

Evaluation de la Répartition des Mammifères Exotiques Envahissants et leur Impact Potentiel dans le Massif du Panié et les Roches de la Ouaième, Nouvelle-Calédonie

Authors: Theuerkauf, Jörn, François, M. Tron, and Franquet, Romain

Source: Evaluation rapide de la biodiversité du massif du Panié et des Roches de la Ouaième, province Nord, Nouvelle-Calédonie: 131

Published By: Conservation International

URL: <https://doi.org/10.1896/054.065.0116>

BioOne Complete (complete.BioOne.org) is a full-text database of 200 subscribed and open-access titles in the biological, ecological, and environmental sciences published by nonprofit societies, associations, museums, institutions, and presses.

Your use of this PDF, the BioOne Complete website, and all posted and associated content indicates your acceptance of BioOne's Terms of Use, available at www.bioone.org/terms-of-use.

Usage of BioOne Complete content is strictly limited to personal, educational, and non - commercial use. Commercial inquiries or rights and permissions requests should be directed to the individual publisher as copyright holder.

BioOne sees sustainable scholarly publishing as an inherently collaborative enterprise connecting authors, nonprofit publishers, academic institutions, research libraries, and research funders in the common goal of maximizing access to critical research.

Chapter 6

Evaluation de la répartition des mammifères exotiques envahissants et leur impact potentiel dans le massif du Panié et les Roches de la Ouaième, Nouvelle-Calédonie

Distribution and ecological impacts of invasive mammals of the Mt. Panié and Roches de la Ouaième region, New Caledonia

Jörn Theuerkauf, François M. Tron et Romain Franquet

MEMBRES DE L'ÉQUIPE

Jean-Jacques Folger (Dayu Biik), Gabriel Teimpouenne (Dayu Biik, Tribu de Haut-Coulna), Jocelyn Teimpouenne (Dayu Biik, Tribu de Haut-Coulna), Romain Franquet (Dayu Biik), Jörn Theuerkauf (Muséum et Institut de Zoologie, Académie Polonaise des Sciences, Team leader) et François M. Tron (Conservation International Nouvelle-Calédonie)

SUMMARY

We assessed the abundance of six invasive species (Ship rats *Rattus rattus*, Pacific rats *R. exulans*, rusa deer *Rusa timorensis rusa*, feral pigs *Sus scrofa f. domestica*, feral cats *Felis catus*, and stray dogs *Canis lupus familiaris*) in the Mt. Panié mountains during a Rapid Biological Assessment in 2010, building on research conducted from 2004–2009. Ship rats were heavier and more abundant at several sites in the Mt. Panié mountains than elsewhere in New Caledonia. The other five invasive species presented similar abundance than average populations observed elsewhere in the archipelago. Deer abundance was highest along forest edges, where their ecological impact (browsing and bark stripping) was greatest. We recommend focusing control measures on sites where the density and ecological impacts of these two species are highest.

RÉSUMÉ

En Novembre 2010, l'abondance des rats noirs (*Rattus rattus*), des rats du Pacifique (*R. exulans*), du cerf rusa (*Rusa timorensis rusa*), des cochons sauvages (*Sus scrofa f. Domestica*), des chats haret (*Felis catus*) et des chiens errants (*Canis lupus familiaris*) a été évaluée dans la région du Mont Panié, en tenant compte de précédentes recherches réalisées de 2004 à 2009. La plupart de ces mammifères présentaient une abondance comparable à la moyenne en Nouvelle-Calédonie ; les rats noirs étaient particulièrement lourds et

abondants sur plusieurs sites prospectés. L'abondance des cerfs (densité de crottes) et leur impact (abrouissement et écorçage) étaient modérés à l'intérieur des blocs forestiers, mais étaient particulièrement forts près des lisières forestières. Nous recommandons de concentrer les mesures de contrôle de ces deux dernières espèces sur les sites présentant les plus forts abondances et impacts.

INTRODUCTION

Les espèces exotiques envahissantes sont considérées comme l'une des principales menaces sur la biodiversité insulaire (Gurevitch et Padilla 2004, Sax et Gaines 2008, Lambertini et al. 2011). En Nouvelle-Calédonie, plus que 400 espèces animales exotiques se sont établies (Gargominy et al. 1996, Beauvais et al. 2006), dont certaines se révèlent envahissantes au sein d'écosystèmes naturels particulièrement riches, comme les forêts humides. Les rats (*Rattus* spp.), le cochon feral (*Sus scrofa f. domestica*), le chat haret (*Felis catus*), le chien errant (*Canis lupus familiaris*) sont autant d'espèces exotiques envahissantes dont l'implication dans les processus d'extinction est connue dans de nombreuses îles tropicales, y compris en Nouvelle-Calédonie (Balouet 1987). Le cerf rusa (*Rusa timorensis rusa*) est également connu pour causer d'importants dégâts aux écosystèmes forestiers et de savanes (de Garine-Wichatitsky et al. 2004).

Dans le cadre du RAP, nous avons porté une attention particulière sur les mammifères exotiques, afin de soutenir les décisions en matière de contrôle d'espèces exotiques envahissantes. A travers l'estimation de l'abondance des rats, cerfs, cochons, chiens et chats et de l'impact des cerfs sur chaque site, nous cherchons à comparer et prioriser les différents sites évalués sur le massif du Panié dans le cadre du RAP. Nous avons inclus dans cette évaluation des estimations d'abondance des études précédentes (2004–2009). Des inventaires ornithologiques permettent également de discuter l'impact des rats noirs sur le massif.

MÉTHODES

Estimation d'abondances

Nous avons estimé l'abondance des rats noirs (*Rattus rattus*) et rats polynésiens (*Rattus exulans*) par un indice standardisé basé sur le succès de piégeage (Rouys et Theuerkauf 2003, Theuerkauf et al. 2011). L'évaluation de l'abondance des rats a été réalisée entre 2004 et 2010, à différents mois de l'année. Les tapettes étaient appâtées avec du fromage (2004–2006) ou de la noix de coco (2009–2010). Nous avons déterminé l'espèce (voir Theuerkauf et al. 2010), le sexe et la maturité sexuelle des rats piégés ainsi que leur masse corporelle. L'échantillonnage a duré 2 nuits par site. Nous avons utilisé deux types de piège (Theuerkauf et al. 2011) : des Ka Mate Survey Traps (2009–2010) et des Ezeset Supreme Rat Traps (2004–2010). 50 tapettes à rats (à partir de 2009 la moitié était des pièges Ka Mate) étaient placées par paires espacées de 25 m (mesurés avec un topofil, enlevé après le travail) sur un transect en forme de « U » de 600 m de long (Figure 1, p.25). L'indice d'abondance (AI) pour une espèce de rat est calculé selon Theuerkauf et al. (2011), qui prend en considération non seulement le nombre des pièges utilisés, mais aussi le nombre des pièges non-disponibles après une nuit de piégeage.

Sur chaque ligne de piégeage nous avons compté le nombre de crottiers de cerf et de cochon. Nous avons également mesuré la longueur de fouilles (boutis) de cochons, dans l'axe de la marche le long du transect. Cela donne une estimation de la surface fouillée par les cochons. Nous avons estimé l'abondance des chiens et chats par un simple indice des nombres de crottes trouvées par km de sentiers parcourus sur chaque site. L'évaluation de l'abondance des rats, cerfs et cochons a été réalisée sur 11 lignes de piégeage, celle des chats et chiens le long de 20 km de sentiers.

L'abondance de chaque espèce d'oiseau est basée sur 5 classes d'abondance : absent, rare (moins d'une observation par jour), occasionnel (1–2 observations par jour), fréquent (observations régulières), abondant (observations régulières et en grande quantité).

Impact des cerfs

La méthode utilisée pendant la mission se basait sur : (1) une première expérience d'évaluation de l'impact des cerfs à l'échelle de la Réserve du Mont Panié en se basant essentiellement sur une appréciation qualitative de l'état du milieu par les guides locaux (Dayu Biik et Conservation International 2010) ; (2) la consultation d'experts (P. Barrière – AICA-CREG, J. Parkes – DOC) ; et (3) la bibliographie (de Garine-Wichatitsky et al. 2004, Sweetapple et Nugent 2004, Boscardin 2005, Morellet et al. 2007).

Sur des transects perpendiculaires à la lisière de la forêt, nous avons positionnée au GPS tous les 150 m une placette ($n = 158$) de 10 m² (3,16 m × 3,16 m) et relevé les paramètres suivants : (1) nombre total de jeunes pousses entre 10 et 180 cm de hauteur (pour éviter les grandes quantités de germination occasionnelles) ; (2) nombre de jeunes

pousses consommées par les cerfs ; (3) nombre de jeunes pousses d'espèces non consommables par le cerf (pour les espèces connues des guides locaux comme non appréciées par le cerf) ; (4) nombre et distance au centre de la placette des arbres « écorcés » ; (5) degré de fermeture de la canopée (appréciation en %) ; (6) clarté du sous-bois (estimation sur une échelle de 0 à 100 ; 0 étant un sous-bois très clair et 100 étant un sous-bois très sombre) ; (7) degré de recouvrement du sol par la litière estimation en (%) ; (8) impact général du cerf sur le milieu, tel que perçu par l'observateur (appréciation sur une échelle de 0 à 100) ; et (9) dans les zones de savanes, le degré d'abroustissement de la strate herbacée (appréciation sur une échelle de 0 à 100).

Pour calculer la proportion de jeunes pousses consommées, nous avons divisé le nombre de jeunes pousses consommées par le nombre de jeunes pousses total moins le nombre de jeunes pousses non consommables. L'analyse de l'impact du cerf – et notamment la comparaison des sites – se base ainsi essentiellement sur l'impact perçu et la proportion de jeunes pousses consommées. Nous avons ensuite cherché à évaluer si les autres paramètres mesurés étaient corrélés avec ces deux paramètres.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Estimation d'abondances

Les rats noirs sont en moyenne plus lourds (jusqu'à 290g) et plus abondants sur le massif du Panié, avec l'exception de Dawenia et Wewec, que la moyenne en Nouvelle-Calédonie (Tableau 1). Les rats polynésiens se trouvent probablement dans tous les sites, mais sont en général rares à l'exception du site de Dawenia. Les abondances et les masses des rats dans le massif du Panié varient beaucoup entre les sites (Tableau 1). Pour avoir une bonne idée des abondances moyennes, il faut considérer la variation saisonnière. En général, les rats sont plus abondants à la fin de la saison de reproduction et moins abondants juste avant cette saison (CORE.NC, données non-publiées). Par contre, la masse moyenne est maximale en début de saison de reproduction et minimale à sa fin (à cause des jeunes qui réduisent la masse moyenne). L'autopsie des femelles sur le massif du Panié révèle que la saison de reproduction des rats s'étale de novembre à mars, ce qui explique en partie les fortes abondances de rats noirs au Mont Ignambi en avril et les fortes masses à Tao en novembre. Les basses abondances de rats noirs à Dawenia sont partiellement explicables par un effet saison, cependant les faibles masses de rats noirs et les abondances relativement élevées des rats polynésiens pourraient indiquer que l'abondance et la masse moyenne de rats noirs sont effectivement plus faibles à Dawenia que dans le reste du massif.

En dehors du site de Dawenia, nous avons trouvé relativement peu d'espèces d'oiseaux de forêt (Tableau 2). Une raison pour expliquer cette pauvreté pourrait être que nous avons travaillé en partie en altitude (7 des 11 sites évalués se situent à au moins 600m d'altitude) et depuis des sentiers

situés principalement sur les crêtes, alors que beaucoup d'espèces, notamment les pigeons et les perruches, se trouvent dans les vallées et à plus basse altitude. Cela devrait notamment expliquer la pauvreté du site du sommet du Mont Panié à 1 400 m (Figure 2). Une autre raison pourrait être que les rats noirs sont plus lourds et plus abondants sur le massif du Panié que la moyenne en Nouvelle-Calédonie. L'absence ou la faible abondance des échenilleurs de montagne et perruches à front rouge en particulier (en dehors du site de Dawenia) pourrait notamment s'expliquer par cette forte abondance de gros rats noirs. A Dawenia, où les abondances et masses des rats noirs (en lien avec un habitat possiblement moins fertile qu'ailleurs dans le massif du Panié) sont comparables aux moyennes de Nouvelle-Calédonie, nous avons justement pu inventorier la perruche à front rouge et l'échenilleur de montagne. Cependant, il existe des sites (Koghis) où les deux espèces de perruches vivent malgré des abondances de rats noirs comparables avec celles du Mont Ignambi (CORE.NC, données non-publiées).

Les espèces d'oiseaux a priori plus vulnérables à la prédation par les rats noirs devraient être principalement des espèces de petite ou moyenne taille qui nichent dans les cavités ou sur des grosses branches dans les arbres. Au-delà des perruches et échenilleur de montagne, ces espèces pourraient comprendre le monarque brun et le méliphage noir. Des petits passereaux (miro, rhipidures, siffleurs, etc.) pourraient aussi être impactés par la prédation des rats. Cependant, ces espèces construisent leurs nids plutôt sur de petites branches où les rats passent rarement (CORE.NC, données non-publiées). La prédation par les rats pourrait réduire les effectifs de ces passereaux, mais il est peu probable que la prédation soit assez importante pour causer l'extinction de

ces espèces, qui se sont adaptées aux rats polynésiens depuis des milliers d'années.

Nous avons trouvé peu de crottes de chiens et de chats (Tableau 1), probablement à cause de la faible densité des sentiers. Cependant, il est probable que les chats vivent dans tout le massif. L'observation d'un chien en train de chasser un cerf à Dawenia (14/11/2010) et la présence de plumes d'un pétrel de Tahiti dans des crottes de chiens découvertes à La Guen (09/01/2006) laissent à penser que des chiens errants peuvent survivre seul un certain temps dans les forêts du Mont Panié. Les guides du Mont Panié témoignent par ailleurs à la fois de la régularité des chiens errants et

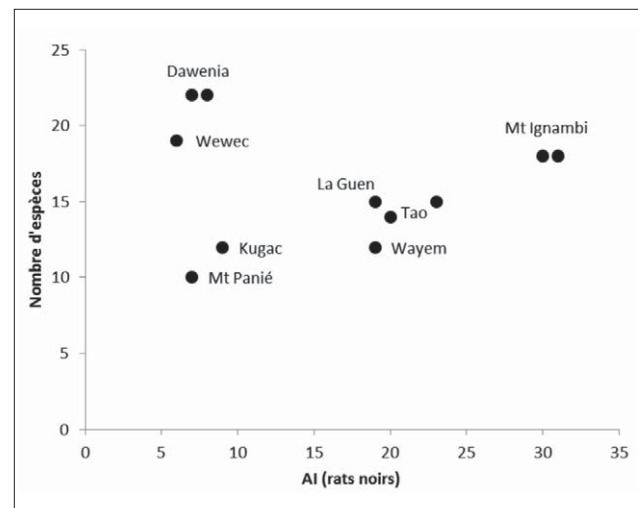


Figure 2: Relation entre l'indice d'abondance (AI) de rats noirs et le nombre d'espèces d'oiseaux de forêt dans le Massif du Panié (à l'exclusion d'espèces non forestières).

Tableau 1: Abondance des crottes de chiens et chats (crottes/km), cochons (pourcentage de la surface fouillée), cerfs (crottiers/km) et rats (AI pour Ezeset et AI pour Ka Mate en parenthèses), ainsi que les masses moyennes (g) des rats dans le massif du Mont Panié comparé avec les moyennes (avec intervalles de confiance de 95%) en Nouvelle-Calédonie (données non-publiées de CORE.NC).

Site	Site ID	Dates	Altitude (m)	Chiens	Chats	Cochons	Cerfs	Rats noirs	Rats polynésiens	Masse rats noirs	Masse rats polynésiens
Ignambi	34	03–05.04.04	700	-	-	0,5%	0	31	2	131	45
Ignambi	35	06–08.04.04	900	-	-	0,9%	0	30	4	132	66
La Guen	57	08–10.01.06	600	2,0	1,0	0,4%	8,7	19	0	149	-
Mont Panié	58	11–13.01.06	1400	-	0,5	0,1%	3,5	7	0	153	-
Dawenia	64	03–05.09.06	600	-	1,0	0,8%	13,9	8	5	143	54
Dawenia	65	05–07.09.06	600	+	1,0	1,4%	3,5	7	9	139	60
Tao	78	08–10.11.09	300	-	-	0,1%	1,7	17 (29)	6 (8)	186	72
Tao	79	10–12.11.09	500	-	-	0,3%	0	15 (24)	3 (0)	155	76
Wewec	82	16–18.11.10	400	1,6	-	0,2%	3,3	0 (12)	2 (0)	187	82
R. de la Ouaième	83	18–20.11.10	600	-	-	2,5%	0	10 (28)	0 (0)	154	-
Kugac	84	20–22.11.10	300	-	-	0,2%	3,3	0 (17)	7 (2)	144	78
NC	1–85	2001–2012	0–1400	0,6±0,4	0,6±0,2	1,1±0,5%	3,3±1,9	10±2 (14±8)	10±2 (1±1)	125±3	58±1

de la présence occasionnelle de chiens ‘sauvages’, comme l’attestent la découverte occasionnelle de portées en forêt (A. Couhia et J. Jacques, com. pers.).

Pour la plupart des sites évalués, les densités des fouilles de cochons et des crottes de cerfs étaient proches ou en dessous de la moyenne des sites en Nouvelle-Calédonie (Tableau 1). La densité des fouilles de cochons était cependant élevée aux Roches de la Ouaième et l’abondance des crottes de cerfs était assez élevée à l’est du plateau de Dawenia et à La Guen.

Impact des cerfs

L’impact perçu des cerfs est faible sur le plateau de La Guen, aux Roches de la Ouaième, Dawenia, mais fort à Wewec et sur le piémont de La Guen (Figure 3). L’impact perçu du cerf semble également dépendre de la distance à la lisière de la forêt (Figure 4), ainsi que le laissait déjà suggérer sa biologie : le cerf rusa s’alimente dans les savanes pendant la nuit et passe la journée dans les sous-bois proches (P. Barrière, com. pers.). L’impact perçu était ainsi fort de la lisière extérieure

Tableau 2: Abondance d’oiseaux (1 = rare, 2 = occasionnel, 3 = fréquent, 4 = abondant) observés autour des lignes de piégeage dans le massif du Mont Panié. Les espèces marquées par * sont exclues pour calculer le nombre d’espèces d’oiseaux de forêt.

	Site ID :	34	35	57	58	64	65	78	79	82	83	84
Autour à ventre blanc	<i>Accipiter haplochrous</i>	2	2			2	2	2	2	2	2	
Stourne calédonien	<i>Aplonis striata</i>	3	3	2		3	3			2		1
Coucou à éventail*	<i>Cacomantis flabelliformis</i>					1	1			3		
Coucou cuivré	<i>Chalcites lucidus</i>					3	3			3		
Monarque brun	<i>Clytorhynchus pachycephaloides</i>	2	2			3	3	2	2			
Salangane soyeuse*	<i>Collocalia esculenta</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
Collier blanc*	<i>Columba vitiensis</i>									2		
Echenilleur de montagne	<i>Coracina analis</i>					2	2			1		
Echenilleur calédonien	<i>Coracina caledonica</i>	3	3	2		3	3	3	3	2	2	3
Corbeau	<i>Corvus moneduloides</i>	4	4	3	2	3	3	3	3	3	4	3
Perruche à front rouge	<i>Cyanoramphus saisseti</i>					3	3					
Notou	<i>Ducula goliath</i>	2	2	2	1	4	4	3	3	3	3	2
Cardinal*	<i>Erythrura psittacea</i>									1		
Faucon pèlerin*	<i>Falco peregrinus</i>										1	
Gérygone	<i>Gerygone flavolateralis</i>	3	3	3	3	3	3	4	4	3	3	4
Milan siffleur*	<i>Haliastur sphenurus</i>	2	2	3		1	1			1		
Echenilleur pie	<i>Lalage leucopyga</i>					1	1					
Méiphage à oreillon gris*	<i>Lichmera incana</i>			1	1					3	1	
Fauvette calédonienne*	<i>Megalurulus mariei</i>									2	2	
Miro à ventre jaune	<i>Microeca flaviventris</i>	2	2	1	1	3	3		1	2		
Monarque à large bec	<i>Myiagra caledonica</i>	3	3	2		3	3	1		2		
Myzomèle calédonien	<i>Myzomela caledonica</i>	3	3	3	3	2	2	4	4	3	4	4
Siffleur calédonien	<i>Pachycephala caledonica</i>	3	3	2	1	2	2	4	4	3	4	3
Siffleur à ventre roux*	<i>Pachycephala rufiventris</i>			1		1	1			3		
Balbusard*	<i>Pandion haliaetus</i>			1				1				
Polochion moine	<i>Philemon diemenensis</i>	3	3	1	1	3	3	1		3	3	1
Méiphage barré	<i>Phylidoniris undulatus</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2
Pétrel de Tahiti*	<i>Pseudobulweria rostrata</i>	2	2	1		1	1	1	1			
Pigeon vert	<i>Ptilinopus holosericeus</i>	1	1			4	4			3		
Rhipidure à collier	<i>Rhipidura albiscapa</i>	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Rhipidure tacheté	<i>Rhipidura verreauxi</i>	3	3	2		3	3	4	4	3	3	3
Martin pêcheur*	<i>Todiramphus sanctus</i>									2	1	
Loriquet calédonien	<i>Trichoglossus haematodus</i>	4	4	1		3	3	1	1	2		
Zostérops à dos vert	<i>Zosterops xanthochrous</i>	4	4	4	3	2	2	4	4	3	4	4
Nombre d’espèces de forêt :		18	18	15	10	22	22	15	14	19	12	12

de la forêt jusqu'à 300 m à l'intérieur, puis semble décroître vers l'intérieur de la forêt.

La densité de jeunes pousses est relativement faible en lisière et croît jusqu'à 200–300 m vers l'intérieur de la forêt (Figure 4). Pourtant, la proportion des jeunes pousses consommées, généralement inférieure à 2%, était maximale

à l'extérieur de la forêt et un peu plus élevée à l'intérieur de la forêt à une distance supérieure de 300 m. La densité d'écorçage était maximale à 200–300 m à l'intérieur de la forêt. Cependant, les densités des arbres écorcés et des jeunes pousses consommées étaient en général faibles et les intervalles de confiance très grands. Le seul paramètre corrélé avec

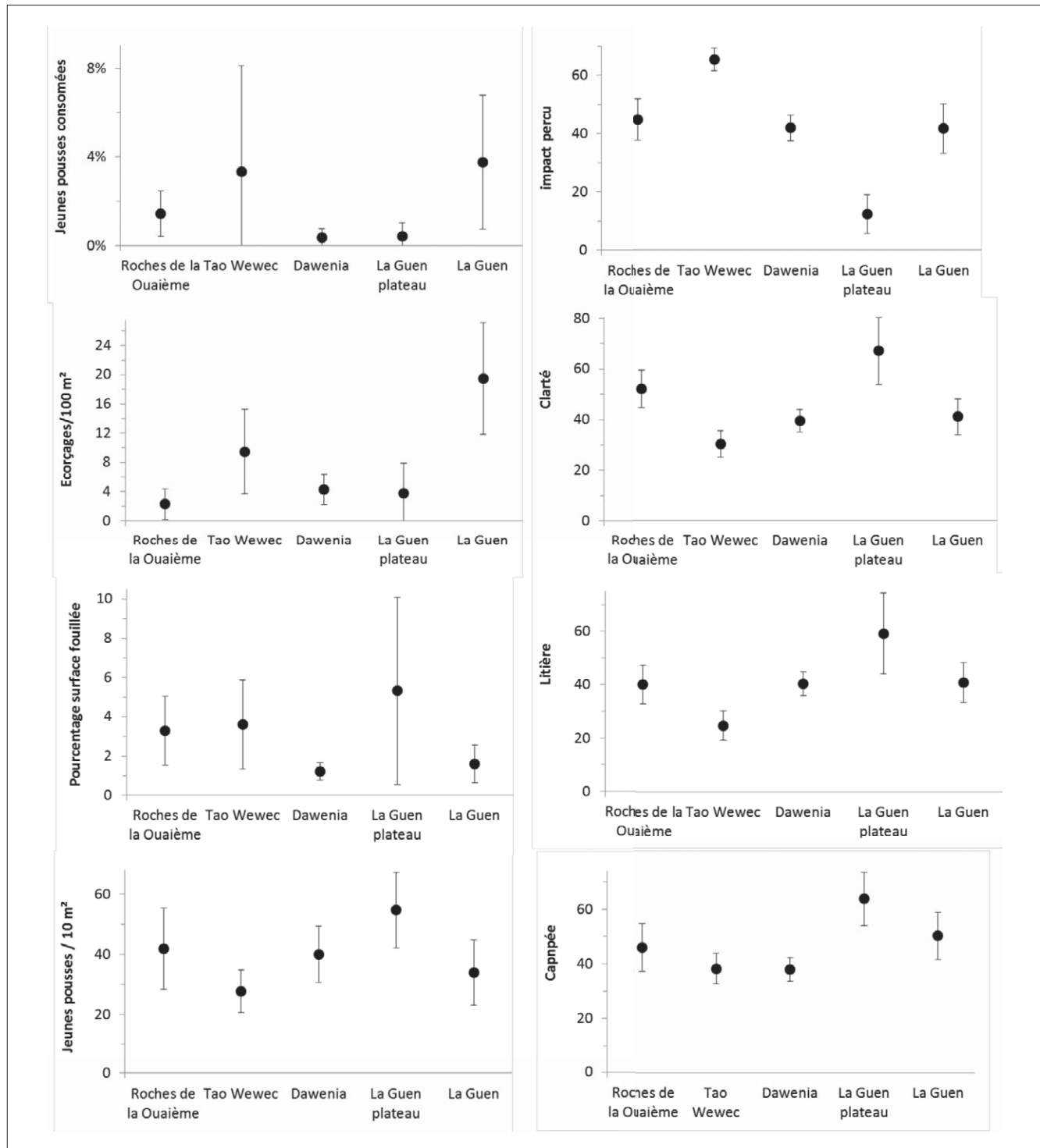


Figure 3: Moyennes (avec intervalles de confiance de 95%) par site de (1) pourcentage de jeunes pousses consommées par les cerfs, (2) densité des arbres « écorcés », (3) pourcentage de la surface fouillée par des cochons, (4) densité des jeunes pousses, (5) indice d'impact général du cerf sur le milieu, tel que perçu par l'observateur, (6) indice de clarté du sous-bois, (7) pourcentage de recouvrement du sol par la litière, (8) pourcentage de fermeture de la canopée.

la proportion des jeunes pousses consommées est l'impact perçu ($r_s = 0,226$, $P = 0,004$). A 200–300 m à l'intérieur de la forêt, l'estimation de l'impact perçu semble être influencée par l'écorçage.

La densité des jeunes pousses est corrélée avec la surface fouillée par des cochons ($r_s = 0,174$, $P = 0,029$), la clarté du sous-bois ($r_s = 0,366$, $P < 0,001$), la litière ($r_s = 0,324$, $P < 0,001$), et négativement avec l'impact perçu ($r_s = -0,367$, $P < 0,001$). La densité d'écorçage est corrélée avec l'impact

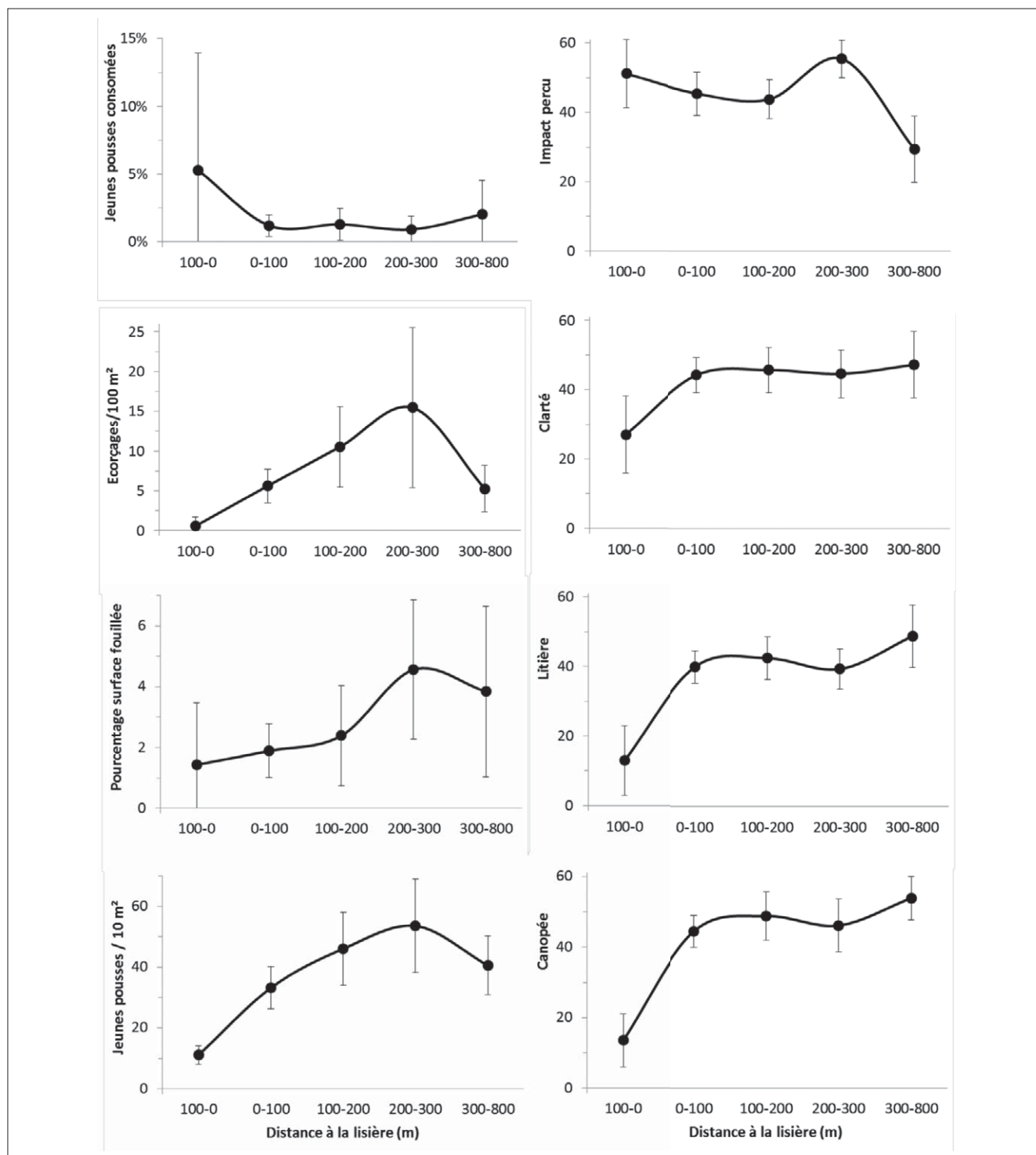


Figure 4: Moyennes (avec intervalles de confiance de 95%) en relation de la distance à la lisière (100 m en dehors de la forêt à 800 m à l'intérieur de la forêt) de (1) pourcentage de jeunes pousses consommées par les cerfs, (2) densité des arbres « écorcés », (3) pourcentage de la surface fouillée par des cochons, (4) densité des jeunes pousses, (5) indice d'impact général du cerf sur le milieu, tel que perçu par l'observateur, (6) indice de clarté du sous-bois, (7) pourcentage de recouvrement du sol par la litière, (8) pourcentage de fermeture de la canopée.

perçu ($r_s = 0,163$, $P = 0,040$), et négativement corrélée avec la clarté ($r_s = -0,181$, $P = 0,023$).

Les paramètres canopée, clarté et litière sont fortement entre-corrélés (tous $P < 0,001$), c.à.d. où la canopée est fermée, le sous-bois est peu dense et il y a beaucoup de litière. Ces trois paramètres sont aussi négativement corrélés avec l'impact perçu : là où l'impact était perçu comme important, la canopée était ouverte, le sous-bois peu dense et la litière peu importante.

Parmi les paramètres relevés, seul l'impact perçu semble être suffisamment corrélé avec la proportion de jeunes pousses consommées et la densité d'écorçage. Les paramètres canopée, clarté et litière ne sont par contre pas corrélés avec la proportion de jeunes pousses consommées et la densité d'écorçage et sont donc peu utiles pour caractériser l'impact.

RECOMMANDATIONS

Dans l'état actuel des populations de cochons, cerfs et rats polynésiens et de nos connaissances, nous n'avons pas d'indication que ces espèces envahissantes aient une influence importante sur les populations d'oiseaux du massif du Panié, vu qu'aucune de ces espèces envahissantes n'était négativement corrélée avec le nombre d'oiseaux (Tableaux 1 et 2). Le contrôle de ces espèces ne semble pas indispensable à court terme dans les forêts du massif du Panié pour assurer la conservation de l'avifaune locale. Cependant, il est possible que l'abondance importante de rats noirs relativement lourds soit responsable de l'absence ou de la raréfaction de certaines espèces comme les perruches ou le méliophage noir dans une grande partie du massif. Une réduction de l'abondance des rats noirs pourrait avoir un effet positif sur les populations de ces oiseaux.

Une telle réduction sera plus efficace dans une zone de forêt de moyenne altitude où les abondances de rats noirs sont élevées. Le site de La Guen semble bien convenir pour une telle expérimentation qui doit s'accompagner d'un contrôle des chats. Le contrôle des rats ne devrait pas se faire dans les régions « naturellement » protégées comme à Dawenia (à cause de l'abondance déjà faible des rats noirs) ou à haute altitude où les oiseaux sont naturellement moins nombreux.

Si l'on convient que de fortes abondances d'espèces envahissantes impliquent de fortes dégradations de l'environnement, les sites à forte valeur biologique et à fortes abondances d'espèces envahissantes (ou fortement impactés par ces espèces envahissantes) pourraient faire l'objet de considérations prioritaires pour l'engagement de mesures de conservation (contrôle des espèces envahissantes). Pourtant certains habitats (ex : forêt de lisière) ou espèces (ex : kaoris) peuvent souffrir de dégradations importantes alors même que les abondances d'espèces envahissantes sont faibles (ex : savanes en reforestation et jeunes kaoris sont particulièrement vulnérables au cerf, même à faible densité). L'indice

d'abondance ne peut ainsi pas être utilisé seul pour orienter les mesures de gestion conservatoire.

A long terme, les priorités de conservation devraient d'avantage être établies sur la base du statut de conservation des espèces et des habitats (ou à défaut sur une évaluation de leur vulnérabilité). Il se peut en effet que les zones prioritaires pour la conservation d'espèces rares ou d'habitats fragiles soient situées dans des zones à faible niveau d'abondance en espèces envahissantes (Dawenia – perruches, Sommet du Mont Panié – kaoris, Tao – méliophage noir et *Clinosperma*).

L'évaluation de l'impact du cerf suggère de concentrer les efforts de régulation sur les zones de Wewec et du piémont de La Guen. Un suivi devrait également être mis en place sur les autres sites afin de détecter au plus tôt une augmentation sensible de l'impact du Cerf. Les méthodes d'évaluation rapide et de suivi de l'impact mériteraient également d'être approfondies.

L'échantillon des données demeure insuffisant (intervalles de confiance trop grands) ; l'acquisition de données complémentaires est nécessaire pour affiner les résultats et conclusions. Nous recommandons d'intégrer 3 sites sur le versant est (p.ex. Ignambi, Tao, Mont Panié) et 1 site sur le versant ouest (p.ex. à l'est de Dawenia) du massif du Panié.

REMERCIEMENTS

Nous remercions J.-J. Folger, G. Teimpouenne et J. Teimpouenne pour l'aide sur le terrain et Fabrice Brescia, Jean-Jérôme Cassan, Nicolas Morellet et Deborah Wilson pour leurs commentaires et suggestions.

RÉFÉRENCES

- Balouet, J. C. 1987. Extinctions des vertébrés terrestres en Nouvelle-Calédonie. Mém. Soc. Géol. France (n.s.) 150: 177–183.
- Beauvais, M.-L., A. Coléno et H. Jourdan (ed.). 2006. Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien. IRD Editions. Collection Expertise Collégiale, Paris.
- Boscardin, Y. 2005. L'indice de consommation. Forêts de France 484: 31–32.
- Dayu Biik et Conservation International. 2010. Diagnostic initial pour le Plan de gestion de la réserve de nature sauvage du Mont Panié.
- de Garine-Wichatitsky, M., J. Spaggiari et C. Ménard. 2004. Ecologie et impact des ongulés introduits sur la forêt sèche de Nouvelle-Calédonie. IAC, Nouvelle-Calédonie.
- Gargominy, O., P. Bouchet, M. Pascal, T. Jaffré et J.-C. Tourneur. 1996. Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. Rev. Ecol. Terre Vie 51: 375–402.

- Gurevitch, J. & D. K. Padilla. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.* 19: 470–474.
- Lambertini, M. J. Leape, J. Marton-Lefèvre, R.A Mittermeier, M. Rose, J. G Robinson, S. N. Stuart, B. Waldman, P. Genevosi. 2011. Invasives : a major conservation threat. *Science* 333: 404–405.
- Morellet, N., J.M. Gaillard, A.J. Mark Hewison, P. Baillon, Y. Boscardin, P. Duncan, F. Klein et D. Maillard. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *J. Appl. Ecol.* 44: 634–643.
- Rouys, S. et J. Theuerkauf. 2003. Factors determining the distribution of introduced mammals in nature reserves of the southern province, New Caledonia. *Wildl. Res.* 30: 187–191.
- Sax, D. F. et S. D. Gaines. 2008. Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105: 11490–11497.
- Sweetapple PJ et G. Nugent. 2004. Seedling ratios: a simple method for assessing ungulate impacts on forest understories. *Wildl. Soc. Bull.* 32: 137–147.
- Theuerkauf, J., S. Rouys et F. Brescia. 2010. Guide photographique d'identification des rongeurs de Nouvelle-Calédonie et Wallis & Futuna. CORE.NC, Nouméa, Nouvelle-Calédonie. <http://corenc.lagoon.nc/publications.html>
- Theuerkauf, J., S. Rouys, H. Jourdan et R. Gula. 2011. Efficiency of a new reverse-bait trigger snap trap for invasive rats and a new standardised abundance index. *Ann. Zool. Fennici* 48: 308–318.