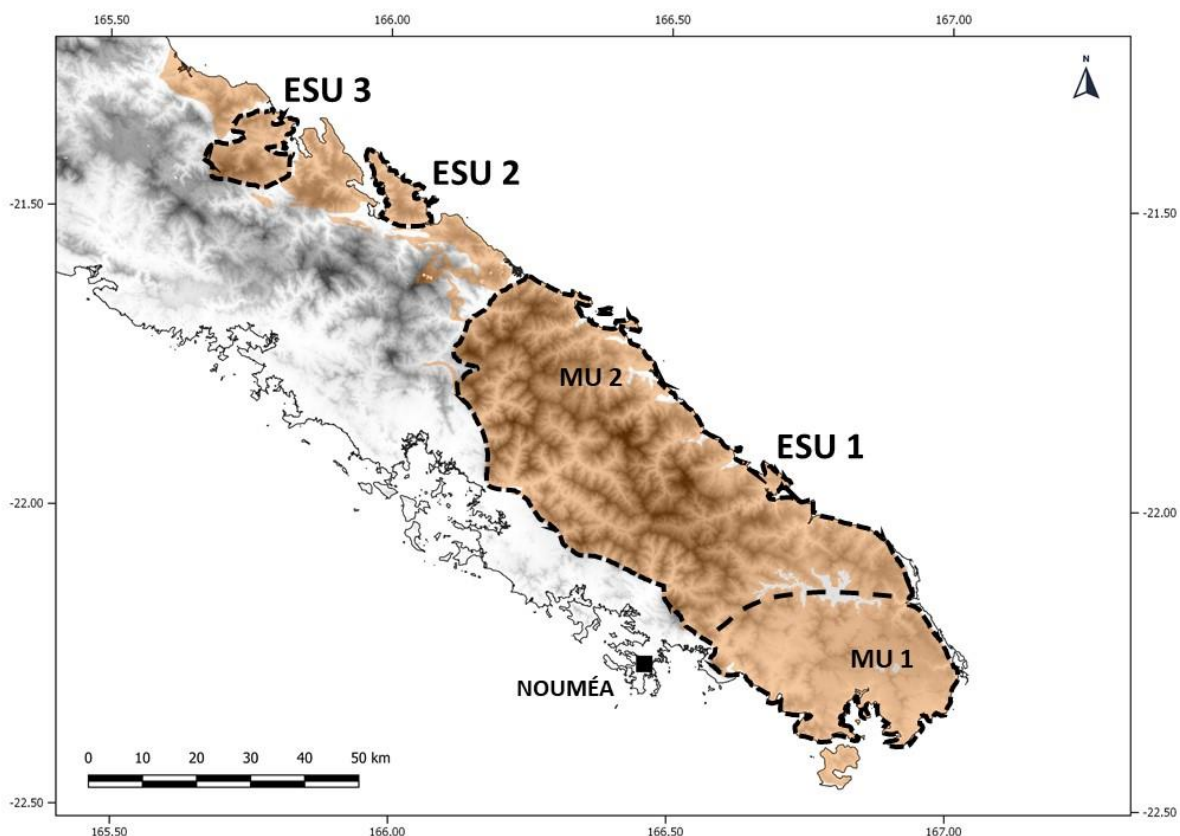


Figure 3. Carte des unités de conservation du Scinque-léopard. Les massifs ultramafiques sont figurés en orange.

Les distances génétiques observées et la fragmentation des surfaces ultramafiques supposées délimiter ces ESU incitent à les considérer comme des "unités de conservation" distinctes. En d'autres termes, les possibilités de migration entre les ESU sont probablement trop faibles pour qu'une dégradation de l'état de conservation de l'une d'entre elles puisse être compensée par l'immigration d'individus des ESU voisines. La conservation du Scinque-léopard doit absolument être réfléchie et mise en œuvre à l'échelle de chaque massif ultramafique délimitant une ESU.

La législation des provinces néo-calédoniennes en matière d'environnement ne tient actuellement pas compte de la diversité génétique. L'espèce est l'unité de base protégée par les codes de l'environnement des provinces Sud et Nord (JONC 2008, 2009). Pourtant, le maintien de la diversité génétique des espèces est reconnu comme un objectif important dans le contexte de l'érosion de la biodiversité (Laikre 2010; Mimura et al. 2017). Dans le contexte calédonien, de nombreuses espèces de lézards sont en attente de description, généralement au sein de complexes d'espèces proches. Bernstein et al. (2021) ont montré que la délimitation des futurs

taxons du genre *Bavayia*, basée sur les distances génétiques, est sujette à interprétation, avec des résultats différents selon les modèles utilisés. Leur analyse prédit que l'adoption d'une approche intégrative combinant morphologie et données moléculaires aboutirait à un nombre de nouvelles espèces inférieur à des approches purement moléculaires. Par conséquent, plusieurs lignées génétiquement distinctes pourraient être regroupées au sein de mêmes taxons, ce qui aurait des conséquences directes sur leur prise en compte dans la législation et l'évaluation de leur statut de conservation.

I.4. Pressions et menaces

I.4.1. Pressions observées sur les stations connues

Malgré le nombre croissant de localités connues, des pressions, entraînant parfois des dommages importants aux habitats, sont constatées sur un nombre important de stations. Le **Tableau 3** liste les pressions observées sur chacune des 19 stations connues.

Tableau 3. Impacts récents observés sur les stations d'occurrence connues du Scinque-léopard.

Station	Feux récents	Exploitation minière passée	Exploitation en cours	Espèces envahissantes (hors chats)
Kwa Néi			Travaux fréquents au Col de l'Antenne et construction du bassin	
Mine A1	Oui (2019)	Oui : mine orpheline non revégétalisée		
KO2 P2			Travaux fréquents au Col de l'Antenne et construction du bassin	
KO2 P3			Travaux fréquents au Col de l'Antenne et construction du bassin	
MAR			Ouverture de la piste en 2019	
CP-A1			Ouverture de la carrière en 2015 (opération de translocation)	
Pépinière				
Lac en Huit				
Cascade Camille				
Ka Yé Wagwé				
Rivière Blanche				
Mont. des Sources				
Dumbéa	Oui (2020)			Fourmis <i>Anoplolepis gracilipes</i>
Dzumac				
Némou				Rats noirs, fourmis électriques (<i>Wasmannia auropunctata</i>)
Mine Yolande		Oui : mine orpheline non revégétalisée		
Pétroglyphes	Oui (2017, 2019)	Oui : mine orpheline non revégétalisée		
Bogota				
Kadjitra	Oui (2019)		Oui (site minier)	



Figure 4. Vue de la concession "Mariette 2" (SLN) à Thio, station dite des "Pétroglyphes". Photographie prise le 21 septembre 2020.

Plusieurs stations ont été partiellement touchées par un feu dans les dix dernières années. L'impact du feu sur les populations de scinque-léopard n'est pas entièrement compris. En contribuant à l'ouverture de la végétation, les incendies pourraient accroître la connectivité entre les populations et peut-être favoriser la germination des plantes pionnières qui font partie du régime alimentaire du scinque léopard. Sur la Mine A1, touchée par un feu début 2019, nous avons constaté en mai-juin 2020 qu'un des mâles adultes équipés d'un émetteur n'hésitait pas à traverser les zones brûlées pour rejoindre ses gîtes, ce qui montre une certaine résilience de l'espèce face à cette menace. La densité d'affleurements rocheux est certainement déterminante pour procurer des abris aux scinques pendant le passage des feux, et protéger quelques poches de végétation dans lesquelles les survivants trouveront des ressources. En revanche, la fréquence des feux entraîne un appauvrissement croissant de la végétation, qui évolue vers des faciès dominés par les cypéracées et les fougères aigles, limitant les possibilités de repousse de plusieurs espèces. Les versants des massifs qui entourent le village de Thio, notamment autour de la station des Pétroglyphes, ont subi plusieurs feux ces dernières années, et les espèces végétales sur lesquelles les scinque-léopard se nourrissent ont disparu sur de grandes surfaces

(**Fig. 4**). Cette station en particulier aurait subi trois incendies depuis 2006, le dernier en décembre 2019 (source : <https://geoportail.oeil.nc/AlerteIncendies/>). L'impact des feux répétés est très visible sur la végétation : les zones grises sont dominées par la fougère-aigle. Des zones de végétation plus variée persistent dans le talweg, malheureusement engravé par l'érosion causée par la présence de la mine orpheline. Dans ce paysage typique des contreforts du massif du Sud qui surplombent la vallée de Thio, l'étendue des habitats favorables à l'herpétofaune diminue dramatiquement. Les arbustes fruitiers dont dépendent les scinque-léopard se raréfient et il est probable que les scinques doivent parcourir de plus longues distances à la recherche de nourriture.

Autour du site minier du Plateau de Goro, plusieurs travaux ont impacté des habitats occupés par le Scinque-léopard. La nouvelle *Mine Access Road* du projet Lucy passe à travers une station découverte en 2015 (**Fig. 5.A.** ; Sadlier et al. 2015). Plus que les habitats détruits, la question se pose de l'impact sur la connectivité entre les groupes de scinques sur ce massif qui comporte de grandes surfaces d'habitats favorables. La population de la localité-type, sur le Kwa Néi, semble s'être considérablement réduite, d'après les résultats des suivis réglementaires sur cette zone ; nous n'y avons trouvé aucun spécimen en quatre jours de recherche (voir Chapitre 3). L'isolement de cette station, entourée par la forêt humide d'un côté et les infrastructures et pistes rayonnant autour du Col de l'Antenne, ont peut-être contribué au déclin de la population. À l'autre extrémité du bassin, l'ouverture de la carrière de CP-A1 a détruit environ 6 hectares d'habitats sur une station abritant l'une des populations les plus denses connues (voir Chapitre 3 et **Fig. 5.B.** ; Sadlier et al. 2018).

I.4.2. Pressions et menaces à l'échelle de l'aire de distribution

I.4.2.1. Identification des habitats favorables

Notre modélisation de la niche écologique du Scinque-léopard nous fournit une vision plus large de l'étendue des habitats favorables de l'espèce, basée sur les variables bioclimatiques BIOCLIM3, 9 et 14 ainsi que sur le NDVI³⁰ (voir Chapitre 5). L'étendue des habitats favorables obtenue par la projection du modèle doit être considérée avec prudence, étant probablement surestimée, du fait de l'absence de couches disponibles pour inclure les affleurements rocheux. Nos résultats obtenus sur le terrain (Chapitre 6) confirment la

³⁰ Indice de végétation basé sur l'analyse d'images satellitaires.



Figure 5. A. La nouvelle *Mine Access Road* coupe la chaîne des monts Nengoné pour rallier l'usine du Sud au bassin de la Kwé. L'ouverture de cette piste a créé de nombreux effondrements. La population connue de cette station est localisée sur le col à l'extrémité gauche de la piste. Photographie prise le 27 mars 2022. **B.** Bassin de la Kwé, sur le plateau de Goro, vue depuis le col de l'actuelle *Mine Access Road* de Prony Resources. À gauche, la carrière ouverte en 2015 sur la crête de CP-A1 ; à droite, on distingue l'extrémité de la fosse minière. Photographie prise le 24 janvier 2019.

dépendance stricte du Scinque-léopard aux habitats rocheux. À l'inverse, les zones dont la

probabilité de présence est inférieure à la valeur-seuil utilisée ne doivent pas être vues comme des zones d'absence stricte, et le niveau de connectivité entre les zones d'habitat favorable est corrélé à cette probabilité de présence.

Nous avons utilisé la projection des habitats favorables pour réaliser une analyse géographique des pressions, menaces et mesures de protection existantes à l'échelle de l'aire de distribution du Scinque-léopard. Cette analyse est incluse dans la discussion de notre publication attachée au Chapitre 5. Je reprends et développe cette analyse dans les paragraphes suivants.

1.4.2.2. Définition de l'aire de distribution connue

Bien que notre modèle identifie des habitats favorables sur tous les massifs ultramafiques du territoire, on ne considère dans cette analyse que l'aire de distribution connue du Scinque-léopard. On estime que celle-ci est comprise dans les limites des massifs ultramafiques sur lesquels des stations sont connues (grand massif du Sud, massif de Bogota, massif de Kouaoua), et les massifs immédiatement en contact avec ceux-ci (massifs de Nakéty-Dothio, Boakaine et Poro). Ces massifs constituent le plus grand ensemble de terrains ultramafiques de Nouvelle-Calédonie, mais leur continuité est imparfaite : la Kuenthio et les rivières suivantes se jetant sur la côte est (Nakéty, Négropo, Kouaoua et Koua) les ont creusés et séparés, et constituent des barrières biogéographiques (qui ont pu fluctuer dans le temps avec des périodes de contacts anciens aujourd'hui interrompus), comme le suggèrent nos analyses génétiques des spécimens de Thio, Canala et Kouaoua, et l'existence de plusieurs taxons cryptiques de *Bavayia* (Bernstein et al. 2021 ; R. Sadlier et S. Astrongatt, comm. pers.) et de *Marmorosphax* (Sadlier et al. 2020). Les massifs ultramafiques voisins sont distants d'environ 6 km (Téné-Mé Adéo), 7 km (Mt Do) et 13 km (Cap Bocage). La dépendance stricte du Scinque-léopard aux terrains ultramafiques et le niveau d'isolement génétique entre ses populations suggèrent que l'espèce pourrait être réellement absente des massifs voisins. On connaît en Nouvelle-Calédonie une soixantaine d'espèces (décrites ou en attente de description) restreintes aux terrains ultramafiques. Les raisons de leur dépendance à ces terrains ne sont pas toujours comprises, et sont probablement multiples ; en particulier, plusieurs espèces micro-endémiques des massifs miniers du Nord-Ouest occupent des maquis d'altitude ou des reliques de forêts humides restreintes aux sommets de ces massifs. Ces espèces occupent rarement plusieurs massifs distants. Parmi les exceptions les plus remarquables, on retient le gecko géant *Rhacodactylus auriculatus*, qui occupe la quasi-totalité des massifs miniers de la Grande Terre (Bauer et al. 2012). Parmi les scinques

héliophiles, on peut noter *Phasmasaurus maruia*, qui occupe les massifs de Kopéto-Boulinda, Mé Maoya et Téné-Mé Adéo, distants entre eux de 6 à 9 km environ. L'absence de données sur *Lacertoides* en-dehors des massifs du Sud et du centre-Est est peut-être due à un manque de prospections, et il est possible que l'aire de distribution soit élargie à l'avenir. Nous recommandons que la recherche de nouvelles populations se poursuive, en priorité sur les massifs du Mt Do, de Téné-Mé Adéo et de Cap Bocage.

1.4.2.3. Analyse géographique des pressions et menaces

Au sein de l'aire de distribution, la surface prédite d'habitats favorables avoisine les 1400 km². Les plus grandes étendues d'habitats favorables se trouvent le long de la côte sud, du niveau de la mer jusqu'à des altitudes moyennes (environ 300-600 m), en particulier sur le plateau de Goro à l'extrême sud et le long de la côte sud-est (la "Côte Oubliée"). En se déplaçant vers le nord, les habitats favorables deviennent plus fragmentés et rares, et sont limités aux altitudes moyennes, en particulier sur la série de massifs ultramafiques entre Thio et Kouaoua. Le modèle exclut les zones plus froides de hautes altitudes dans la chaîne centrale du massif du Sud. Ceci est cohérent avec nos observations selon lesquelles les scinque-léopard ne se trouvent qu'en très faible densité au-dessus de 600 m, l'altitude maximale enregistrée étant de 900 m. Sur les pics ultramafiques isolés en dehors de l'aire de distribution, les habitats favorables sont rares, à des altitudes moyennes et élevées.

À l'échelle de l'aire de distribution connue, notre analyse des pressions repose sur i) une couche des sols dégradés de manière irréversible, compilée à partir de la couche d'occupation du sol de 2014 (<https://geoportal.gouv.nc/>) et de la couche des sols dégradés par la mine (<https://dimenc.gouv.nc/>), ii) la couche des feux détectés par le satellite MODIS, qui fournit le jeu de données le plus long à l'échelle du territoire (2000-2021), iii) le cadastre minier actif (<https://dimenc.gouv.nc/>) et iv) la carte des aires protégées terrestres de la province Sud (<https://geoportal.gouv.nc/>). Les titres miniers tombant dans le périmètre du Parc Provincial de la Côte Oubliée ont été retirés du cadastre actif et ont donc été supprimés pour notre analyse (**Fig. 6**).

Les surfaces irréversiblement dégradées, résultant des effets combinés du décapage du sol pour les opérations minières et du feu, couvrent 13,1% des habitats appropriés (**Fig. 6.A**). Ces surfaces ne se rétabliront probablement pas naturellement, à moins que des mesures ne soient prises pour restaurer la végétation. Ces surfaces sont appelées à s'étendre avec la progression des exploitations minières.

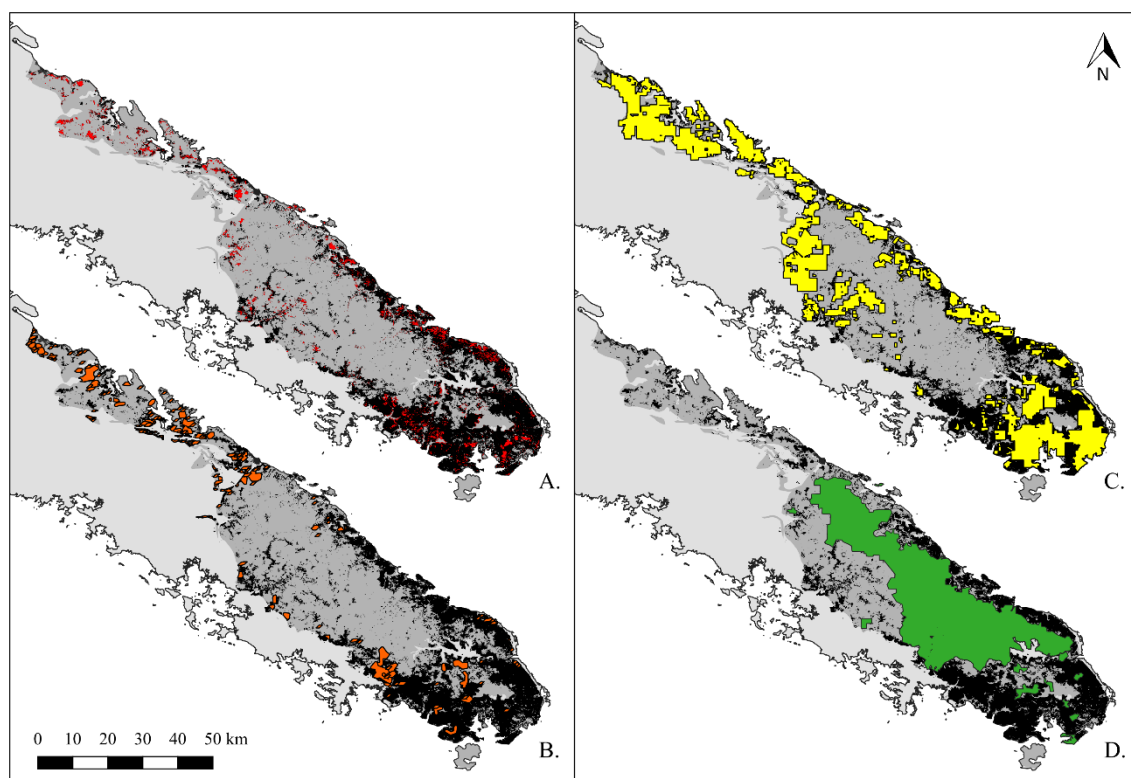


Figure 6. Distribution des pressions environnementales et des zones protégées dans l'aire de distribution du Scinque-léopard. L'aire de distribution représentée par les massifs ultramafiques contigus de la moitié sud de la Grande Terre est en gris foncé et les habitats favorables en noir. **A.** Surfaces irréversiblement endommagées par les activités minières passées et les incendies. **B.** Surfaces brûlées entre 2000 et 2021, estimées à partir de MODIS. **C.** Concessions minières. **D.** Aires protégées provinciales.

De 2000 à 2021, les feux de brousse ont affecté des surfaces représentant 7,4 % de l'aire de distribution, soit 7,5 % des habitats favorables (**Fig. 6.B.**). À certains endroits, l'action répétée des feux et leur étendue ont dû contribuer à une diminution significative de la qualité de l'habitat, comme dans la région de Thio et les massifs de Bogota et Kouaoua où des milliers d'hectares ont brûlé ces dernières années. Il est à noter que tous les incendies en Nouvelle-Calédonie sont d'origine humaine (Mangeas et al. 2019), ce qui explique que les régions inhabitées du grand massif du Sud et de la Côte Oubliée soient relativement épargnées à cet égard.

L'examen du cadastre minier actif conduit à un constat plus alarmant, puisque près de la moitié des habitats favorables (43,8%) se trouvent dans leur périmètre (**Fig. 6.C.**). Seule une partie de ces concessions pourrait être exploitée à l'avenir, mais comme la demande en minerais de métaux rares augmente, il est probable que plusieurs nouveaux sites d'extraction s'ouvriront.

L'exploitation du nickel a des effets dramatiques et irréversibles sur les habitats, puisque les surfaces sont généralement décapées sur plusieurs kilomètres carrés. Par exemple, le plateau de Thio, qui abritait probablement de grandes surfaces d'habitats favorables, a été presque entièrement décapé sur environ 8 km². Bien qu'il n'existe pas d'estimation précise de la superficie des terres dégradées par les activités minières, on estime qu'elle était d'environ 200 km² en 2006 (DIMENC 2009), et la production de nickel n'a cessé d'augmenter depuis.

Un vaste réseau d'aires protégées a été mis en place en province Sud (1372 km² dans l'aire de distribution), mais il ne couvre que 4,7% des habitats favorables (**Fig. 6.D.**). Ce contraste peut s'expliquer par le choix des critères qui ont conduit à la création des aires protégées en Nouvelle-Calédonie : les zones naturellement éloignées des activités humaines et présentant les plus hauts niveaux de biodiversité ont été privilégiées. Autrement dit, les plus grands blocs forestiers, situés pour la plupart dans les régions de moyenne et haute altitude. La création récente du parc provincial de la Côte Oubliée a conduit à l'interdiction de nouvelles opérations minières sur certaines concessions, mais de grandes surfaces d'habitats favorables sur la côte ne sont pas incluses dans ses limites. Dans ce contexte, les décisions prises au niveau coutumier peuvent avoir de réelles retombées. L'avancée la plus remarquable à ce jour est le moratoire minier déclaré par les districts de Borendy et d'Unia pour une durée de 10 ans sur toute la Côte Oubliée. Cette décision, inspirée par les préoccupations croissantes concernant les dommages environnementaux le long de cette côte, protégera temporairement ce qui est peut-être la plus longue étendue continue d'habitat favorable pour le Scinque-léopard.

I.4.3. Pressions et menaces à l'échelle des ESU

Chacune des trois ESU définies dans le Chapitre 4 est temporairement délimitée, dans l'état actuel des connaissances, par les limites des massifs ultramafiques qu'elle occupe. Les atteintes aux habitats (feux, sols dégradés de manière irréversible) sont cartographiées pour chaque ESU dans les **figures 7 à 9**, et les concessions minières actives sur chaque ESU sont cartographiées dans les **figures 10 à 12**, illustrant la responsabilité respective de chaque compagnie minière dans la conservation des habitats favorables au Scinque-léopard. Les sources des données sont les mêmes que dans la partie précédente.

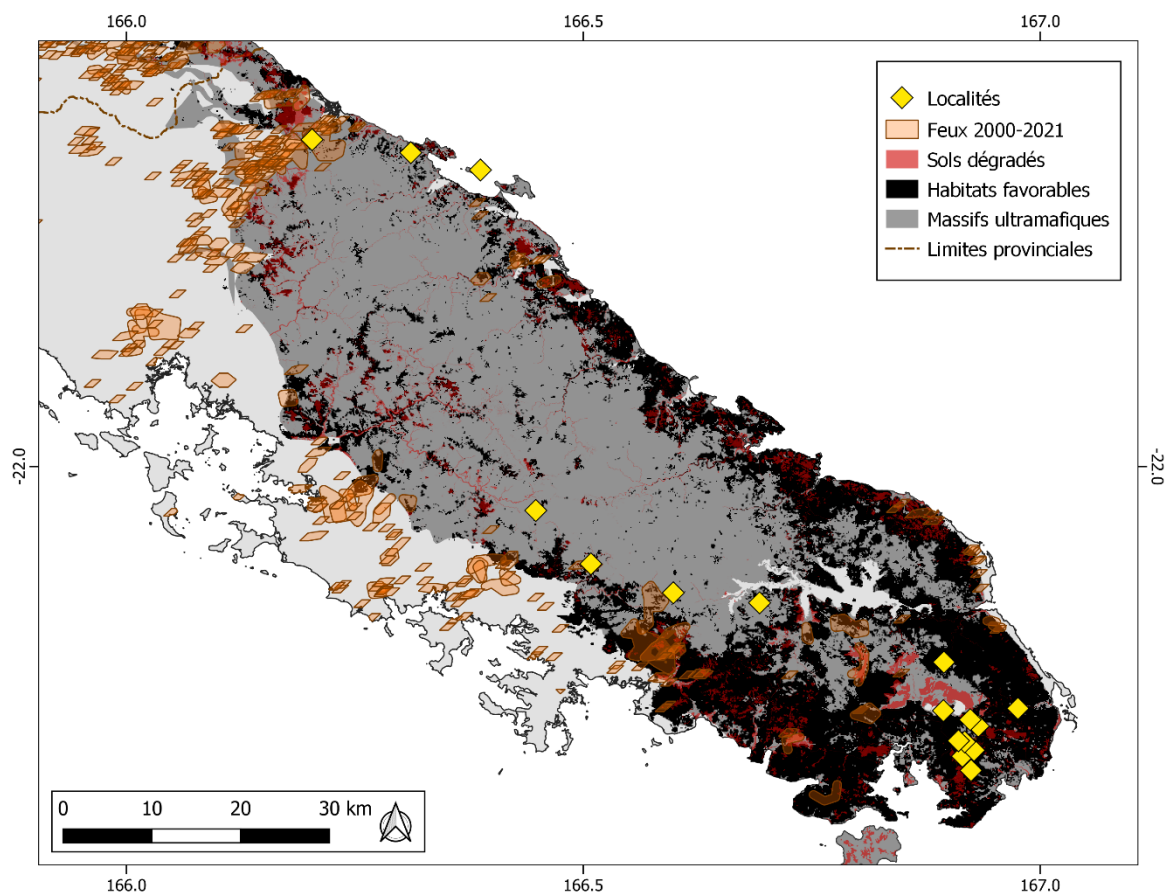


Figure 7. Synthèse des pressions environnementales sur les habitats favorables au Scincus leopards dans l'ESU du grand Massif du Sud (ESU 1).

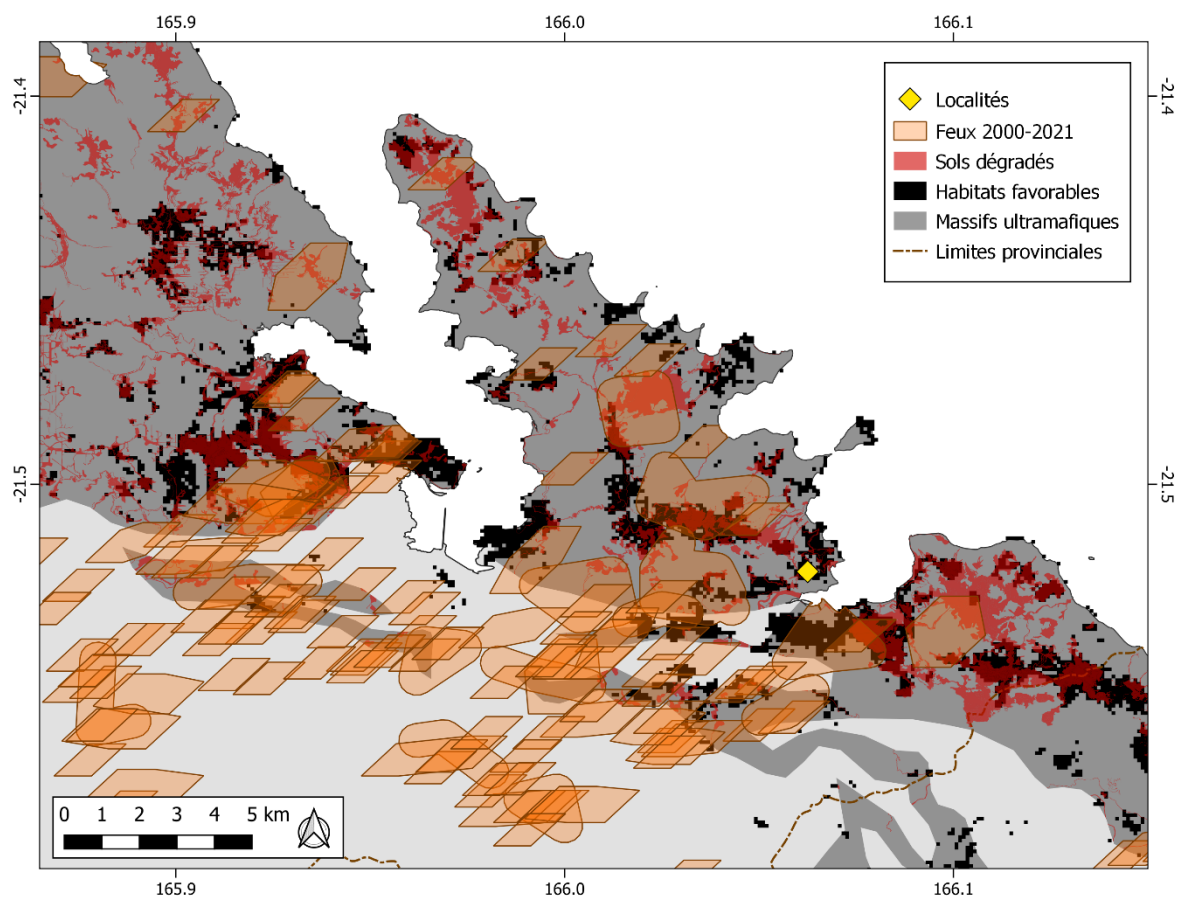


Figure 8. Synthèse des pressions environnementales sur les habitats favorables au Scincus-léopard dans l'ESU du Massif de Bogota (ESU 2).

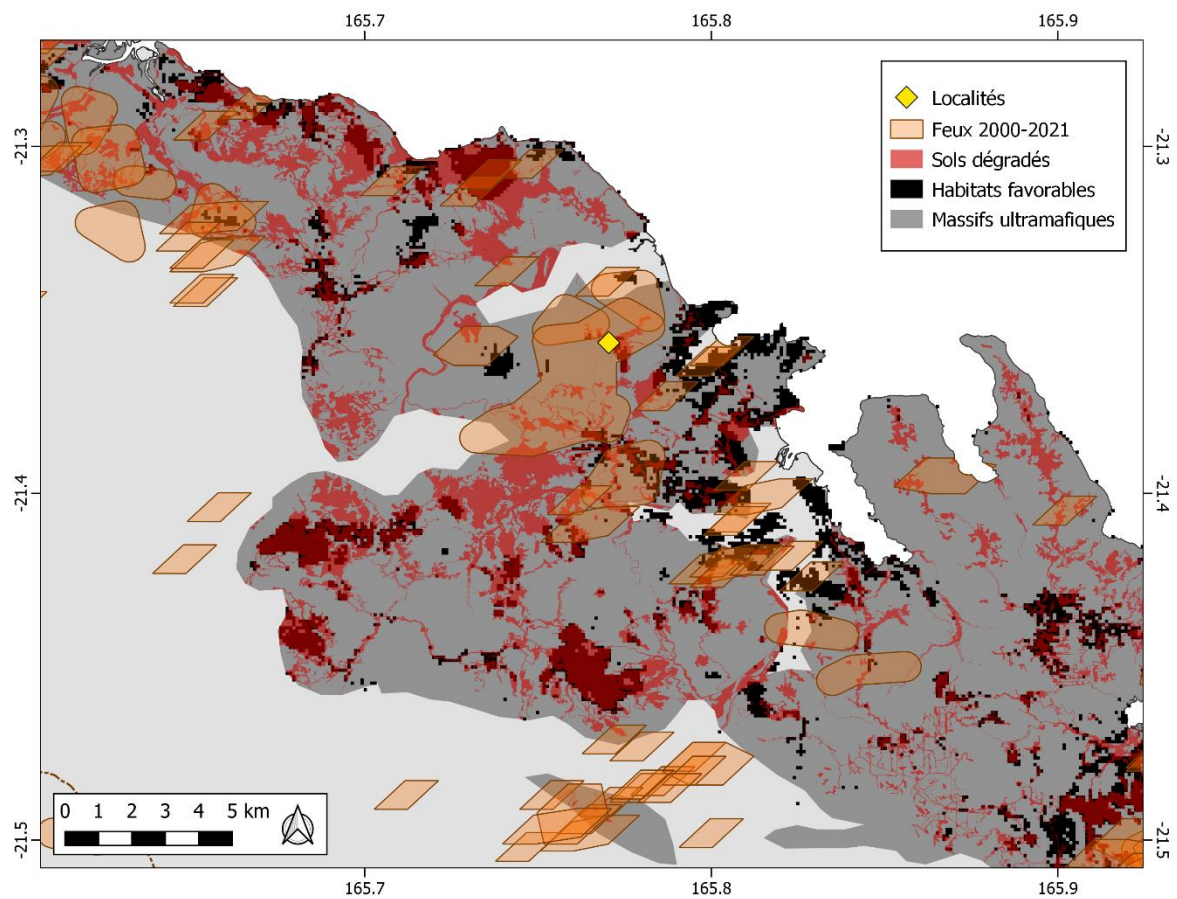


Figure 9. Synthèse des pressions environnementales sur les habitats favorables au Scinque-léopard dans l'ESU du Massif de Kouaoua (ESU 3).

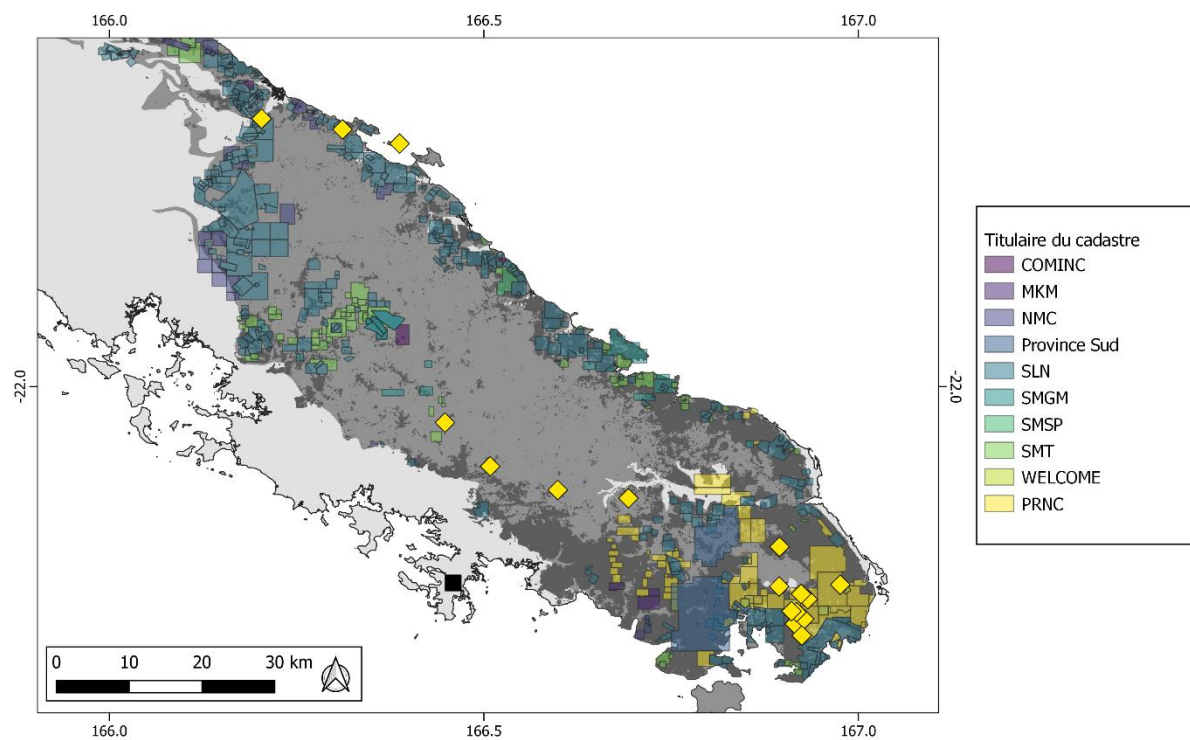


Figure 10. Cadastres miniers actifs classés par compagnie minière titulaire dans l'ESU du grand Massif du Sud (ESU 1).

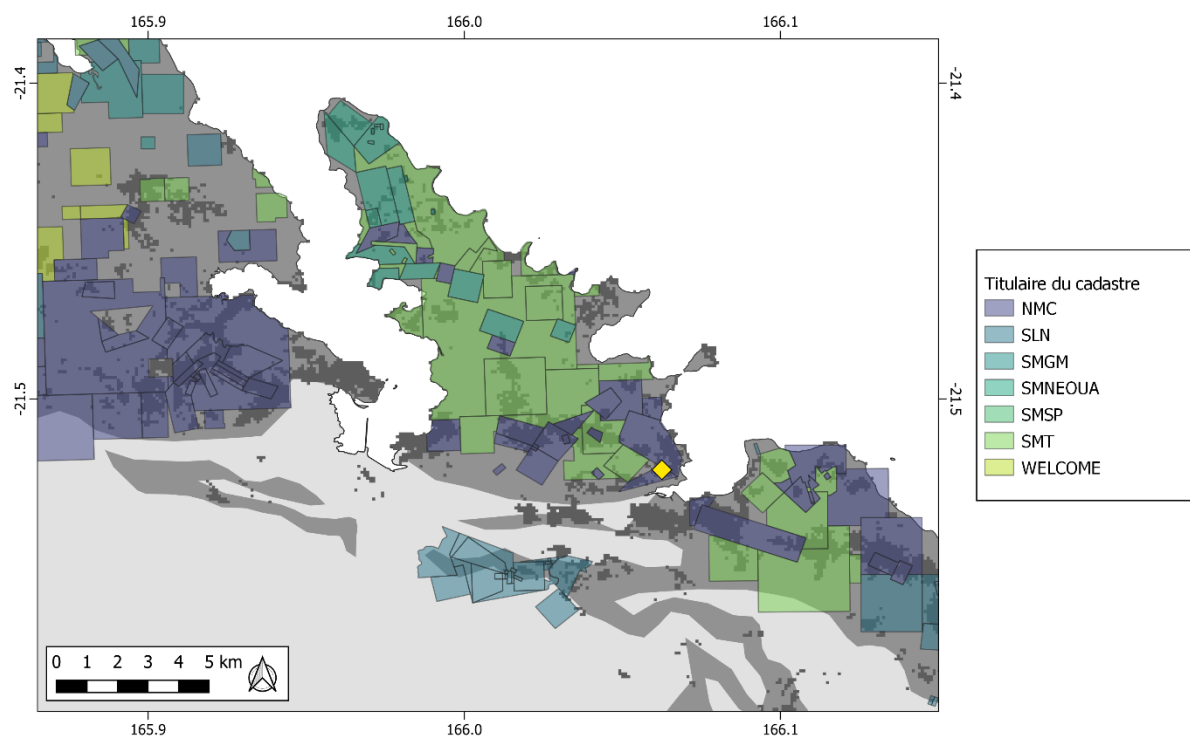


Figure 11. Cadastres miniers actifs classés par compagnie minière titulaire dans l'ESU du Massif de Bogota (ESU 2).

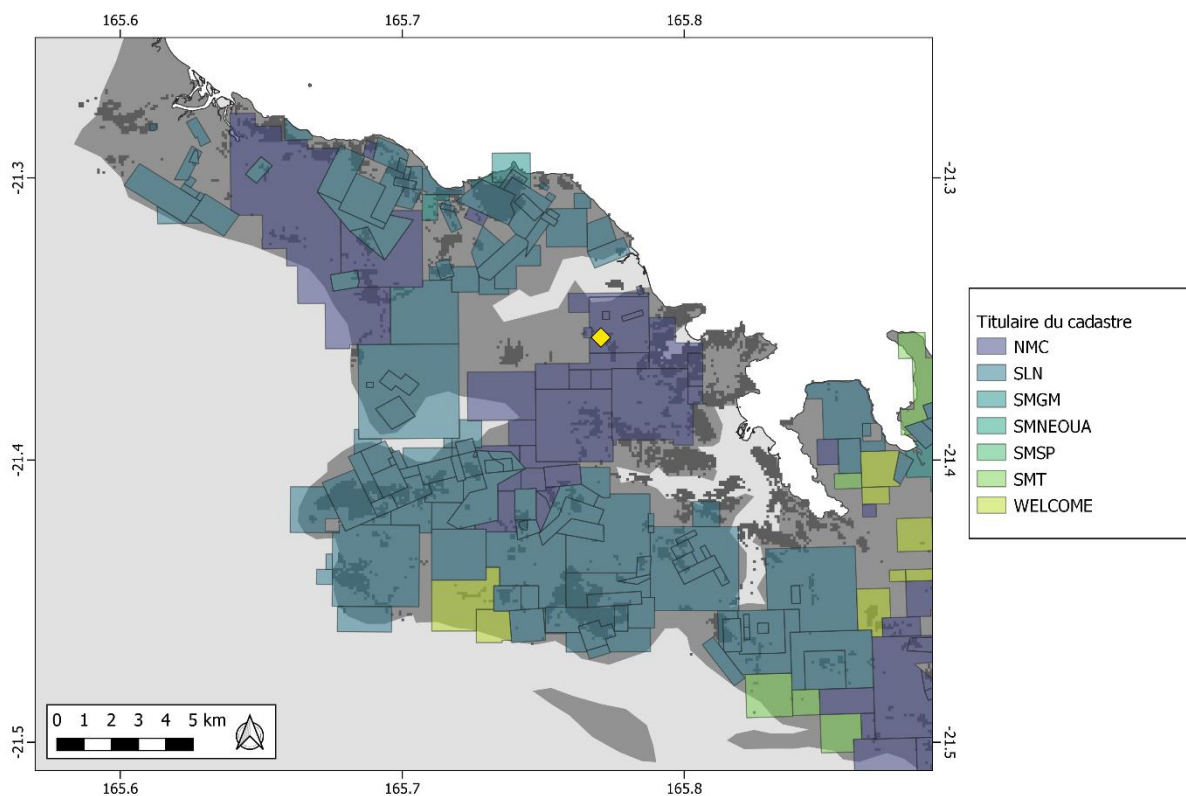


Figure 12. Cadastres miniers actifs classés par compagnie minière titulaire dans l’ESU du Massif de Kouaoua (ESU 3).

Comme détaillé dans la partie précédente, l’impact des feux et la proportion de surfaces dégradées sont plus importants à l’échelle des massifs de Bogota et de Kouaoua que sur l’ensemble du Massif du Sud, abritant l’ESU 1.

À l’échelle du Massif du Sud, Prony Resources et la SLN possèdent la plupart des titres miniers recouvrant des habitats favorables, tandis que sur les massifs de Bogota et Kouaoua, l’essentiel des habitats favorables est inclus dans les concessions de la NMC, de la SLN et de la SMT.

I.5. Synthèse pour l'évaluation du risque d'extinction de l'espèce

I.5.1. Application du critère A de la Liste Rouge

Comme détaillé dans la partie I.2.1. de ce chapitre, l'augmentation du nombre de localités connues pour le Scinque-léopard pourrait justifier son classement dans la catégorie "Quasi-menacé" (NT), sur la base du critère B de la Liste Rouge (répartition géographique).

Notre analyse géographique des pressions et menaces à l'échelle des habitats potentiellement occupés par l'espèce permet d'envisager l'utilisation du critère A, basé sur le taux de réduction de la taille de population. Le critère A permet de mettre en lumière le risque d'extinction d'espèces qui ont subi, ou s'apprêtent à subir, un déclin significatif de leur population sur un pas de temps réduit. Le risque d'extinction est plus important quand le taux de déclin est fort, et si les causes de ce déclin ne sont pas comprises et stoppées à temps, l'espèce est vouée à s'éteindre, quelle que soit la taille actuelle de sa population (IUCN 2019).

La catégorie de menace obtenue par le critère A est déterminée par des valeurs "seuil" du taux de réduction. Ce taux est calculé sur la durée la plus longue entre 10 ans et trois générations. La durée d'une génération est définie comme « l'âge moyen des parents de la cohorte des naissances de l'année », et est par conséquent supérieure à l'âge de la première reproduction (estimée à un an et demi pour le Scinque-léopard) et inférieure à l'âge du plus vieil adulte de la population. On estime ce dernier paramètre à 10 ans, à partir de la vitesse de croissance des individus gardés en captivité et les tailles maximales mesurées dans la nature (voir Chapitre 6). Cette estimation est très incertaine, aussi on retient par prudence une durée de génération de 6 ans. La période à considérer pour le déclin de la population est donc de 18 ans.

Les conditions d'utilisation du critère A sont souples, puisqu'elles permettent d'estimer le taux de réduction des populations à partir d'observations directes ou de suivis basés sur des estimateurs d'abondance appropriés (non disponibles pour le Scinque-léopard), ou à partir d'une réduction observée, supposée ou prédite de la surface des habitats. Dans ce dernier cas, que l'on peut appliquer à partir de notre modélisation, on considère que le taux de réduction est proportionnel à la réduction des surfaces.

Les pressions et menaces décrites dans la partie I.4. de ce chapitre, susceptibles de réduire la surface d'habitat favorable sont au nombre de deux : les activités minières et les feux.

Les activités minières entraînent une dégradation absolue et irréversible des habitats. D'après notre projection, l'action conjuguée des activités minières, des feux anciens et de l'érosion ont dégradé de manière irréversible les sols sur environ 183 km² d'habitats favorables, soit 13,1% de leur surface totale. Ces dégradations sont le résultat de plus d'un siècle de prospections et d'exploitation minière, un pas de temps au moins cinq fois supérieur à la période considérée pour le critère A. Toutefois, ces dégradations sont appelées à se poursuivre dans le futur, avec l'accélération de l'exploitation du nickel.

Les effets des feux sur le long terme sont plus complexes et peuvent, dans certaines conditions, favoriser l'expansion des habitats favorables au Scinque-léopard. Il est impossible avec les données dont nous disposons de mesurer les surfaces d'habitat favorable irrémédiablement dégradées par les feux, ce qui laisse deux possibilités : i) négliger cette variable, en supposant que les effets négatifs et positifs des feux sur les habitats du Scinque-léopard s'équilibrent, et ii) considérer que les surfaces brûlées depuis 2000 (début des relevés du satellite MODIS) sont aujourd'hui impropres à l'établissement de populations de scinque-léopard. Dans ce dernier cas, qui surestime probablement l'impact réel des feux, ce sont 91 km² qui s'ajoutent aux habitats favorables impactés, soit un total de 274 km², ou 19,6% des habitats favorables.

La réduction de population estimée à partir de la dégradation des habitats serait donc comprise entre 13,1 et 19,6%, sur un pas de temps largement supérieur à trois générations. D'après le critère A2, qui considère uniquement le déclin passé des populations, dans un contexte où les causes de ce déclin n'ont pas cessé, ce taux de réduction est inférieur à la valeur seuil de 30%, qui autorise le classement de l'espèce dans la catégorie VU.

Le critère A autorise la prise en compte d'un déclin prédit ou supposé d'une espèce, à travers les critères A3 (réduction des effectifs $\geq 30\%$ prévue ou supposée dans les 10 années ou trois générations prochaines) et A4 (réduction des effectifs $\geq 30\%$ constatée, estimée, déduite ou supposée, [dans les 10 années ou trois générations prochaines], la période de temps devant inclure à la fois le passé et l'avenir) (UICN 2012). De manière objective, une telle projection dépasse le cadre de ce travail. Le développement des activités minières, s'il est quasi-certain, dépend de facteurs économiques, sociaux et politiques difficilement prévisibles à court terme. Les plans d'exploitation des ressources minières des différentes compagnies ne sont

généralement pas disponibles. La fréquence des feux risque d'augmenter avec les effets du changement climatique, qui accentue les épisodes de sécheresse extrême. La faible densité des populations humaines dans les zones les plus favorables au Scinque-léopard (grand Sud, Côte Oubliée) est certainement le point le plus encourageant pour l'avenir de l'espèce : on sait que les feux de brousse sont presque tous déclenchés par l'Homme, et les modèles développés pour estimer la probabilité d'apparition des feux prédisent que ces régions sont les moins susceptibles d'être brûlées (Mangeas et al. 2019).

L'analyse géographique des menaces basée sur notre modèle de niche, fournit des éléments utiles pour l'application du critère A de la Liste Rouge, et confirme le classement du Scinque-léopard dans la catégorie "Quasi-menacé" obtenu indépendamment par le critère B, malgré des pressions importantes sur de larges surfaces d'habitats favorables dans certaines régions de son aire de distribution.

I.5.2 . Vers une évaluation du statut de conservation à l'échelle provinciale

Les éléments détaillés ci-dessus montrent que les scinque-léopard font face à des pressions d'intensités inégales d'une région à l'autre. En particulier, les massifs ultramafiques abritant les deux populations de province Nord subissent des dégradations importantes, que l'apparente amélioration du statut de conservation de l'espèce ne doit pas occulter. Chaque province de Nouvelle-Calédonie étant dotée d'un code de l'environnement propre, une évaluation du risque d'extinction de l'espèce à l'échelle provinciale, selon la méthodologie de l'UICN, donnerait aux autorités des deux provinces une vision plus précise des enjeux de conservation de l'espèce sur son territoire.

Les évaluations régionales³¹ suivent en partie la même méthodologie que les évaluations globales (UICN 2012). Passée une première étape de définition du cadre géographique et taxonomique de l'évaluation, le risque d'extinction des organismes est évalué indépendamment pour chaque région définie, selon la méthodologie de la Liste Rouge et ses cinq critères indépendants. Cette deuxième étape est détaillée ci-dessous :

³¹ Au sens large : toute division géographique jugée pertinente, bien que l'UICN déconseille de réaliser des évaluations pour de trop petites zones.

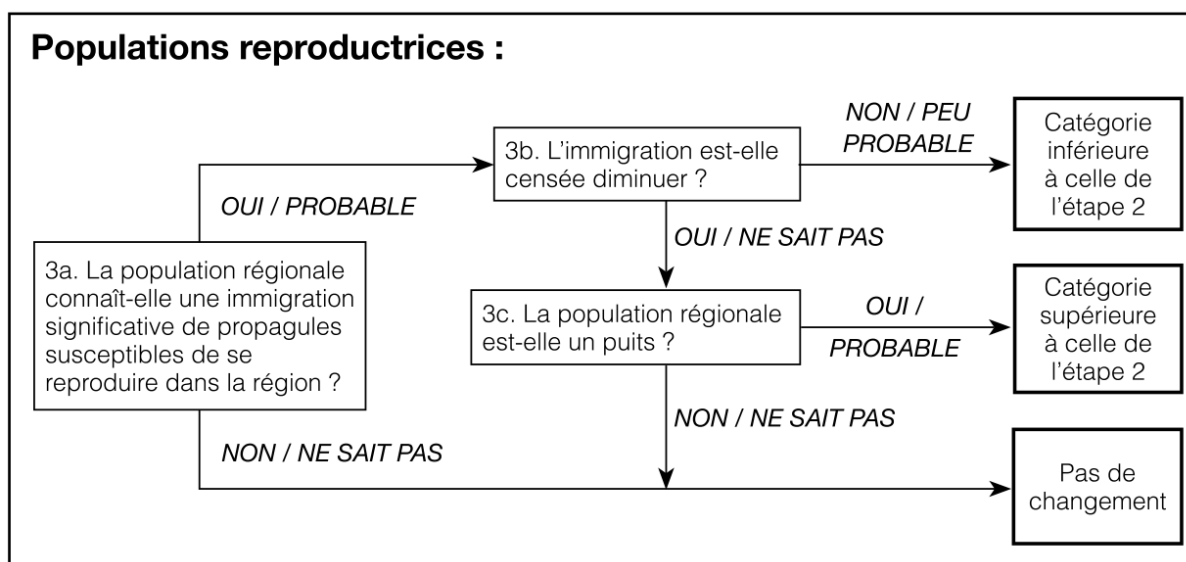


Figure 13. Arbre décisionnel permettant d'évaluer l'effet de l'immigration sur le risque d'extinction régional d'une population, selon les lignes directrices de l'UICN (2012).

Province Nord

Les localités connues de province Nord sont au nombre de deux. L'AOO est de 8 km² (2 x 4 km²) et l'EOO est égal à l'AOO lorsque le nombre de localités est inférieur ou égal à 2. On observe un déclin continu de l'AOO, de la surface d'habitat favorable et du nombre d'individus matures. Selon le critère B, la population de province Nord obtient le classement suivant : **EN** B1 ab(ii,iii,v) + B2 ab(ii,iii,v).

Province Sud

La province Sud conserve 11 localités sur les 13 définies ci-dessus, ce qui lui permet de conserver le statut de conservation global de l'espèce : **NT**.

Une troisième et dernière étape évalue l'influence des populations conspécifiques extérieures à la région considérée. En effet, une population régionale faisant face à des menaces importantes, peut bénéficier de l'immigration de "propagules"³² en provenance des populations voisines, si celle-ci est suffisante pour avoir un effet significatif sur la démographie de la population receveuse. Si cet "effet de sauvetage", tel que l'UICN le définit, est jugé suffisant,

³² Entité vivante, en mesure de se disperser et de produire un nouvel individu mature (p. ex. spore, graine, fruit, œuf, larve, partie d'un individu ou individu entier) (UICN 2012).

l'évaluation de la population régionale peut être déclassée d'un rang (par ex. passer de EN à VU).

Un arbre de décisions permet de déterminer l'existence ou non d'un effet de sauvetage des populations extérieures par immigration d'individus (**Fig. 13**). Nous suivons le fil directeur de ces questions pour chacune des deux provinces ci-dessous :

Province Nord

La population régionale connaît-elle une immigration significative de propagules susceptibles de se reproduire dans la région ?

L'isolement génétique des trois ESU a été démontré dans le Chapitre 4 et suggère un isolement fort entre les populations de massifs voisins, en particulier les populations de Kadjitra et Bogota. La limite entre les deux provinces coupe le massif de Nakéty-Dothio, qui constitue le seul corridor d'habitats favorables sur terrains ultramafiques entre le massif du Sud et le massif de Bogota (**Fig. 14**). Aucun individu n'y a été détecté pour l'heure, mais il est probable qu'une population y soit découverte ces prochaines années, les exploitations de Nakéty faisant l'objet d'inventaires réglementaires. Il est probable que les migrations naturelles de la province Sud vers le Nord se heurtent à la vallée de la Nakéty.

L'immigration est-elle censée diminuer ?

L'examen des images aériennes et de la couche des sols irréversiblement dégradés suggère que les habitats du massif de Nakéty-Dothio sont très largement dégradés. En particulier, le plateau de Thio, sur lequel la plus ancienne exploitation de nickel du territoire se poursuit, a été presque entièrement décapé. Si une migration naturelle était encore possible entre les massifs de Nakéty et de Bogota, elle est de plus en plus compromise par la fragmentation des habitats engendrée par les mines et les feux. Cinq sites miniers sont actuellement en activité sur ce seul massif.

La population régionale est-elle un puits³³ ?

³³ Une zone où la reproduction locale d'un taxon est inférieure à la mortalité locale. Le terme s'applique habituellement à une sous-population qui connaît une immigration à partir d'une source où la reproduction locale est plus élevée que la mortalité locale (UICN, 2012).

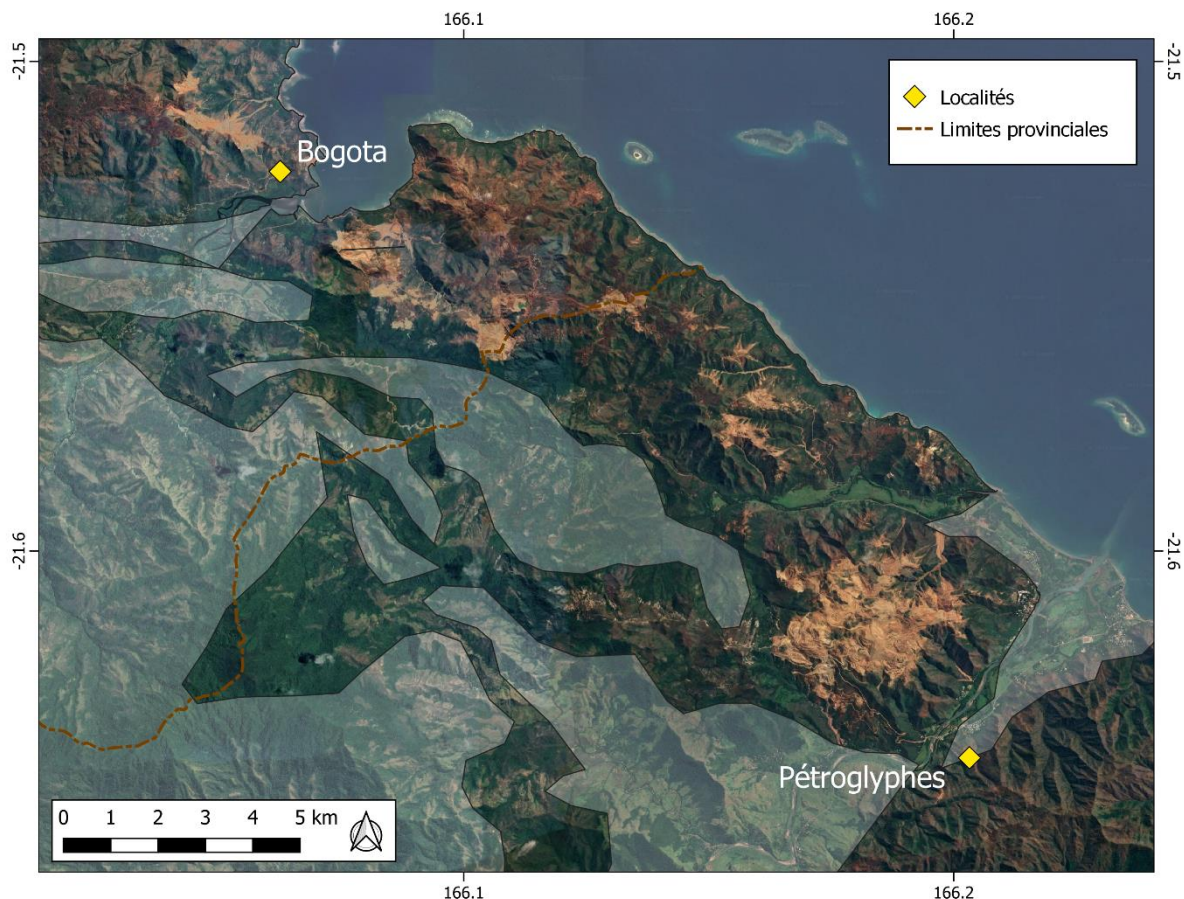


Figure 14. Massif ultramafique de Nakéty-Dothio, situé à la frontière des provinces Nord et Sud sur la côte Est. Les localités les plus proches sont indiquées. L'étendue des exploitations de nickel et la dégradation associée des sols est clairement visible, notamment à l'Est, sur le Plateau de Thio, une des plus anciennes mines de Nouvelle-Calédonie.

Les scinque-léopard, comme tous les lézards calédoniens de taille petite à moyenne, ont des capacités de dispersion limitées, les phénomènes d'immigration sont donc naturellement très lents. On ne peut pas considérer que les populations de province Nord constituent des puits démographiques.

Conclusion

L'immigration de la province Sud vers la province Nord est probablement très faible naturellement, et diminue du fait de la fragmentation des habitats. Un effet de sauvetage est peu probable pour la population de province Nord. Celle-ci devrait conserver le statut **EN B1** ab(ii,iii,v) + B2 ab(ii,iii,v).

Province Sud

Les conclusions sur le niveau d'immigration entre les deux provinces sont valables dans les deux sens. Si une immigration perdure, elle est certainement stoppée à la fois par la barrière biogéographique majeure que représente la vallée de la Kuentio, et par les atteintes irréversibles aux habitats du plateau de Thio. Un effet de sauvetage est peu probable pour la population de province Sud. Celle-ci devrait conserver le statut **NT**.

II. Recommandations pour la conservation *in situ*

II.1. Cadre général

Les recommandations formulées ici sont proposées pour permettre la mise en place d'actions en faveur de la conservation *in situ* des populations de scinque-léopard. Ces mesures sont appelées à s'inscrire dans une démarche générale d'amélioration du statut de conservation de l'espèce. En l'état actuel de nos connaissances et compte tenu du statut de conservation estimé de l'espèce, nous considérons que les mesures suivantes sont les seules justifiables et qu'elles devraient être systématiquement considérées avant d'avoir recours à la translocation d'individus.

II.2. Acquisition de connaissances

Malgré l'effort de terrain fourni pour cette thèse et les quelques apports extérieurs obtenus sur la même période, de nombreuses zones d'ombre demeurent sur plusieurs aspects de l'histoire de vie du Scinque-léopard. Je liste dans cette partie les domaines qui doivent être approfondis pour une meilleure conservation de l'espèce.

II.2.1. Distribution, habitats occupés et isolement des populations

Les lacunes les plus évidentes sur notre connaissance du Scinque-léopard concernent sa distribution. Comme on l'a vu, le nombre de localités indépendantes influence directement le

risque d'extinction dans la méthodologie de l'UICN. La recherche de nouvelles populations reste une priorité et répond à plusieurs objectifs :

- i) Amélioration des connaissances. Pour cet objectif, les recherches doivent être dirigées là où le Scinque-léopard est le moins attendu : zones de haute altitude, habitats originaux... de potentielles découvertes dans ces endroits peuvent contribuer à faire évoluer notre vision de l'histoire de vie de l'espèce. Toute nouvelle population découverte devrait faire l'objet de prélèvements génétiques, afin de préciser le degré de structuration et les limites des unités de conservation identifiées.
- ii) Amélioration du statut de conservation, par augmentation du nombre de localités (*nongenuine change*, voir partie I.2.1. de ce chapitre). La découverte de populations dans les massifs ultramafiques voisins de l'aire de distribution connue (Mt Do, Cap Bocage, Mé Adéo...) aurait pour effet d'augmenter sa zone d'occurrence (EOO).
- iii) Prévision des impacts des activités minières : les concessions minières sur lesquelles des habitats favorables sont détectés doivent faire l'objet de prospections ciblées.

II.2.2. Ecologie et biologie

Grâce aux suivis radiotéléométriques, la compréhension de l'utilisation de l'habitat, de la sélection des gîtes et des relations intraspécifiques a été grandement améliorée ; toutefois, la principale zone d'ombre reste la période allant de la reproduction à la mise bas, de août-septembre à janvier-février. La poursuite des suivis à cette période dans une des populations connues (idéalement Némou, qui présente une des populations les plus denses connues actuellement), permettrait de préciser l'étendue du domaine vital des adultes lors de la recherche de partenaires, les éventuelles agressions territoriales entre mâles, l'activité des femelles gestantes...

La partition de l'utilisation des habitats entre les adultes et les juvéniles, et entre les mâles adultes, sont les aspects les moins compris de l'écologie du Scinque-léopard. Ces éléments peuvent avoir des conséquences importantes pour la translocation de populations dans des zones où sont déjà présentes des populations naturelles du Scinque-léopard.

Enfin, la biologie de la reproduction est certainement l'aspect le plus crucial à explorer pour la conservation de l'espèce. Une meilleure connaissance du cycle des reproductions et des naissances permettrait de préciser les périodes où des régulations de prédateurs introduits seraient les plus utiles, les périodes où les captures doivent être évitées afin de limiter le stress pour les femelles gestantes, etc.

II.2.3. Impact des espèces envahissantes

L'impact des espèces envahissantes, en particulier des prédateurs (chats, rats) sur les populations de scinque-léopard, a été écarté des objectifs de cette thèse dès sa conception, en raison de deux limitations majeures : l'absence de méthode robuste pour l'estimation des densités des scinques, et l'absence de zones efficacement régulées contre les prédateurs exotiques sur la Grande Terre, qui auraient permis la comparaison de populations soumises ou pas à la prédation de ces espèces (la population de Némou, la seule connue à être hors de portée des chats, n'a été découverte qu'un an après le début de la thèse).

La découverte d'écailles de scinque-léopard dans des fèces de chats trouvées le long de la Dumbéa était purement opportuniste. Un échantillonnage standardisé des fèces de chats dans les zones de présence du Scinque-léopard permettrait d'estimer l'importance de la prédation.

L'impact des rats n'a pas été montré à travers les analyses de contenus stomacaux réalisés sur les rats capturés sur nos pièges collants. La prédation, si elle existe, est probablement très limitée, les scinques et les rats ayant des périodes d'activité peu chevauchantes, et les refuges des scinque-léopard constituent probablement une excellente défense contre les incursions nocturnes des rats. Nous ne recommandons pas de poursuivre les recherches dans cette direction.

II.2.4. Recherches méthodologiques pour la détection et le suivi des populations de scinque-léopard

Nos recherches ont permis de perfectionner et de développer des méthodologies pour l'essentiel des aspects liés à l'étude des scinque-léopard dans leur habitat : détection de populations, capture, photo-identification, suivi radiotélémétrique.

Les techniques impliquées sont désormais bien maîtrisées, avec toutefois un certain niveau de risque demeurant pour l'utilisation des pièges collants (voir Chapitre 3). Le taux de

mortalité parmi nos captures s'élève à 6,6% (4 morts pour 61 captures), ce qui incite à limiter l'utilisation des pièges collants quand la capture d'individus ne fait pas partie des objectifs. Nos essais de détection par camera traps appâtées sur Némou sont prometteurs, et devraient être répliqués sur des stations connues avec des densités plus proches de la « normale » afin d'estimer un taux de détection moyen, qui permettrait de dimensionner efficacement l'effort à fournir pour la détection de nouvelles populations.

II.3. Actions en faveur de la conservation *in situ*

II.3.1. Priorisation des zones à conserver

Les maquis miniers sont très largement impactés par les activités minières et des surfaces importantes d'habitats favorables au Scinque-léopard sont déjà dégradées de manière irréversible. En province Sud comme en province Nord, ces habitats ne bénéficient pas d'une protection réglementaire, comme c'est le cas pour les forêts denses humides ou sclérophylles en province Sud (JONC 2009). D'après notre modélisation de niche, seulement 4,7% des habitats favorables sont couverts par le réseau d'aires protégées de la province Sud. Dans ce contexte, il apparaît nécessaire de protéger des surfaces plus importantes pour garantir le maintien du statut de conservation actuel.

La priorité devrait être donnée aux zones les plus favorables à l'espèce, afin de garantir le maintien de cœurs de population susceptibles de faire face aux autres pressions (feux, espèces envahissantes) avec la meilleure résilience. D'après notre analyse géographique, les plus grandes étendues d'habitats favorables en bon état de conservation (moins de sols dégradés, feux moins fréquents, pressions démographiques réduites) se répartissent sur le Plateau de Goro, jusqu'aux pourtours du Lac de Yaté et le piémont de la Haute Yaté, et le long de la Côte Oubliée, jusqu'à des altitudes moyennes de 500-700 m. Le scénario le plus favorable pour la conservation des habitats du Scinque-léopard, et du cortège d'espèces associées des maquis miniers, serait de renforcer les dispositifs de protection existants.

Sur le Plateau de Goro, un réseau de réserves naturelles apporte un certain degré de protection aux habitats du Scinque-léopard : Forêt Nord (massif du Kwa Néi), Pic du Grand Kaori, Pic du Pin. Toutefois, les deux premières sont à proximité immédiate du site minier de Prony Resources, et le développement du site entraîne des pressions qui compromettent la

connectivité entre les différentes stations de cette zone et causent le déclin des populations (voir partie I.4.1. de ce chapitre). Les crêtes de la réserve du Pic du Pin sont *a priori* très favorables, et le Scinque-léopard devrait y être recherché en priorité. Au nord du site minier, une grande partie de la Plaine des Lacs et des massifs qui l'entourent (notamment le Ka Yé Wagwé qui abrite une population connue) est incluse dans le périmètre de la zone RAMSAR, protégée de l'exploitation minière. Les habitats très favorables de cette zone devraient bénéficier de protection, de manière à assurer une connectivité jusqu'à la région du Col de Yaté et de la réserve du Barrage de Yaté.

Plus au nord, la chaîne de montagnes basses bordant la rive nord du Lac de Yaté, du Plateau des Mamié jusqu'au massif du Pujémia et le piémont du bassin de la Pourina, sur la côte Est, abrite d'après notre projection de larges surfaces d'habitats favorables, dont la plupart n'est pas incluse dans des titres miniers actifs, et où le risque de feu est moindre. Cette région pourrait bénéficier d'une extension des parcs provinciaux de la Rivière Bleue et de la Côte Oubliée, où à tout le moins, faire l'objet d'un moratoire minier.

La Côte Oubliée a bénéficié de la création récente d'un parc provincial, qui exclut toutefois une large bande côtière, sur laquelle l'essentiel des cadastres miniers actifs est concentré, jusqu'à une altitude moyenne de 500 m ; c'est-à-dire, la zone cœur des habitats favorables dans cette région. Un moratoire coutumier a toutefois été signé pour une durée de 10 ans, empêchant l'ouverture de nouvelles exploitations ; la seule actuellement en activité dans la zone à ce jour, étant le site minier de Ouinné, exploité par la société Montagnat. En objectif secondaire, les autorités coutumières des districts de Borendy et Unia, signataires du moratoire, ont demandé la réalisation d'un plan de gestion durable de cette zone. La conservation du Scinque-léopard devrait faire l'objet d'une attention particulière dans ce plan de gestion.

II.3.2. Espèces envahissantes

La prédation du Scinque-léopard par les chats sauvages a été prouvée au cours de cette étude. On ignore l'ampleur des prélèvements et leur impact sur la démographie des scinque-léopard ; toutefois, l'impact des chats sauvages sur la faune calédonienne a été largement documenté, et il en ressort que les chats consomment une grande diversité de vertébrés natifs. Le Scinque-léopard est inféodé aux maquis miniers, habitats naturels de transition, pour lesquels il joue certainement un rôle important dans la dispersion des graines des espèces végétales dont il consomme les fruits, au même titre que certaines espèces d'oiseaux frugivores

(zostérops essentiellement), également impactées par la prédation des chats. Dans le contexte actuel, l'impact des activités minières sur les habitats entraîne des obligations réglementaires de compensation écologique, essentiellement mises en œuvre par la restauration de la végétation sur des zones érodées. En complément, la régulation d'espèces envahissantes devrait être envisagée dans ce cadre, afin de diminuer la pression de prédation sur les espèces animales les plus sensibles des maquis ou des îlots de végétation forestière qui parsèment les massifs miniers. Sur le court terme, la régulation de chats et de rats bénéficierait aux populations de reptiles et d'oiseaux. Sur le long terme, et au prix d'un effort constant de régulation des prédateurs introduits, le regain des populations animales pourrait favoriser une évolution positive de la végétation.

Deux aspects de l'histoire de vie du Scinque-léopard constituent des atouts pour un programme de régulation des chats sauvages. Premièrement, le fait que les groupes se concentrent autour des zones d'affleurement rocheux, et que les adultes s'en éloignent peu, du moins en-dehors de la période de reproduction (voir Chapitre 6). Autour du plateau de Goro notamment, ces zones sont globalement isolées et occupent des surfaces relativement modestes et assez facilement accessibles, ce qui permet de délimiter naturellement des zones à réguler de dimensions réalistes. Deuxièmement, le cycle biologique de l'espèce, qui respecte apparemment une périodicité annuelle. On peut identifier deux périodes durant lesquelles l'espèce est probablement plus vulnérable : i) la période des accouplements, entre août et octobre, durant laquelle les adultes se livrent certainement à des interactions bruyantes à découvert, et ii) la période des naissances, en janvier-février, probablement suivie par une phase de dispersion de juvéniles, particulièrement sensibles aux prédateurs. Ces deux périodes devraient être privilégiées de manière à maximiser les bénéfices pour les populations de scinques.

II.3.3. Activités minières

Les activités minières entraînent la destruction directe et irréversibles d'habitats favorables aux scinque-léopard et à un ensemble d'autres espèces rares et menacées occupant les maquis. En plus des travaux directement liés à l'exploitation des gisements de latérites, des aménagements annexes peuvent impacter les habitats du Scinque-léopard : ouverture de pistes, de carrières, comme sur les sites de CP-A1 et Mine Access Road autour de l'usine du Sud (voir partie I.4.1. de ce chapitre).

Différentes mesures peuvent être prises dans une logique « ERC » (éviter/réduire/compenser) dans le cadre d'aménagements impactant les habitats.

Dans le cadre du tracé de nouvelles pistes ou d'aménagements limités, l'évitement des affleurements de péridotites peut permettre de limiter l'impact sur les populations de scinque-léopard, d'autant plus si une zone-tampon est respectée autour des affleurements. Au vu des capacités de déplacements journaliers des scinque-léopard (voir Chapitre 6), cette zone-tampon devrait être au minimum de 100 mètres. Les îlots de végétation isolés à proximité d'affleurements sont des zones potentielles de fourragement pour les scinque-léopard et devraient être également évitées.

L'ouverture de pistes dans la végétation dense des maquis facilite la progression des chats. Leur régulation, par le maintien de dispositifs de capture ou d'empoisonnement le long des pistes et autres infrastructures, peut s'inscrire dans le cadre d'une réduction des risques.

III. Recommandations pour la translocation

III.1. Conditions justifiant la translocation d'une population de Scinque-léopard

Au cours de ce travail de thèse, nous avons mis en œuvre des recherches pour mieux connaître la biologie, l'écologie et la distribution de l'espèce, qui sont des conditions impératives pour envisager sa gestion. C'est sur cette base que peuvent aussi être réalisées des recommandations pour l'éventuelle mise en œuvre d'opérations de translocation destinées à sauvegarder des populations menacées. L'analyse de l'opération de translocation de sauvegarde entre la carrière CPA1 et la Mine A1, montre les limites d'une telle opération de sauvetage par translocation sans évaluation préalable de différents paramètres biologiques et écologiques de l'espèce. Ainsi, outre la nécessité de pouvoir échantillonner les populations, la nécessité de mieux connaître la structuration des populations et leur isolement génétique (définir des unités de gestion compatibles ou pas entre elles pour le maintien de la structuration génétique existante, l'évaluation des ressources alimentaires utilisées, l'évaluation des conditions environnementales favorables, la structure sociale et l'utilisation de l'habitat, le sex ratio, la reproduction (cycle et période) sont des éléments qui sont nécessaires à l'évaluation de la faisabilité d'un programme de translocation de sauvegarde. Cela conditionne la sélection des

sites et populations receveuses, voir des sites disponibles où l'on pourrait installer de nouvelles populations. Même si au cours de ce travail il n'a pas été possible de réaliser une expérimentation de translocation, nos résultats illustrent la complexité des conditions à remplir pour garantir une bonne chance de succès d'une telle opération. Ainsi au vu de l'analyse des risques liés à la translocation d'animaux vers une population existante (renforcement de population) ont été discutés dans le Chapitre 1, et compte tenu de l'état de conservation évalué dans ce chapitre et de l'absence de station connue, au sein de l'aire de distribution et avec des habitats favorables, sur laquelle l'espèce serait absente, la translocation de scinque-léopard paraît très difficilement justifiable, les risques encourus par les populations résidentes et déplacées pouvant égaler ou même surpasser la destruction de la station visée par un projet minier.

III.2. Risques induits par la translocation de scinque-léopard et mesures de réduction

Dans cette partie, je fais la synthèse des précautions nécessaires et des risques attendus lors de la translocation d'un ou plusieurs scinque-léopard. Pour chaque risque, je propose une ou plusieurs mesures de réduction ou d'évitement, à la lumière de mes recherches bibliographiques et de l'ensemble de nos observations de terrain sur des populations sauvages et non perturbées. Ces recommandations sont à prendre avec prudence, étant donné que nous n'avons pas pu réaliser d'expérience de translocation.

Dispersion / homing

Nos observations montrent que les scinque-léopard adultes ont des domaines vitaux stables, montrent une fidélité importante à leurs gîtes, et probablement à leurs zones de fourragement, et ont des interactions probablement limitées à un groupe d'autres adultes, dont une majorité de femelles ; possiblement des groupes composés d'un seul mâle et de plusieurs femelles. Tous ces éléments suggèrent que les scinque-léopard sont des animaux territoriaux, on peut donc considérer que le risque de dispersion est fort.

La dispersion des animaux après leur relâcher en-dehors de la zone prévue pour les accueillir est un risque très probable. Les conséquences pour les animaux peuvent être dramatiques, si leur fuite les conduit dans des habitats non favorables, où l'accès à des gîtes et à des sources de nourriture sera difficile. Les déplacements prolongés, causés par le stress des

manipulations et de la découverte d'un nouvel environnement, accentueront les risques de prédation ou d'interactions agressives avec des conspécifiques.

La dispersion post-relâcher peut être aléatoire, ou être dirigée vers le lieu d'origine de l'animal (*homing*), si celui-ci est en mesure de s'orienter. Les risques de *homing* sont probablement d'autant plus importants que l'animal est relâché près de son lieu d'origine, ce qui devrait être évité autant que possible : il y aurait un risque important que l'animal s'expose aux dangers que l'on souhaitait lui éviter au départ, par exemple les travaux de défrichement d'une zone.

Deux mesures de réduction du risque de dispersion sont possibles. La plus sûre est un relâcher progressif ou "*soft release*", consistant à relâcher les animaux en semi-liberté dans un enclos construit sur le site d'accueil, sur une surface suffisante d'habitat favorable pour subvenir à leurs besoins, pour une période d'acclimatation de plusieurs mois. Au vu de nos estimations de domaines vitaux, quelques individus pourraient être placés dans un enclos d'un hectare. L'enclos devrait être suffisamment fourni en gîtes rocheux ensoleillés en contact avec la végétation et disposant de buissons d'espèces fruitières et de zones de végétation assez dense pour permettre aux scinques de chasser des invertébrés. Les groupes placés dans un même enclos ne devraient être constitués que d'adultes et subadultes issus du même groupe (en pratique, des individus capturés à forte proximité les uns des autres), avec un seul mâle par groupe. Nos observations suggèrent que les juvéniles ne devraient pas être placés avec les adultes ; les juvéniles étant naturellement appelés à se disperser dans les premières semaines ou mois de leur vie, les relâcher en enclos serait probablement contre-productif et risquerait d'accroître les chances que les adultes les attaquent.

Une mesure alternative consisterait à relâcher des adultes au cœur d'une zone d'habitats favorables suffisamment étendue pour réduire le risque de dispersion vers des secteurs où leur accès aux ressources serait compromis. Il est difficile de prévoir quelle surface serait nécessaire au minimum. Les adultes relâchés selon cette modalité devraient être équipés d'émetteurs et être suivis sur plusieurs semaines de manière à vérifier leur établissement dans la zone.

Défaut de gîtes

Plusieurs gîtes rocheux, disposant de fissures et offrant des possibilités d'insolation dès les premières heures de la journée, devraient être disponibles pour chaque adulte relâché. Relâcher des scinque-léopard dans une zone pauvre en affleurements de péridotites serait

extrêmement risqué et serait une erreur difficilement justifiable, compte tenu de l'abondance des affleurements de péridotite sur la plupart des massifs miniers.

Ceci étant, il pourrait être décidé, pour les besoins d'un déplacement temporaire dans un enclos, ou encore dans une tentative d'améliorer les habitats disponibles ("*habitat enhancement*"), de créer des gîtes au moyen d'empilements de pierres. En effet, notre suivi sur Némou a révélé que subadultes et adultes utilisent régulièrement des éboulis de péridotite comme gîtes. Les roches composant ces éboulis étaient de taille variée, la majorité de l'ordre de 15-20 cm de diamètre. Seule la péridotite devrait être utilisée pour ce genre d'abris artificiels, les surfaces de cuirasse ferralitique, présentes dans les habitats des scinque-léopard, n'étant *a priori* pas utilisées. En l'absence d'expérimentation, rien n'indique toutefois que de tels abris seraient acceptés par les scinques.

Défaut de ressources alimentaires

La sélection du site receveur doit être basée sur la disponibilité des ressources en fruits. Si les *Cyathopsis albicans* sont généralement trouvés en abondance dans la plupart des maquis ligno-herbacés, la présence de *Myrtastrum rufopunctatum* est une condition nécessaire à l'établissement des individus, en-dehors des habitats plus fermés comme sur Némou, qui procurent une plus grande diversité d'espèces fruitières.

Présence de prédateurs exotiques

Les chats haret et les rats sont omniprésents dans tous les habitats naturels en Nouvelle-Calédonie. Le risque de dispersion des scinques déplacés, comme évoqué plus haut, augmente la vulnérabilité des animaux à la prédation. Par ailleurs, toute opération de renforcement de population (introduction d'individus étrangers dans une population résidente) doit s'accompagner d'une amélioration globale de l'habitat, de manière à augmenter sa capacité d'accueil. Ainsi, les renforcements de population réalisés en Nouvelle-Zélande s'accompagnent systématiquement d'un contrôle des prédateurs sur le site receveur, et éventuellement de l'ajout de refuges artificiels (Morris et al. 2021).

Compétition intraspécifique

La compétition pour les ressources, les gîtes, et les partenaires sexuels, est un risque évident dans le cas d'un renforcement de population. Plusieurs mesures peuvent diminuer ce risque, peut-être jusqu'à un niveau acceptable, comparable à ce qui a lieu dans une population non perturbée (Batson et al. 2015).

Le relâcher en *soft release* peut théoriquement limiter la compétition entre individus déplacés et résidents, si on s'est assuré que l'enclos n'abrite pas d'individus résidents.

Dans tous les cas, le déplacement de scinque-léopard devrait se faire entre la période des naissances et la fin de la saison humide, soit entre janvier et juin, de manière à éviter les périodes de plus forte agressivité entre adultes (période de reproduction) et le dérangement des femelles gestantes (octobre-janvier).

IV. Conclusion et perspectives pour la conservation des reptiles terrestres de Nouvelle-Calédonie

Cette étude, élaborée en réponse à une demande de la province Sud et de l'industriel minier Vale, s'intègre dans un contexte d'attentes fortes d'une réduction des impacts environnementaux des activités minières en Nouvelle-Calédonie. La translocation y est régulièrement envisagée et adoptée comme mesure de compensation écologique en réponse aux défrichements liés à l'exploitation minière. Le cas du Scinque-léopard, malgré ses spécificités (extrême discrétion, préférence pour les maquis miniers), est représentatif des espèces de reptiles terrestres menacées par les activités minières en Nouvelle-Calédonie, et permet d'aborder des questionnements relatifs à leur conservation, avec ou sans translocation. La plupart de ces espèces sont caractérisées par des lacunes de connaissances pour leur biologie et leur distribution, parfois marquée par un biais d'échantillonnage imputable au dimensionnement des études herpétologiques réglementaires exigées des compagnies minières. Les données obtenues au cours de nos travaux, ou collectées auprès d'autres acteurs, ont mis en lumière la nécessité d'acquérir de nouvelles connaissances sur cette espèce, de manière à améliorer notre compréhension de son écologie et de préciser sa distribution et son risque d'extinction.

Malgré l'existence préalable de deux synthèses publiées et de nombreux rapports réalisés par Vale, qui ont contribué très significativement à la connaissance du Scinque-léopard, le nombre de spécimens connus au début de cette étude s'élevait à seulement 69, et a été tout juste doublé depuis, pour atteindre 137. Cette rareté des données est aggravée par le faible nombre de localités dans lesquelles celles-ci sont concentrées, limitant ainsi les possibilités de comparaison entre contextes écologiques différents. Les événements exceptionnels ayant marqué cette thèse (confinements sanitaires, blocages de nos sites d'étude dans le contexte de

la revente de l'usine du Sud, épisode climatique *la Niña* inhabituellement long) ont fortement impacté le bon déroulement de nos activités sur le terrain, nous empêchant de réaliser l'expérience de translocation contrôlée initialement prévue. Malgré ces difficultés, nos travaux autour de l'utilisation de l'habitat et de la structure sociale du Scinque-léopard laissent entrevoir les obstacles qui pourraient compromettre une opération de translocation.

Des besoins demeurent en termes d'acquisition de connaissances, en particulier autour du cycle reproductif et de la démographie (périodicité, taille des portées, taux de survie), de la partition de l'habitat entre adultes et juvéniles, des capacités de dispersion de ces derniers, de l'évolution des structures sociales et de l'utilisation de l'habitat au cours du temps (en particulier, un réplicat de notre suivi radiotéléométrique pendant la saison sèche serait particulièrement instructif), ou encore de l'impact des chats et des rats sur les populations.

La prévalence des pressions constituées par les feux et les activités minières dans la quasi-totalité de l'aire de distribution prédite du Scinque-léopard, révélée par notre analyse basée sur la modélisation de sa niche écologique, incite à engager une réflexion sur une conservation concertée à l'échelle du pays pour cette espèce, qui devrait donner la priorité à la protection des habitats et à leur restauration, dans l'optique d'améliorer leur capacité d'accueil. En particulier, la lutte contre les espèces envahissantes, qui impactent 100% des reptiles menacés en Nouvelle-Calédonie, peut permettre d'améliorer globalement la qualité des habitats proches des exploitations minières, et profiter à l'ensemble de la faune de ces sites.

Ce travail, le premier du genre pour la Nouvelle-Calédonie, peut en soi constituer une base de réflexion pour la conservation d'autres espèces de reptiles terrestres.

Références bibliographiques

- Bauer AM, Jackman TR, Sadlier RA, Whitaker AH. 2012. Revision of the giant geckos of New Caledonia (Reptilia: Diplodactylidae: *Rhacodactylus*). *Zootaxa* **3404**:1–52.
- Bauer AM, Sadlier RA, Jackman TR. 2022. A revision of the genus *Bavayia* Roux, 1913 (Squamata: Gekkota: Diplodactylidae), a non-adaptive radiation of microendemic species. *Proceedings of the California Academy of Sciences* **67**:1–236.
- Bernstein JM, Jackman TR, Sadlier RA, Wang Y, Bauer AM. 2021. A novel dataset to identify the endemic herpetofauna of the New Caledonia biodiversity hotspot with DNA barcodes. *Pacific Conservation Biology* **28**:36–47.
- Chapple DG et al. 2021. Conservation status of the world's skinks (Scincidae): Taxonomic and geographic patterns in extinction risk. *Biological Conservation* **257**:109101.
- DIMENC. 2009. Le schéma de mise en valeur des richesses minières de la Nouvelle-Calédonie.
- Ibanez T, Birnbaum P, Gâteblé G, Hequet V, Isnard S, Munzinger J, Pillon Y, Pouteau R, Vandrot H, Jaffré T. 2019. Twenty years after Jaffré et al. (1998), is the system of protected areas now adequate in New Caledonia? *Biodiversity and Conservation* **28**:245–254.
- IUCN. 2019. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- IUCN. 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. Available from <https://www.iucnredlist.org> (accessed April 14, 2022).
- JONC. 2008. Code de l'environnement de la province Nord.
- JONC. 2009. Code de l'environnement de la province Sud.
- JONC. 2016. Code de l'environnement de la province des îles Loyauté.
- Laikre L. 2010. Genetic diversity is overlooked in international conservation policy implementation. *Conservation Genetics* **11**:349–354.
- Mangeas M, André J, Gomez C, Despinoy M, Wattelez G, Touraivane T. 2019. A spatially explicit integrative model for estimating the risk of wildfire impacts in New-Caledonia. *International Journal of Parallel, Emergent and Distributed Systems* **34**:37–52.

- Martín JL. 2009. Are the IUCN standard home-range thresholds for species a good indicator to prioritise conservation urgency in small islands? A case study in the Canary Islands (Spain). *Journal for Nature Conservation* **17**(2):87-98.
- Mimura M, Yahara T, Faith DP, Vázquez-Domínguez E, Colautti RI, Araki H, Javadi F, Núñez-Farfán J, Mori AS, Zhou S, Hollingsworth PM, Neaves LE, Fukano Y, Smith GF, Sato YI, Tachida H, Hendry AP. 2017. Understanding and monitoring the consequences of human impacts on intraspecific variation. *Evolutionary applications* **10**(2):121-139.
- Molloy J, Bell B, Clout M, de Lange P, Gibbs G, Given D, Norton D, Smith N, Stephens T. 2002. Classifying species according to threat of extinction. A system for New Zealand. *Page Threatened species occasional publications* 22. Wellington, New Zealand.
- Morris SD, Brook BW, Moseby KE, Johnson CN. (2021). Factors affecting success of conservation translocations of terrestrial vertebrates: a global systematic review. *Global Ecology and Conservation* **28**:e01630.
- Row JR, Blouin-Demers G. 2006. Kernels are not accurate estimators of home-range size for herpetofauna. *Copeia* **4**:797–802.
- Sadlier RA, Bauer AM, Wood PL, Jackman TR. 2020. Massif speciation events in New Caledonian lizards: diversification in the genus *Marmorosphax* (Scincidae) tracks isolation on the island's ultramafic surfaces. *Proceedings of the California Academy of Sciences* **66**:353–379.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S. 2015. An assessment of the lizard fauna on the site of the proposed Vale Nouvelle-Calédonie KO4 mine access road. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Nouvelle-Calédonie.
- Sadlier RA, Swan G, Astrongatt S, McCoy S. 2018. New information on distribution and habitat preferences of the Leopard Skink, *Lacertoides pardalis*, across the ultramafic surfaces of southern New Caledonia. *Pacific Science* **72**:271–283.
- Townsend AJ, de Lange PJ, Duffy CAJ, Miskelly CM, Molloy J, Norton DA. 2008. New Zealand Threat Classification System Manual NZTCS. Science & Technical Publishing, Department of Conservation, PO Box 10420, The Terrace, Wellington 6143, New Zealand.
- Uetz P, Freed P, Aguilar R, Hošek J. 2022. The Reptile Database. Available from

<http://www.reptile-database.org> (accessed November 26, 2022).

UICN. 2012. Lignes directrices pour l'application des critères de la liste rouge de l'UICN aux niveaux régional et national : Version 4.0. Page Gland, suisse et Cambridge, Royaume-Uni : UICN. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni.

Résumé

La Nouvelle-Calédonie est un hotspot mondial de la diversité reptilienne. Sur ce territoire au cœur des enjeux mondiaux de la production de nickel, on estime que 45% des espèces de squamates menacées le sont directement par l'exploitation minière. Dans le contexte du développement des exploitations minières, la translocation des lézards menacés est régulièrement utilisée ou envisagée comme mesure de compensation environnementale. Pourtant, à l'échelle mondiale, on estime que moins de la moitié des translocations de reptiles réussit, et encore moins lorsqu'elles sont réalisées par des acteurs privés dans le cadre d'une compensation environnementale. Dans cet contexte, cette thèse s'intéresse au scinque-léopard, espèce inféodée aux maquis des terrains miniers, et considérée comme un archétype de ces espèces menacées par la réduction des habitats causée par l'action conjuguée des mines et des feux. Deux problématiques structurent ce travail de recherche : i) préciser le statut de conservation du Scinque-léopard dont les évaluations passées étaient marquées par un biais d'échantillonnage important et les difficultés propres à la détection de l'espèce ; ii) évaluer la faisabilité de sa translocation. Je réponds à la première problématique par la recherche de nouvelles localités, l'évaluation de la structuration génétique entre les populations connues, la modélisation de la niche écologique et l'analyse géographique des pressions environnementales. Ces travaux ont permis d'étendre significativement l'aire de distribution connue, avec un isolement génétique fort de certaines populations justifiant la reconnaissance de trois unités évolutives (ESU). Le risque d'extinction de l'espèce est probablement moins important qu'estimé auparavant, mais une partie des populations est fortement menacée par les mines et les feux, et près de la moitié des habitats favorables identifiés est incluse dans une concession minière. La deuxième problématique est abordée à travers une étude radiotéléométrique de l'utilisation de l'habitat et des relations sociales du Scinque-léopard, qui révèle une grande territorialité des adultes, avec une fidélité marquée aux gîtes, une forte dépendance aux micro-habitats rocheux, un sex-ratio très en faveur des femelles, et une structure sociale probable en harems. Ces résultats présagent d'obstacles importants pour la mise en œuvre d'une translocation, *a fortiori* dans le cas d'un déplacement d'animaux vers un site abritant une population résidente, le scénario le plus vraisemblable dans le cas d'une opération minière. Les risques encourus, à la lumière du statut de conservation relativement favorable de l'espèce, ne désignent pas la translocation comme une mesure de conservation pertinente et efficace. Des mesures en faveur d'une amélioration globale de la qualité des habitats naturels sont à privilégier, en priorité par la lutte contre les espèces envahissantes, qui impactent la majorité des espèces de squamates en Nouvelle-Calédonie.

Mots-clés : *squamates, lézards, techniques de capture, structuration génétique, modélisation de niche, radiotélémetrie, structure sociale, utilisation de l'habitat, renforcement de population, mitigation*

Abstract

New Caledonia is a global hotspot of reptile diversity. In this territory, which is one of the world's major nickel producer, it is estimated that 45% of the threatened squamate species are directly affected by mining.. In the context of mining development, translocation of threatened lizards is regularly used or considered as an environmental mitigation measure. However, it is estimated that only less than half of all reptile translocations are successful, and even less when only mitigation translocations are considered. The Leopard Skink, a species restricted to maquis shrubland on mining terrain, is an archetypal example of a species threatened by the reduction of habitat caused by the combined action of mining and fire. This PhD thesis focuses on two research issues: i) to clarify the Leopard Skink's conservation status, for which previous assessments suffered from a significant sampling bias and difficulties in detecting the species; ii) to assess the feasibility of its translocation. I address the first issue by searching for new localities, assessing the genetic structuring between known populations, modeling the ecological niche and geographic analysis of environmental pressures. This work has made it possible to significantly extend the known distribution area, with a strong genetic isolation of some populations justifying the recognition of three evolutionarily significant units (ESU). The risk of extinction of the species is probably less important than previously estimated, but some populations are strongly threatened by mines and fires, and almost half of the identified favorable habitats are included in mining concessions. The second issue is addressed through a radiotelemetry study of habitat use and social relationships of Leopard Skinks, which reveals high territoriality of adults, with marked fidelity to shelter sites, a strong dependence on rocky microhabitats, a sex ratio strongly in favor of females, and a social structure likely similar to a harem. These results suggest significant obstacles to translocation, especially in the case of moving animals to a site with a resident population, the most likely scenario in the case of a mining operation. The risks involved, in light of the relatively safe conservation status of the species, do not point to translocation as an appropriate and effective conservation measure. Measures in favor of an overall improvement of the quality of natural habitats are to be favored, in priority through the control of invasive species, which impact the majority of squamate species in New Caledonia.

Mots-clés : *squamates, lizards, field techniques, genetic structuring, niche modeling, radiotelemetry, social structure, habitat use, population reinforcement, mitigation*