Ecologie des rats et leur impact sur le cagou et la perruche à front rouge en forêt humide et dans le maquis de Nouvelle-Calédonie

Sophie Rouys

▶ **To cite this version:**

Sophie Rouys. Ecologie des rats et leur impact sur le cagou et la perruche à front rouge en forêt humide et dans le maquis de Nouvelle-Calédonie. Interactions entre organismes. Université de la Nouvelle-Calédonie, 2008. Français. NNT : 2008NCAL0017 . tel-03085808

HAL Id: tel-03085808
https://unc.hal.science/tel-03085808

Submitted on 22 Dec 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITÉ DE LA NOUVELLE-CALÉDONIE
Laboratoire Insulaire du Vivant et de l'Environnement

Thèse de doctorat
spécialité biologie des populations

Présentée par
Sophie Rouys

Écologie des rats et leur impact sur le cagou et la perruche à front rouge en forêt humide et dans le maquis de Nouvelle-Calédonie

Soutenue le 9 février 2008 devant le jury composé de:

Pr. Claude Chauvet	directeur
Pr. René Galzin	président
Pr. Jacques Blondel	rapporteur
Dr. Gavin Hunt	rapporteur
Pr. Tanguy Jaffré	examinateur
Dr. Roman Gula	examinateur

UNIVERSITÉ DE LA NOUVELLE-CALÉDONIE
Laboratoire Insulaire du Vivant et de l'Environnement

Thèse de doctorat
spécialité biologie des populations

Présentée par
Sophie Rouys

Écologie des rats et leur impact sur le cagou et la perruche à front rouge en forêt humide et dans le maquis de Nouvelle-Calédonie

Soutenue le 9 février 2008 devant le jury composé de:

Pr. Claude Chauvet	directeur
Pr. René Galzin	président
Pr. Jacques Blondel	rapporteur
Dr. Gavin Hunt	rapporteur
Pr. Tanguy Jaffré	examinateur
Dr. Roman Gula	examinateur

Illustration de page de garde: « Rat cherchant la Lune », pinceau et encre, Sophie Rouys.

Le mémoire de thèse est cité comme suit :

Rouys, S. 2008. Écologie des rats et leur impact sur le cagou et la perruche à front rouge en forêt humide et dans le maquis de Nouvelle-Calédonie Thèse de doctorat, Université de la Nouvelle-Calédonie, Nouméa : 242 pp.

Avant propos

Je finissais deux années d'études de gestion de la faune sauvage en Angleterre lorsqu'un de mes professeurs me donna un article à lire. Celui ci, paru dans la revue de vulgarisation « new scientist », avait pour titre « day of the sparrow » (Holmes 1998), en français « le jour du moineau ». L'article présentait un processus que l'auteur qualifiait de « macdonaldisation » de la biodiversité mondiale. Il exposait le rôle de l'homme qui transportait certaines espèces de part le monde et les conséquences de ces mouvements pour la biodiversité des îles isolées. Cette lecture me fit bien entendu penser à la Nouvelle-Calédonie et à nombre d'espèces que je savais introduites à l'île. En toute innocence, ce professeur venait de semer la graine qui, après une longue maturation, aboutirait au présent ouvrage.

Les années suivantes, alors que je poursuivais ma formation de scientifique en Europe, je ne perdis jamais de vue l'objectif d'un retour en Nouvelle-Calédonie pour y appliquer ce que j'avais appris lors de mes études. Mon but était de pouvoir contribuer à la protection de la faune de l'île. Ceci passait impérativement par une meilleure connaissance du rôle des espèces introduites dans les écosystèmes de l'île. C'est ainsi que je suis passée d'un extrême de taille à l'autre: après un masters sur les bisons d'Europe (*Bison bonasus*), j'allais pouvoir étudier les rats en Nouvelle-Calédonie.

Le moment est venu de reconsidérer le travail passionnant de ces dernières années. Depuis les observations de terrain jusqu'à la mise en forme des résultats, de nombreuse personnes et plusieurs institutions contribuèrent à m'aider, ou à me soutenir, dans l'élaboration de ce doctorat. Comment les remercier sans oublier personne?

Je pense d'abord à la direction de l'enseignement de la province sud et à son prix d'encouragement à la recherche. Cela m'a permis de me concentrer sur mon travail, sans (trop) de soucis financiers. Je remercie notamment Mme Josiane Ayawa, mon interlocutrice à la DENS pour sa disponibilité.

Le matériel d'observation, de télémétrie et d'analyse tout particulièrement pour les aspects cagous, perruches, a été financé grâce aux organismes suivants: Conservation des Espèces et Populations Animales, Fonds für bedrohte Papageien – Zoologische Gesellschaft für Arten- und Populationsschutz, la Fondation Nature et Découvertes, la Loro Parque Fundación, le World Parrot Trust, l'Académie Polonaise des Sciences et le Ministère Polonais de la Science et de l'Education. Je suis reconnaissante à ces bailleurs de fonds sans qui l'étude n'aurait pas été possible.

Le personnel du parc provincial de la Rivière Bleue pour la mise à disposition du refuge indispensable au confort et au travail sur le terrain. Je remercie en particulier Mr Joël Delafenêtre, Mr Yves Létocart, Mr Jean-Marc Mériot pour leur connaissance du parc et de ses espèces et pour leur disponibilité.

Le Dr Christophe Lambert pour son intérêt lors de la conception du projet cagous et perruches et son aide à la mise en place de mes enquêtes. Des discussions et échanges avec Joseph Manauté m'ont également aidée lors des premiers mois du travail.

Jean-Jérôme Cassan pour l'attribution des permis de travailler sur les réserves de province nord. Henri Blaffart pour son soutien lors des expéditions au Mont Panié.

Les nombreux stagiaires du Van Hall Institut aux Pays Bas, qui ont participé pendant quelques mois au travail de terrain: Mlle Jacintha Van Dijk, Mr Sjoerd Duijns, Mlle Linda Nijdam, Mr Martin Van Opijnen, Mr Berry Michielsen, Mr Michiel Broesen et Mlle Joske Wardenaar. Je les remercie pour leur aide et leur persévérance.

Mlle Clémence Chatreau qui a joint le projet de recherche sur les cagous et perruches pour une période de 6 mois. Cette demi-année fut trop courte pour se lasser de sa générosité, de sa joie de vivre et de sa compétence de naturaliste.

Les dessins de Fabrice Faucher ont apporté la nécessaire touche artistique et humoristique à ce travail. L'amitié de sa femme Monique m'a également beaucoup apporté. Nicole Lamarche pour sa question leitmotiv (et parfois redoutée): « Alors la thèse, ça avance ? ». Old Dan, pour tes râleries et ton bon français, sen toi, il y oré encor plus de foot d'ortograf merci également pour ton amitié. Isabel pour son amitié et ses prouesses culinaires.

Mes parents pour leur soutien. Ma mère pour les longues heures de baby-sitting et de cuisine. Mon père pour les discussions et pour ses compétences en matière de statistiques.

Le docteur Jörn Theuerkauf pour avoir cru en mon entreprise et s'être impliqué à 200 % dans le vaste projet perruche et cagous. Hans Theuerkauf pour être venu à deux reprises d'Europe en Nouvelle-Calédonie afin d'aider ce projet.

Le professeur Claude Chauvet qui m'a accueillie au sein du Laboratoire Insulaire du Vivant de de l'Environnement. Je lui suis reconnaissante pour la manière détendue dont il a su encadrer mon travail et pour avoir fait confiance à une « terrienne ».

Je suis reconnaissante au professeur René Galzin d'avoir trouvé le

temps d'être président du jury de thèse. Le professeur Jacques Blondel et le docteur Gavin Hunt m'ont fait l'honneur d'être rapporteurs de ce travail. Je suis touchée que le professeur Tanguy Jaffré aie accepté d'examiner ma thèse. Merci également au docteur Roman Gula d'apporter ton expérience de terrain et ta connaissance des mammifères en prenant part au jury.

Pascal, pour avoir croisé ma route.

A tous ces gens dont les compétences et les conseils désintéressés ont permis de pourvoir à mon ignorance et, parfois, de surmonter mes doutes. Et, plus largement, à ceux qui oeuvrent pour la protection de la nature néo-calédonienne. Merci.

Table des matières

Avant propos.....*1*

Remerciements.....*3*

Chapitre 1. Introduction générale.....**17**

Origine géologique.....22

Les vagues de colonisation humaines et mammaliennes.....22

Chapitre 2. Populations de rats de la Rivière Bleue.....**31**

Parc provincial de la Rivière Bleue.....36

Piégeage par tapettes.....38

Avantages et inconvénients des tapettes.....38

Protocole de la pose des tapettes.....38

Analyses des données de piégeage par les tapettes.....40

Calcul de l'indice d'abondance 40

Analyses effectuées pour les populations de rats de la Rivière Bleue.....42

Piégeage vivant avec des pièges Sherman.....43

Avantages et inconvénients des pièges Sherman.....43

Protocole de pose des pièges Sherman.....44

Analyses.....46

Densités.....46

Taux de recapture des individus selon l'espèce et le type de piège.....47

Identification du sexe et catégorisation de la maturité sexuelle.....48

Variation annuelle des densités.....49

Structure de population.....53

Sex-ratio.....56

Variation des poids au cours de l'année.....57

Structure de population.....62

Sex-ratio.....63

Taux de recapture.....65

Selon les espèces.....65

Selon les sexes.....67

Distances entre captures.....69

Chapitre 3. Facteurs qui influencent les densités et les caractéristiques morphologiques des rats.....81

Analyses.....87

Mesures prises sur les rats.....89

Analyses.....90

Régions visitées.....91

Relations interspecifiques.....92

Habitat.....94

Différences entre densités des deux espèces dans un même habitat.....94

Différences entre les densités d'une même espèce d'un habitat à l'autre.....95

Altitude.....98

Nature des sols.....100

Les précipitations.....101

Variantes de Rattus rattus.....103

Dimorphisme sexuel.....104

Caractéristiques des juvéniles.....105

Chapitre 4. Utilisation de l'espace.....119

Radio-pistage.....123

Utilisation de la strate arbustive.....125

Analyses.....126

Domaines vitaux.....126

Activité.....127

Utilisation de l'espace.....127

Cachettes.....127

Utilisation de la strate arbustive en période d'activité.....128
Domaines vitaux.....129
Différences inter-spécifiques.....129
Sexe, domaines vitaux et mouvements.....131
Activité.....133
Mortalité.....133
Surface de l'espace vital en fonction du nombre de localisations.....134
Utilisation tridimensionnelle de l'espace.....135
Distances entre localisations.....140
Nombre de localisations.....141
Distance de localisation.....142
Chevauchement des domaines vitaux.....143
Chapitre 5. Impact des rats.....147
Prédation sur les cagous et perruches en période de nidification.....155
Cagous.....155
Perruches.....156
Régime des rats.....157
Prédateurs des rats.....159
Première piste: changement de comportement.....162
Deuxième piste: un facteur autre complique le tableau.....165
Méthodologie, quelques pistes alternatives.....168
Chapitre 6. Éradications, protocoles, réflexions.....171
Types de poison.....176
Choix de l'appât.....178
Accessibilité aux appâts.....178
Période de contrôle.....180
Réduction du risque pour les autres espèces.....181
Estimer le succès de l'opération.....185
Déterminer les causes d'un échec.....188

Peut-on éviter le sacrifice des rats ?.....190

Annexe 1. Comparaison des données obtenues par les pièges Sherman et par les tapettes.....193

Analyses.....197

Densités.....197

Mensurations.....198

Taux de recapture des individus selon leur espèce et le type de piège.....199

Comparaisons des densités.....200

Mensurations selon les méthodes de capture.....202

Taux de recapture des individus selon les espèces.....203

Sex-ratio.....204

Structure de population.....205

Annexe 2. Tests des émetteurs.....211

Influence du ratio poids de l'émetteur/poids du rat sur la survie des animaux pistés....217

Bibliographie.....223

Index des figures

Figure 1. Exemple de naïveté suite à une longue isolation sans prédateurs: le cagou aptère et très curieux.....19

Figure 2. Un autre exemple de naïveté: les jeunes perruches à front rouge (Cyanoramphus saisetti), endémiques à la Nouvelle-Calédonie sont souvent au sol.....20

Figure 3. Schéma – sans échelle – de la disposition des tapettes le long de deux lignes, chaque rat représente une tapette, pour gagner de la place, je n'ai pas représenté de tapettes sur les 125 m du mileu.....39

Figure 4. Les deux cas où plus qu'un rat a été capturé dans les pièges.....40

Figure 5. Pièges Sherman ouvert (à gauche) et replié pour le transport (à droite).....43

Figure 6. Quelques contrariétés associées aux pièges Sherman: la destruction par les rats captifs (ci dessus) et la corvée de nettoyage (à droite).....44

Figure 7. De gauche à droite: piège Sherman en place entre des racines; dispositif de quadrillage utilisé lors de la pose de pièges Sherman; appât au beurre de cacahuète pour les pièges Sherman.....45

Figure 8. Chiffre 1 tatoué dans l'oreille droite d'un rat noir.....45

Figure 9. Moyenne mensuelle des indices de densité (rats/100 nuits de piégeage) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) capturés par tapettes à la Rivière Bleue entre avril 2001 et janvier 2006, le chiffre dans les colonnes correspond aux nombres de sites échantillonnés pour chaque mois.....50

Figure 10. Indices de densités (rats/100 nuits de piégeage) par mois et par année pour les rats noirs (ligne grise) et les rats polynésiens (ligne jaune) piégés par tapettes à la Rivière Bleue entre avril 2001 et janvier 2006, les périodes de saison chaude figurent en orange clair.....51

Figure 11. Proportion d'individus de rats noirs (a) et de rats polynésiens (b) classés à partir de caractères externes comme étant reproductifs (colonnes rouge), adultes (colonnes vertes) ou juvéniles (colonnes grises) capturés dans les pièges Sherman sur le site de monitoring constant de la Rivière Bleue. Le chiffre dans chaque colonne indique le nombre d'individus de chaque classe piégés.....52

Figure 12. Variations mensuelles des densités autour de la densité moyenne pour les rats noirs (a) et pour les rats polynésiens (b). Ces deux distributions sont ajustées par une régression cubique (ligne) y= 36x3+88,3x2-19,3x+1 pour les rats noirs et y= 117,9x3+11,2x2-3,9x+0,2 pour les rats polynésiens.....53

Figure 13. Proportion de rats noirs (a) et de rats polynésiens (b) classifiés à partir de caractères externes comme étant reproductifs (colonnes rouge), adultes (colonnes vertes) ou juvéniles (colonnes grises) piégés par tapettes à la Rivière Bleue. Le chiffre dans chaque colonne indique le nombre d'individus de chaque classe piégés.....54

Figure 14. Proportion d'individus adultes classifiés selon des caractères externes comme étant en reproduction (colonnes rouges) ou non reproductifs (colonnes vertes) chez les rats noirs femelles (a), les rats noirs mâles (b), les rats polynésiens femelles (c) et les rats polynésiens mâles (d). Les chiffres dans les colonnes indiquent le nombre d'individus capturés dans chaque classe.....55

Figure 15. Un couple de rats polynésiens juste après leur copulation.....56

Figure 16. Proportion de rats noirs (a) et de rats polynésiens (b) femelles (colonnes roses) et mâles (colonnes bleues) appartenant aux différentes catégories reproductives ainsi que pour la

population totale des individus de chaque espèce capturés par tapettes au parc provincial de la Rivière Bleue. Les chiffres dans les colonnes indiquent l'échantillon obtenu pour chaque classe. 57

Figure 17. Variation mensuelle du poids des rats noirs adultes (a, ligne grise) et des rats polynésiens adultes (b, ligne jaune) femelles (lignes roses) et mâles (lignes bleues) capturés par tapettes au parc de la Rivière Bleue. Cette variation est exprimée en pourcentage de la moyenne annuelle observée par espèce et sexe.....58

Figure 18. Variation mensuelle des poids des rats autour du poids moyen pour les rats noirs (a) femelles (en rose) et mâles (en bleu) et pour les rats polynésiens (b) femelles (en rose) et mâles (en bleu). Ces distributions sont ajustées selon une régression cubique (lignes roses et bleues selon les sexes) y= 125,2x3-10,4x2+0,5x+0,03 pour les rats noirs femelles, y= 148,2x3-28,4x2+4,2x-0,2 pour les rats noirs mâles, y= 127,7x3-11,9x2+0,8x+0,01 pour les rats polynésiens femelles et y= 123,7x3-10,5x2+0,9x-0,002 pour les rats polynésiens mâles.....59

Figure 19. Moyennes mensuelles des indices de densité (rats/100 nuits de piégeage corrigés par les facteurs appropriés) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) capturés sur le site permanent de pièges Sherman à la Rivière Bleue, le chiffre dans les colonnes correspond aux nombres de sites échantillonnés pour chaque mois.....61

Figure 20. Indices de densités (rats/100 nuits de piégeage) par mois et année pour les rats noirs (ligne grise) et les rats polynésiens (ligne jaune) piégés sur le site permanent à la Rivière Bleue août 2003 et avril 2006. Les périodes de saison chaude sont représentées en orange clair. 62

Figure 21. Proportion d'individus capturés par pièges Sherman sur le site permanent de la Rivière Bleue puis classés selon des caractères externes comme étant en reproduction (colonnes rouges) par rapport aux individus adultes (colonnes vertes) chez les rats noirs femelles (a), les rats noirs mâles (b), les rats polynésiens femelles (c) et les rats polynésiens mâles (d). Les chiffres dans les colonnes indiquent le nombre d'individus capturés dans chaque classe.....63

Figure 22. Proportion pour les rats noirs (a) et les rats polynésiens (b) de femelles (colonnes roses) et de mâles (colonnes bleues) appartenant aux différentes catégories reproductives ainsi que pour le total de chaque espèce capturé (première capture uniquement) dans les pièges Sherman sur le site permanent de la Rivière Bleue. Les chiffres dans les colonnes indiquent l'échantillon obtenu pour chaque classe.....64

Figure 23. Proportion de rats noirs (a) et de rats polynésiens (b) femelles (colonnes roses) et mâles (colonnes bleues) appartenant aux différentes catégories reproductives ainsi que pour la population totale des individus de chaque espèce capturés (première capture et captures consécutives incluses) dans les pièges Sherman sur le site permanent de la Rivière Bleue. Les chiffres dans les colonnes indiquent l'échantillon obtenu pour chaque classe.....65

Figure 24. Pourcentage des occasions de captures d'un individu donné sur les cinq jours consécutifs d'une session de piégeage sur le site permanent, rats noirs (en gris) et de rats polynésiens (en jaune).....65

Figure 25. Pourcentage des occasions de captures d'un individu donné lors des quinze sessions de piégeage sur le site permanent, rats noirs (en gris) et de rats polynésiens (en jaune).....66

Figure 26. Pourcentage des occasions de captures d'un individu donné en fonction de son sexe sur une session de cinq nuits (a) et pour les quinze sessions (b) pour les rats noirs, femelles en rose et mâles en bleu.....67

Figure 27. Pourcentage des occasions de captures d'un individu donné en fonction de son sexe sur une session de cinq nuits (a) et pour les quinze sessions (b) pour les rats polynésiens, femelles en rose et mâles en bleu.....68

Figure 28. Récapitulatif des régions d'échantillonnage des rats par tapettes, avec le nombre de sites de piégeage par région ainsi que le type de sol, la moyenne de précipitations annuelle (mm), l'habitat à l'endroit des sites prospectés ainsi que l'étendue des altitudes échantillonnées (m au dessus du niveau de la mer).....86

Figure 29. Mesures prises sur les rats capturés.....89

Figure 30. Densités relatives (rats/100 nuits de piégeage) des deux espèces de rats piégés par tapettes (unité d'échantillonnage = un site où les tapettes sont laissées en place deux nuits) dans les différentes régions visitées. 91

Figure 31. Densités relatives des rats polynésiens en fonction de celles des rats noirs équation de la régression quadratique y= -0,03x²+0,86x+ 7,44, P=0,047, ddl=64.....92

Figure 32. Poids (en haut) et ratio poids/longueur (en bas) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) en fonction des densités relatives des rats noirs.....93

Figure 33. Poids (en haut) et ratio poids/longueur (en bas) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) en fonction des densités relatives des rats polynésiens. 94

Figure 34. Influence de l'altitude sur les indices de densités (rats/100 nuits de piégeage corrigées) de rats noirs (en gris) et de rats polynésiens (en jaune) capturés par tapettes à la Rivière Bleue (a) et dans toutes les régions visitées (b).....98

Figure 35. Influence de l'altitude sur le poids (a) et le ratio poids/longueur (b) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) adultes capturés par tapettes dans toutes les régions visitées.....99

Figure 36. Densités relatives des rats noirs (colonnes grises) et des rats polynésiens (colonnes jaunes) en fonction du type de sol (1=sols bruns eutrophisés sur roches ultrabasiques, 2=sols bruns désaturés sur roches acides métamorphiques, 3=sols ferralitiques ferritiques, 4=sols d'érosion sur roches métamorphisées, 5=sols ferralitiques fortement désaturés). Rats capturés par tapettes dans toutes les régions de la grande terre.....100

Figure 37. Poids moyen (a) et moyenne du ratio poids/longueur (b) des rats noirs (colonnes grises) et des rats polynésiens (colonnes jaunes) en fonction des différents types de sols échantillonés (1=sols bruns eutrophisés sur roches ultrabasiques, 2=sols bruns désaturés sur roches acides métamorphiques, 3=sols ferralitiques ferritiques, 4=sols d'érosion sur roches métamorphisées). Rats capturés par tapettes dans toutes les régions de la grande terre.....100

Figure 38. Indice de densité des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) capturés à la par tapettes à la Rivière Bleue en fonction de la pluie tombée lors des deux nuits de piégeage 101

Figure 39. Densités relatives des rats polynésiens en fonction des précipitations annuelles....102

Figure 40. Clémence Chatreau en train de localiser un rat.....123

Figure 41. Pose d'appâts de pomme de terre dans les arbres.....125

Figure 42. Un morceau de pomme de terre grignoté par un rat.....126

Figure 43. Valeurs minimales, premiers quartiles, médianes, troisième quartiles et valeurs maximales pour les domaines vitaux de tous les rats polynésiens (en jaune) et les rats noirs (en gris), des rats noirs femelles (en gris ombré de rose) et mâles (en gris ombré de bleu) et des rats polynésiens femelles (en jaune ombré de rose) et mâles (en jaune ombré de bleu).....129

Figure 44. Surface du domaine vital des rats en fonction du nombre de localisations de radio-pistage, rats noirs représentés par un trait continu, rats polynésiens par des pointillés, femelles en rose et mâles en bleu.....134

Figure 45. Moyennes des surfaces des domaines vitaux des deux espèces (verts), des rats noirs (gris) et des rats polynésiens (jaune) en fonction du nombre de localisations. Les régressions logarithmiques pour chacune des espèces ainsi que pour les deux espèces sont représentées par les traits pleins aux couleurs correspondantes.....135

Figure 46. Un rat noir surpris dans des branches (photo J. Snyder).....136

Figure 47. Pourcentage de localisations par télémétrie des rats noirs et rats polynésiens en sous sol (en brun), au sol (en orange) et dans la canopée (en vert) durant les périodes d'activité et d'inactivité des animaux. Les chiffres dans les colonnes indiquent le nombre d'observations par catégorie.....136

Figure 48. Pourcentage d'appâts ignorés (en vert) et grignotés (en jaune) pour chaque classe de hauteur. Le nombre d'observations pour chaque cas est indiqué dans la colonne correspondante.

.....137

Figure 49. Localisation nocturne d'un cagou... qui ne niche pas encore.....152

Figure 50. Densités relatives (rats/100 nuits de piégeage) des rats noirs (ligne jaune) et des rats polynésiens (ligne grise) capturés par tapettes dans toutes les zones visitées et nombre d'espèces d'oiseaux en nidification par mois (colonnes mauves).....154

Figure 51. Nombre d'espèces et de sous espèces d'oiseaux endémiques en fonction des densités de rats noirs dans toutes les régions visitées.....155

Figure 52. Un rat inspectant l'entrée du nid de perruches à front rouge situé à 2,5 m de haut. 156

Figure 53. Indice de rencontre des perruches à front rouge en fonction des densités de rats noirs sur les sites visités lors des expéditions.....157

Figure 54. Un chat mange le jeune rat noir qu'il vient de tuer.....159

Figure 55. Posture d'intimidation adoptée par les cagous pour protéger son nid et chasser les intrus, elle suffit à décourager les rats.....161

Figure 56. Pourcentage de rats noirs (en gris) et de rats polynésiens (en jaune) capturés une, deux, trois, quatre ou cinq fois dans les pièges Sherman et pourcentage de la population des rats marqués rattrapés dans les tapettes (couleurs unies) ainsi que pourcentage de la population totale des rats piégés dans les tapettes qui avaient auparavant été capturés dans les pièges Sherman (couleurs hachurées).....204

Figure 57. Proportions d'individus juvéniles (colonnes grises), adultes hors reproduction (colonnes vertes) et adultes en reproduction (colonnes rouges) des deux espèces capturés dans les pièges Sherman puis dans les tapettes placées au même endroit à la Rivière Bleue.....206

Figure 58. A gauche un émetteur avec l'antenne incluse dans le collier, à droite un émetteur avec antenne externe.....214

Figure 59. Un collier émetteur rongé et détruit, ce collier ne fonctionne plus.....216

Index des tableaux

Tableau 1. Critères de catégorisation des rats selon les quatre classes de reproduction.....48

Tableau 2. Nombre d'individus, densité relatives (rats/100 nuits de piégeage) moyennes, minimales et maximales des rats noirs et des rats polynésiens capturés sur les 35 sites échantillonnés par tapettes à la Rivière Bleue. 49

Tableau 3. Densités relatives moyennes (rats/100 nuits de piégeage) des rats noirs et des rats polynésiens en saison chaude (octobre à mars inclus) et en saison fraîche (avril à septembre inclus) au parc provincial de la Rivière Bleue.....51

Tableau 4. Poids moyens, minima et maxima, et déviation standard du poids des juvéniles de rats noirs et de rats polynésiens selon les mois de capture (piégeage par tapettes à la Rivière Bleue).....60

Tableau 5. Nombre d'individus capturés, nombre de captures (recaptures des différents individus incluses) et densités relatives (rats/100 nuits de piégeage) corrigées selon les facteurs calculés en annexe 1 pour les rats noirs et les rats polynésiens capturés par pièges Sherman sur le site permanent de la Rivière Bleue.....60

Tableau 6. Intervalles moyens entre la première et la dernière capture des individus des deux espèces selon que les individus capturés une seule fois sont inclus dans le calcul ou non. Captures dans les pièges Sherman sur le site permanent.....67

Tableau 7. Temps moyen entre captures (captures uniques inclues et exclues) et temps maximal entre capture pour les femelles et les mâles des deux espèces de rats piégés dans des pièges Sherman sur le site permanent.....69

Tableau 8. Moyennes des indices d'abondances (rats par 100 nuits de piégeage) pour les rats noirs et les rats polynésiens adultes capturés par tapettes dans les forêts ou le maquis de la Rivière Bleue, des autres sites que la Rivière Bleue et de toutes les régions combinées.....96

Tableau 9. Moyenne des poids et du ratio poids/longueur pour les rats noirs et les rats polynésiens adultes capturés par tapettes dans les forêts humides ou le maquis de la Rivière Bleue, des autres sites que la Rivière Bleue et de toutes les régions combinées. 97

Tableau 10. Mensurations moyennes des rats noirs et des rats polynésiens adultes capturés par tapettes et pièges vivants dans toutes les régions visitées.....103

Tableau 11. Moyennes de la longueur du corps et du poids des variantes rattus, alexandrinus et frugivorus adultes capturés par tapettes et pièges vivants dans toutes les régions visitées....104

Tableau 12. Mensurations moyennes des adultes mâles et femelles des deux espèces, animaux capturés par tapettes et pièges vivants dans toutes les régions visitées.....104

Tableau 13. Mensurations moyennes des juvéniles des deux espèces capturés par tapettes et pièges vivants dans toutes les régions visitées.....105

Tableau 14. Espèce, sexe, surface (m²) du domaine vital, distance moyenne entre deux localisations, période de suivi de chaque rat radio-pisté.....130

Tableau 15. Surface des domaine vitaux et distances parcourues entre deux localisations par les rats noirs et polynésiens en fonction du sexe des animaux – données obtenues par télémétrie à la Rivière Bleue entre 2002 et 2006.....132

Tableau 16. Proportions moyennes (écart type) des différents éléments trouvés dans les estomacs de six rats noirs et de six rats polynésiens.....158

Tableau 17. Densités calculées à partir des données obtenues à la Rivière Bleue à l'aide des

tapettes et à l'aide des pièges Sherman. 201

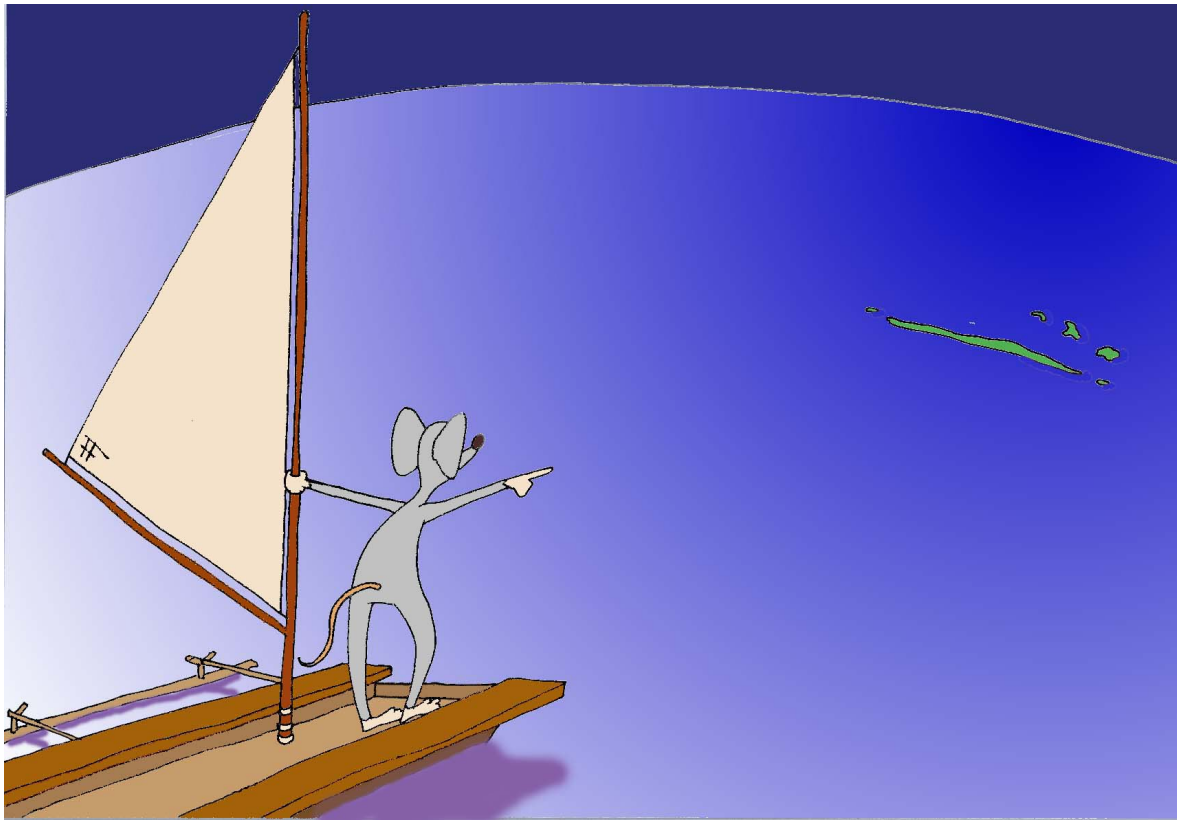
Tableau 18. Densités de rats obtenues par tapettes et pièges Sherman sur tous les sites de piégeage à la Rivière Bleue.....202

Tableau 19. Moyennes spécifiques des longueurs et des poids des rats capturés tout d'abord vivants dans des pièges Sherman puis morts par des tapettes.....203

Tableau 20. Moyennes des poids et des longueurs des rats noirs et des rats polynésiens piégés dans les tapettes (morts) et dans les pièges Sherman (vivants) à la Rivière Bleue.....203

Tableau 21. Survie des émetteurs et des rats noirs et polynésiens des deux sexes qui les portaient.....218

Chapitre 1.
Introduction générale



Même si on aime les fleurs, elles fanent
Même si on n'aime pas les mauvaises herbes,
elles poussent.

Proverbe zen

Problématique des espèces introduites

Les espèces invasives – au même titre que la perte d'habitat – sont classées comme un des facteurs de risque les plus importants pour la biodiversité dans le monde (Vitousek et al. 1997, Courchamp et al. 2003, Hulme 2003, Clavero & García-Berthou 2005). La perte ou la modification de l'habitat originel est même susceptible d'aggraver la menace posée par des prédateurs introduits. La combinaison des ces deux facteurs pouvant déstabiliser les espèces indigènes en leur enlevant tout avantage qu'elles auraient pu avoir contre les envahisseurs dans un milieu originel intact (Byers 2002).

Les espèces introduites sont une menace particulièrement importante dans les îles isolées (Vitousek et al. 1997, Beissinger 2000, Blackburn et al. 2004, Simberloff 1995) où elles causent les plus grandes pertes à la biodiversité (Courchamp et al. 2003). Une des raisons souvent avancée pour expliquer la fragilité des écosystèmes insulaires est la naïveté relative des espèces indigènes (figure 1). Celles-ci ayant généralement évolué en l'absence des prédateurs très compétitifs que sont souvent les espèces introduites (Courchamp et al. 2003, Blackburn et al. 2004).

Figure 1. Exemple de naïveté suite à une longue isolation sans prédateurs: le cagou aptère et très curieux...

Citons l'exemple de Guam qui est peut-être le plus frappant des conséquences désastreuses que peuvent avoir les invasions biologiques dans des îles isolées. Suite à l'introduction du serpent brun arboricole (*Boiga*

irregularis), pratiquement toutes les espèces de vertébrés indigènes ont disparu de cette île. On y a observé la disparition de 10 espèces d'oiseaux sur les 13 présentes à l'origine, les effectifs des trois espèces restantes sont à des niveaux critiques. Seule une espèces de chiroptère des trois originelles a survécu et pour les reptiles, six espèces de la dizaine présente à l'origine existent encore dont seulement trois demeurent répandues sur toute l'île (Fritts & Rodda 1998).

Les oiseaux représentent le taxon pour lequel le plus de données sont disponibles. Ainsi Blackburn et al. (2004) ont documenté les extinctions aviaires de 220 îles océaniques. Ils ont démontré que la probabilité d'extinction était positivement corrélée au nombre d'espèces prédatrices introduites et établies sur ces îles après la colonisation européenne. Ils notent également que l'impact est plus grand sur les espèces endémiques (figure 2). Les auteurs de cette étude constatent finalement que la proportion d'oiseaux actuellement en danger sur ces îles est indépendante du nombre d'espèces prédatrices introduites car les espèces incapables de survivre à la pression des nouveaux prédateurs ont déjà disparu. Bien entendu, de nouvelles introductions pourraient mettre en danger les espèces indigènes qui restent, c'est pourquoi il est important de maintenir des contrôles au niveau des arrivées dans les îles (ports, aéroports...). Il faut également ne pas oublier que les espèces introduites ne sont pas un facteur unique d'extinction puisque souvent leur action est en synergie avec celle d'autres éléments comme la perte ou la modification profonde de l'habitat (Byers 2002, Didham et al. 2005).

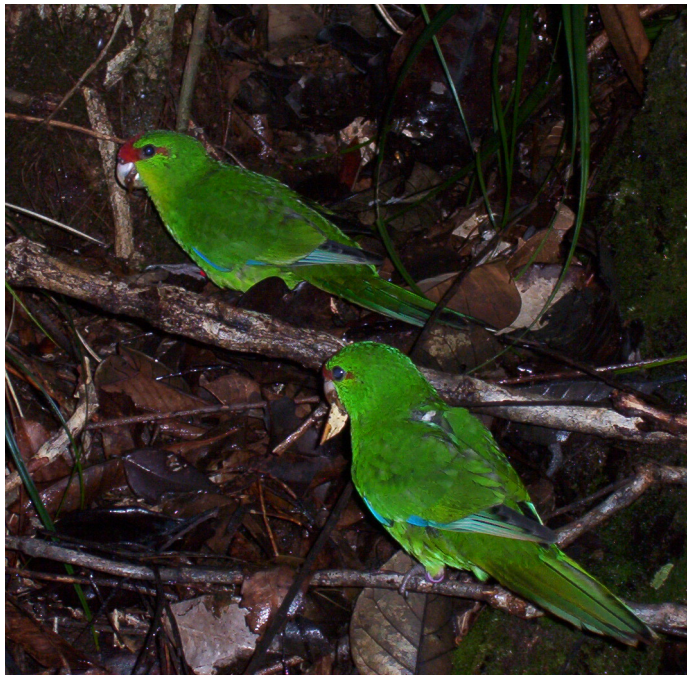


Figure 2. Un autre exemple de naïveté: les jeunes perruches à front rouge (*Cyanoramphus saisetti*), endémiques à la Nouvelle-Calédonie sont souvent au sol.

Dans le Pacifique Sud, la Nouvelle-Zélande fournit un autre exemple très intéressant. Séparée de Gondwana il plus de 80 millions d'années, la faune et la flore de cette île sont demeurées très particulières. La Nouvelle-Zélande ne fut que tardivement colonisée par les polynésiens (il y a entre 700 et 1000 ans), puis par les Européens il y a environ 200 ans (Craig et al. 2000). L'arrivée récente des hommes sur une île de grande surface et au relief accidenté a permis à de nombreuses espèces indigènes de survivre jusqu'à présent. Blackburn et al. (2004) remarquent effectivement que dans de nombreuses îles, l'arrivée des premiers hommes, souvent accompagnés de rats polynésiens (*Rattus exulans*), a entraîné une première vague d'extinctions qui est passée inaperçue car elle a eu lieu dans des temps préhistoriques. Ces auteurs notent également que la taille des îles, ainsi que la présence de hautes montagnes, peuvent permettre à quelques espèces indigènes de survivre dans des régions isolées. C'est peut-être pourquoi, malgré le grand nombre de mammifères introduits, la Nouvelle-Zélande possède encore plusieurs oiseaux aptères (les kiwis *Apteryx* spp, le strigops kakapo *Strigops habroptila*, le râle weka *Gallirallus australis*...). Si les Maoris (et avec eux les rats polynésiens) étaient arrivés plus tôt, comme c'est le cas dans les autres îles du Pacifique – par exemple, 3500 ans pour la Nouvelle-Calédonie selon Sémah & Détroit (2006) – certaines de ces espèces auraient pû disparaitre. Pour préserver la biodiversité exceptionnelle de la Nouvelle-Zélande, de nombreux auteurs considèrent par conséquent que tout effort de conservation doit être effectué conjointement à une gestion stricte des espèces introduites (par ex: Clout 2001, Craig et al. 2000).

Cependant, les espèces introduites ne menacent pas systématiquement la faune et la flore des régions où elles se naturalisent. Elles peuvent demeurer indifférentes. C'est pourquoi il est important de comprendre les mécanismes qui permettent à certaines espèces introduites de mettre en danger quelques espèces indigènes (Gurevitch & Padilla 2004) alors que d'autres restent inoffensives. Parmi les dévastateurs, le consensus général veut que les taxa les plus destructeurs soient représentés par les mammifères (Craig et al. 2000). Citons en particulier les rats, les chats, les chèvres, les lapins et les cochons (Courchamp et al. 2003). Certaines espèces de rats sont reconnues responsables d'une quantité remarquable d'extinctions (Gurevitch &

Padilla 2004). Avant de prendre toute action de gestion d'espèces introduites, il demeure indispensable de déterminer, pour la région concernée, le danger représenté par ces espèces. Ceci se fait en fonction de critères bien définis. Citons par exemple l'historique de l'espèce concernée (les informations disponibles quant à son potentiel dévastateur ou non), son potentiel reproductif et de dispersion, son adaptabilité aux facteurs climatiques et environnementaux, si cette espèce est le vecteur de maladies ou de parasites ainsi que la vulnérabilité avérée des espèces locales (Harrison & Congdon 2002).

Ces critères de « nuisibilité » expliquent donc que les rats, et tout particulièrement le surmulot (*Rattus norvegicus*) et le rat noir (*Rattus rattus*) soient reconnus comme une des espèces de mammifères introduits les plus nuisibles (Harrison & Congdon 2002, Courchamp et al. 2003). Le rat noir étant même considéré comme une des cent espèces introduites les plus dévastatrices (Lowe et al. 2000).

La Nouvelle-Calédonie, un pion sur l'échiquier de la biodiversité et des espèces introduites

Origine géologique

La Grande-Terre, tout comme la Nouvelle-Zélande, est constituée d'une mosaïque de substrats d'origines volcaniques, sédimentaires et métamorphiques dont certains remontent à l'orignine Gondwanienne de l'île (Cluzel et al. 2001). Cracraft (2001), estime que l'âge minimum de vicariance géologique pour la Nouvelle-Calédonie serait de 40 à 80 millions d'années. La longue isolation de l'île issue de Gondwana a eu pour conséquence de forts taux d'endémismes aussi bien pour la flore que pour la faune.

Les vagues de colonisation humaines et mammaliennes

Les premiers hommes sont probablement arrivés en Nouvelle-Calédonie il y a environ 3500 ans et les rats polynésiens les auraient accompagnés (Balouet 1992). Selon les fouilles effectuées par cet auteur,

cette première vague de colonisation mammalienne aurait causé l'extinction d'une vingtaine d'espèces de vertébrés terrestres.

James Cook, le premier européen à mettre pied sur l'île au 18eme siècle y aurait alors introduit les premiers cochons (*Sus scrofa*) et les premiers chiens (*Canis familiaris*)… La colonisation européenne du 19eme siècle a ensuite vu l'introduction d'un grand nombre de mammifères : bœufs (*Bos taurus*), chevaux (*Equus caballus*), cerfs Rusa (*Cervus timorensis*), rats noirs, surmulots, souris (*Mus musculus*), chats (*Felis catus*), lapins (*Oryctolagus cuniculus*) (Gargominy et al. 1996)…

Lors de leur arrivée en période préhistorique, les rats polynésiens ont probablement très vite colonisé l'île. Cette irruption a rapidement entraîné des pertes d'espèces (Atkinson 2001). Les rats noirs et autres mammifères introduits plus tard (chats, chiens et cochons notamment) auraient alors potentialisé les pressions sur certaines espèces déjà fragilisées par la prédation des rats polynésiens (Atkinson 2001). Ce qui expliquerait la disparition probable de plusieurs espèces d'oiseaux au début du 20eme siècle.

Il existerait, dans les îles du Pacifique, un gradient ouest-est pour le nombre d'espèces d'oiseaux actuellement en danger d'extinction du fait d'espèces introduites. Ceci correspondrait à la chronologie de colonisation de ces îles par les premiers hommes qui s'est aussi faite d'ouest en est (Pimm et al. 1994). Ces auteurs estiment qu'une cinquantaine d'espèces aurait disparu consécutivement à l'arrivée des premiers hommes en Nouvelle-Calédonie. Notons que ce chiffre est plus que le double de celui avancé par Balouet (1992) car il inclut également les invertébrés. On connaît certaines des espèces qui ont disparu par les fossiles qui en restent (*Sylviornis*...). Pimm et al. (1994) qualifient d'espèces « lavettes » (wimp species) ces espèces disparues en raison de leur incapacité à s'adapter aux nouvelles pressions. Les espèces qui persistent en Nouvelle-Calédonie et dans les autres îles du Pacifique colonisées depuis longtemps seraient donc celles qui furent à même de résister ou de s'adapter aux nouvelles pressions.

État des lieux et perspectives de gestion des espèces introduites pour la conservation en NC

Les îles d'où sont éradiqués les rats sont de petite surface. La plus grande où une telle opération aie été effectuée avec succès est l'île Campbell (11 300 ha) en Nouvelle-Zélande (Towns & Broome 2003). La Nouvelle-Zélande a l'avantage d'être entourée de nombreuses petites îles éloignées des terres principales. Ces îles éparses se prêtent bien à l'éradication d'espèces introduites suivie par la translocation d'espèces indigènes en danger. Elles deviennent ainsi de véritables réserves protégées par l'océan (Saunders & Norton 2001). A l'heure actuelle, une éradication sur une surface aussi grande et accidentée que la Nouvelle-Calédonie reste du domaine de la fiction. La procédure à préconiser dans ce cas est la création de « mainland islands » ou « îles sur la terre ferme » (Saunders & Norton 2001). Ces îles virtuelles sont des régions où il s'est révélé important d'effectuer un contrôle intensif des espèces introduites afin de préserver la biodiversité indigène. Bien entendu, ces actions sont coûteuses aussi bien d'un point de vue financier que humain, c'est pourquoi il est indispensable de s'assurer du bien fondé du projet avant de l'entreprendre.

Pour la Nouvelle-Calédonie, il convient donc dans un premier temps de bien comprendre les menaces que posent actuellement les rats aux espèces indigènes. Si, par la suite, une gestion des rats s'avère nécessaire, il sera alors indispensable de connaître l'écologie et la dynamique des populations de ces rongeurs, ainsi que les facteurs favorisant leurs populations afin d'optimiser une éventuelle opération de contrôle. A cette nécessité, deux raisons principales:

- les espèces indigènes se sont probablement déjà adaptées à la pression des rats polynésiens, les premiers arrivés (voir plus haut). L'éradication de ces rats pourrait par conséquent déstabiliser un équilibre déjà acquis et représenter un nouveau traumatisme.
- il est probable que des relations plus ou moins complexes se soient formées entre les différentes espèces, particulièrement dans les relations proies-prédateurs. L'éradication d'un prédateur pouvant alors conduire à la prolifération ou au changement de régime d'un autre.

S'il est avéré que les rats, et tout particulièrement les rats noirs sont un problème pour la conservation des espèces indigènes dans certaines régions du Pacifique, que sait-on de la situation en Nouvelle-Calédonie? On peut en fait compter les publications à ce sujet sur les doigts d'une main. Le plus ancien document sur les rongeurs de Nouvelle-Calédonie dont je dispose est celui de Nicholson & Warner (1953). Il s'agit d'un compte rendu des espèces de rongeurs (rats noirs, surmulots, rats polynésiens et souris) et de leurs caractéristiques reproductives dans la région du Mont Dore. L'article de Grenier & Rageau (1956) identifie les espèces de rats présentes autour des habitations afin d'estimer les risques de transmission de la peste aux humains. Plus récemment, Robinet et al. (1998) ont consacré un article à l'impact des rats Polynésiens sur les perruches d'Ouvéa (*Eunymphicus uvaeensis*). Les auteurs ont comparé les taux de prédation sur des oeufs de caille dans les îles d'Ouvéa (où seul les rats polynésiens sont présents) et de Lifou (rats noirs et rats polynésiens). Le taux de prédation sur les oeufs à Lifou était quatre fois plus élevé que celui observé à Ouvéa, probablement, ont-ils conclu, à cause de la présence de rats noirs. Rouys & Theuerkauf (2003) présentent les espèces de rats vivant dans les forêts humides de la province sud (rats noirs et rats polynésiens) ainsi que leurs densités durant la saison fraîche. Cet article documente également l'omniprésence de chats, même en altitude ou dans les régions très reculées. Il est bien connu que les chiens sont le prédateur le plus important des cagous (*Rhynochetos jubatus*) adultes (voir par ex. Hunt et al. 1996). D'autres prédateurs plus petits pourraient en revanche s'attaquer aux oeufs et aux poussins de ces oiseaux. Dans un rapport pour la province sud, Létocart (2000) suggère que le rat noir est un des prédateurs principaux des nids et poussins de cagous au parc provincial de la Rivière Bleue.

Au début de mon travail de thèse, ces articles m'ont fourni quelques pistes à suivre: la présence de rats noirs et de rats polynésiens en forêt laissait présager un risque accru de prédation des espèces endémiques dont l'écologie favorise un accès aux nids par les rats. Les cagous et les perruches à front rouge (*Cyanoramphus saisetti)* m'ont alors paru particulièrement vulnérables à ce type de prédation. Heureusement, dans la région Pacifique, certains de nos voisins plus ou moins proches avaient déjà une expérience importante sur le sujet. Ces articles m'ont permis d'affiner la direction à suivre

pour une étude des rats dans l'objectif de conservation des espèces indigènes à la Nouvelle-Calédonie.

Les rats sont souvent les prédateurs d'oiseaux indigènes (Atkinson 1978, Ramsay 1978), et une réduction de ces prédateurs peut permettre aux oiseaux en danger d'augmenter leurs densités (Innes et al. 2004, Powlesland et al. 2003, Saunders & Norton 2001). Ceci n'est cependant pas nécessairement le cas. Par exemple les travaux de Amarasekare (1993) puis de Banko et al. (2002) ont montré que ce n'était pas la prédation par les rats noirs mais la disponibilité de la nourriture qui était le facteur limitant la survie d'une espèce d'un passereau Hawaiien en danger. En Nouvelle-Zélande, Brakes & Smith (2005) suggèrent que l'impact des rats sur le weka, un râle endémique, est négligeable car ces oiseaux assez gros sont capables de tuer les rats, tout au plus les oeufs ou les poussins de cette espèce seraient mis en danger. Dowding & Murphy (2001) quant à eux, soulignent l'importance de baser des décisions visant à la conservation d'une espèce indigène sur des données démographiques et écologiques détaillées. Ces données seront nécessairement obtenues pour cette espèce particulière car la vulnérabilité à la prédation d'espèces proches ou à l'écologie similaire, peut varier substantiellement. Pour protéger efficacement des espèces indigènes ou contrôler les envahissants, il est donc primordial de bien comprendre leur écologie. Plusieurs facteurs devraient réfréner tout élan intempestif visant au contrôle par le poison des rats ou autres mammifères introduits:

1. Les risques d'empoisonnement secondaire par consommation d'animaux empoisonnés et l'empoisonnement d'espèces non visées comme l'attestent les résidus de poison retrouvés dans les invertébrés et vertébrés exposés à des doses non-létales (Eason et al. 1999). Notons par exemple que la demi-vie de la brodifacoume dans le foie de surmulots est de 113 jours, soit presque 4 mois (Fisher et al. 2003). Cet anticoagulant couramment utilisé lors d'éradications contamine facilement le sol et l'eau. Sa demi-vie dans un sol en conditions aérobies est alors de 157 jours (WHO 1995). En Nouvelle-Zélande, Ogilvie et al. (1997) ont trouvé ce poison dans le foie de prédateurs tels que le ninox boubouk (*Ninox novaeseelandiae*) et de perruches de Sparrman (*Cyanoramphus novaezelandiae*) une espèce très proche de

celle de la Nouvelle-Calédonie, ainsi que dans de nombreux invertébrés. Cette étude n'a cependant pas décelé de brodifacoume dans les cours d'eau ou dans le sol de la région où elle avait été employée. L'empoisonnement secondaire des prédateurs (chats et furets en Nouvelle-Zélande) ayant consommé des rats empoisonnés permet dans certains cas de les éradiquer également (Alterio 2000). Malheureusement, les cochons sauvages mangent souvent les carcasses d'animaux morts, et deviennent donc intoxiqués. Cela peut alors poser des problèmes pour la santé publique et pour les chiens des chasseurs dans les régions où les cochons sont chassés (Eason et al. 1999).

2. Modifier la composition en espèces d'une communauté établie n'est pas une opération anodine. Il peut y avoir des conséquences positives mais également négatives, même dans le cas du contrôle ou de l'éradication d'espèces introduites (Courchamp et al. 2003). Si l'on modélise un système de trois espèces: proie (oiseaux), mésopréateur (rats) et superprédateurs (chats) et que l'on ôte le superprédateur, alors la population de mésoprédateurs peut exploser causant des dégâts encore plus importants dans la population proie que dans la situation d'équilibre originelle (Courchamp et al. 1999). Les modèles mathématiques ne peuvent cependant pas toujours tout expliquer: une comparaison en Nouvelle-Zélande entre deux régions, une sans contrôle des prédateurs des rongeurs et l'autre avec contrôle, a démontré que les prédateurs ne régulaient pas les éruptions du nombre de rongeurs. Ces explosions démographiques étaient uniquement déterminées par l'abondance de nourriture (Blackwell et al. 2003). Pareillement, en l'absence de rats dans leur espace vital, les chats de l'île Stuart ne changeaient pas de proie mais mourraient ou quittaient la région sans rats (Harper 2005a). Dans cette optique, les relations entre prédateurs et proies sont à surveiller attentivement et les décisions de contrôle ou éradication ne doivent pas être intuitives mais basées sur des données scientifiques (Courchamp et al. 2003).

3. L'aspect éthique, la mort par empoisonnement n'est pas une mort douce. La déontologie de ceux qui travaillent avec le monde vivant demande qu'on essaye de réduire au possible les souffrances infligées aux animaux, même si ceux-ci sont considérés comme indésirables.

4. Le coût et la nécessité de poursuivre ces opérations sur le long terme afin de s'assurer que les populations de rats ou des autres animaux à maîtriser restent dans les limites voulues par le programme de contrôle.

Pour toutes ces raisons, il faut insister sur la nécessité d'être absolument certain du bien fondé des campagnes d'empoisonnement des animaux avant d'initier de tels programmes.

Objectifs de la thèse

Ma conviction qu'il est important de contribuer à la protection de la nature néo-calédonienne est très ancienne. Elle a justifié ma formation axée sur la conservation et la gestion de la faune sauvage. Diverses expériences internationales dans la recherche sur les mammifères m'ont amenée à une réflexion sur le problème posé par les espèces introduites. C'est ce qui m'a naturellement conduite à développer le thème de cette thèse : l'écologie des rats en Nouvelle-Calédonie.

En formulant les questions principales que ce travail allait adresser, je me suis efforcée de garder à l'esprit les deux passions qui m'ont conduite vers la recherche: la compréhension du monde qui nous entoure et le désir de le protéger. J'espère donc avoir produit un travail qui sera utile au niveau local en ouvrant la voie vers une meilleure compréhension de la place occupée par les rats dans les forêts humides de la Nouvelle-Calédonie. Je souhaite également avoir ajouté une pièce d'intérêt scientifique au grand puzzle des mécanismes des invasions. Mon but est donc de fournir des informations qui permettront une plus juste perception de la place que les rats ont pris et occupent maintenant dans les forêts humides et les maquis de Nouvelle-Calédonie.

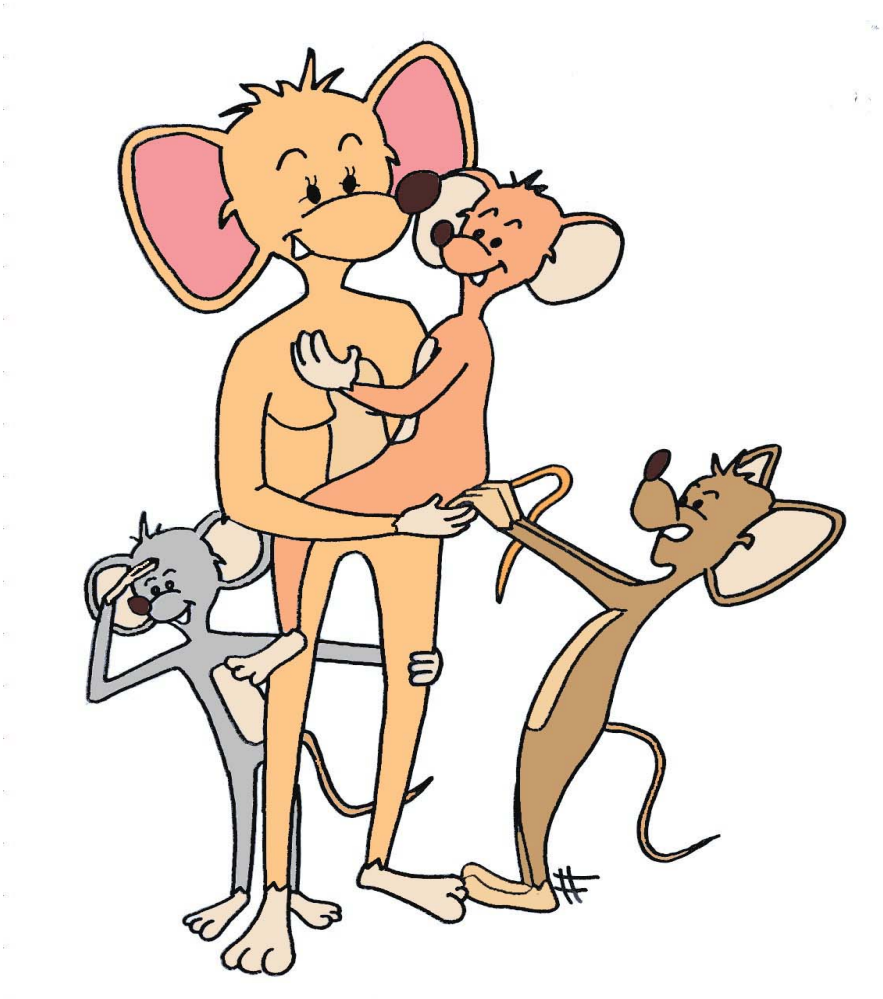
J'ai choisi de concentrer mon travail en forêt humide car cet habitat qui est encore bien représenté en Nouvelle-Calédonie est riche en espèces endémiques. Malgré les menaces de réduction de cet habitat, il est sans doute encore possible de protéger *in situ* les espèces inféodées à la forêt humide. Il est donc impératif d'obtenir des informations sur les rats vivant dans ce

milieu. Dans cet habitat, certaines espèces endémiques sont, du fait de leur écologie, plus à risque de prédation par les rats que d'autres. Précédemment, je mentionnais les cagous et les perruches comme étant des proies potentielles de ces rongeurs. C'est pourquoi j'ai intégré dans cette étude l'évaluation de l'impact des rats sur les cagous et perruches durant la période de reproduction. Je souhaitais également fournir des informations d'un ordre plus général sur l'impact potentiel des rats sur l'avifaune. Mon travail s'est déroulé principalement en forêt humide et dans le maquis de Nouvelle-Calédonie.

Les objectifs de cette thèse sont:

1. de décrire l'écologie des populations de rats (rythmes reproductifs, renouvellement de la population),
2. de déterminer les facteurs environnementaux (sols, habitat, pluviométrie, altitude...) ou de compétition inter-spécifique susceptibles de limiter leurs densités,
3. de décrire l'utilisation qu'ils font de leur habitat (espaces vitaux, terriers, circulation sur le sol et dans la végétation, activité),
4. de fournir des informations sur leur alimentation ainsi que sur leurs prédateurs,
5. de déterminer un éventuel impact sur l'avifaune en recherchant d'éventuelles corrélations entre les densités de rats et celles d'oiseaux,
6. de démontrer une prédation éventuelle des rats sur les cagous et sur les perruches à front rouge lors de la reproduction.

Chapitre 2.
Populations de rats de la Rivière Bleue



...fructifiez, multipliez,
foisonnez sur la terre et la dominez.

Genèse 9, 7

1. Introduction

Nous l'avons vu lors de l'introduction générale, les rats introduits suite à des activités humaines ont causé des dégâts importants aux îles de l'océan Pacifique ainsi que dans d'autres régions.

L'étude des populations de rongeurs consiste d'abord à documenter les variations d'abondance d'une ou plusieurs espèces, puis, dans un deuxième temps à tenter de trouver les causes de ces variations. L'étude des facteurs principaux qui règlent et contrôlent la croissance des populations des rongeurs constitue la clé de voûte de tout système de gestion écologique des rats (Aplin et al. 2003). On peut alors cerner les périodes où les rats sont le plus vulnérables et les frapper à ce moment là afin d'obtenir un effet maximal (Miller & Miller 1995).

En 1999, Lindsey et al. remarquaient le peu d'informations écologiques et biologiques disponibles sur les rats noirs et les rats polynésiens en forêt humide. Depuis leur étude sur la structure de population de ces deux espèces à Hawaï, ce constat demeure valable. Pourquoi si peu d'études sur l'écologie des rongeurs invasifs? Les recherches écologiques demandent un important investissement aussi bien sur le plan financier que sur le plan humain. On favorise donc souvent l'étude d'espèces en danger en partant du principe que les rats sont toujours nuisibles et que toute opération de contrôle sera bénéfique. Cependant, comme on l'a vu dans l'introduction générale, le contrôle de rongeurs demande une bonne connaissance de l'écologie de ces animaux dans le milieu où on souhaite les maîtriser. S'il est vrai que sans cette connaissance, on peut approcher le but proposé, à savoir la protection de certains milieux ou espèces, les investissements (financiers ainsi qu'en termes de personnel) ne seront pas toujours optimisés. D'autre part, en se lançant à l'aveuglette dans des opérations de contrôle, on s'expose souvent au mieux à constater leur inefficacité au pire à déplorer des conséquences négatives.

Il n'existait à ma connaissance aucune information sur la dynamique

de population des rats dans les forêts humides de Nouvelle-Calédonie. En fait, les seules données disponibles à ce sujet étaient attribuables à Létocart (2000), Ekstrom et al (2002) et Rouys & Theuerkauf (2003). Le but du premier auteur était de recenser les espèces présentes au parc provincial de la Rivière Bleue. Son étude ne pouvait pas documenter les densités de ces rongeurs puisque les pièges utilisés n'étaient pas à capture unique ce qui est en désaccord avec un des principes requis pour le calcul de densités. D'autre part les plus gros rats capturés lors de cette étude mangeaient les plus petits. Pour les seconds auteurs, le piégeage des rats était accessoire à la documentation de l'avifaune et l'hérpétofaune dans différents sites de la Nouvelle-Calédonie. Lors de leurs expéditions, seules quelques tapettes avaient été posées autour du campement. Il ne pouvait donc être question d'estimer les densités de ces animaux. La troisième étude avait pour objectif de documenter les densités de mammifères introduits – dont les rats – dans six réserves de la province sud. Ce travail ayant eu lieu uniquement en saison fraîche et ne se concentrant pas sur un seul site, il ne pouvait donc donner que quelques informations circonstancielles sur la dynamique de population des rats en forêt humide.

Je souhaitais par conséquent compléter ces études en fournissant des données plus exhaustives sur la dynamique de population des deux espèces de rats présents au parc provincial de la Rivière Bleue. J'ai sélectionné ce site car le parc abrite de nombreuses espèces en danger, dont le cagou qui l'a rendu célèbre. D'autre part, le parc est géré pour optimiser la protection des espèces en danger. Des informations sur la dynamique de population des rongeurs dans cette réserve pourraient donc servir à améliorer la protection des espèces en danger en facilitant, le cas échéant, l'élaboration de campagnes de contrôle.

2. Matériel et méthodes

Suivi des populations de rats

Le premier objectif de mon travail était d'obtenir des données sur l'écologie des populations de rats vivant en forêt. Ceci aussi bien dans l'éventualité pratique d'un contrôle de ces rongeurs que pour l'aspect fondamental scientifique de compréhension des mécanismes d'invasions.

L'étude de population la plus simple consiste à documenter l'abondance des rats dans l'espace et dans le temps. Les résultats des recensements sur différents sites et selon les périodes dans l'année déterminent l'abondance qui peut être paramétrée en fonction d'un facteur limitant (précipitations, température,…). Simultanément, les recensements peuvent documenter le rapport abondance/dégâts à la faune sauvage ou les relations interspécifiques entre les rats présents.

Il y a deux approches pour étudier les abondances d'animaux dans leur milieu. Premièrement, on peut tenter de calculer la densité moyenne absolue de la population (nombre d'animaux par unité de surface). En effectuant ce travail simultanément dans différentes régions ou de façon répétée sur une seule région, on peut alors documenter la dynamique des populations. Cependant les méthodes et conditions nécessaires à l'obtention de densités absolues sont si laborieuses qu'elles n'étaient pas applicables à cette étude. Par exemple, pour obtenir la densité absolue des rats il aurait fallu définir une unité de surface fixe, or il n'y a pas d'unités discrètes d'habitat dans les régions où j'ai travaillé. Il aurait donc été impossible d'éviter l'émigration et l'immigration d'individus. Ceci aurait certainement faussé les données obtenues car ces paramètres n'étaient probablement pas été constants d'un site ou d'une saison à l'autre.

Pour résoudre ces problèmes on se contente dans la plupart des cas

d'estimer des indices d'abondances relatives des populations. Le rapport effort/résultats de cette méthode est très satisfaisant (Aplin et al. 2003). L'estimation des abondances relatives, bien qu'elle ne donne pas de valeur absolue pour la taille des populations permet de comparer différentes régions et différentes périodes de l'année. Une des méthodes les plus simples pour obtenir des abondances relatives de petits animaux est le succès de piégeage.

J'ai notamment privilégié la méthode de piégeage par rapport aux autres techniques de recensement car certaines de ces méthodes (recensement visuels, comptage de signes) sont inapplicables dans les habitats où j'ai travaillé. Certaines autres méthodes (tunnels où les rats laissent leurs empreintes, blocs rongés) auraient pu fournir des données sur les densités relatives des rats mais n'auraient pas permis de différencier les espèces (on peut confondre les empreintes de rats polynésiens avec celles des rats noirs juvéniles et on ne peut pas différencier les traces de dents). Un autre désavantage de ces méthodes indirectes est qu'elles ne fournissent pas de données morphologiques et écologiques sur les rats.

C'est pour ces raisons que j'ai choisi de documenter les abondances relatives de rats en utilisant le piégeage et son succès statistique.

Je regroupe donc sous ce chapitre les méthodes et analyses utilisées pour adresser les points suivants:

1. espèces présentes et caractéristiques morphologiques des individus capturés (chapitres 2 et 3), évaluation de deux différentes méthodes de capture des rats: pose de tapettes ou de pièges Sherman (annexe 1),
2. dynamique de population des rats de la Rivière Bleue (chapitre 2),
3. abondance et distribution des rats en Nouvelle-Calédonie ainsi que les facteurs qui déterminent ces variables (chapitre 3).

Parc provincial de la Rivière Bleue

Le parc provincial de la Rivière Bleue couvre une surface d'environ 100 km², il est situé à l'extrémité sud de la chaîne centrale. Ses limites sont les

crêtes qui donnent sur la rivière de Dumbéa à l'ouest et sur les vallées de la Pourina et de la Ouinné au nord. Les forêts du parc furent exploitées jusqu'à la fin des années 1950. Le parc est protégé depuis 1980, toute forme de chasse ainsi que l'introduction d'animaux domestiques y sont interdites.

La pluviométrie moyenne au parc est d'environ 3200 mm par an, avec une moyenne de 215 jours de pluie par an. On enregistre le plus de pluies en février (428 mm) et le moins en septembre (63 mm) (Jaffré & Veillon 1990). Les températures en sous bois oscillent entre 21° en janvier et 15° en juillet (Jaffré & Veillon 1990).

La majorité du parc se trouve sur un substrat ultrabasique où d'après Létocart & Salas (1997) l'on retrouve trois types principaux de végétation:

1. des forêt humides de basse et moyenne altitude qui couvrent environ 60% de la surface du parc. Leur canopée culmine à environ 20-25 m, la végétation au niveau du sol y est assez dense. La majorité des plantes de ces forêts sont endémiques, les *Rabiaceae*, *Apocynaceae*, *Sapotaceae* et *Myrtaceae* y sont les familles les plus communes. On y trouve aussi couramment des fougères arborescentes, des palmiers, des *Araucariacae* et des kaoris.
2. des forêts secondaires qui sont plus ouvertes et où la végétation au sol est moins dense. On y retrouve beaucoup des espèces de forêt humide mais les arbres y sont moins grands. Il y a également quelques espèces remarquables comme les chênes gommes (*Arillastrum gummiferum*) et des *Casuarinacea*.
3. Le maquis minier, où la végétation n'est pas plus haute que 2,5m en raison du déficit de phosphore et d'azote dans le sol. On y trouve des plantes des genres *Dracophyllum*, *Styphelia*, *Hibbertia*, *Pancheria*, la strate herbacée y est composée principalement de *Cyperaceae*.

Comme dans tout le reste de la Nouvelle-Calédonie, il y a trois saisons principales: une saison chaude et humide de janvier à avril, une saison fraîche de mai à août et une saison sèche de septembre à décembre. Dans le cadre de mon travail, j'ai considéré une saison chaude incluant les mois d'octobre à mars et une saison fraîche incluant la période d'avril à septembre.

Piégeage par tapettes

Avantages et inconvénients des tapettes

Les rats piégés dans les tapettes sont morts et il est plus facile de mesurer les rats morts que vivants. Par conséquent, en plus de l'indice d'abondance, on peut aisément collecter des données sur leur morphologie et sur leur reproduction (par autopsie on sait si les femelles sont pleines ou non et le nombre d'embryons qu'elles portent). On peut aussi prélever des échantillons sur les rats dans le but d'analyses ultérieures (contenus stomacaux, ADN...).

L'usage de tapettes permet d'obtenir rapidement une bonne quantité de données. En effet, ces pièges sont posés à même le sol et donc les rats s'en méfient moins (Cunningham & Moors 1993). Il n'est donc pas nécessaire de laisser les pièges *in situ* pendant quelques jours afin que les rats s'y accoutument. Cet aspect est très important car l'échantillonnage peut se faire sur une courte période.

L'emploi de tapettes présente cependant quelques inconvénients:

1. Même si ceux-ci sont considérés comme nuisibles, il faut tuer des animaux. Il arrive parfois que les rats ne soient pas morts et qu'il faille les achever. Cette démarche nécessite donc un questionnement éthique. C'est pourquoi il faut être convaincu du bien fondé de la méthode choisie et s'assurer que les animaux sacrifiés souffrent aussi peu que possible.
2. D'autres animaux, oiseaux ou reptiles peuvent être tués par les tapettes. Pour éviter ceci il faut dissimuler les tapettes autant que possible, voire construire des cachettes à l'aide de feuilles ou de végétation.
3. Parfois d'autres rats ou des prédateurs mangent les rats piégés et il est alors impossible d'identifier le cadavre.
4. Il est impossible de suivre la dynamique d'une population sur un site donné puisqu'on supprime constamment les rats présents en cet endroit.

Protocole de la pose des tapettes

Pour pouvoir comparer les résultats obtenus sur différents sites, il était nécessaire non seulement d'utiliser un indice d'abondance relatif (voir plus

haut) mais aussi de placer les pièges en utilisant toujours le même protocole. J'ai choisi de suivre la méthode préconisée pour la Nouvelle-Zélande (Cunningham & Moors 1993) en l'adaptant toutefois aux spécificités de l'habitat en Nouvelle-Calédonie.

Durant toute la durée de l'étude, j'ai utilisé des tapettes fabriquée en Australie (Victor, Ezeset Supreme Rat Traps). Comme cela est recommandé par Cunningham & Moors (1993), deux tapettes plutôt qu'une seule étaient placées à chaque site afin de maximiser le potentiel de capture. Ce dédoublement du nombre de tapettes est recommandé en cas de haute densité de rats comme c'est généralement le cas en Nouvelle-Calédonie.

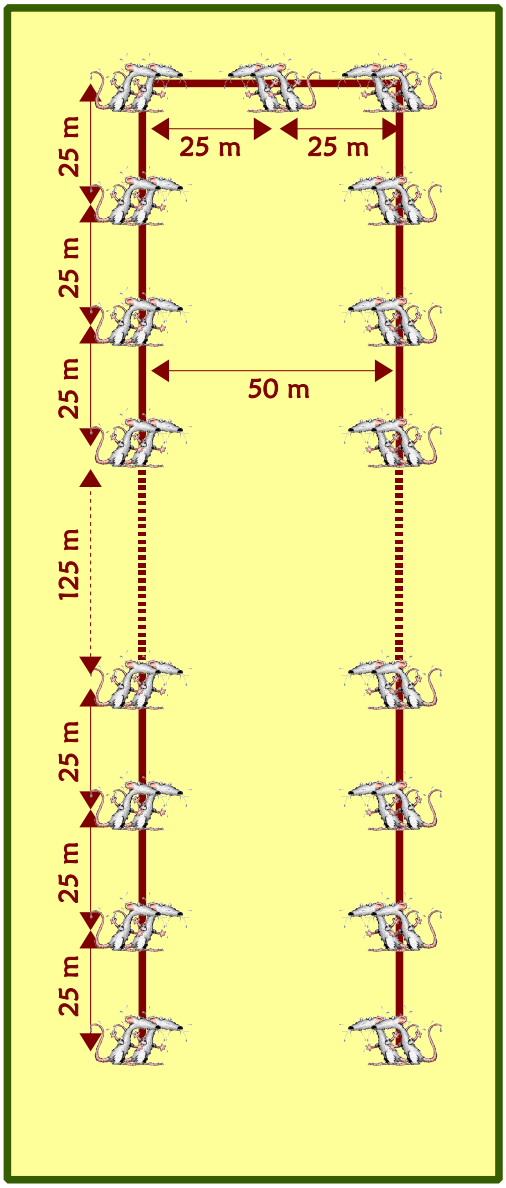


Figure 3. Schéma – sans échelle – de la disposition des tapettes le long de deux lignes, chaque rat représente une tapette, pour gagner de la place, je n'ai pas représenté de tapettes sur les 125 m du mileu.

Cinquante tapettes étaient placées sur deux lignes de 275 m chacune et espacées de 50 m l'une de l'autre (figure 3). Sur ces deux lignes, les paires de tapettes étaient laissées tous les 25 m. La rectitude des lignes était assurée en suivant l'azimut à la boussole. L'intervalle entre chaque paire de tapettes était mesuré avec un Topofil (Topochaix, France). Le Topofil permettait ensuite de retrouver les tapettes. Une fois le piégeage fini, le fil était était enlevé, autant pour des raisons esthétiques que pour la sécurité des animaux, tout particulièrement des cagous qui risquaient de s'y prendre. Les tapettes étaient placées bien à plat dans des endroits peu exposés, par exemple le long de gros rochers, au pied d'arbres, sous des arbres tombés ou à l'abri de la végétation. Pour éviter

toute perte, elles étaient fixées par une ficelle à un objet fixe (arbre, racine, souche...). Les tapettes étaient armées et appâtées (au fromage) le soir afin d'éviter autant que possible d'attraper des oiseaux, reptiles, ou autres. Au lever du soleil elles étaient vérifiées, désarmées et l'appât restant ainsi que les rats capturés était enlevés. L'unité de temps que j'ai utilisée pour l'échantillonnage était de deux nuits de piégeage. Les tapettes restaient donc sur le site deux nuits avant d'être enlevées.

Analyses des données de piégeage par les tapettes

Calcul de l'indice d'abondance

Pour pouvoir comparer les densités relatives des rats d'une région à l'autre ou d'une saison à l'autre, il est nécessaire de standardiser les résultats obtenus. Pour ce faire j'ai converti les données brutes en calculant un indice d'abondance pour chaque site échantillonné. L'indice est calculé à partir du succès de piégeage. Il existe différentes façons, plus ou moins complexes de calculer cet indice. Dans le cadre de mon travail, j'ai choisi une méthode qui prend en compte le nombre de pièges inactifs c'est à dire ceux qui se sont fermés pendant la nuit (qu'ils aient attrapés des animaux ou non). Une des conditions de calcul de cet indice est que chaque piège ne doit capturer qu'un seul animal par session, cette condition n'a pas été respectée en deux occasions (figure 4).

Figure 4. Les deux cas où plus qu'un rat a été capturé dans les pièges.

En cours de nuit, le nombre de pièges actifs se réduit puisque de plus en plus de rats sont attrapés et que certains pièges se ferment tout seuls. Ceci réduit progressivement la probabilité de capture. Pour tenir compte de ces variations, j'ai suivi la méthode décrite dans Nelson & Clark (1973).

Cette méthode nécessite le calcul du nombre « corrigé » de nuits de

piégeage. Celui-ci prend en compte le nombre de tapettes ouvertes ou fermées. Ce nombre corrigé de nuits de piégeage s'obtient en enlevant une demi nuit par tapette fermée (qu'elles aient ou non attrapé un rongeur) au nombre total de tapettes posées. On effectue cette soustraction en considérant que les tapettes fermées ne sont restées ouvertes que la moitié de la nuit en moyenne. On n'opère pas de correction pour les tapettes qui sont restées ouvertes car elles restaient, en théorie, opérationnelles (nombre maximal de nuits de piégeage). L'indice d'abondance pour le site est calculé à la fin des deux nuits de piégeage à partir du nombre total de rongeurs capturés et du nombre total de nuits de piégeage corrigé. L'indice de captures ou d'abondance est exprimé en nombre de captures pour 100 nuits de piégeage.

Par exemple: on a placé 50 pièges pendant deux nuits, sept rats ont été capturés et treize tapettes se sont fermées sans rien attraper.

Nuits de piégeage: 50 x 2 = **100**

Nuits de piégeage perdues: (7 + 13) / 2 = **10**

Par conséquent: **Nuits de piégeage corrigées**: 100 – 10 = **90**

Indice d'abondance: 7 x 100 / 90 = **7,8 captures par 100 nuits de piégeage**

La formule mathématique pour calculer cet indice d'abondance (IA) pour une espèce de rat est donc la suivante (Rouys & Theuerkauf 2003) :

$$IA = \frac{100 \sum_{i=1}^{m} n_i(rats)}{\sum_{i=1}^{m} \left[n_i(pièges) - \frac{n_i(pièges\ fermés)}{2} \right]}$$

- *IA* : indice d'abondance (nombre de rats d'une espèce par 100 nuits corrigées de piégeage)
- n_i *(rats) :* nombre de rats d'une espèce attrapés durant la nuit *i*
- n_i *(pièges) :* nombre de pièges utilisés pendant la nuit *i*
- n_i (*pièges fermés*) : nombre de pièges fermés (avec ou sans rat) le matin de

la nuit *i*

- *m :* nombre de nuits de piégeage

L'unité standard de l'indice d'abondance obtenu par ce calcul est donc le nombre de rats capturés par 100 nuits effectives de piégeage.

Les indices de densité obtenus par cette méthode m'ont permis dans un premier temps d'établir la dynamique de la population des rats à la Rivière Bleue (présentée dans ce chapitre). La pose de tapettes m'a également permis d'identifier les espèces présentes sur la Grande Terre ainsi que leurs caractéristiques morphologiques. J'ai pu ainsi déterminer les facteurs susceptibles d'influencer la distribution et la densité des deux espèces de rats (présentés dans le chapitre 3).

Analyses effectuées pour les populations de rats de la Rivière Bleue

Je présente d'abord les variations mensuelles de la moyenne des densités des deux espèces et recherche d'éventuelles différences entre chaque mois par une ANOVA. Toujours pour illustrer une éventuelle cyclicité des densités de rats, j'établis graphiquement tous les indices de piégeage selon l'ordre chronologique de leur obtention.

Pour illustrer les fluctuations de la structure des populations sur l'année, je présente ensuite graphiquement les pourcentages de juvéniles, adultes hors reproduction et d'adultes reproducteurs capturés selon les mois. Ceci me permet d'établir les moyennes des indices de densités des rats des deux espèces durant la saison de reproduction et de les comparer avec celles du reste de l'année par un test de Student. Dans toutes les analyses, où j'utilise un test de Student pour comparer des moyennes, j'ai préalablement vérifié la normalité et la similarité des variances des données. J'ai effectué cette vérification à l'aide d'un test de Kolmogorov-Smirnov. Si la distribution des données n'est pas normale, j'emploie alors un test de Mann-Whitney.

Je présente également graphiquement les proportions d'individus reproductifs pour chaque sexe et chaque espèce afin de mieux comprendre le mécanisme qui prélude à la période de reproduction.

Enfin, j'ai calculé la sex-ratio des deux espèces selon la catégorie de

maturité (juvénile, adulte hors reproduction et adulte reproducteur) à laquelle les individus capturés appartenaient ainsi que pour la population totale piégée à la Rivière Bleue. J'ai testé la parité de ces sex-ratios par des tests de Khi-deux.

Piégeage vivant avec des pièges Sherman

Comme la pose de tapettes ne permettait pas de suivre une région sur le long terme j'ai décidé d'initier un programme de capture-marquage-recapture sur un site de forêt humide à la Rivière Bleue.

Avantages et inconvénients des pièges Sherman

Pour le programme de capture-marquage-recapture sur le site permanent j'ai utilisé des pièges de la compagnie Sherman (Sherman Traps Inc., Tallahassee, USA). Les pièges Sherman permettent d'attraper des rats vivants. Il en existe différentes tailles selon les animaux à capturer. Ceux que j'ai utilisés mesuraient 7.6 cm x 9.5 cm x 30.5 cm (type Extra-Large Folding Aluminium Sherman Live Animal Traps). Ils étaient pratiques d'usage car ils se présentent sous la forme de tunnels en aluminium qu'on peut plier pour les ranger ou les transporter (figure 5). La capture des rats vivants autorise une étude de longue durée sur un site permanent. On obtient des informations écologiques à long terme sur les rats de la région suivie.

Figure 5. Pièges Sherman ouvert (à gauche) et replié pour le transport (à droite).

Malheureusement, la plupart des espèces de rats se méfient des objets nouveaux qui se trouvent sur leur territoire. Il est donc indispensable d'habituer les rats à tout piège de type « tunnel », dont les pièges Sherman. La phase d'accoutumance rallonge par conséquent la période à prévoir pour une manipulation de terrain.

Par ailleurs, certains individus ou certaines espèces réagissent différemment à l'expérience du piégeage. Quelques animaux deviennent ce que l'on appelle « trap-happy », ils savent qu'on ne leur fera pas de mal et qu'ils trouvent de la nourriture riche à l'intérieur des pièges. On recapture donc systématiquement ces individus, ce qui peut fausser les données. D'autres rats, au contraire, suite à leur première capture, évitent les pièges. Un tel comportement peut également fausser les données en donnant l'impression que l'individu est mort ou a quitté la région.

Figure 6. Quelques contrariétés associées aux pièges Sherman: la destruction par les rats captifs (ci dessus) et la corvée de nettoyage (à droite).

Enfin, ces pièges sont coûteux et nécessitent un entretient soigneux car certains rats parviennent à les endommager (figure 6). Il est en outre nécessaire de les nettoyer après usage ce qui est fastidieux et peu pratique en raison de leur construction.

Protocole de pose des pièges Sherman

Avant une séance de capture, les pièges étaient mis en place et laissés sur place au moins trois nuits afin que les rats aient le temps de s'habituer à leur présence. Pour cette phase d'adaptation, les pièges étaient laissés sans appâts et bloqués en position ouverte. On peut bloquer les pièges pour qu'ils restent ouverts en passant une brindille sur la porte ouverte et sous la plate forme qui se situe immédiatement avant le dispositif de fermeture.

Je plaçais ainsi vingt pièges Sherman tous les 25 m sur quatre lignes longues chacune de 100 m (figure 7). Ces lignes était espacées de 25 m les unes des autres. Contrairement aux tapettes, un seul piège était posé par site. Après la période d'adaptation, j'appâtais les pièges et les armais pour que les rats y restent captifs. L'appât utilisé pour ces pièges était du beurre de cacahuètes mélangé à des flocons d'avoine car cette mixture est moins sensible aux variations de température que le fromage. Je prévoyais suffisamment d'appât pour permettre aux rats de passer confortablement la nuit. Ces vingt pièges restaient actifs sur cinq nuits pour obtenir un échantillon comparable à celui des tapettes (potentiellement 100 nuits de piégeage).

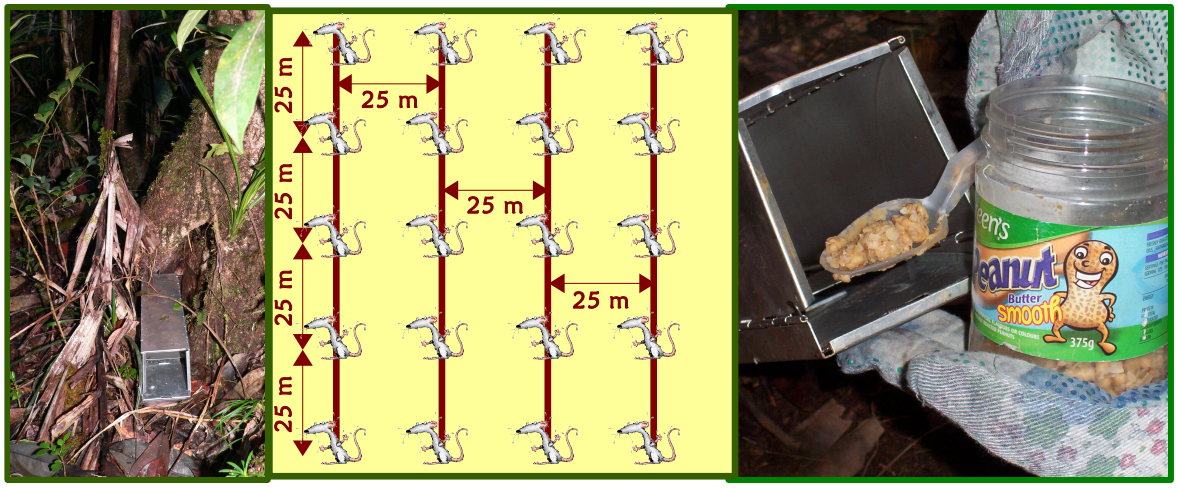


Figure 7. De gauche à droite: piège Sherman en place entre des racines; dispositif de quadrillage utilisé lors de la pose de pièges Sherman; appât au beurre de cacahuète pour les pièges Sherman.

Chaque matin, les rats piégés étaient pesés, mesurés, sexés et marqués pour pouvoir les identifier lors de captures ultérieures. Les petits mammifères sont souvent identifiés par l'ablation d'un certain nombre de doigts ou encore par des entailles pratiquées aux oreilles (Aplin et al. 2003). Je ne souhaitais pas couper de doigts aux rats pour des raisons éthiques. En outre, compte tenu des densités de rats élevées à la Rivière Bleue, l'identification individuelle de tous les rats d'une région aurait pu laisser certains individus franchement amputés! Leurs chances de survie auraient certainement été amoindries par ce traitement. J'ai donc préféré tatouer les rats aux

Figure 8. Chiffre 1 tatoué dans l'oreille droite d'un rat noir.

oreilles (un numéro par oreille, figure 8) à l'instar de Lindner & Fuelling (2002). Tous les rats tatoués avaient donc un chiffre de 0 à 9 dans chaque oreille.

Analyses

Densités

Pour calculer les indices de densité à partir des données des pièges Sherman, j'ai utilisé la même formule que pour les tapettes. Comme il y avait d'importantes différences entre les deux méthodes de capture, j'ai mis au point une expérience de contrôle (voir annexe 1). Les résultats de cet essai ont révélé qu'il était possible de réduire ces différences en appliquant des facteurs de correction aux indices de densités calculés à partir des données des pièges Sherman. Pour analyser les données du site permanent j'applique donc les facteurs de correction appropriés à chaque espèce.

Je souhaitais analyser les données du site permanent à l'aide du programme MARK qui permet de développer des modèles de populations à partir de données de capture-recaptures. Malheureusement, les rats de ce site n'avaient pas été recapturés assez souvent pour pouvoir utiliser ce programme. En outre, je ne disposais pas d'informations sur les mortalités éventuelles des animaux marqués.

J'ai donc dû modifier les analyses prévues pour ce site en choisissant de me concentrer sur une évaluation de la méthode du piégeage vivant. Pour ce faire j'ai d'une part analysé les données de la même manière que celles obtenues grâce aux tapettes. J'ai d'autre part comparé la façon dont chaque espèce se comportait face aux pièges Sherman. Enfin, ces données m'ont permis d'obtenir quelques informations sur l'écologie et la démographie des rats (telles que l'espérance de vie, la fidélité à un site...)

Comme pour les tapettes, je présente tout d'abord les variations mensuelles de la moyenne des densités des deux espèces sans pouvoir tester significativement les différences d'un mois à l'autre car l'échantillon était trop petit. Je présente également graphiquement les moyennes des densités relatives par mois de piégeage et sur l'ensemble de la période de collecte.

Pour illustrer une éventuelle cyclicité des densités de rats, je présente graphiquement tous les indices de piégeage selon l'ordre chronologique de leur obtention.

Pour illustrer les fluctuations de la structure des populations sur l'année, je présente les pourcentages de tranches d'âge (juvéniles, adultes hors reproduction et adultes reproducteurs) capturés selon les mois. Par la suite je compare par un test de Student les moyennes des indices de densités des deux espèces durant la saison de reproduction avec celles du reste de l'année. J'ai également présenté graphiquement les proportions d'individus reproducteurs pour chaque sexe et chaque espèce afin de mieux comprendre les premiers moments de la période de reproduction.

Dans ces analyses, je n'ai pris en compte que la première capture d'un individu pour chacune des 15 sessions de cinq nuits. Par conséquent les animaux déjà piégés dans une session précédente étaient comptabilisés s'ils étaient rattrapés lors d'une session consécutive.

Enfin, j'ai calculé la sex-ratio des deux espèces selon la catégorie de maturité (juvénile, adulte hors reproduction et adulte reproducteur) à laquelle les individus capturés appartenaient ainsi que pour la population totale piégée à la Rivière Bleue. J'ai testé l'homogénéité de ces distributions par des tests de Khi-deux. Pour illustrer le comportement différentiel en fonction du sexe, j'ai tout d'abord effectué ces analyses uniquement sur les premières captures de chaque individu. J'ai ensuite repris ces données en utilisant toutes les occasions où ces individus avaient été capturés. Ceci m'a permis de voir si l'un des deux sexes était plus susceptible que l'autre de retourner dans les pièges.

Taux de recapture des individus selon l'espèce et le type de piège

Pour déterminer si la recapture individuelle présente une différence spécifique, j'ai utilisé deux techniques. Dans la première, je rapporte le pourcentage d'individus recapturés une, deux, trois, quatre ou cinq fois au total des individus de chaque espèce capturés dans les pièges Sherman et pour chaque session. Ainsi, pour les besoins de ce calcul, les rats capturés lors d'une session précédente et recapturés dans une autre session étaient

considérés comme de nouvelles captures à chaque session.

Pour la seconde méthode de calcul, je considère comme unité toutes les sessions ensemble, plutôt qu'une seule. Ceci m'a permis de calculer le pourcentage des rats capturés sur plusieurs sessions. J'ai effectué ces calculs pour chaque espèce et présenté les résultats graphiquement. Ensuite, j'ai exécuté les mêmes calculs selon les sexes pour déterminer si un sexe était plus enclin à retourner dans les pièges. Ceci a également fourni des informations sur la sédentarité différentielle de chaque sexe.

Finalement, j'ai calculé la distance moyenne séparant les captures d'un même individu. Ceci permet l'évaluation de l'efficacité de la méthode de piégeage et d'apprécier si la distance de 25 m entre chaque piège est adaptée à la capture d'un nombre maximal de rats.

Identification du sexe et catégorisation de la maturité sexuelle

Pour les deux sexes, on note la présence d'une papille génitale qui est cependant plus proche de l'anus chez les femelles que chez les mâles. Elle recouvre le pénis chez les mâles et le clitoris chez les femelles, le vagin est juste en dessous de la papille génitale. J'ai défini la maturité sexuelle selon quatre catégories pour les femelles et trois pour les mâles (tableau 1).

Tableau 1. Critères de catégorisation des rats selon les quatre classes de reproduction.

Catégories de maturité	Femelles	Mâles
Juvénile	Hymen non perforé Parfois, le vagin est perforé mais l'individu est encore très petit	les testicules ne sont pas descendus, l'animal a environ la moitié de sa taille adulte ou moins
Adulte hors reproduction	l'hymen est perforé, les mamelles ne sont pas évidentes	le rat a une la taille adulte mais les testicules sont invisibles, le scrotum se devine sous les poils
Adulte en reproduction	les mamelles sont visibles mais il n'y a pas de signes de lactation. On compte 8 mamelles chez les rats polynésiens et de 10 à 12 pour les rats noirs	le rat a une la taille adulte, les testicules sont évidents
Lactation	du lait exsude des mamelles ou les poils entourant les tétines sont absents	

Populations des rats de la Rivière Bleue

L'échantillonnage des densités de rats par tapettes à la Rivière Bleue a eu lieu sur 35 sites répartis dans la zone d'étude. J'ai capturé 65% de rats polynésiens contre 35 % de rats noirs. Les densités relatives des rats polynésiens étaient d'ailleurs pratiquement le double de celles des rats noirs (tableau 2) et cette différence était statistiquement hautement significative (test de Student pour échantillons appariés; *P*=0,000; ddl=34).

Tableau 2. Nombre d'individus, densité relatives (rats/100 nuits de piégeage) moyennes, minimales et maximales des rats noirs et des rats polynésiens capturés sur les 35 sites échantillonnés par tapettes à la Rivière Bleue.

	Rats noirs	Rats polynésiens
n captures	216	402
Densité moyenne	8,1 ± 1,9 (s=6,1)	15 ± 2,0 (s=6,5)
Densité minimale	0	4,2
Densité maximale	25,7	31,3

Variation annuelle des densités

On constate de nettes variations des indices de densité au cours de l'année (figure 9). Ces variations semblent particulièrement importantes pour les rats polynésiens dont les densités sont pratiquement toujours plus hautes que celles des rats noirs. Les indices de densités des rats noirs présentaient des différences significatives d'un mois à l'autre (ANOVA; *P*= 0,039; ddl=11) alors qu'il n'y avait pas de différence significative entre les indices de densité mensuels des rats polynésiens (ANOVA; *P*= 0,162; ddl=11).

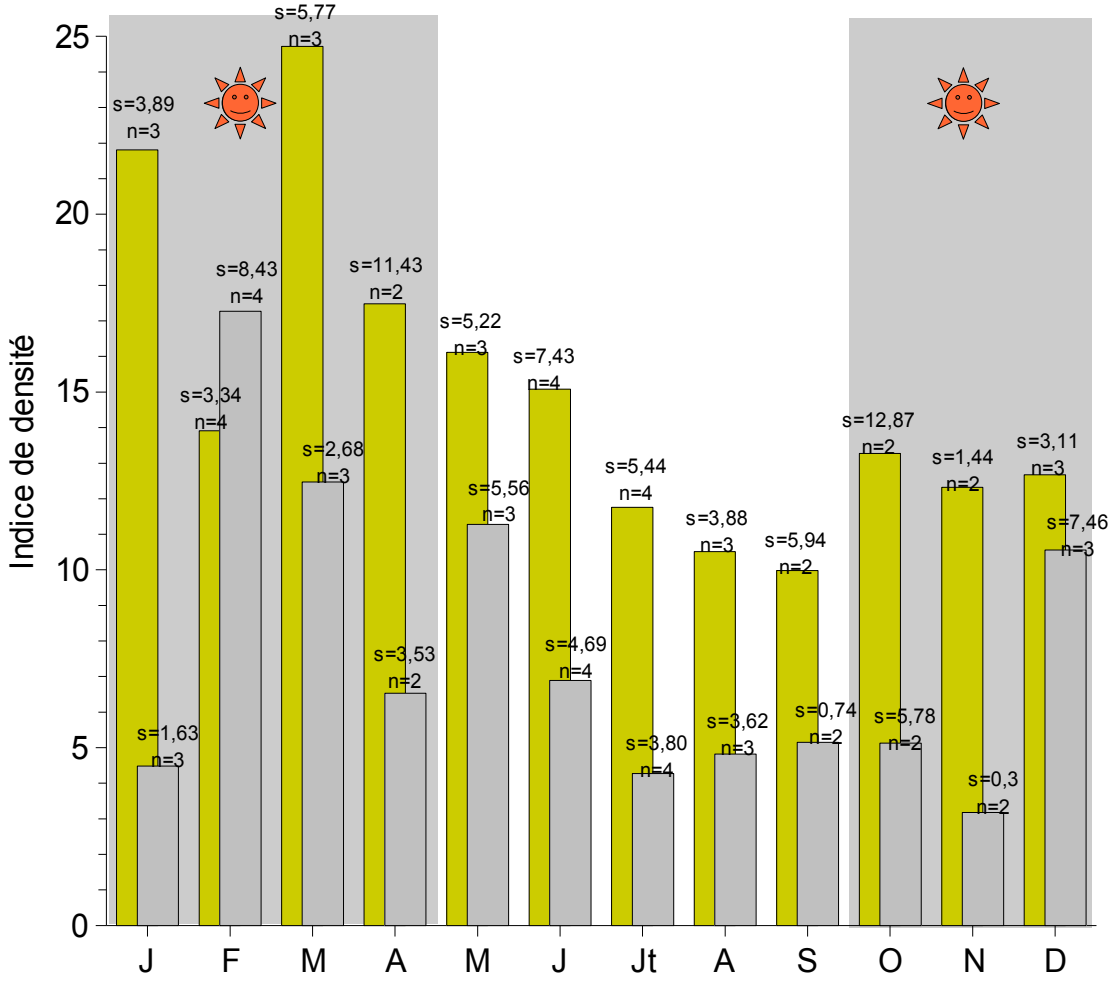


Figure 9. Moyenne mensuelle des indices de densité (rats/100 nuits de piégeage) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) capturés par tapettes à la Rivière Bleue entre avril 2001 et janvier 2006, le chiffre dans les colonnes correspond aux nombres de sites échantillonnés pour chaque mois.

Les plus hautes densités des rats noirs se situent autour des mois de décembre à mars avec une baisse en janvier. Pour les rats polynésiens, la période de haute densités se situe d'octobre à mars puis baisse régulièrement jusqu'à octobre. Ces maxima constatés en saison chaude suivis de périodes de faibles densités en saison fraîche se retrouvent annuellement sur les cinq années pour lesquelles je dispose de données (figure 10).

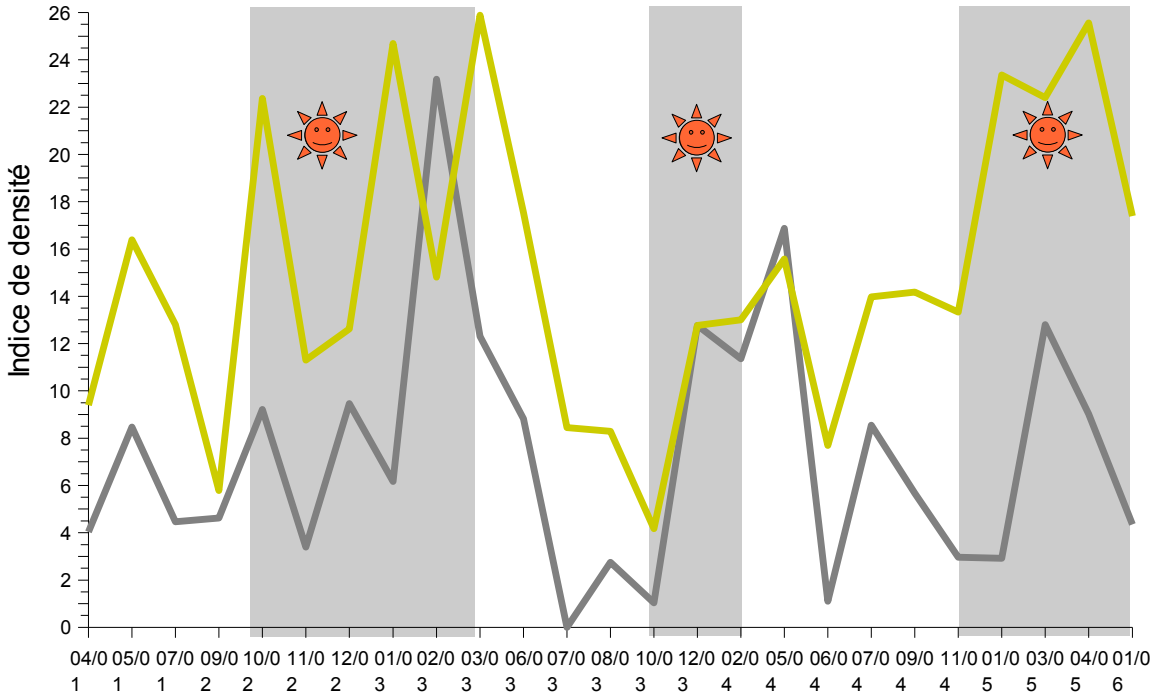


Figure 10. Indices de densités (rats/100 nuits de piégeage) par mois et par année pour les rats noirs (ligne grise) et les rats polynésiens (ligne jaune) piégés par tapettes à la Rivière Bleue entre avril 2001 et janvier 2006, les périodes de saison chaude figurent en orange clair.

Les densités de rats noirs et de rats polynésiens sont légèrement plus élevées en saison chaude qu'en saison fraîche (tableau 3). Ces différences ne sont cependant pas statistiquement significatives (tests de Student; *P*=0,136 pour les rats noirs et *P*=0,082 pour les rats polynésiens; ddl=33).

Tableau 3. Densités relatives moyennes (rats/100 nuits de piégeage) des rats noirs et des rats polynésiens en saison chaude (octobre à mars inclus) et en saison fraîche (avril à septembre inclus) au parc provincial de la Rivière Bleue.

	Rats noirs	Rats polynésiens
Saison chaude (n=19)	9,5± 2,9 (s=7)	16,8 ± 2,9 (s=7)
Saison fraîche (n=16)	6,5 ± 2,02 (s=4,5)	13 ± 2,5 (s=5,6)

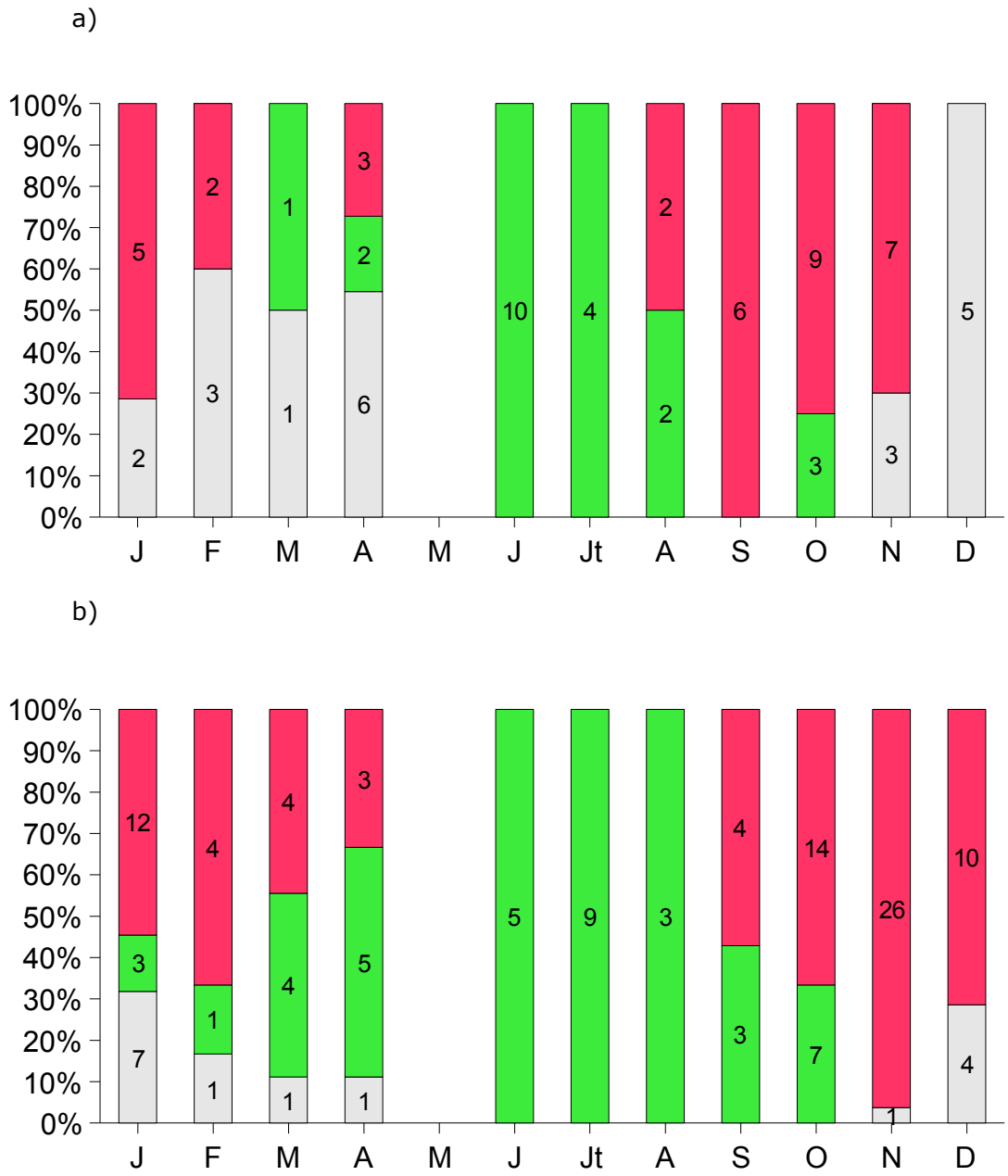


Figure 11. Proportion d'individus de rats noirs (a) et de rats polynésiens (b) classés à partir de caractères externes comme étant reproductifs (colonnes rouge), adultes (colonnes vertes) ou juvéniles (colonnes grises) capturés dans les pièges Sherman sur le site de monitoring constant de la Rivière Bleue. Le chiffre dans chaque colonne indique le nombre d'individus de chaque classe piégés.

Les variations annuelles des densités de rats des deux espèces peuvent être ajustées selon une régression cubique (ddl=31, *P*=0,01 pour les rats noirs et *P*=0,03 pour les rats polynésiens). Ces régressions (figure 12), confirment que les variations des densités de rats noirs sont plus importantes que celles des rats polynésiens.

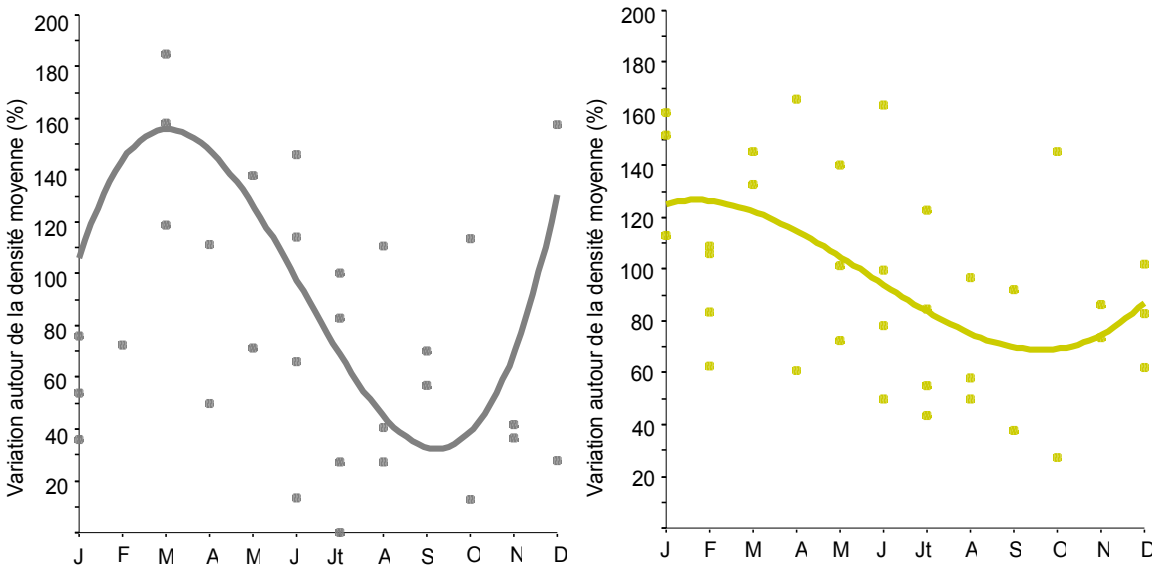


Figure 12. Variations mensuelles des densités autour de la densité moyenne pour les rats noirs (a) et pour les rats polynésiens (b). Ces deux distributions sont ajustées par une régression cubique (ligne) $y= 36x^3+88,3x^2-19,3x+1$ pour les rats noirs et $y= 117,9x^3+11,2x^2-3,9x+0,2$ pour les rats polynésiens.

Structure de population

Les variations observées en figures 9, 10 et 12 coïncident avec l'apparition de juvéniles en décembre pour les rats noirs et en novembre pour les rats polynésiens (figure 12). Bien que l'on trouve des rats noirs sexuellement actifs toute l'année, leur proportion augmente subitement en août et reste élevée jusqu'au mois de février, où elle commence à décroître. Notons par ailleurs que les mois de décembre à avril sont les seuls mois où des rats noirs juvéniles ont été capturés.

Figure 13. Proportion de rats noirs (a) et de rats polynésiens (b) classifiés à partir de caractères externes comme étant reproductifs (colonnes rouge), adultes (colonnes vertes) ou juvéniles (colonnes grises) piégés par tapettes à la Rivière Bleue. Le chiffre dans chaque colonne indique le nombre d'individus de chaque classe piégés.

On trouve également des rats polynésiens reproductifs tout au long de l'année avec une proportion d'individus sexuellement actifs qui augmente subitement en août. Contrairement aux rats noirs, la proportion de rats polynésiens reproductifs reste haute jusqu'en avril. On trouve des rats polynésiens juvéniles de novembre à juin.

Les proportions de femelles et de mâles reproductifs dans la population d'individus matures permettent de mieux cerner les rythmes reproductifs des

deux espèces de rats (figure 14). Chez les rats noirs, les mois de août à janvier inclus correspondent à une période où je n'ai capturé que des mâles reproductifs (figure 14b). Les femelles de rats noirs semblent être un peu plus tardives (figure 14a) puisque ce n'est qu'à partir du mois de novembre que j'ai capturé des femelles reproductives. Il y a des femelles lactantes du mois d'octobre au mois de mars. Durant cette période sur un total de 35 femelles en reproduction, 21 étaient lactantes ce qui correspond à plus de la moitié. Au mois de février on commence à retrouver des femelles adultes non-reproductives et leur proportion augmentait à plus de 50% dès le mois de mars, indiquant la fin de la reproduction.

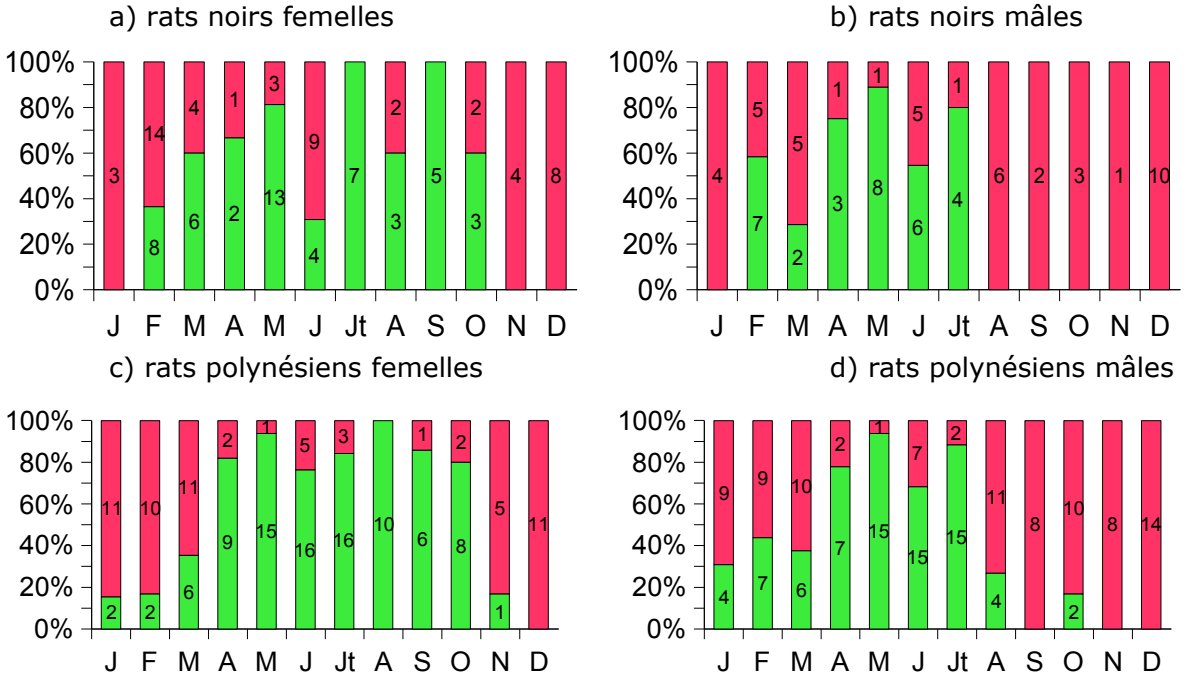


Figure 14. Proportion d'individus adultes classifiés selon des caractères externes comme étant en reproduction (colonnes rouges) ou non reproductifs (colonnes vertes) chez les rats noirs femelles (a), les rats noirs mâles (b), les rats polynésiens femelles (c) et les rats polynésiens mâles (d). Les chiffres dans les colonnes indiquent le nombre d'individus capturés dans chaque classe.

Pour les rats polynésiens, c'est également à partir du mois d'août qu'on observe une majorité de mâles en état reproductif (figure 14d). La période de reproduction des rats polynésiens semble légèrement plus longue que celle des rats noirs puisqu'il y a une majorité de mâles aux testicules apparents jusqu'au mois de mars. En revanche, j'ai capturé aussi bien des mâles reproductifs que des mâles adultes hors reproduction durant pratiquement toute la saison chaude. Comme pour les rats noirs,

pratiquement toutes les femelles des rats polynésiens sont reproductives du mois de novembre au mois de mars. Cependant, environ 10% des femelles ne présentent pas de caractères reproductifs durant la saison chaude. Chez ces dernières, j'ai observé 21 femelles lactantes pour un total de 48 femelles en reproduction du mois de novembre au mois de mars. Durant cette période la proportion de femelles lactantes est donc plus faible que pour les rats noirs.

Observation anecdotique: *au début du mois d'octobre 2004 j'ai surpris un regroupement de rats polynésiens en pleine copulation (figure 15). Ce regroupement a eu lieu en début de soirée et a duré plus d'une heure. J'ai été alertée par des bruits constants en sous bois alors que nous localisions des cagous par télémétrie. En cherchant l'origine du bruit nous avons vu un grand nombre de rats (au moins vingt) qui nous ont totalement ignorés au point de nous courir entre les pieds. Les rats étaient très agités et en prolongeant l'observation nous avons pu les voir copuler. Chaque copulation durait quelques secondes et la femelle s'éloignait ensuite pour se lécher l'orifice vaginal (peut-être pour ôter le bouchon de cire déposé par le mâle après son éjaculation). Après la copulation les mâles repartaient à la poursuite d'une autre femelle. Les rats couinaient occasionnellement lorsqu'ils se rencontraient mais nous n'avons pas vu d'interactions agressives.*

Figure 15. Un couple de rats polynésiens juste après leur copulation.

Sex-ratio

La sex-ratio des rats noirs varie sensiblement d'une classe d'âge à l'autre (figure 16a). Légèrement en faveur des mâles chez les juvéniles, les femelles sont nettement plus abondantes que les mâles chez les adultes hors reproduction. Chez les adultes reproductifs elles sont en revanche légèrement plus abondantes que les mâles. La sex-ratio diffère significativement de la parité (1:1) pour la classe des individus adultes hors reproduction (test de Khi

deux, *P*=0,02; ddl=1). Si l'on considère les individus adultes (hors reproduction et reproductifs) la sex-ratio devient de 101 femelles pour 74 mâles (1,36:1). Ceci dévie également significativement d'une distribution équitable (test de Khi deux, *P*=0,041; ddl=1). En revanche, la sex-ratio de toute la population des rats noirs ne varie pas de façon significative de la parité (1:1) (test de Khi deux, *P*=0,172; ddl=1).

Chez les rats polynésiens juvéniles, la distribution des deux sexes est parfaitement homogène (figure 16b). Comme pour les rats, noirs les femelles sont légèrement plus représentées que les mâles adultes hors reproduction. Chez les adultes en reproduction, les mâles sont en revanche significativement plus abondants que les femelles (test de Khi deux, *P*=0,019; ddl=1). La sex-ratio des adultes (individus hors reproduction et reproductifs confondus) est de

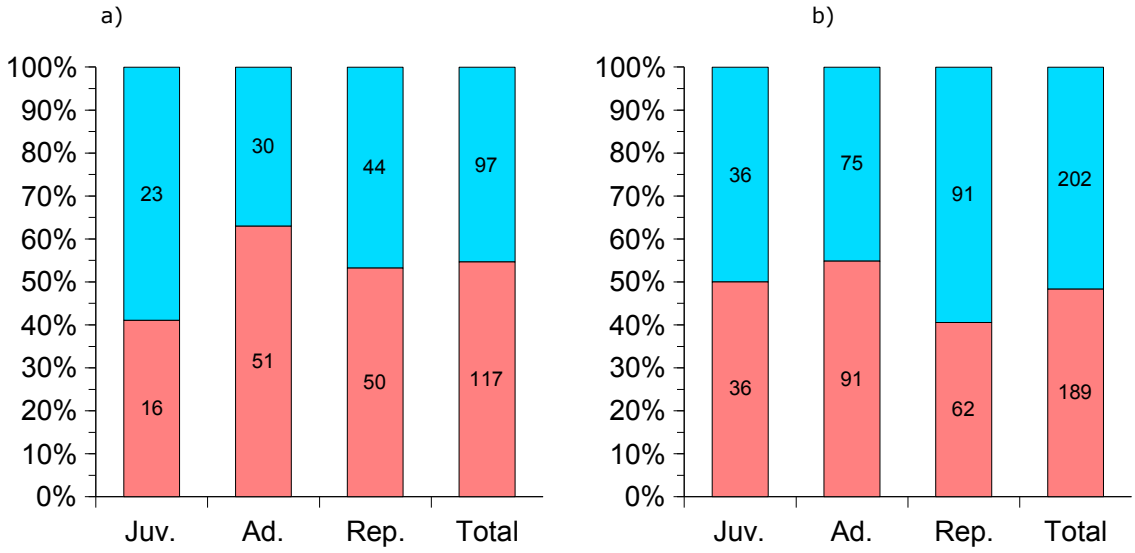


Figure 16. Proportion de rats noirs (a) et de rats polynésiens (b) femelles (colonnes roses) et mâles (colonnes bleues) appartenant aux différentes catégories reproductives ainsi que pour la population totale des individus de chaque espèce capturés par tapettes au parc provincial de la Rivière Bleue. Les chiffres dans les colonnes indiquent l'échantillon obtenu pour chaque classe.

153 femelles pour 166 mâles (0,92:1). Cette différence n'est pas statistiquement significative (test de Khi deux, *P*>0,05). La sex-ratio de la population totale des rats polynésiens capturés par tapettes est légèrement en faveur des mâles mais pas significativement (test de Khi deux, *P*>0,05).

Variation des poids au cours de l'année

Chez les rats noirs, on constate que le poids des femelles chute

fortement à la fin de la saison chaude avec un minimum au mois d'avril (figure 17a). Le poids des femelles reste alors bas jusqu'au mois de septembre puis il commence à remonter. La courbe du poids des rats noirs mâles est plus sujette à fluctuations, mais indique également une tendance à la hausse à partir du mois de septembre et une chute en fin de saison chaude.

Les courbes des poids des rats polynésiens sont en revanche très similaires pour les mâles et les femelles (figure 17b). Pour cette espèce, on constate également un minimum en saison fraîche mais celui-ci apparaît plus tard (en juin) après une chute régulière. Dès le mois de juillet, les poids des rats polynésiens recommençaient à augmenter doucement jusqu'à la fin de l'année.

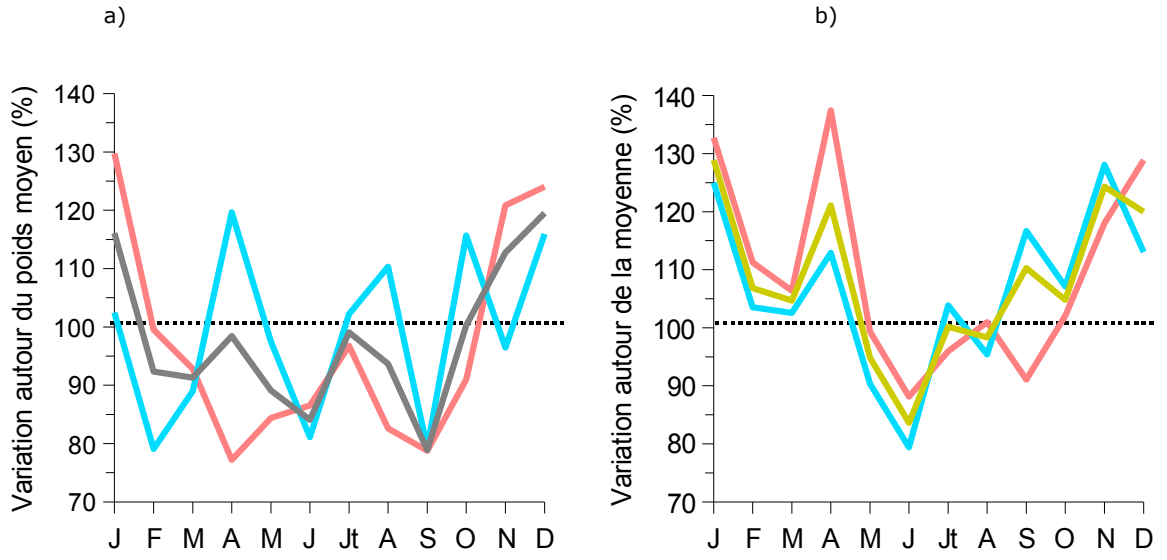


Figure 17. Variation mensuelle du poids des rats noirs adultes (a, ligne grise) et des rats polynésiens adultes (b, ligne jaune) femelles (lignes roses) et mâles (lignes bleues) capturés par tapettes au parc de la Rivière Bleue. Cette variation est exprimée en pourcentage de la moyenne annuelle observée par espèce et sexe.

Les variations annuelles des poids des rats noirs femelles et mâles peuvent être ajustée par une régression cubique (ddl=97; *P*=0,000 pour les femelles et ddl=69; *P*=0,024 pour les mâles). Pour les rats polynésiens, ces variations correspondent aussi à une régression cubique (ddl=148; *P*=0,000 pour les femelles et ddl=160; *P*=0,000 pour les mâles). A nouveau on constate que la saison chaude, période où l'on trouve une majorité d'individus reproductifs, coïncide avec l'époque où les poids des individus des deux sexes

sont au-dessus de la moyenne spécifique (figure 18). Lorsque les poids commencent à chuter, la régression des mâles atteint la valeur moyenne à peu près au même moment que celles des femelles (vers le mois de mars pour les rats noirs et le mois d'avril pour les rats polynésiens). Par la suite la régression du poids des rats noirs mâles suit une courbe différente de celle des femelles. Elle remonte rapidement pour atteindre le poids moyen en juillet et continue d'augmenter jusqu'à la fin de l'année. Chez les rats polynésiens les régressions du poids des individus des deux sexes atteignent aussi la moyenne à peu près au même moment lorsque les poids chutent (avril-mai), mais les mâles atteignent aussi leur poids moyen deux mois avant les femelles (septembre contre novembre). La régression du poids des rats polynésiens mâles en revanche, suit une courbe similaire de celle des femelles.

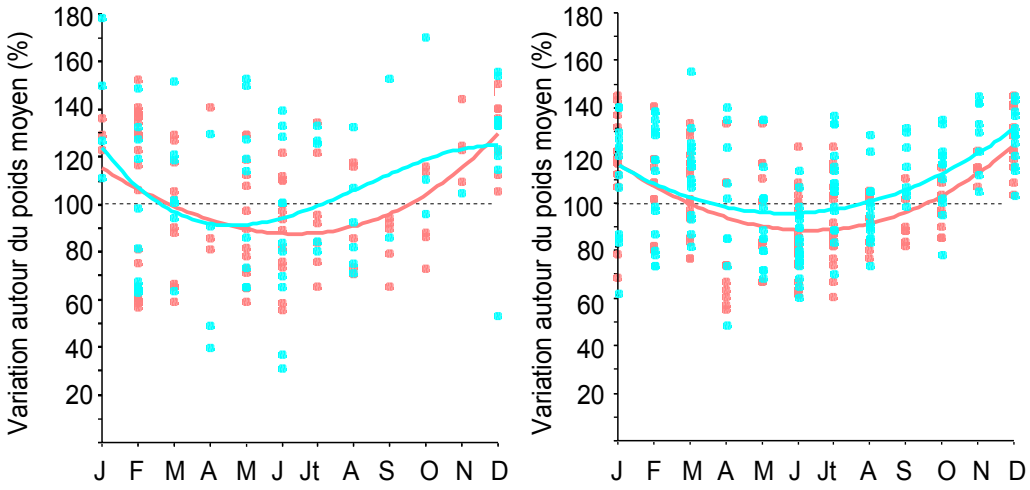


Figure 18. Variation mensuelle des poids des rats autour du poids moyen pour les rats noirs (a) femelles (en rose) et mâles (en bleu) et pour les rats polynésiens (b) femelles (en rose) et mâles (en bleu). Ces distributions sont ajustées selon une régression cubique (lignes roses et bleues selon les sexes) $y= 125,2x^3-10,4x^2+0,5x+0,03$ pour les rats noirs femelles, $y= 148,2x^3-28,4x^2+4,2x-0,2$ pour les rats noirs mâles, $y= 127,7x^3-11,9x^2+0,8x+0,01$ pour les rats polynésiens femelles et $y= 123,7x^3-10,5x^2+0,9x-0,002$ pour les rats polynésiens mâles.

Les poids moyens des juvéniles des deux espèces augmentent durant toute la saison chaude (tableau 4). Les poids minima demeurent cependant bas jusqu'à mars pour les deux espèces alors que les maxima sont en augmentation constante durant la saison chaude.

Tableau 4. Poids moyens, minima et maxima, et déviation standard du poids des juvéniles de rats noirs et de rats polynésiens selon les mois de capture (piégeage par tapettes à la Rivière Bleue).

	Rats noirs	Rats polynésiens
Janvier	56, n=1	25,5, n=11, 16-35, s=6,8
Février	34,4, n=15, 24-52, s=9,7	29,5, n=12, 14-42, s=6,7
Mars	45,5, n=8, 37,74, s=11,9	30,4, n=13, 13-39, s=6,8
Avril	45,5, n=2, 31-60, s=20,5	47,5, n=4, 40-60, s=9,6
Mai		35, n=2, 30-40, s=7,1
Juin		45,5, n=2, 44-47, s=2,1
Novembre		12,8, n=5, 10-14, s=1,8
Décembre	35,2, n=6, 32-47, s=5,8	27,2, n=20, 20-33, s=5,1

Population de rats du site permanent

Entre août 2003 et avril 2006, j'ai échantillonné 15 fois le site permanent. Les rats polynésiens représentent 54% des individus capturés mais si l'on prend les recaptures en compte cette espèce représente 74% du total des captures (tableau 5). Les densités relatives (corrigées selon les facteurs calculés dans l'annexe 1) des rats polynésiens sont nettement plus hautes que celles des rats noirs (tableau 5). Cette différence est statistiquement significative (test de Student; P=0,003; ddl=28).

Tableau 5. Nombre d'individus capturés, nombre de captures (recaptures des différents individus incluses) et densités relatives (rats/100 nuits de piégeage) corrigées selon les facteurs calculés en annexe 1 pour les rats noirs et les rats polynésiens capturés par pièges Sherman sur le site permanent de la Rivière Bleue.

	Rats noirs	Rats polynésiens
Individus capturés	58	67
Nombre de captures	132	373
Densité	8,7 ± 3,7 (s=8)	20,2 ± 5,16 (s=11,1)

Les différences entre le site permanent échantillonné par les pièges Sherman et les autres sites de la Rivière Bleue échantillonnés par tapettes ne sont significatives pour aucune des deux espèces (test de Student; pour les deux espèces $P>0,05$; ddl=48).

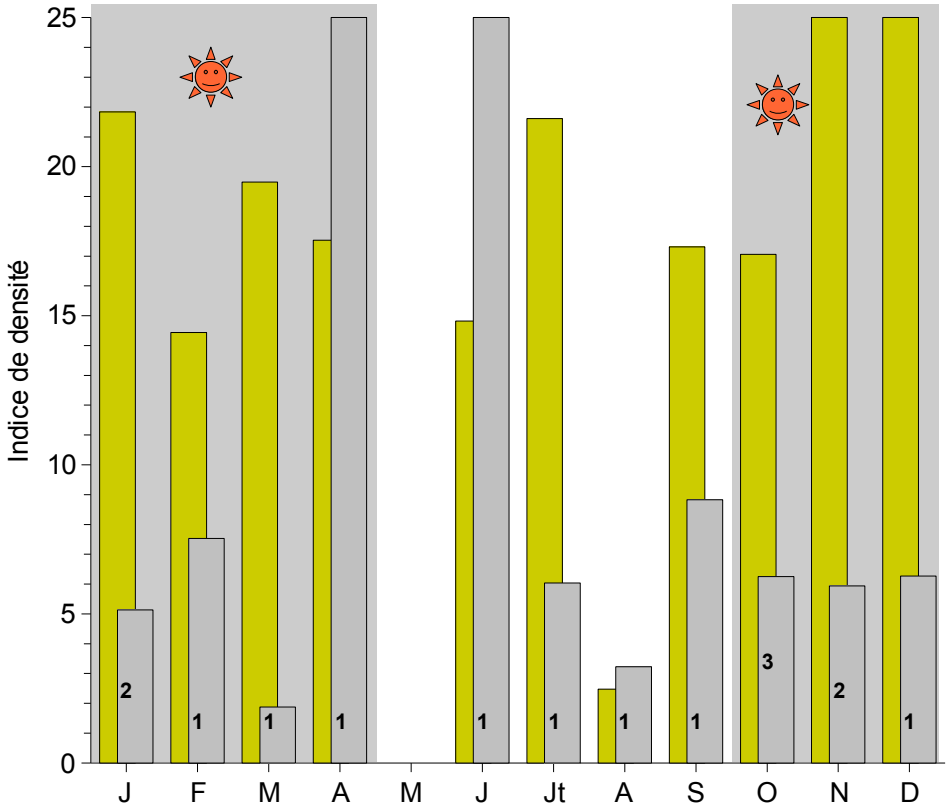


Figure 19. Moyennes mensuelles des indices de densité (rats/100 nuits de piégeage corrigés par les facteurs appropriés) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) capturés sur le site permanent de pièges Sherman à la Rivière Bleue, le chiffre dans les colonnes correspond aux nombres de sites échantillonnés pour chaque mois.

Quant aux variations mensuelles observées sur le site permanent (figure 19), elles sont comparables à celles constatées sur l'ensemble de la Rivière Bleue grâce aux tapettes. On retrouve également une certaine cyclicité lorsqu'on considère les variations des densités de rats piégés sur le site permanent (figure 20).

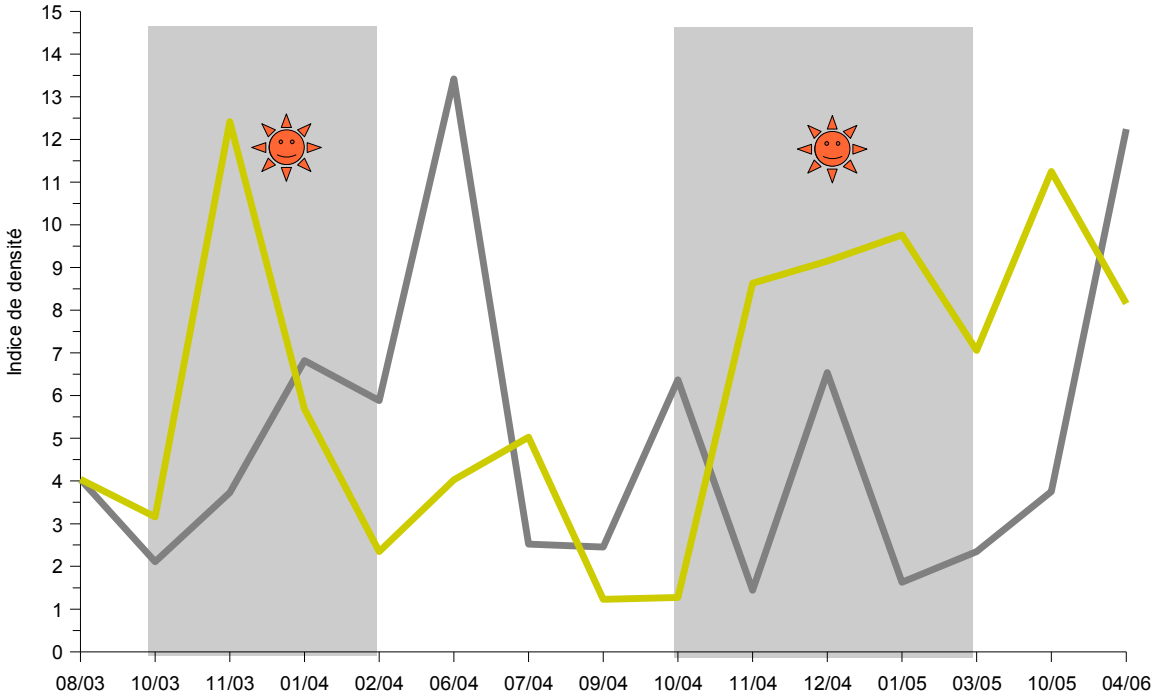


Figure 20. Indices de densités (rats/100 nuits de piégeage) par mois et année pour les rats noirs (ligne grise) et les rats polynésiens (ligne jaune) piégés sur le site permanent à la Rivière Bleue août 2003 et avril 2006. Les périodes de saison chaude sont représentées en orange clair.

Structure de population

Les premiers juvéniles des deux espèces ont été piégés en novembre (figure 20). Des juvéniles des deux espèces ont été capturés jusqu'au mois d'avril. Cette période coïncide également avec le début du pic des densités de rats noirs.

Les premiers individus sexuellement actifs apparaissent en août pour les rats noirs et en septembre pour les rats polynésiens. Leur proportion décline ensuite fortement, voire disparaît, à partir du mois d'avril pour les rats noirs et du mois de mai pour les rats polynésiens (figure 21).

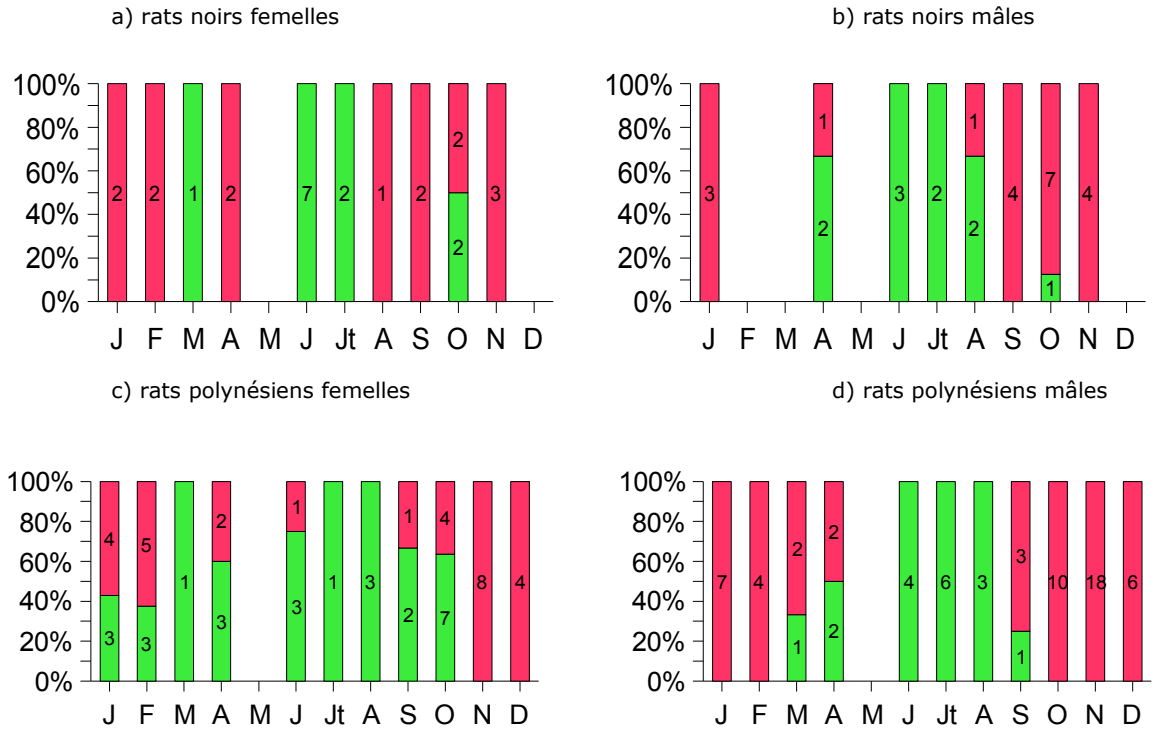


Figure 21. Proportion d'individus capturés par pièges Sherman sur le site permanent de la Rivière Bleue puis classés selon des caractères externes comme étant en reproduction (colonnes rouges) par rapport aux individus adultes (colonnes vertes) chez les rats noirs femelles (a), les rats noirs mâles (b), les rats polynésiens femelles (c) et les rats polynésiens mâles (d). Les chiffres dans les colonnes indiquent le nombre d'individus capturés dans chaque classe.

Sex-ratio

Les sex-ratios des premières captures de rats noirs sur le site permanent ne variaient par beaucoup selon les classes d'âge (figure 22a). On retrouvait les mêmes tendances que celles observées pour les individus capturés dans les tapettes, à part pour les adultes où les femelles et les mâles étaient en proportions équitables. Aucune des sex-ratios des rats noirs pour les différentes classes d'âge ou pour la population totale ne différait significativement d'une distribution paritaire (tests de Khi deux; tous $P>0,225$; ddl=1).

En revanche, la situation était totalement différente si l'on calcule les sex-ratios avec chaque occasion où ces individus ont été recapturés (figure

23a). Dans le cas des rats noirs, le nombre des mâles domine la classe des juvéniles (test de Khi deux, *P*=0,002; ddl=1) mais la parité est respectée pour les adultes hors reproduction comme en période de reproduction (tests de Khi deux; *P*=0,647; ddl=1 pour les adultes hors reproduction et *P*=0,090; ddl=1 pour les autres). La sex-ratio de l'ensemble de la population des rats noirs, recaptures incluses, était à peu près la même que celle des adultes reproductifs et significativement en faveur des mâles (test de Khi deux; *P*=0,017; ddl=1).

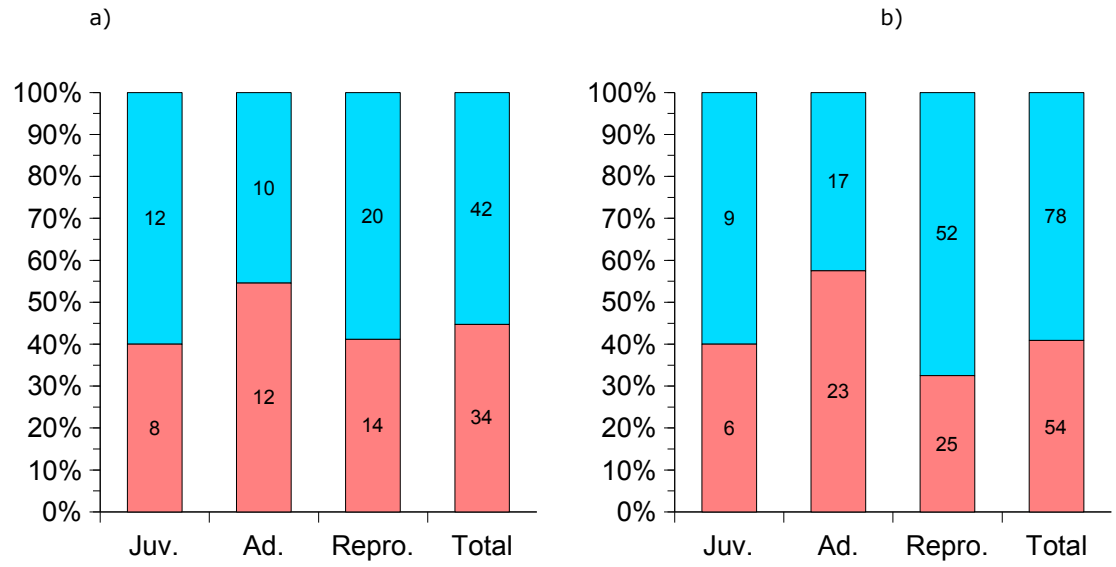


Figure 22. Proportion pour les rats noirs (a) et les rats polynésiens (b) de femelles (colonnes roses) et de mâles (colonnes bleues) appartenant aux différentes catégories reproductives ainsi que pour le total de chaque espèce capturé (première capture uniquement) dans les pièges Sherman sur le site permanent de la Rivière Bleue. Les chiffres dans les colonnes indiquent l'échantillon obtenu pour chaque classe.

Pour les rats polynésiens dont on ne considère que la première capture (figure 22b), les distributions des deux sexes étaient homogène aussi bien pour les juvéniles que pour les adultes hors reproduction (tests de Khi deux, *P*>0,366; ddl=1). En revanche, les sex-ratios étaient significativement en faveur des mâles chez les individus reproductifs (test de Khi deux, *P*=0,011; ddl=1). Même observation pour la totalité de la population capturée sur le site permanent (test de Khi deux, *P*=0,014; ddl=1). Ces résultats sont donc comparables à ceux obtenus avec les tapettes.

Si l'on inclut toutes les occasions de recapture (figure 23b), la sex-ratio de chaque classe de maturité change en faveur des femelles pour les adultes hors reproduction (test de Khi deux, *P*=0,025; ddl=1). On retrouve

ensuite significativement plus de mâles pour les individus en reproduction (test de Khi deux, *P*=0,000; ddl=1) et pour la totalité de la population (test de Khi deux, *P*=0,004; ddl=1). La sex-ratio des juvéniles ne diffère toujours pas d'une distribution équitable 1:1 (test de Khi deux, *P*=0,050; ddl=1).

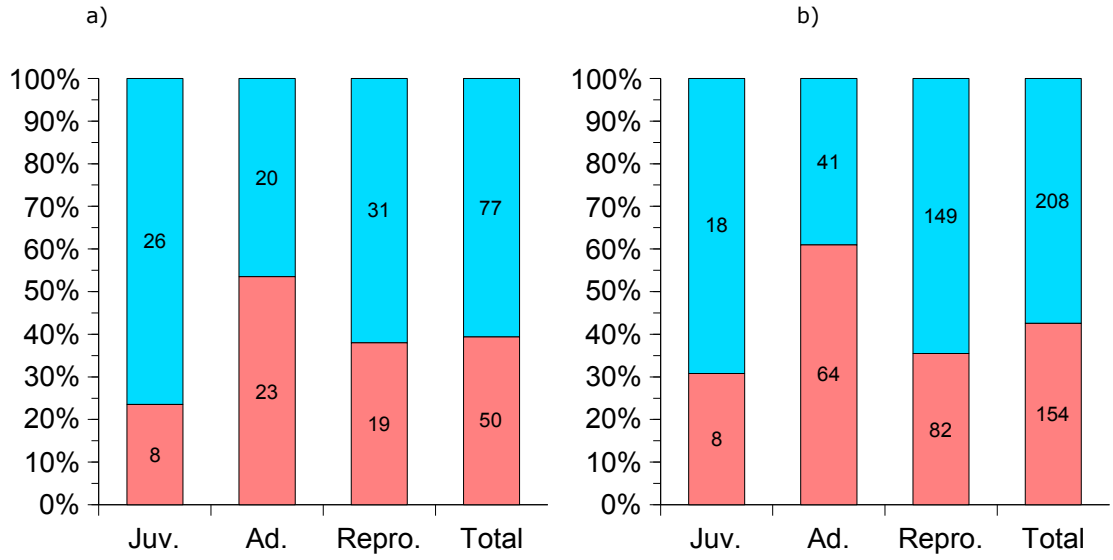


Figure 23. Proportion de rats noirs (a) et de rats polynésiens (b) femelles (colonnes roses) et mâles (colonnes bleues) appartenant aux différentes catégories reproductives ainsi que pour la population totale des individus de chaque espèce capturés (première capture et captures consécutives incluses) dans les pièges Sherman sur le site permanent de la Rivière Bleue. Les chiffres dans les colonnes indiquent l'échantillon obtenu pour chaque classe.

Taux de recapture

Selon les espèces

La plupart des rats noirs n'étaient capturés qu'une fois lors d'une session de piégeage (figure 24). La proportion d'individus capturés deux, trois, quatre ou cinq fois lors de cette même session demeurait par la suite en dessous de 10%. En revanche, la majorité des rats polynésiens était recapturée une ou deux fois

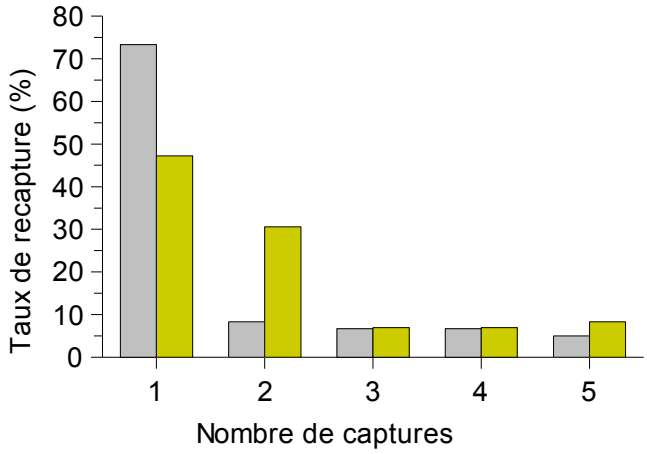


Figure 24. Pourcentage des occasions de captures d'un individu donné sur les cinq jours consécutifs d'une session de piégeage sur le site permanent, rats noirs (en gris) et de rats polynésiens (en jaune).

par session (moins de 50% une seule fois et environ 30% deux fois). Les proportions de rats polynésiens capturés trois, quatre ou cinq fois, comme celles des rats noirs, étaient en dessous de 10%. On note cependant que la proportion des rats polynésiens capturés cinq fois, est plus élevée que celle des rats capturés trois et quatre fois (figure 24). En moyenne, les rats noirs étaient capturés 1,4 fois par session (s=1,4) contre 2,7 fois par session (s=1,4) pour les rats polynésiens. Cette différence était significative (test de Mann-Whitney; *P*=0,000).

Sur l'ensemble des quinze sessions de piégeage, les rats noirs ont presque toujours été capturés une seule fois (presque 60% des captures, figure 25). La proportion des individus capturés en deux occasions est d'environ 15% ce qui est plus élevé que la proportion constatée lors d'une seule session. Cela indique que ces animaux ont été capturés lors de deux sessions différentes. Le plus grand nombre de recaptures pour un rat noir était de 15 fois (figure 25). On constate à nouveau qu'environ la moitié des rats polynésiens est capturée une ou deux fois, puis que les proportions d'individus

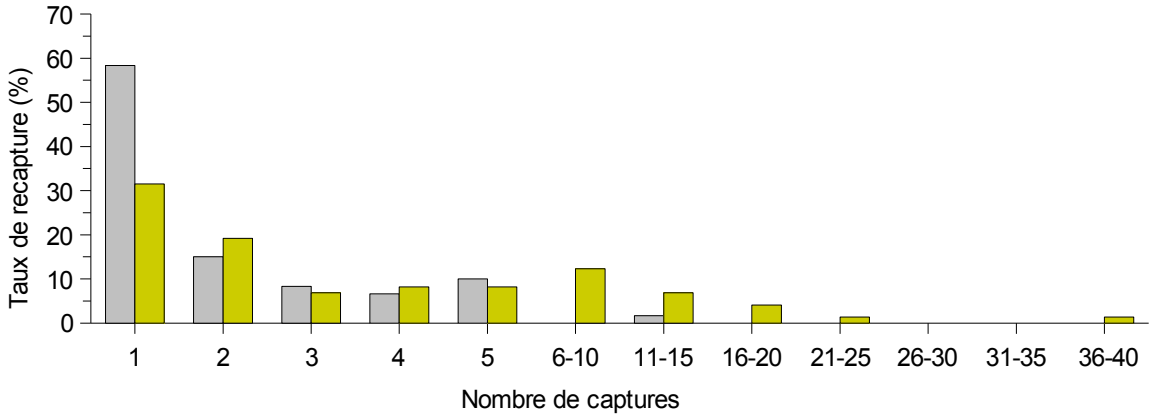


Figure 25. Pourcentage des occasions de captures d'un individu donné lors des quinze sessions de piégeage sur le site permanent, rats noirs (en gris) et de rats polynésiens (en jaune).

capturés plus que deux fois est de moins de 10%. Le nombre maximum de captures d'un rat polynésien est de 37, ce qui correspond à plus du double de celui des rats noirs. Sur l'ensemble des sessions, les rats noirs ont été capturés en moyenne 1,9 ± 0,01 fois par individu (s=0,1) contre 3,5 ± 0,03 fois par individu (s=0,3) pour les rats polynésiens, cette différence était significative (test de Mann-Whitney; *P*=0,000).

Si l'on considère tous les individus capturés une fois et plus, l'intervalle moyen entre la première et la dernière capture des rats polynésiens est presque le double de celui des rats noirs (tableau 6) cette différence est significative (test de Mann-Whitney; *P*=0,020). La différence n'est en revanche plus significative (test de Student; *P*=0,777; ddl=18,4) si l'on élimine les individus capturés une seule fois du calcul.

Tableau 6. Intervalles moyens entre la première et la dernière capture des individus des deux espèces selon que les individus capturés une seule fois sont inclus dans le calcul ou non. Captures dans les pièges Sherman sur le site permanent.

	Rats noirs	Rats polynésiens
Intervalle moyen entre captures toutes captures prises en compte	33 (s=84; n=60)	61 (s=99; n=73)
Intervalle moyen entre captures sans les individus capturés une seule fois	165,6 (s=117,1; n=12)	154,4 (s=102,5; n=29)

Selon les sexes

La proportion des rats noirs capturés une seule fois est plus grande chez les femelles que chez les mâles (figure 26 a et b). Cette tendance est inversée pour les animaux capturés deux fois puisqu'on retrouve plus de mâles que de femelles lors d'une seconde capture.

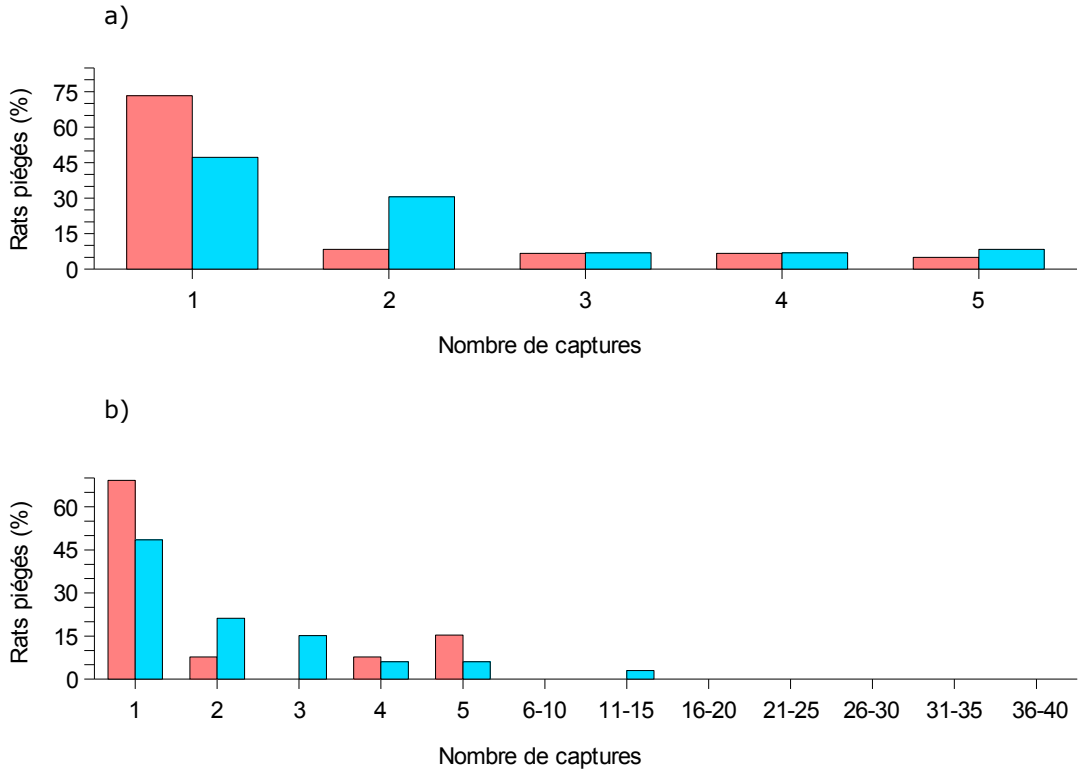


Figure 26. Pourcentage des occasions de captures d'un individu donné en fonction de son sexe sur une session de cinq nuits (a) et pour les quinze sessions (b) pour les rats noirs, femelles en rose et mâles en bleu.

A l'inverse des rats noirs, la proportion des rats polynésiens capturés une seule fois était plus grande chez les mâles que chez les femelles (figure 27 a et b). Cette tendance était également inversée pour les animaux capturés deux fois puisqu'on retrouvait plus de femelles que de mâles lors d'une seconde capture. Il n'y a pas vraiment de tendance marquée pour les captures suivantes puisque les deux sexes étaient alternativement capturés en plus grande abondance. Comme pour les rats noirs, les individus recapturés sur les intervalles de temps les plus grands étaient des femelles.

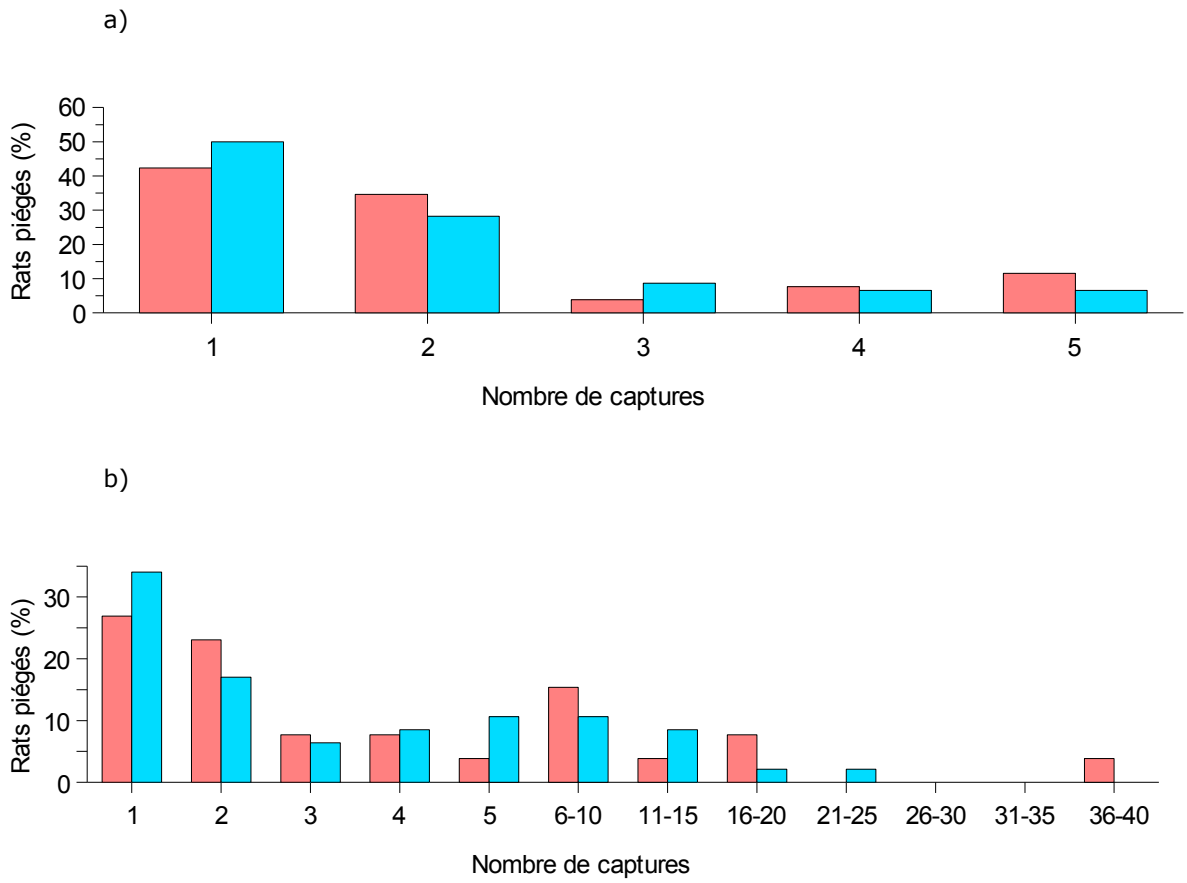


Figure 27. Pourcentage des occasions de captures d'un individu donné en fonction de son sexe sur une session de cinq nuits (a) et pour les quinze sessions (b) pour les rats polynésiens, femelles en rose et mâles en bleu.

Si l'on inclut les rats qui n'ont été capturés qu'une fois, l'intervalle entre la première et la dernière captures des rats noirs et des rats polynésiens mâles est plus court que pour les femelles de ces espèces (tableau 7) mais ces différences ne sont pas significative (test de Mann-Whitney; P=0,536 pour les rats noirs et P=0,078 pour les rats polynésiens).

En éliminant les captures uniques, les intervalles moyens entre la

première et la dernière capture des femelles des deux espèces sont toujours plus importants que pour les mâles (tableau 7). La différence pour les rats polynésiens est hautement significative (test de Student; *P*=0,001; ddl=13,47) alors qu'elle ne l'est pas pour les rats noirs (test de Student; *P*=0,229; ddl=10). On peut donc supposer que les femelles sont effectivement plus fidèles à un site que les mâles puisqu'elles sont recapturées sur des périodes plus longues que les mâles.

Tableau 7. Temps moyen entre captures (captures uniques inclues et exclues) et temps maximal entre capture pour les femelles et les mâles des deux espèces de rats piégés dans des pièges Sherman sur le site permanent.

	Rats noirs		Rats polynésiens	
	femelles	mâles	femelles	mâles
Temps moyen entre première et dernière capture (captures uniques inclues)	49,7 (s=111,6; n=26)	22,5 (s=53,7; n=33)	109,4 (s=139,8; n=26)	34,8 (s=53; n=47)
Temps moyen entre première et dernière captures (captures uniques exclues)	207,7 ± 119,9 (s=149,9; n=6)	123,5 ± 47,1 (s=58,9; n=6	237,1 ± 60,4 (s=106,8; n=12)	96,1 ± 20,2 (s=42,4; n=17)
Temps maximal entre captures	464	227	464	158

Distances entre captures

En moyenne les rats noirs étaient rattrapés dans des pièges situés à 57,4 ± 5,6 m les uns des autres (s=27,5; n=70) et à 64 m ± 2,7 (s=26,7; n=290) pour les rats polynésiens. Bien qu'à la limite du rejet de l'hypothèse nulle, cette différence n'est pas significative (test de Mann-Whitney; *P*=0,066). Il n'y avait pas non plus de différence significative entre les distances de recaptures pour les mâles et les femelles des deux espèces (tests de Mann-Whitney; *P*=0,325 pour les rats noirs et *P*=0,054 pour les rats polynésiens). J'ai recapturé deux rats mâles (un rat noir et un rat polynésien) hors de la zone du piégeage permanent. Le rat noir a été recapturé en décembre, soit deux mois après sa capture initiale et à une distance de 234 m de l'endroit où il avait été pris la première fois. Le rat polynésien a été recapturé en novembre, dix jours après sa capture initiale à une distance de 146 mètres de l'endroit où je l'avais piégé la première fois. Au mois de mars de l'année suivante, ce même rat a de nouveau été piégé dans la zone de piégeage

permanent. Ces données indiquent également que les rats mâles ont plus tendance que les femelles à effectuer de grands déplacements.

4. Discussion

Les proportions de rats noirs et de rats polynésiens capturés lors de cette étude varient sensiblement par rapport à ce qui est rapporté dans la littérature pour ces espèces en forêt tropicale humide. Par exemple, dans les forêts humides de Hawaï, Lindsey et al. (1999) ont trouvé une proportion d'environ 60% de rats noirs pour 39% de rats polynésiens et 1% de surmulots. Toujours à Hawaï, l'étude menée par Sugihara (1997) a révélé des proportions semblables de rats noirs et de rats polynésiens mais pas de surmulots. Idem pour Tamarin & Malecha (1972) qui notent cependant la présence de souris sur leurs sites de piégeage. La situation géographique de l'île de Hawaï est intéressante puisqu'à environ 21°N, sa latitude est analogue, dans l'autre hémisphère, à celle de la Nouvelle-Calédonie. Cela permet d'effectuer des comparaisons pour un climat similaire.

Aucune souris n'a été piégée lors de la présente étude. Aucun surmulot n'a non plus été capturé à la Rivière Bleue malgré un effort particulier à cet effet (piégeages de longue durée, piégeage en bordure de rivière...). Létocart (2000) qui avait effectué un inventaire des espèces de rongeurs présents à la Rivière Bleue n'y avait pas non plus trouvé de surmulots ni de souris. L'absence de surmulots et de souris en forêt calédonienne est intéressante car ces deux espèces peuvent être présentes aux côtés des rats noirs et des rats polynésiens à Hawaï alors qu'en Nouvelle-Zélande ces quatre espèces ne semblent pas à même de coexister (Atkinson & Towns 2001). Notons qu'on rencontre souvent des gens qui affirment souvent avoir vu des souris alors qu'il s'agit de rats polynésiens. Enfin, Ekstrom et al. (2000) lors d'un inventaire de l'avifaune et de l'hérpétofaune à la Rivière Bleue avaient placé quelques tapettes autour de leur campement et rapportaient avoir capturé des surmulots et des rats polynésiens. Il est probable qu'ils aient mal identifié des rats noirs appartenant à la forme *frugivorus*. Cette variété a le ventre blanc comme des surmulots (Rouys & Theuerkauf 2003).

Les densités relatives des rats noirs ne variaient pas significativement d'un mois à l'autre mais on enregistrait une tendance à la hausse pour les mois de la saison chaude. Bien que la densité de rats noirs en saison chaude (mois de octobre à avril inclus) ait été légèrement plus élevée qu'en saison fraîche, la différence n'était pas statistiquement significative. Ceci contraste remarquablement avec la situation décrite par Tamarin & Malecha (1972) pour Hawaï où les densités de rats noirs étaient plus élevées en hiver et où la période d'échantillonnage choisie avait une influence significative sur le résultat du piégeage. Efford et al. (2006) décrivent une situation similaire à Orongorongo en Nouvelle-Zélande. Les densités de rats noirs y sont le double en hiver de ce qu'elles sont en été. Après plus de trente années d'étude; ces auteurs notent que, si les densités des rats noirs fluctuent sur une année, il n'y a pas de fluctuations pluriannuelles (Efford et al. 2006) comme c'est le cas pour les souris (Fitzgerald et al 2004).

Les densités relatives des rats polynésiens de la Rivière Bleue variaient significativement d'un mois à l'autre. Ces variations suivaient une courbe très différente de celle des rats noirs puisqu'on constatait un net pic suivi d'une baisse constante des densités durant la saison fraîche. La période de hautes densités pour les rats polynésiens coïncide également avec la saison chaude mais il n'y avait pas de différence significative dans les densités de cette espèce en saison chaude ou fraîche. Tamarin & Malecha (1972) avaient aussi constaté que les densités des rats polynésiens de Hawaï n'étaient pas corrélées à la période d'échantillonnage. Pour la Rivière Bleue, ceci indique que les rats ne survivent généralement pas plus d'une année puisque la mortalité suivant la période de reproduction compense l'augmentation des densités causée par les naissances en saison chaude. Comme pour les rats noirs, les densités des rats polynésiens présentaient une cyclicité sur l'année, ceci a été également constaté par Roberts & Craig (1990) en Nouvelle-Zélande.

L'augmentation des densités des deux espèces de rats de la Rivière Bleue durant chaque saison chaude coïncidait avec l'apparition de juvéniles. Ceci, joint à l'absence de rongeurs reproductifs en saison fraîche, indique que les deux espèces se reproduisent uniquement durant la saison chaude. Cette situation diffère de ce qui est rapporté dans la littérature pour les deux

espèces. Dans les forêts humides de Hawaï, les rats noirs comme les rats polynésiens se reproduisent toute l'année, même si l'on constate un pic d'intensité de la reproduction en été et en automne (Tamarin & Malecha 1972, Lindsey et al. 1999) . Sugihara (1997a) qui a étudié les deux espèces à Hawaï n'avait trouvé de femelles gravides qu'en été mais il posait un *caveat* à cette observation en notant qu'il ne disposait que d'un petit échantillon. Cet auteur n'avait pas non plus cherché à documenter particulièrement les périodes de reproduction, mais s'était contenté de noter les femelles gravides lors de l'extraction des estomacs pour analyse de leur contenu. Dans une étude néo-zélandaise se déroulant à une latitude de 41° sud, les rats noirs se reproduisaient principalement au printemps et en été mais 2% des femelles présentaient quand même des signes de grossesse ou de lactation en hiver (Efford et al. 2006).

Les deux méthodes de capture donnaient cependant des dates légèrement différentes pour les premières apparitions de rats noirs juvéniles: en décembre pour les tapettes et dès novembre pour les pièges Sherman. Pour les rats polynésiens, ce sont les dates d'apparition des derniers juvéniles qui diffèrent: juin pour les tapettes et avril pour les pièges Sherman.

En se basant sur les premiers et les derniers rats reproductifs identifiés lors de mon étude, on obtient une période de reproduction allant de août à février pour les rats noirs et de août à mai pour les rats polynésiens. La variation du poids des rats des deux espèces semble suivre les périodes de reproduction. On commence à voir des adultes reproductifs quand les rats atteignaient le poids moyen de leurs espèces respectives et ceux ci disparaissent au moment où les poids moyens tombent en dessous de la moyenne spécifique. Il est intéressant de noter que les études où les rats se reproduisaient toute l'année (Tamarin & Malecha 1972, Lindsey et al. 1999) avaient eu lieu dans des milieux au climat tropical ou subtropica. Pour Efford et al. (2006), les conditions climatiques plus sévères semblaient réduire la reproduction principalement au printemps et en été. Il semble donc qu'il y ait également un facteur limitant la reproduction des rats de la Rivière Bleue à la saison chaude. On peut supposer que ce facteur limitant est lié à la nourriture qui serait plus abondante en cette période. On note d'ailleurs que les rats noirs mâles atteignent le poids moyen avant les femelles, ce qui pourrait justifier

qu'ils arrivent au statut de reproducteur avant les femelles. Je suppose que comme rats noirs mâles ont un plus grand rayon d'action que les femelles (voir chapitre sur le site permanent), ils ont plus facilement accès aux ressources alimentaires, ce qui pourrait expliquer leur prise de poids plus rapide. La condition physique des femelles de rats noirs serait également liée à la reproduction puisque l'augmentation de nourriture qui coïncide avec la saison chaude marque le début de leur saison reproductive.

Brown et al. (2005) ont d'ailleurs illustré la relation entre les densités et les saisons des récoltes pour les rats des rizières (*Rattus argentiventer* et *R. losea*) et pour les rats noirs habitant des rizières au nord de Hanoï (Vietnam). Cette étude a démontré que les densités des rats vivant dans les rizières augmentaient de façon prévisible lors des récoltes de riz, soit deux fois par an, ce qui confirme le lien essentiel entre disponibilité de la nourriture et reproduction. Si la nourriture est un facteur limitant, ceci pourrait également expliquer pourquoi il y avait des rats noirs reproductifs capturés dans les pièges Sherman jusqu'en avril. En effet, ces animaux trouvant une source de nourriture riche dans les pièges auraient pu maintenir plus longtemps leur statut de reproducteurs.

Chez les rats polynésiens, les facteurs alimentaires seraient aussi à l'origine de la saisonalité de la reproduction puisque l'augmentation pondérale coïncide avec le début de la période de reproduction. Les densités de rongeurs frugivores tropicaux sont limitées par l'abondance de nourriture et leur reproduction est calée sur la période de fructification, le maximum des densités étant atteint à la fin de la période faste (Adler 1998). Les densités de rats à la Rivière Bleue sont effectivement au maximum à la fin de la période principale de fructification. On a pourtant vu que les rats ne sont pas uniquement végétariens (chapitre 5), mais les espèces dont ils se nourrissent (oiseaux, invertébrés) suivent aussi probablement un tel cycle de densités, expliquant les variations observées pour les rats.

Un facteur humain pourrait cependant expliquer le retard de presque deux mois dans le début de la période de reproduction des femelles de rats noirs et de rats polynésiens par rapport aux mâles. J'ai d'ailleurs trouvé des femelles reproductives toute l'année. Il s'agissait sans doute de femelles ayant

porté et allaité des jeunes et dont les tétines étaient restées apparentes. Si l'on considère que les femelles dont les tétines ne sont pas visibles sont des animaux ne s'étant pas encore reproduits (et par conséquent des jeunes de la dernière période de reproduction) on peut alors estimer le taux de renouvellement de la population. Pour les deux espèces, on ne trouve aucune femelle reproductive en juillet et septembre et très peu en août, la saison fraîche correspondrait alors à la période où une majorité des femelles âgées de plus d'un an meurent. Ceci suggère alors que la majorité des rats de la Rivière Bleue ne vivent qu'une année. En Nouvelle-Zélande, la plupart des rats noirs piégés avaient de un à douze mois mais quelques uns des animaux capturés avaient entre deux et trois ans et demi (Miller & Miller 1995). La durée maximale entre deux captures sur le site permanent était de 464 jours pour les deux espèces ce qui indique que certains rats peuvent atteindre plus qu'un an et éventuellement prendre part à deux périodes de reproduction.

Pour les deux espèces, l'apparition de juvéniles suivait l'augmentation des proportions de rats reproductifs. L'intervalle qui sépare la hausse des rats en état de se reproduire et l'apparition des premiers juvéniles correspond exactement avec ce qui est connu dans la littérature comme étant la durée de gestation et de sevrage des rats noirs et des rats polynésiens. Pour les rats polynésiens en Nouvelle-Zélande, la gestation durerait de 19 à 21 jours et le sevrage interviendrait entre 2 et 4 semaines après la naissance (Atkinson & Moller 1990). Pour les rats polynésiens gardés en captivité, la gestation est d'au moins 23 jours alors que le sevrage a lieu lorsque les jeunes on entre 2 et 3 semaines (Tobin 1994). Ces références indiquent donc qu'il peut se passer de 5 à 7 semaines entre la fécondation et le moment où les jeunes quittent le nid. Lors de mon travail, les premiers rats polynésiens juvéniles ont été capturés en novembre. Hirata & Nass (1974) ont capturé des femelles gravides de rats noirs et polynésiens et ont déterminé la courbe de croissance des ratons élevés en captivité. En utilisant cette courbe de croissance, les rats noirs juvéniles les plus légers capturés à la Rivière Bleue auraient eu de deux à trois semaines en décembre, quatre semaines en janvier, deux semaines en février, trois semaines en mars et de deux à trois semaines en avril. Les âges des rats polynésiens les plus légers auraient été de deux à trois semaines en décembre, quatre semaines en janvier, quatre semaines en février, de trois à

quatre semaines en mars, trois semaines en avril, dix-neuf semaines en mai, onze en juin et plus de vingt semaines en juillet. Les rats de vingt semaines n'auraient pas encore atteint leur poids adulte (Hirata & Nass 1974). D'après ces informations, les premières copulations à la Rivière Bleue auraient pu avoir lieu entre août et octobre. Ceci est en accord avec l'augmentation d'adultes reproductifs observée en août. Le poids minimum des juvéniles capturés restait bas jusqu'au mois de mars ce qui indique qu'il y avait des jeunes justes sevrés de novembre à mars. Durant cette période, le poids moyen des juvéniles augmentait. De mars à juin en revanche les poids minima des juvéniles capturés augmentaient ainsi que le poids des juvéniles en relation avec le poids moyen des adultes. Ceci indique d'une part qu'il n'y avait plus de rats au sortir du nid et d'autre part que les jeunes ne rejoignaient pas la cohorte des individus en reproduction puisqu'ils continuaient leur croissance sans se joindre aux individus reproductifs.

Pour déterminer l'âge des rats, les études néo-zélandaises (par exemple Miller & Miller 1995, Efford et al. 2006) se réfèrent généralement à Karnoukhova (1973) qui donne une clé pour assigner une classe d'âge aux rats selon l'usure de leurs dents. J'ai préféré ne pas utiliser cette clé car il aurait fallu la calibrer aux conditions de la Rivière Bleue, ce qui en soi aurait constitué toute une étude. Notons, cependant que Efford et al. (2006) ont pu dans une certaine mesure calibrer cette clé pour leur zone d'étude.

Dans les études néo-zélandaises, la sex-ratio des rats noirs ne déviait pas significativement de la parité, et ce, que l'on considère la population dans son ensemble ou selon différentes classes d'âge (Miller & Miller 1995, Efford et al. 2006). A Hawaï en revanche Tamarin & Malecha (1972) ont trouvé que bien que la sex-ratio de la population dans son ensemble ne diffère pas significativement de 1:1, celle des individus dans la classe des poids les plus élevés était significativement en faveur des mâles. Également à Hawaï, Sugihara (1997) a trouvé une sex-ratio de 1,1 légèrement en faveur des mâles.

La sex-ratio de la totalité des rats polynésiens ne déviait pas significativement de la parité mais chez les individus en reproduction les mâles étaient significativement plus nombreux que les femelles. Tamarin & Malecha

(1972) ont constaté le même phénomène alors que Sugihara (1997) constate une sex-ratio pour toute la population de 1,27 en faveur des mâles.

Pour les deux espèces du site permanent, la sex-ratio des individus capturés pour la première fois ne différait pas non plus significativement de 1:1. Dès que l'on inclut toutes les occasions où les rats ont été capturés, la sex-ratio devient significativement en faveur des mâles, et ce pour les deux espèces. Ceci pourrait avoir deux explications, soit les femelles évitent les pièges après avoir été capturées une fois, soit les mâles qui ont appris qu'ils trouvaient de la nourriture dans un piège exercent un monopole sur cette ressource. Il est cependant probable que la première explication soit plus juste car sinon les rats mâles excluraient également les femelles qui n'ont jamais été piégées, ce qui n'était pas le cas puisque la sex-ratio des animaux capturés pour la première fois était équitable.

Population de rats du site permanent

Les proportions d'individus sexuellement actifs capturés dans les pièges Sherman indiquaient une période de reproduction s'étendant de août à avril pour les rats noirs et de septembre à mai pour les rats polynésiens. Cette période était légèrement plus longue que celle observée pour les rats noirs capturés dans les tapettes. Les femelles et les mâles des deux espèces étaient également reproductifs aux mêmes périodes alors que les tapettes avaient révélé que les mâles des deux espèces commençaient leur période de reproduction avant les femelles. Il est possible que les femelles cherchent des sources de nourriture riche dès le début de la période de reproduction et soient attirées par les pièges où elles savent qu'elles vont trouver ce type d'aliments. Ceci pourrait-être la raison pour laquelle j'ai capturé des femelles présentant des caractères externes de reproduction plus tôt dans les pièges Sherman. On ne peut probablement pas considérer ces résultats comme étant représentatifs de l'écologie des rats à la Rivière Bleue, 1) en raison du faible échantillonnage et 2) car les rats de cette zone s'étaient habitués au piégeage ce qui produit des données non-indépendantes d'un mois à l'autre. Ce problème d'indépendance de données se reflète dans beaucoup de mes résultats. Je cite ci-dessous quelques un des exemples les plus frappants qui

illustrent les différences comportementales entre les deux espèces ou même entre les sexes.

Sur le site de suivi permanent, l'apparition de juvéniles semble coïncider moins nettement avec les variations mensuelles de densités qu'elles ne le faisaient pour les tapettes. Ceci s'explique probablement par le retour régulier de rats adultes dans les pièges où ils avaient appris qu'ils trouvaient de la nourriture. Cet effet de dilution de la proportion de jeunes par un afflux plus important d'adultes était probablement accentué par l'exclusion des juvéniles par les adultes de cette source de nourriture.

Avec les pièges Sherman, le pic des densités de rats noirs se produisait plus tard que celui qu'on observe grâce aux tapettes. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que beaucoup des rats attrapés durant la période de reproduction étaient des jeunes animaux. Ceux-ci se seraient donc habitués à être manipulés et n'auraient pas évité les pièges par la suite. L'avantage de la nourriture l'emportant sur le désagrément de la manipulation. Si les jeunes animaux continuent à pénétrer facilement dans les pièges, la conséquence d'un tel apprentissage pourrait effectivement être un pic de densité par « accumulation » et donc plus tardif. J'ai d'ailleurs constaté que les rats noirs pouvaient s'habituer aux captures. Au lieu de se défendre et de chercher à mordre, ces « adoucis » se tenaient tranquilles et attendaient d'être relâchés. Les rats polynésiens n'ont jamais fait preuve d'un tel comportement et bien qu'ils se soient facilement laissés rattraper ils cherchaient toujours systématiquement à mordre et à s'échapper.

Les blocs de cire laissés en forêt où les marques de dents sont notées peuvent être une alternative aux tapettes et aux pièges à traces qui sont tous deux lourds et encombrants (Thomas et al. 1999). Le désavantage de cette méthode par rapport aux piégeage étant qu'il est impossible de déterminer quelles espèces de rat a grignoté la cire. Les souris ne laissent pas non plus de traces importantes si bien que ces blocs ne permettraient pas de déceler cette espèce (Thomas et al. 1999). On pourrait cependant envisager cette méthode comme une alternative simple au piégeage dans le cadre du suivi de l'efficacité d'une campagne de contrôle ou d'éradication. Il faudrait alors effectuer un « point zéro » avant l'empoisonnement pour pouvoir ensuite

documenter son efficacité, et, dans le cas d'une campagne style « mainland island » la vitesse de recolonisation. Sur une mainland island, il serait néanmoins aussi important de suivre à intensité moindre la recolonisation par les différentes espèces de rats.

Le taux de recaptures des rat noirs était faible puisque la plupart de individus n'étaient attrapés qu'une fois. Les rats polynésiens en revanche retournaient volontiers dans les pièges après leur première capture. Les rats noirs attrapés une seule fois étaient-ils des individus de passage? Ou, après une première expérience, ces animaux se méfiaient-il des pièges et n'y retournaient plus? Je penche pour la seconde explication car si ces animaux étaient de passage dans la région ils pu être recapturés lors de la même session de piégeage, ce qui n'était pas le cas. On a d'ailleurs vu que, contrairement aux rats polynésiens, les rats noirs capturés régulièrement s'habituaient à être manipulés.

Il y avait aussi une différence dans le taux de recapture des rats noirs selon le sexe puisque la proportion de mâles piégés une seule fois était beaucoup plus élevée. Ceci pourrait indiquer que les mâles divaguent effectivement sur de plus grandes surfaces en quête de partenaires alors que les femelles s'établiraient sur une zone et y resteraient.

Lindsey et al. (1999) ont également utilisé le piégeage vivant pour capturer des rats dans les forêts humides de Hawaï. Ils ont trouvé une distance moyenne de 78,4 m et 28,5 m entre les premières et dernières captures des rats noirs et des rats polynésiens respectivement. Ces résultats sont assez différents de ceux de mon étude où la distance moyenne de recapture était de 57,4 m pour les rats noirs et de 64m pour les rats polynésiens. Mais d'une part, le protocole de pose adopté par Lindsey et al (1999) était assez différent de celui utilisé à la Rivière Bleue et d'autre part, les rats noirs étaient nettement plus abondants à Hawaï. Ceci pourrait expliquer qu'ils se soient déplacés sur de plus grandes distances que les rats polynésiens dont les densités étaient plus faibles qu'à la Rivière Bleue. Il semble donc que les déplacements des rats soient liés plus à la nourriture qu'à la quête de partenaires. En effet, à des densités élevées les rats ont plus de probabilité de rencontrer un membre du sexe opposé. Théoriquement ils

devraient donc se déplacer sur de moins grandes distances. Entre ces deux études, on observe exactement l'inverse à savoir que la distance de capture la plus importante se trouvait là où les densités étaient les plus élevées. Cela confirmerait donc que les rats se déplacent en priorité pour trouver de la nourriture plutôt que pour chercher des partenaires. En effet, à hautes densités les rats on probablement plus d'efforts à fournir pour trouver leurs ressources alimentaires. Ceci indiquerait en outre, que les rats polynésiens et les rats noirs ont une alimentation différente pour ne pas entrer en compétition de façon importante. Là où les densités de rats noirs sont élevées et celles de rats polynésiens sont basses, la distance moyenne entre les captures de rats noirs est faible. Inversement, cette dernière est plus grande quand les densités de rats noirs soient faibles et celles de rats polynésiens élevées. Il apparaît ainsi que ces deux espèces sont capables de coexister, comme c'est le cas dans de nombreuses îles du Pacifique et que le compétiteur principal des rats polynésiens soit la souris (*Mus musculus*) comme cela est suggéré par Fitzgerald et al. (2004).

Chapitre 3.
Facteurs qui influencent les densités et les caractéristiques morphologiques des rats

Pluie de printemps
toute chose
embellit

Chiyo Ni 1703-1775

Selon de précédentes études, les rats noirs et les rats polynésiens sont sympatriques en forêt humide aussi bien que dans le maquis de Nouvelle-Calédonie (Nicholson & Warner 1953, Létocart 2000, Rouys & Theuerkauf 2003). La présence de surmulots associés aux rats polynésiens mais pas aux rats noirs avait été rapportée par Ekstrom et al. (2000). Cette observation est cependant mise en doute (Rouys & Theuerkauf 2003), et demandait vérification.

La coexistence de rats noirs et de rats polynésiens est reconnue dans d'autres îles que la Nouvelle-Calédonie. Citons particulièrement Hawaï (Tamarin & Malecha 1971, Tamarin & Malecha 1972, Sugihara 1997, Lindsey et al. 1999) ainsi que certaines régions de la Nouvelle-Zélande où il y a également des surmulots, comme Stewart Island (Harper et al. 2005), le sud-ouest de l'île sud (Ruscoe 2004) ou Great Barrier Island (Atkinson 1978).

Ces rongeurs sympatriques doivent impérativement partager les ressources de leur environnement telles que la nourriture ou l'espace. La capacité de chaque espèce à défendre et utiliser lesdites ressources ainsi que sa vulnérabilité à la prédation déterminera la façon dont ce capital de l'habitat est ensuite réparti (Morris et al. 2000). Les mécanismes de partition des ressources incluent une séparation temporelle de l'utilisation, la consommation d'aliments de tailles ou densités différentes ou, plus simplement, la division d'un habitat en portions plus petites ou en micro-habitats (Harper et al. 2005).

En Nouvelle-Zélande, les distributions des rats polynésiens et des surmulots sont restreintes (Taylor 1978). Les rats noirs sont généralement considérés comme les compétiteurs dominants parmi l'éventail des rongeurs présents sur cette île (Russel & Clout 2004). Ces auteurs, ainsi que Yom-Tov et al. (1999) suggèrent donc que la compétition par interférence est le mécanisme principal qui régit le partitionnement de l'habitat entre les trois

espèces. La prédation d'une espèce sur l'autre pourrait également jouer un rôle dans ce partitionnement (Taylor 1978). Quoi qu'il en soit, en Nouvelle-Zélande, la distribution des rats polynésiens serait affectée par la prédation ou par la compétition par interférence des rats noirs ou des surmulots (Atkinson & Towns 2001). Ainsi, Russell & Clout (2004) ont modélisé la distribution des trois espèces de rats sur des îles de la côte néo-zélandaise. Ils en ont conclu que les rats noirs sont la cause majeure d'absence des rats polynésiens.

Harper (2006) a effectué une étude sur une île néo-zélandaise où les trois espèces de rats coexistent sans aucun autre prédateur susceptible d'avoir un impact sur la distribution des rats. Il espérait pouvoir expliquer le mécanisme de partitionnement de l'habitat pour chaque espèce coexistante. En se basant sur le régime des rats de deux habitats différents, cet auteur n'a pas pu trouver de partitionnement évident entre les rats noirs et les rats polynésiens bien que ces animaux soient tous deux présents en forêt.

Dans le cadre de mon étude en Nouvelle-Calédonie, il était donc intéressant de comprendre la stratégie qui permet aux rats noirs et aux rats polynésiens de coexister, et ce, à des densités relativement élevées.

Le but de cet aspect de mon étude était de déterminer:

1. s'il y avait d'autres assemblages d'espèces dans d'autres régions de l'île,
2. si malgré la coexistence des rats noirs et des rats polynésiens, il existait une compétition interspécifique entre ces deux espèces,
3. quels facteurs influençaient les densités de chacune de ces espèces pour expliquer leur sympatrisme. J'avais retenu les facteurs habitat, altitude, édaphiques et pluviométriques.
4. J'ai également analysé l'importance de divers facteurs sur les caractéristiques morphologiques des rats. A ma connaissance, il n'y avait pas d'informations disponibles sur ces valeurs pour les rats de Nouvelle-Calédonie, je présente donc les valeurs moyennes trouvées lors de cette étude.

Les analyses de ce chapitre reposent sur les résultats d'expéditions en différentes régions de la Nouvelle-Calédonie. Elles apportent donc aussi des

informations importantes pour la conservation puisqu'elles documentent les densités de rats dans des milieux naturels, souvent des réserves. Les rats sont généralement considérés comme représentant une menace pour la faune et la flore néo-calédonienne mais il existe peu de références quant à leur distribution sur l'île. Dans les régions de la Grande-Terre où la protection de la biodiversité est importante (zones riches ou réserves), il est donc important de savoir quels rats sont présents et à quelles densités.

Cette connaissance permet:

1. de concentrer la recherche sur les impacts des rats dans les régions où le risque de prédation est le plus élevé,
2. d'établir d'éventuelles corrélations entre les densités de rats et celles des espèces indigènes. Ceci permettant de reconnaître une éventuelle prédation,
3. de déterminer les principaux facteurs de leurs distributions et de leurs densités. Ceci permet en retour une certaine extrapolation des résultats à d'autres régions non prospectées de l'île.

Le présent chapitre inclut les résultats de ces expéditions et donne les mensurations moyennes des rats piégés en Nouvelle-Calédonie. J'y analyse également les interactions entre les rats noirs et les rats polynésiens ainsi que les facteurs susceptibles d'affecter la distribution et la densité des deux espèces.

Facteurs qui influencent les densités de rats

Pour déterminer les facteurs influençant les densités de rats, j'ai eu recours au piégeage par tapettes selon la méthode décrite dans le chapitre 2. Ce type de piégeage fournit un indice d'abondance standardisé dont l'unité est le nombre de rats d'une espèce donnée capturés par 100 nuits effectives de piégeage. La pose de tapettes dans différentes régions de la Nouvelle-Calédonie (figure 28) m'a permis d'évaluer l'influence de différentes variables environnementales sur les densités des rats. Chacune de ces régions a été

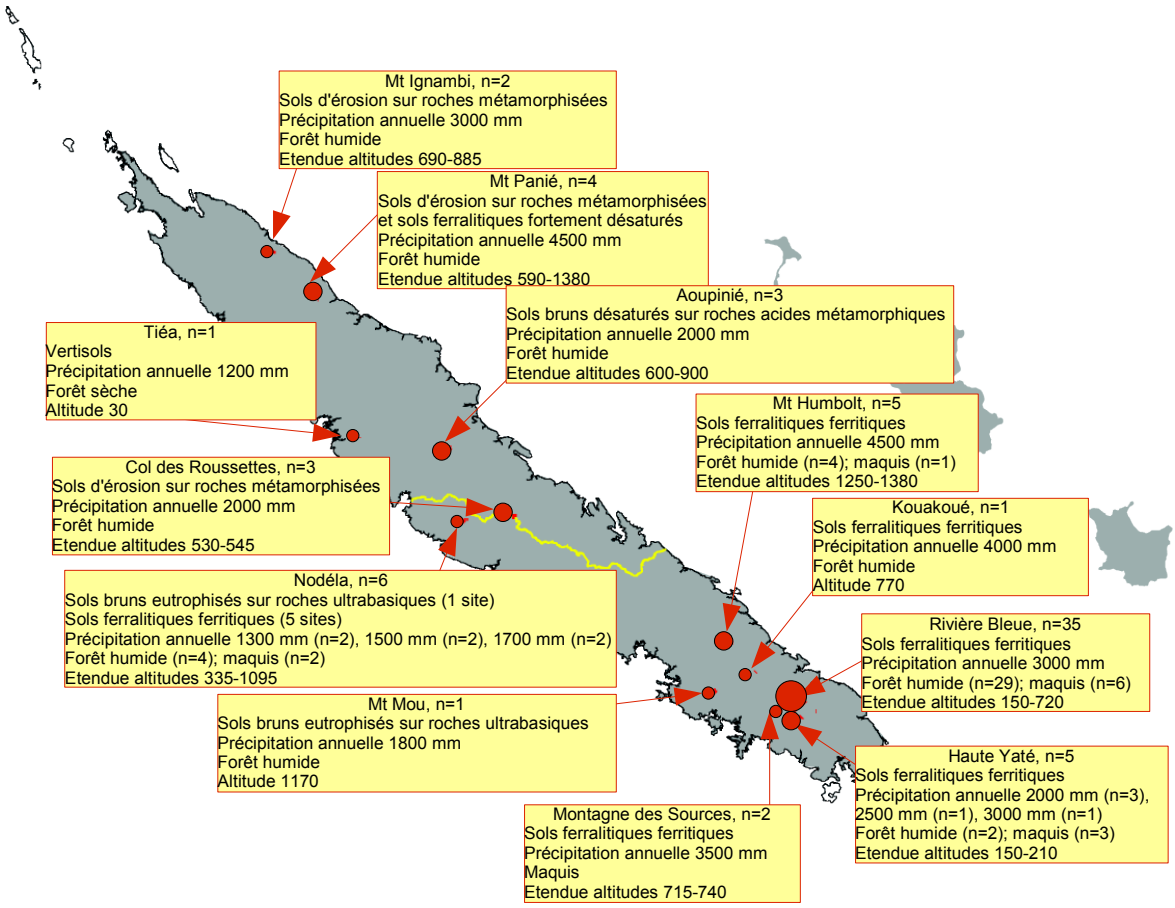


Figure 28. Récapitulatif des régions d'échantillonnage des rats par tapettes, avec le nombre de sites de piégeage par région ainsi que le type de sol, la moyenne de précipitations annuelle (mm), l'habitat à l'endroit des sites prospectés ainsi que l'étendue des altitudes échantillonnées (m au dessus du niveau de la mer).

choisie en fonction de critères d'accessibilité, d'habitat, d'altitude et de substrat.

En tout, douze régions ont été visitées dont une en forêt sèche (Tiéa). Je n'ai pas inclus cette dernière dans les analyses mais j'en présente les résultats dans la figure 30, à titre indicatif. Soixante huit sites ont été échantillonnés sur ces douze régions. Les 35 sites du parc de la Rivière Bleue ont été analysé séparément puis joints aux autres sites.

Analyses

Pour déterminer si les densités de rats variaient significativement d'une région à l'autre, j'ai utilisé une ANOVA. J'ai également testé la variabilité des densités de rats sur les 35 sites de la Rivière Bleue à l'aide d'un test de Kruskall-Wallis.

Pour tester l'influence de l'habitat (maquis ou forêt humide) sur les densités, les poids et le ratio poids/longueur de chaque espèce, j'ai effectué les analyses en regroupant les sites de la manière suivante:

1. la Rivière Bleue,
2. les autres régions,
3. toutes les régions visitées (sauf Tiéa)

J'ai groupé les régions de cette manière car je disposais d'un échantillon plus important pour le site de la Rivière Bleue, ce qui aurait pu biaiser les résultats. J'ai testé les différences entre densités des deux espèces au sein du même habitat ainsi que les différences d'un habitat à l'autre pour la même espèce.

J'ai ensuite testé l'influence de l'altitude sur les densités, poids et ratio poids-longueur des rats des deux espèces. En utilisant un test de Pearson, j'ai recherché d'éventuelles corrélations entre les densités, le poids, le ratio poids-longueur de rats et l'altitude pour la Rivière Bleue ainsi que sur l'ensemble des régions visitées. J'ai également présenté graphiquement les relations entre l'altitude et ces trois variables.

Pour tester l'influence du type de sol, j'ai utilisé cinq catégories de

sols: les sols bruns eutrophisés sur roches ultrabasiques; les sols bruns désaturés sur roches acides métamorphiques; les sols ferralitiques ferritiques, les sols d'érosion sur roches métamorphisées et les sols ferralitiques fortement désaturés. J'ai calculé les moyennes des densités et les moyennes des poids et ratio poids-longueur des individus adultes pour les deux espèces et pour chaque type de sol. J'ai testé d'éventuelles différences de ces paramètres d'un type de sol à l'autre à l'aide d'une ANOVA.

J'ai vérifié l'influence (1) des précipitations recueillies lors des deux jours de piégeage et (2) des précipitations moyennes enregistrées annuellement sur chaque site. J'ai ensuite effectué différents modèles de régression afin de trouver celui qui s'ajustait le mieux à une éventuelle relation entre pluie et succès de piégeage ainsi que sur les poids et ratio poids/longueur des rats.

Une des espèces pourrait également avoir un impact négatif sur l'autre. Cela se traduirait alors par une corrélation positive ou négative entre les densités des deux espèces. Pour vérifier cette hypothèse, j'ai testé le niveau de signification du coefficient de corrélation de Spearman entre les densités des rats noirs et des rats polynésiens. J'ai effectué cette analyse aussi bien pour la Rivière Bleue que pour les autres régions visitées.

Caractéristiques morphologiques

Les moyennes calculées pour les différents paramètres morphologiques englobent tous les rats capturés sur l'ensemble des régions visitées, y compris ceux de la forêt sèche de Tiéa. Comme il n'y avait pas de différences de mensurations selon la méthode de capture (pièges Sherman ou tapettes, voir annexe 1) j'ai réuni les rats capturés par les deux types de pièges.

Mesures prises sur les rats

Je mesurais les rats vivants (attrapés dans les pièges Sherman) et les rats morts (piégés par tapettes) suivant le même protocole.

Je mesurais les paramètres suivants au millimètre près (figure 29):

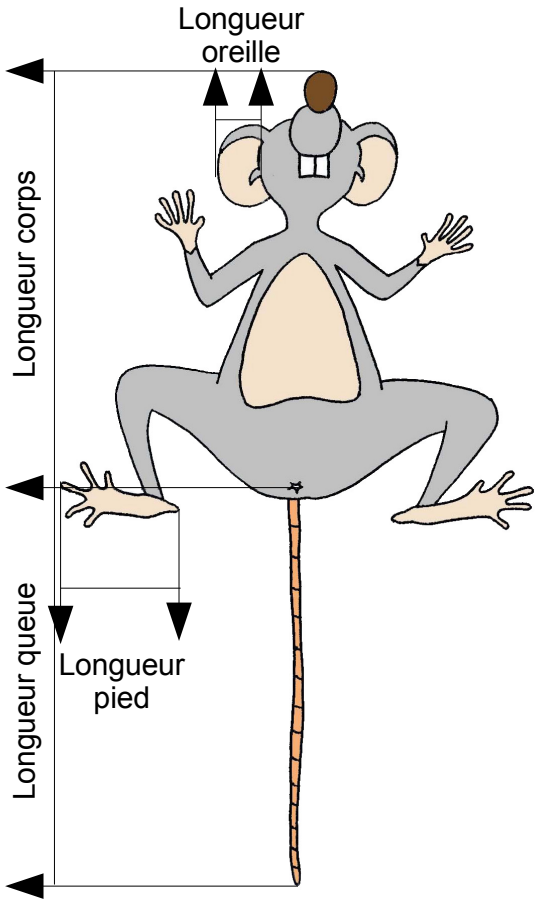


Figure 29. Mesures prises sur les rats capturés.

1. Longueur du corps. On prend cette mesure ventralement du bout du nez à la partie médiane de l'anus. Les animaux vivants se tortillent en tous sens et cela complique la prise des mesures. Lors des contrôles de la méthode de piégeage vivant par pose de tapettes, il était ensuite possible de vérifier l'exactitude des mesures de rats vivants en les comparant à celles prises sur le cadavre d'un même individu.

2. Longueur de la queue. On mesure la queue, en ligne droite, du milieu de l'anus à son extrémité.

3. Longueur du pied. C'est la longueur du pied arrière, prise du talon jusqu'au doigt le plus long (sans inclure l'ongle). En règle générale (même sur les rats vivants) il est possible d'accrocher l'extrémité de la règle à l'ongle de l'orteil le plus long, puis on aplatit légèrement le pied le long de la règle.

4. Longueur de l'oreille. On mesure l'oreille depuis sa base jusqu'au point le plus éloigné.

Les rats étaient également pesés au gramme près avec un peson allant jusqu'à 200 g. Les rats dépassaient rarement 200 g mais lorsque cela se produisait, j'utilisais un peson allant jusqu'à 500 g (pesons de la compagnie Albert Meissner Sohn, Wuppertal, Allemagne).

Analyses

J'ai calculé les moyennes des mesures générales suivantes: longueur totale (bout du nez-anus), poids, longueur d'oreilles, du pied et de la queue. J'ai uniquement utilisé les mensurations prises sur des individus adultes et juvéniles séparément (appartenant aux catégories hors reproduction, en reproduction et en lactation). Un critère important d'identification des rats noirs est la variante de couleur à laquelle ils appartiennent. J'ai donc calculé la proportion de rats appartenant à chacune des trois variantes existant, à savoir: *rattus*, *alexandrinus*, *frugivorus*.

Pour savoir s'il existait des différences importantes entre les individus adultes femelles et mâles d'une même espèce, j'ai utilisé un test de Student pour comparer les mensurations mâles-femelles d'une espèce donnée.

Facteurs influençant les densités de rats

Régions visitées

Les seules espèces de rongeurs capturées lors de ces expéditions ont été des rats noirs et des rats polynésiens. Les densités relatives des rats noirs et des rats polynésiens capturés dans les différentes régions visitées variaient considérablement (figure 30). Les différences enregistrées d'une région à l'autre étaient par conséquent statistiquement significatives (ANOVA;

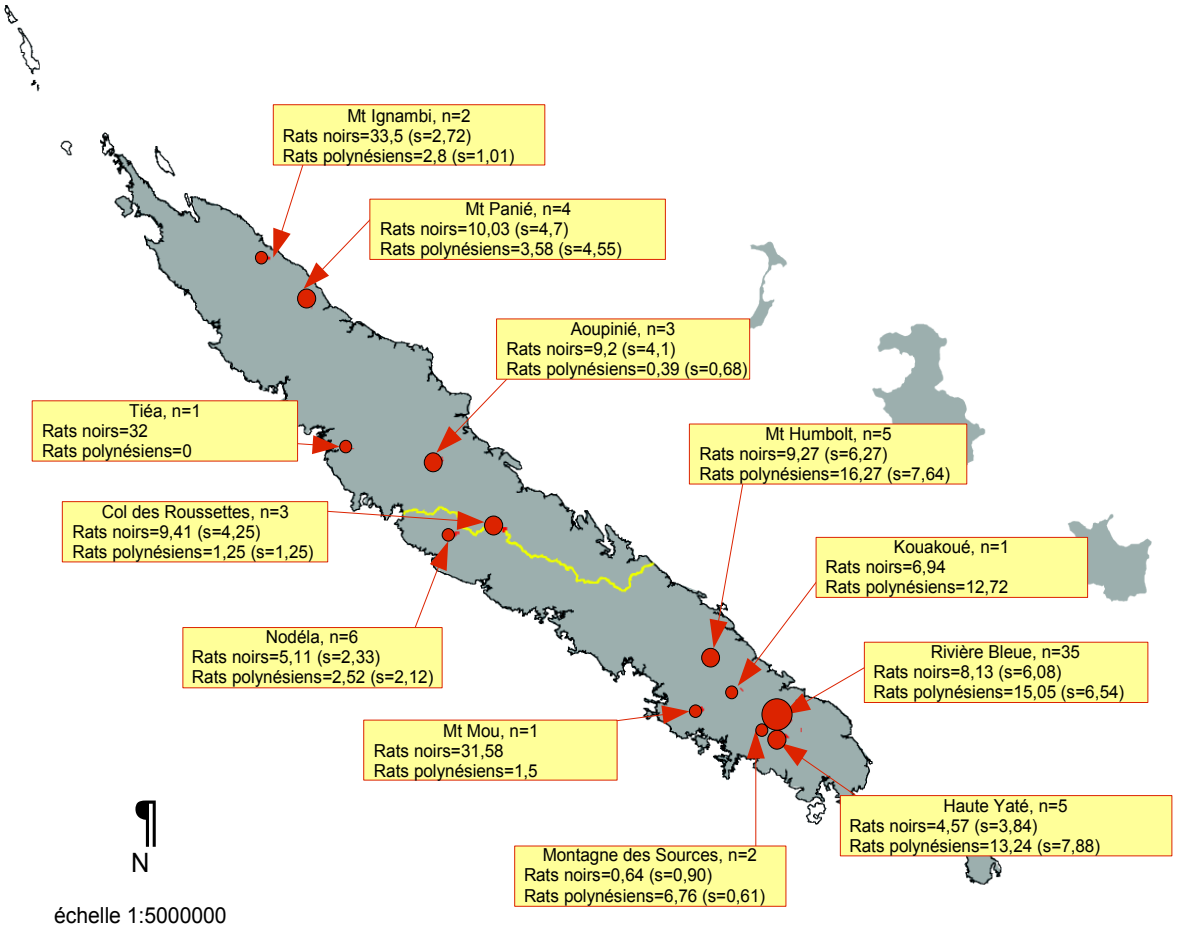


Figure 30. Densités relatives (rats/100 nuits de piégeage) des deux espèces de rats piégés par tapettes (unité d'échantillonnage = un site où les tapettes sont laissées en place deux nuits) dans les différentes régions visitées.

P=0,000; ddl=11 pour les deux espèces). En revanche, sur les 35 sites échantillonnés au parc provincial de la Rivière Bleue, les densités de rats n'étaient pas significativement différentes les unes des autres (test de Kruskall-Wallis; *P*=0,428 pour les rats noirs et *P*=0,550 pour les rats polynésiens, ddl=31).

Relations interspecifiques

Il n'y a pas de relation quantifiable entre les densités des rats noirs et celles des rats polynésiens sur l'ensemble des régions visitées (coefficient de corrélation de Spearman -0,028; *P*=0,825; n=67). Si l'on sépare les données de la Rivière Bleue et celles des autres régions, il n'y a pas non plus de corrélation entre les densités relatives des rats noirs et des rats polynésiens à la Rivière Bleue (coefficient de corrélation de Spearman 0,0220; *P*=0,204; n=35) ou dans les autres régions (coefficient de corrélation de Spearman -0,110; *P*=0,549; n=32).

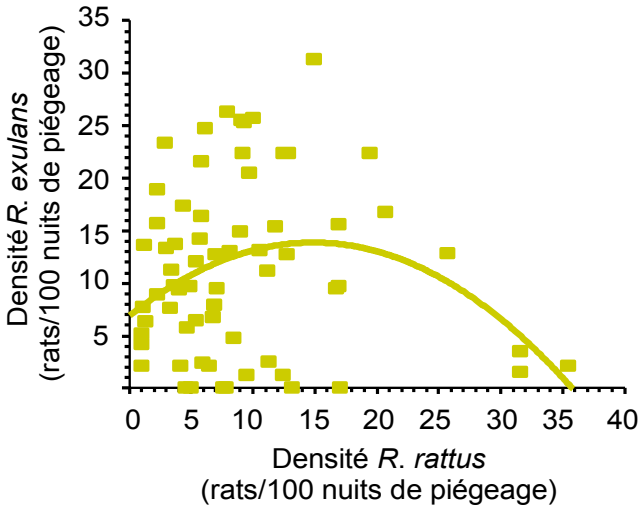


Figure 31. Densités relatives des rats polynésiens en fonction de celles des rats noirs équation de la régression quadratique y= -0,03x²+0,86x+ 7,44, P=0,047, ddl=64.

Sur la figure 31, on constate en revanche que les densités des rats polynésiens augmentent doucement avant de chuter brutalement lorsque les densités des rats noirs atteignent des valeurs élevées. Les données s'ajustent par une régression quadratique (y= -0,03x²+0,86x+ 7,44, *P*=0,047, ddl=64). Le sommet de la parabole se situe à -b/2a soit 14,33 rats noirs par 100 nuits de piégeage.

A la Rivière Bleue, une régression parabolique (y= -0,05x²+1,42x+ 8,95, *P*=0,039, ddl=32) pouvait aussi s'ajuster à la distribution des rats polynésiens en fonction de celle des rats noirs. Le sommet de cette régression

se situait à 14,2 rats noirs par 100 nuits de piégeage.

Les densités de rats noirs n'avaient d'impact ni sur le poids ni sur le ratio longueur/poids des rats polynésiens ou des individus de leur propre espèce. A titre indicatif, je présente en figure 32 les graphiques du poids et du ratio/poids longueur des rats noirs et des rats polynésiens en fonction des densités des rats noirs accompagnés d'une régression linéaire (toutes *P* supérieures à 0,05).

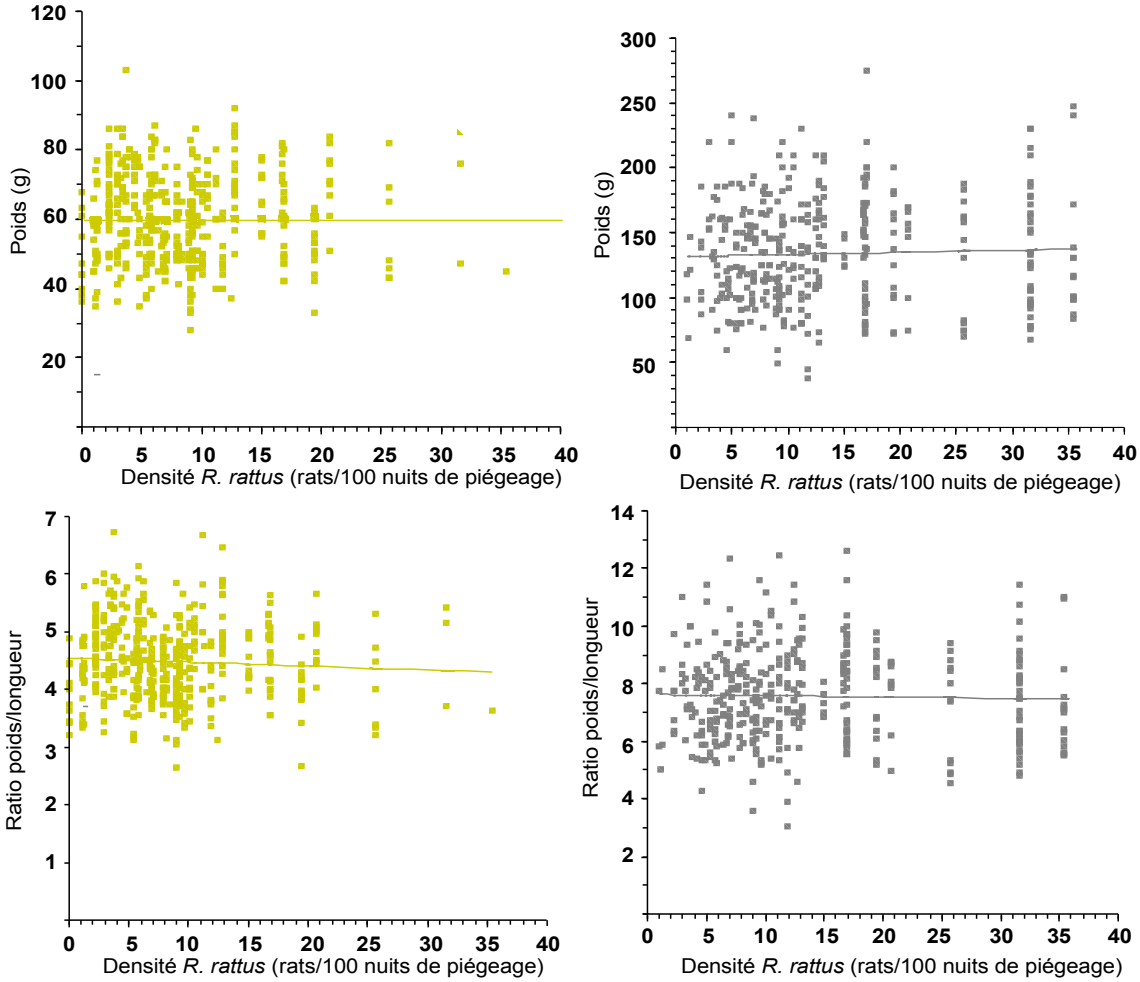


Figure 32. Poids (en haut) et ratio poids/longueur (en bas) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) en fonction des densités relatives des rats noirs.

En revanche, les densités de rats polynésiens avaient un impact sur les poids et les ratio-poids longueur des rats noirs (figure 33). Le poids des rats noirs chutait significativement avec une augmentation des densités de rats polynésiens (régression linéaire, y=-0,72x+141,42, *P*=0,004, ddl=375). Le ratio-poids longueur des rats noirs chutait aussi significativement (régression linéaire y=-0,02x+7,79, *P*=0,035, ddl=375).

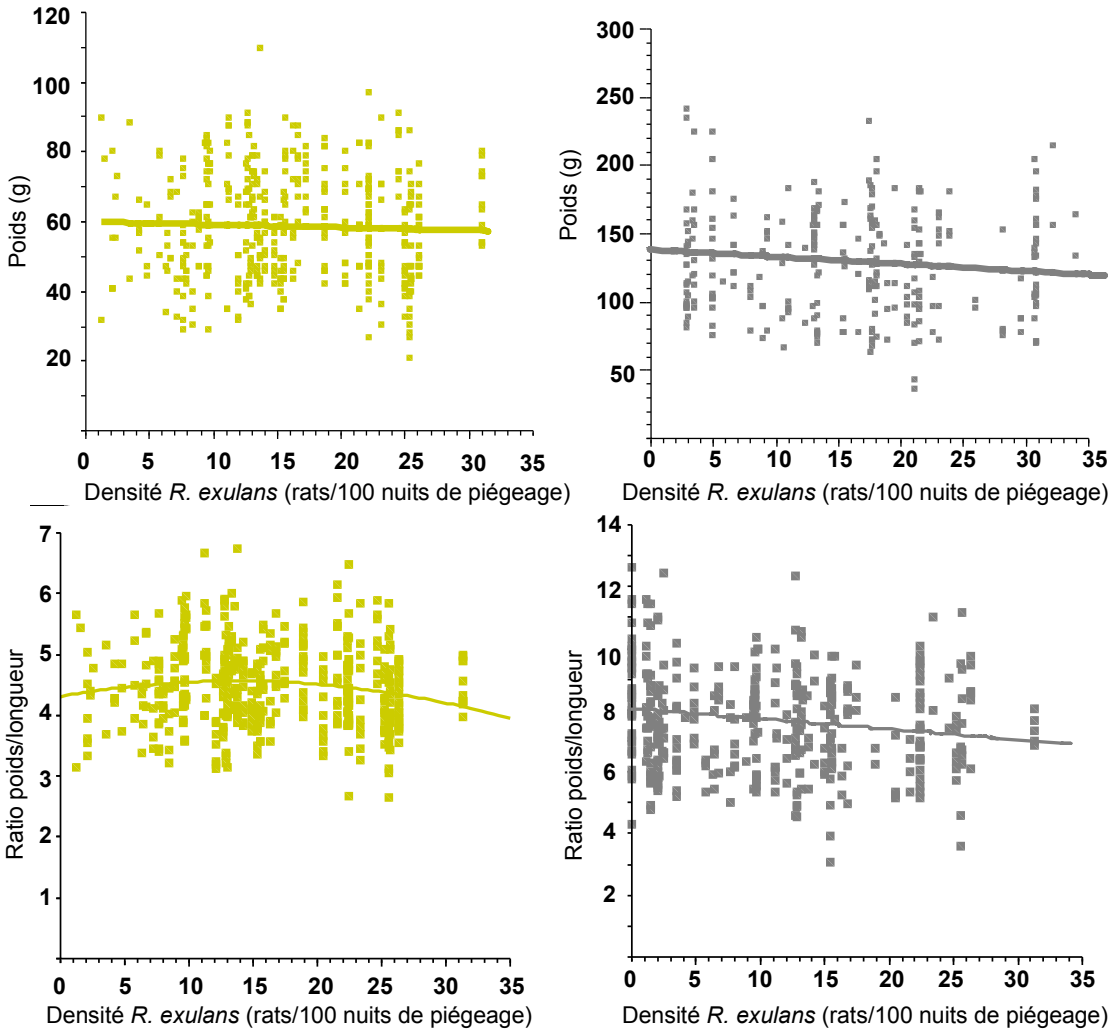


Figure 33. Poids (en haut) et ratio poids/longueur (en bas) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) en fonction des densités relatives des rats polynésiens.

Les densités des rats polynésiens influençaient également le ratio poids/longueur des individus de leur propre espèce (régression quadratique, $y=-0,0014x^2+0,0375x+4,31$, P=0,017, ddl=457) mais pas leur poids. Le sommet de la régression quadratique se situait à 13 rats polynésiens par 100 nuits de piégeage.

Habitat

Différences entre densités des deux espèces dans un même habitat

La plupart des sites échantillonnés à la Rivière Bleue étaient en forêt humide (tableau 8). Selon l'habitat (maquis ou forêt humide), les densités de rats polynésiens oscillaient entre le double ou le triple de celles des rats noirs (tableau 8). Les différences d'abondance entre les deux espèces étaient

significatives aussi bien pour la forêt humide (test de Student pour échantillons appariés, *P*=0,000; ddl=28) que pour le maquis (test de Student pour échantillons appariés, *P*=0,028; ddl=5).

La situation était différente dans les forêts humides hors de la Rivière Bleue puisque les rats noirs y étaient significativement plus abondants que les rats polynésiens (test de Student pour échantillons appariés, *P*=0,043; ddl=23). Dans le maquis, la situation demeurait comparable à celle de la Rivière Bleue: les rats polynésiens étaient toujours significativement plus abondants que les rats noirs (test de Student, *P*=0,005, ddl=7).

Lorsqu'on combine toutes les régions visitées (Rivière Bleue et les autres) les rats polynésiens demeurent significativement plus abondants que les rats noirs (test de Student pour échantillons appariés, *P*=0,000; ddl=13) dans le maquis. En forêt humide en revanche, il n'y a pas de différence significative entre les densités de rats noirs et de rats polynésiens sur l'ensemble des régions (test de Student pour échantillons appariés, *P*=0,512; ddl=52).

Différences entre les densités d'une même espèce d'un habitat à l'autre

L'habitat semblait également déterminer l'abondance des rats noirs. A la Rivière Bleue, la moyenne de l'indice de densité des rats noirs passait pratiquement du simple au double pour le maquis et la forêt (test de Mann-Whitney, *P*=0,036; Z=-2,1).

Hors Rivière Bleue, la différence entre le maquis et la forêt était encore plus importante puisque la densité des rats noirs était environ six fois moindre dans le maquis qu'en forêt. Cette différence était hautement significative (test de Student, *P*=0,000; ddl=28).

Globalement, sur l'ensemble des régions visitées, les densités de rats noirs passaient à peu près du simple au triple entre le maquis et la forêt humide. Avec cet échantillon, la différence entre les deux habitats était toujours significative (test de Student, *P*=0,001; ddl=65).

En revanche, à la Rivière Bleue et dans les autres régions, les

moyennes des indices de densités obtenus pour les rats polynésiens dans le maquis et les forêts humides étaient assez semblables. Aucun test n'a révélé de différence significative (tests de Student *P*=0,39; ddl=33 pour la Rivière Bleue; *P*=0,571; ddl=30 pour les régions autres que la Rivière Bleue, et test de Student *P*=0,627; ddl=65 pour toutes les régions confondues).

Tableau 8. Moyennes des indices d'abondances (rats par 100 nuits de piégeage) pour les rats noirs et les rats polynésiens adultes capturés par tapettes dans les forêts ou le maquis de la Rivière Bleue, des autres sites que la Rivière Bleue et de toutes les régions combinées.

	Rats noirs	Rats polynésiens
Indice d'abondance en forêt à la Rivière Bleue	8,9 ±1,9 (s=6,02; n=29)	15,49 ±2,0 (s=6,28; n=29)
Indice d'abondance dans le maquis à la Rivière Bleue	4,36 ±3,6 (s=5,25; n=6)	12,92 ±5,54 (s=7,99; n=6)
Indice d'abondance en forêt autres sites que la Rivière Bleue	11,84 ±3,12 (s=9; n=24)	6,29 ±2,9 (s=8,22; n=24)
Indice d'abondance dans le maquis autres sites que la Rivière Bleue	2,32 ±1,2 (s=2,03; n=8)	8,04 ±2,44 (s=4,07; n=8)
Indice d'abondance en forêt sur tous les sites	10,23 ±1,8 (s=7,57; n=53)	11,32 ±2,0 (s=8,51; n=53)
Indice d'abondance dans le maquis sur tous les sites	3,19 ±1,7 (s=3,73; n=14)	10,13 ±2,9 (s=6,31; n=14)

Le type d'habitat avait aussi une influence sur les caractéristiques physiques des rats (tableau 9). Dans le maquis, les rats noirs capturés étaient nettement plus légers que ceux piégés en forêt. La différence de poids entre les deux habitats est significative (test de Student, *P*=0,021; ddl=232 pour la Rivière Bleue; test de Student, *P*=0,012; ddl=203 pour les régions autres que Rivière Bleue; et test de Student, *P*=0,002; ddl=24 pour l'ensemble des régions visitées). Le ratio poids/longueur des rats noirs était également plus bas dans le maquis qu'en forêt, cette différence était significative à la Rivière Bleue (test de Student; *P*=0,44; ddl=226), pour les sites autres que la Rivière Bleue (test de Student; *P*=0,041; ddl=202) ainsi que sur l'ensemble des données obtenues pour tous les sites (test de Student, *P*=0,005; ddl=430).

A la Rivière Bleue, les rats polynésiens étaient également significativement plus légers dans le maquis qu'en forêt (test de Student, *P*=0,002; ddl=393). Mais la variation entre les deux habitats était moins

importante que pour les rats noirs puisque les rats polynésiens du maquis pesaient 87% du poids de ceux de forêt alors que les rats noirs de maquis ne pesaient que 77% du poids de leurs congénères vivant en forêt. Le ratio poids/ longueur des rats polynésiens capturés dans le maquis de la Rivière Bleue était aussi significativement plus bas que celui des animaux de forêt (test de Student; *P*=0,016; ddl=383). Ceci indique que les rats polynésiens devenaient globalement plus petits dans le maquis, peut être en réponse à des conditions moins favorables.

Tableau 9. Moyenne des poids et du ratio poids/longueur pour les rats noirs et les rats polynésiens adultes capturés par tapettes dans les forêts humides ou le maquis de la Rivière Bleue, des autres sites que la Rivière Bleue et de toutes les régions combinées.

	Rats noirs		Rats polynésiens	
	Poids (g)	Poids/longueur	Poids	Poids/longueur
Forêt Rivière Bleue	127 ±4,2 (s=37; n=224)	7,5 ±0,18 (s=1,6;n=218)	62,7± 1,15 (s=12,6; n=343)	4,6 ±0,07 (s=0,7; n=333)
Maquis Rivière Bleue	99,3 ±18,0 (s=33,5; n=10)	6,5 ±0,86 (s=1,6; n=10)	55,6 ±3,5 (s=14,9; n=52)	4,4 ±0,19 (s=0,8; n=52)
Forêts hors Rivière Bleue	142,6 ±5,13 (s=42,1; n=194)	7,9 ±0,21 (s=1,7; n=193)	57,7 ±1,9 (s=11,5; n=113)	4,4 ±0,1 (s=0,6; n=113)
Maquis hors Rivière Bleue	109,9 ±12,6 (s=24,7; n=11)	6,8 ±0,56 (s=1,1; n=11)	55 ±3,9 (s=12,9; n=31)	4,37±0,2 (s=0,71; n=31)
Forêt toutes régions	134,2 ±3,34 (s=40,2; n=418)	7,7 ±0,59 (s=1,6; n=21)	60,7 ±1,0 (s=12,4; n=456)	4,6 ±0,06 (s=0,7; n=446)
Maquis toutes régions	104,9 ±10,9 (s=29,5; n=21)	6,6 ±0,48 (s=1,3; n=21)	55,4 ±2,63 (s=14,1; n=83)	4,4 ≠0,15 (s=0,8; n=83)

Hors Rivière Bleue en revanche, les rats polynésiens capturés n'étaient pas sensiblement plus lourds en forêt que dans le maquis et ni leur poids (test de Mann-Whitney, *P*=0,152; Z=1,433) ni leur ratio poids/longueur ne différaient de façon significative entre les deux habitats (test de Student, *P*=0,906; ddl=142). En général, pour toutes les régions visitées, les différences de poids des rats polynésiens du maquis et de forêt deviennent significatives (test de Mann-Whitney; *P*=0,000; Z=3,484), il en va de même pour le ratio poids/longueur de cette espèce (test de Student, *P*=0,019; ddl=527).

Altitude

A la Rivière Bleue, l'altitude n'affecte pas les densités de rats noirs (figure 34a; équation de la droite de régression: y=0,001x + 7,90; coefficient de corrélation de Pearson *P*=0,920). En revanche, les rats polynésiens paraissent moins abondants avec l'altitude bien que cela ne soit pas non plus significatif (figure 34a; équation de la droite de régression y=-0,013x + 17,97; coefficient de corrélation de Pearson *P*=0,229).

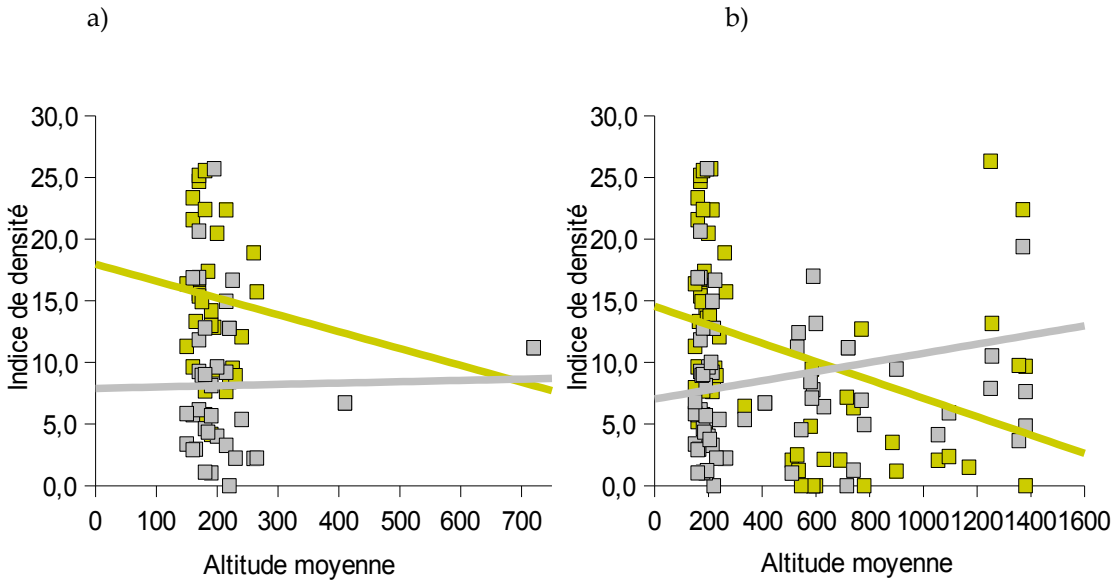


Figure 34. Influence de l'altitude sur les indices de densités (rats/100 nuits de piégeage corrigées) de rats noirs (en gris) et de rats polynésiens (en jaune) capturés par tapettes à la Rivière Bleue (a) et dans toutes les régions visitées (b).

Si l'on considère les 65 sites échantillonnés par tapettes sur toute la Grande Terre, l'échantillon est plus homogène et l'étendue des altitudes plus vaste (figure 34b). Ainsi, les tendances observées pour la Rivière Bleue semblent se confirmer:

1. Tout d'abord, les densités de rats noirs ne sont pas influencées par l'altitude, la droite de régression indique même une légère augmentation des densités lorsqu'on progresse vers des sites plus élevés (équation de la droite de régression y=0,004x + 7,03; coefficient de corrélation de Pearson *P*=0,126).
2. En revanche, les densités de rats polynésiens chutent de façon significative lorsqu'on gagne de l'altitude (équation de la droite de

régression y=-0,007x + 14,54, coefficient de corrélation de Pearson *P*=0,004).

L'impact de l'altitude sur le poids des rats capturés était différent selon l'espèce. Les rats noirs gagnaient significativement en poids avec l'altitude (figure 35a, équation de la régression y=0,015x + 125,5; coefficient de corrélation de Pearson *P*=0,003). Le ratio poids/longueur des rats noirs devenait également plus important avec l'altitude (figure 35b, équation de la régression y=-0,001x + 7,29; coefficient de corrélation de Pearson *P*=0,015). On ne constate en revanche aucune influence significative de l'altitude sur les paramètres poids ou ratio poids/longueur des rats polynésiens.

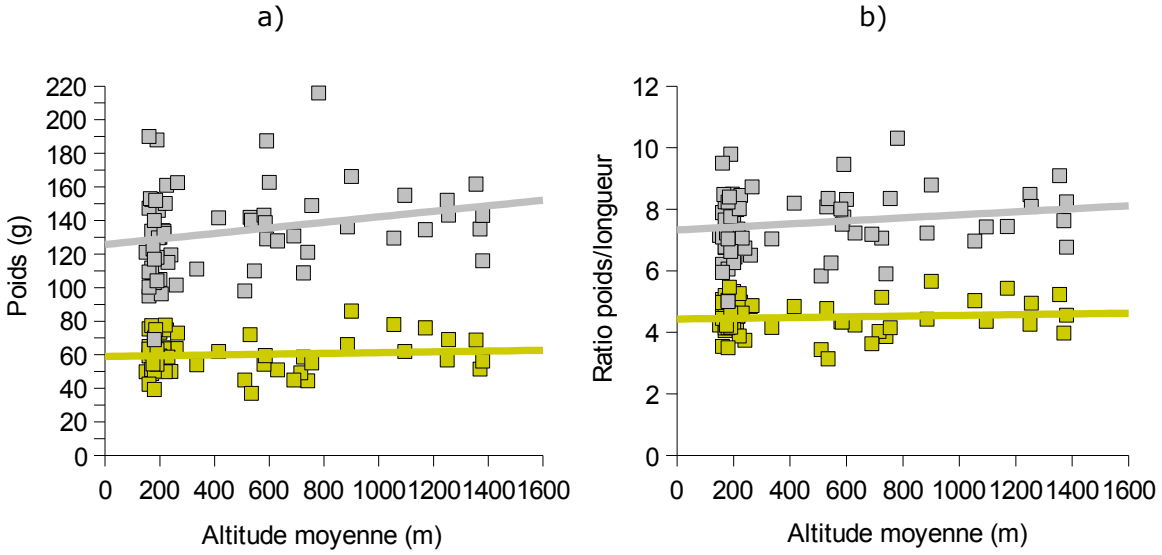


Figure 35. Influence de l'altitude sur le poids (a) et le ratio poids/longueur (b) des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) adultes capturés par tapettes dans toutes les régions visitées.

Nature des sols

Il y a des différences importantes entre les densités de rats selon le type de sol (figure 36). Ces différences sont significatives pour les deux espèces (ANOVA; *P*=0,004; ddl=4 pour les rats noirs et *P*=0,000; ddl=4 pour les rats polynésiens).

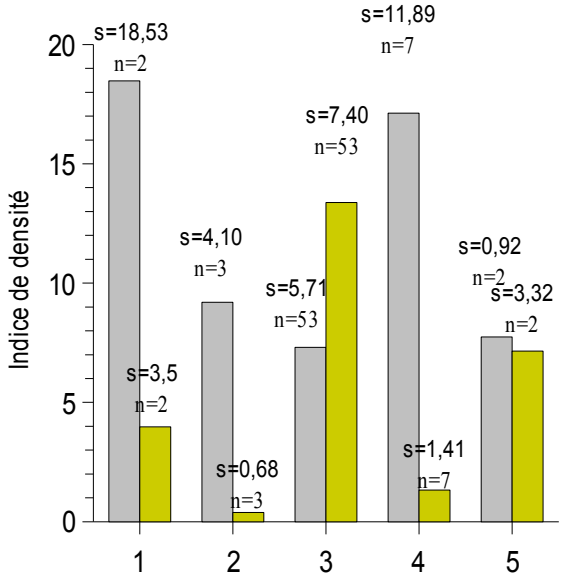


Figure 36. Densités relatives des rats noirs (colonnes grises) et des rats polynésiens (colonnes jaunes) en fonction du type de sol (1=sols bruns eutrophisés sur roches ultrabasiques, 2=sols bruns désaturés sur roches acides métamorphiques, 3=sols ferralitiques ferritiques, 4=sols d'érosion sur roches métamorphisées, 5=sols ferralitiques fortement désaturés). Rats capturés par tapettes dans toutes les régions de la grande terre.

Le type de sol influence aussi les paramètres physiques des rats noirs. Leur poids moyen ainsi que leur ratio poids/longueur varient considérablement selon la nature du sol (figure 37). Les rats noirs les plus lourds se trouvaient sur des sols bruns désaturés (catégorie 2). En seconde position on trouve les rats capturés sur sols d'érosion sur roches métamorphisées (catégorie 4). Les rats noirs les

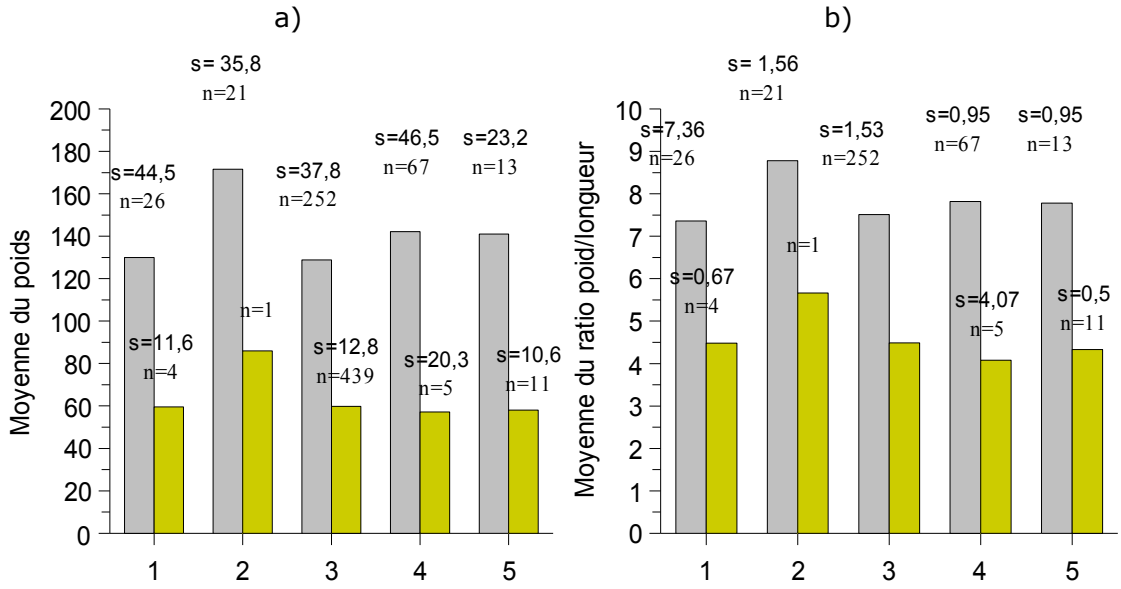


Figure 37. Poids moyen (a) et moyenne du ratio poids/longueur (b) des rats noirs (colonnes grises) et des rats polynésiens (colonnes jaunes) en fonction des différents types de sols échantillonés (1=sols bruns eutrophisés sur roches ultrabasiques, 2=sols bruns désaturés sur roches acides métamorphiques, 3=sols ferralitiques ferritiques, 4=sols d'érosion sur roches métamorphisées). Rats capturés par tapettes dans toutes les régions de la grande terre.

plus légers se trouvaient sur sols ferralitiques ferritiques (catégorie 3), type de sol où cette espèce était la moins abondante. Les différences entre les poids et les ratios poids/longueur des rats noirs selon le type de sol étaient également significatives (ANOVA; *P*=0,000; ddl=4 et *P*=0,002; ddl=4 respectivement).

En revanche, pour les rats polynésiens, les moyennes des poids et des ratios poids/longueur ne variaient pas d'un type de sol à l'autre et les différences enregistrées n'étaient pas significatives (test de Kruskall-Wallis pour le poids; *P*=0,486, ddl=4 et ANOVA pour le ratio poids/longueur; *P*=0,240; ddl=4).

Les précipitations

A la Rivière Bleue, il semble que l'effet immédiat de la pluie sur les deux espèces de rats piégées par tapettes soit une baisse de taux de piégeage au fur et à mesure que les précipitations augmentent (figure 38). Les régressions n'étaient cependant significatives ni pour une espèce ni pour l'autre.

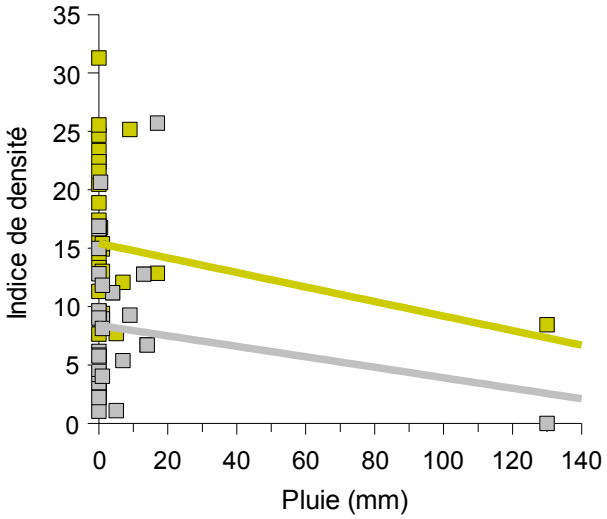


Figure 38. Indice de densité des rats noirs (en gris) et des rats polynésiens (en jaune) capturés à la par tapettes à la Rivière Bleue en fonction de la pluie tombée lors des deux nuits de piégeage

Pareillement, les précipitations annuelles dans les différentes régions visitées n'avaient pas d'influence significative sur les moyennes des densités de rats noirs (toutes régressions; *P*>0,05; ddl=65). Il semble en revanche qu'il y ait un seuil à 3300 mm de pluie par an environ qui limite les densités de rats polynésiens (figure 39). La distribution des densités des rats polynésiens pouvant être ajustée par une régression quadratique ($y=-3E^{-6}x^2+0,02x-23,13$; *P*=0,000; ddl=64).

Enfin, les précipitations annuelles n'avaient pas d'influence sur les poids et les ratios poids/longueur des rats noirs (régressions linéaires, *P*=0,245; ddl=375 pour le poids, et *P*=0,177; ddl=375) ou des rats polynésiens (régressions linéaires, *P*=0,893; ddl=458 pour le poids, et *P*=0,694; ddl=458).

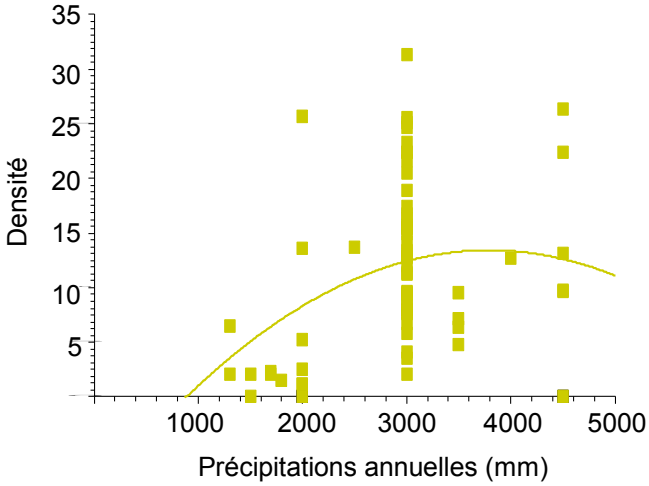


Figure 39. Densités relatives des rats polynésiens en fonction des précipitations annuelles.

Caractéristiques morphométriques

Les valeurs moyennes des mensurations des deux espèces de rats étaient peu sujettes à variation, comme l'indique le faible écart type (tableau 10). En revanche, l'écart type de la variable « poids » est beaucoup plus important, ce qui suggère d'appréciables variations du poids des rats. Ces variations pourraient-être liées au sexe ou à la saison.

Toutes les variables mesurées sur les rats adultes sont significativement différentes d'une espèce à l'autre (test de Student, toutes les *P*<=0,001, 61<ddl<1067).

Les ratios longueur queue/longueur du corps et poids/longueur du corps sont également significativement différents d'une espèce à l'autre (tests de Student, *P*=0,001; ddl=61 et *P*=0,000; ddl=591 respectivement).

Tableau 10. Mensurations moyennes des rats noirs et des rats polynésiens adultes capturés par tapettes et pièges vivants dans toutes les régions visitées.

	Rats noirs	Rats polynésiens
Longueur du corps (cm)	17 ±0,2 (s=2,2; n=469)	13,2 ±0,1 (s=1,4; n=587)
Poids (g)	131,7 ±3,1 (s=39,7; n=474)	60 ±0,9 (s=12,8; n=595)
Longueur de l'oreille (cm)	2 ±0,05 (s=0,3; n=81)	1,6 ±0,04 (s=0,2; n=77)
Longueur du pied (cm)	3,5 ±0,05 (s=0,2; n=51)	2,8 ±0,08 (s=0,2; n=17)
Longueur de la queue (cm)	21 ±0,5 (s=2; n=47)	14,8 ±0,6 (s=1,4; n=16)
Ratio longueur queue/longueur corps	1,3 ±0,05 (s=0,2; n=47)	1,1 ±0,04 (s=0,1; n=16)
Ratio poids/longueur corps	7,6 ±0,1(s=1,6; n=467)	4,5 ±0,05 (s=0,7; n=585)

Variantes de *Rattus rattus*

Les rats noirs capturés durant cette étude appartenaient aux trois variantes de couleur connues pour cette espèce. Ces trois variantes étaient néanmoins présentes dans des proportions différentes. La variante *frugivorus* était la plus commune avec 237 individus (juvéniles et adultes confondus). Ceci équivaut à 45,7 % de l'échantillon. Suivent les variantes *alexandrinus* avec 189 individus (36,5 % des captures) et la variante *rattus* qui était la moins commune avec seulement 92 individus (17,8 % des captures). Rarement, certains individus présentaient des caractères de deux variantes différentes.

Les différences entre les variantes *rattus* et *alexandrinus* étaient minimes (tableau 11) et non significatives (test de Student, $P>0,05$). En revanche, les individus appartenant à la variante *frugivorus* étaient significativement plus lourds (test de Student, $P=0,010$; ddl=441). De manière subjective, toutes les personnes qui ont manipulé des rats noirs appartenant à la variante *frugivorus* les ont trouvés plus agressifs que ceux

des autres variantes.

Tableau 11. Moyennes de la longueur du corps et du poids des variantes *rattus, alexandrinus* et *frugivorus* adultes capturés par tapettes et pièges vivants dans toutes les régions visitées.

	Longueur du corps (cm)	Poids (g)
Variante *rattus*	16,7 ±0,43(s=2,2; n=76)	124,3 ±7,77(s=40,1; n=77)
Variante *alexandrinus*	17 ±0,29(s=2,1; n=156)	130,1 ±4,95(s=36,7; n=159)
Variante *frugivorus*	17,3 ±0,26(s=2,2; n=207)	138 ±4,86(s=41,1; n=207)

Dimorphisme sexuel

Les différences entre les mesures prises pour la longueur, le poids et la longueur d'oreille et de pied des rats noirs mâles et femelles ne sont pas très importantes (tableau 12) et non significatives (tests de Student, P>0,05). La seule différence notable entre les deux sexes est la longueur des queues des rats noirs. Les femelles ont la queue plus longue de 1,5 cm que les mâles, cette différence est significative (test de Student, P=0,011; ddl=45).

Tableau 12. Mensurations moyennes des adultes mâles et femelles des deux espèces, animaux capturés par tapettes et pièges vivants dans toutes les régions visitées.

	Rats noirs		Rats Polynésiens	
	Femelles	Mâles	Femelles	Mâles
Longueur du corps (cm)	16,9 ±0,2 (s=2,1; n=253)	17,2 ±0,28 (s=2,3; n=198)	12,9 ±1,1 (s=1,4; n=263)	13,4 ±0,14 (s=1,4; n=268)
Poids (g)	130,4 ±4,02 (s=37,7; n=254)	134,7 ±5,1 (s=42,5; n=202)	58 ±1,26 (s=12,1; n=266)	62 ±1,4 (s=13,3; n=273)
Longueur de l' oreille (cm)	2 ±0,08 (s=0,3; n=44)	2 ±0,08 (s=0,3; n=37)	1,6 ± 0,08 (s=0,3; n=41)	1,5 ±0,06 (s=0,2, n=36)
Longueur du pied (cm)	3,5 ±0,06 (s=0,2; n=29)	3,5 ±0,07 (s=0,2; n=22)	2,8 ±0,11 (s=0,2; n=9)	2,7 ±0,18 (s=0,3; n=8)
Longueur de la queue (cm)	21,6 ±0,7 (s=2; n=25)	20,2 ±0,6 (s=1,7; n=22)	15,3 ±0,84 (s=1,4; n=8)	14,3 ±0,8 (s=1,3; n=8)

Les différences de longueur du corps des rats polynésiens mâles et femelles sont plus importantes. Les femelles mesurent en moyenne un demi centimètre de moins que les mâles(test de Student, P=0,000; ddl=529). Cette différence se retrouve également à la pesée, où les femelles ont près de quatre grammes de moins que les mâles (test de Mann-Whitney, P=0,001; Z=-3,2). Les mesures des oreilles et du pied ne sont pas très différentes entre les deux sexes et non significatives (tests de Student, P>0,05).

Caractéristiques des juvéniles

Les rats noirs juvéniles capturés avaient atteint en moyenne 70 % de leur taille adulte mais ne pesaient que 34 % du poids moyen des individus à maturité (tableau 13). Le plus petit rat noir juvénile capturé mesurait 9 cm pour un poids de 26 g et le plus léger pesait 24 g pour 9,9 cm. Le plus grand juvénile était une femelle à l'hymen encore intact mais de taille presque adulte (14,7 cm) pour un poids très inférieur à la moyenne des adultes (67 g). Le juvénile le plus lourd était également une femelle à l'hymen intact pesant 86 g et mesurant 13,6 cm.

Les rats polynésiens juvéniles avaient en moyenne environ 80 % de leur taille adulte pour 54 % de leur poids adulte lors de leur capture. Le plus petit rat polynésien capturé ne mesurait que 7,3 cm pour un poids de 14 g et le plus léger mesurait 7,9 cm pour 10 g. Le juvénile le plus grand et lourd était un mâle qui mesurait 13,7 cm pour 51 g.

Tableau 13. Mensurations moyennes des juvéniles des deux espèces capturés par tapettes et pièges vivants dans toutes les régions visitées.

	Rats noirs	Rats polynésiens
Longueur du corps (cm)	11,7 ±0,3 (s=1,3; n=67)	10,5 ±0,24 (s=1,4; n=100)
Poids (g)	44,6 ±2,8 (s=13,4; n=68)	32,2 ±1,8 (s=10,5; n=102)
Longueur de l'oreille (cm)	1,9 ±0,5 (s=0,7; n=7)	1,8 ±0,4 (s=0,4; n=3)
Longueur du pied (cm)	2,8 ±1,2 (s=1,9; n=7)	-
Longueur de la queue (cm)	14,7 ±1,0 (s=1,6; n=7)	-
Ratio longueur queue/longueur corps	1,3 ±0,06 (s=0,1; n=7)	-
Ratio poids/longueur corps	3,8 ±0,2 (s=1; n=67)	3 ±0,12 (s=0,7; n=99)

Le ratio longueur de la queue/longueur du corps des rats noirs ne diffère pas de façon significative selon que les individus capturés sont juvéniles ou adultes. Le ratio poids/longueur du corps est en revanche significativement différent entre les individus matures et les juvéniles des deux espèces (tests de Student, P=0,000; ddl=164,4 et P=0,000; ddl=132,1 respectivement).

Les piégeages n'ont pas révélé la présence de surmulots ou de souris en forêt humide ni dans le maquis de la Grande Terre. Ceci confirme une étude précédente (Rouys & Theuerkauf 2003). Nicholson & Warner (1953), basés au Mont Dore lors de la seconde guerre mondiale avaient aussi uniquement trouvé des rats noirs et des rats polynésiens en forêt. Ces auteurs ont capturé surmulots et souris principalement dans des zones herbeuses ou autour d'habitations. La seule observation d'un surmulot loin d'habitations a été faite par Whitaker et al. (2004) à une altitude d'environ 340 m sur la route d'accès au village de Tiébaghi. Lors de son activité, le village de Tiébaghi comptait de nombreuses familles, des marchés, des écoles... on peut donc supposer que les surmulots avaient colonisé cette agglomération et que celui découvert par Whitaker et al. (2004) était un descendant de l'époque où le village était occupé (1902-1964). Reste à savoir si ces animaux pourraient ensuite coloniser de plus grandes surfaces.

Taylor (1978) suggère que la prédation par les mustélidés est la raison pour laquelle, la distribution des surmulots en Nouvelle-Zélande est limitée aux sites proches de l'eau (lacs, cours d'eau...). Mais des données plus récentes, basées sur des îles vierges de mustélidés suggèrent que c'est plutôt la compétition avec les rats noirs qui restreint la distribution des surmulots (Harper et al. 2005). Ces auteurs ont trouvé les rats noirs et les rats polynésiens en forêt alors que les surmulots se limitaient aux zones de bord de mer. A Hawaï, Lindsey et al. (1999) notent que les surmulots sont rares en forêt humide où, comme en Nouvelle-Calédonie, rats noirs et rats polynésiens coexistent.

Les densités documentées pour les rats noirs lors de mon étude étaient assez élevées. Si comme le suggèrent Harper et al. (2005), la compétition avec les rats noirs est un facteur limitant les densités de surmulots, alors, un habitat de qualité sub-optimale pour les surmulots ainsi qu'une forte

compétition avec les rats noirs pourrait expliquer l'absence de cette espèce des forêts humides et du maquis.

Caractéristiques morphométriques

Pour la conservation, il est important de savoir distinguer les espèces de rats présentes. Faute d'avoir manipulé beaucoup de rongeurs, les personnes qui travaillent en forêt ou dans le maquis ne sont pas nécessairement sûres de leur identification, même en se basant sur les critères taxonomiques décrits dans la littérature. J'ai trouvé lors de mon étude que la longueur du corps des adultes appartenant aux deux espèces ne se recoupait pas, même si l'on prend en compte les extrêmes de l'écart type. La variable longueur du corps est donc intéressante pour l'identification des individus adultes par des personnes ayant peu de connaissances des espèces concernées. Il faut néanmoins toujours tenir compte de la possibilité de capturer des souris ou des surmulots et garder les spécimens en cas de doute (Cunningham & Moors 1993).

Les ratios longueur queue/longueur du corps et poids/longueur du corps sont significativement différents d'une espèce à l'autre, ce critère peut également permettre de différencier facilement les deux espèces. Le ratio longueur queue/longueur corps a l'avantage d'être également applicable aux juvéniles et pourrait donc aider au diagnostic d'espèce pour les observateurs néophytes. Le ratio poids/longueur du corps, quant à lui, peut également donner une indication de la condition dans laquelle se trouvent les animaux (Blackwell 2002). Jakob et al. (1996) notent qu'en général, ce ratio (poids/longueur du corps) est la plus simple mesure de la condition des animaux de toutes espèces, bien qu'il en existe des variations, la plus commune étant utilisée par l'industrie de la pêche et où la mesure linéaire est élevée à la puissance trois donnant ainsi une formule de condition=poids/longueur^3.

Comme dans mon étude, Tamarin & Malecha (1971) ont trouvé un dimorphisme sexuel pour les rats polynésiens de Hawaï, les mâles étant plus lourds que les femelles. En pesant des rats polynésiens dans deux zones

différentes, ces auteurs ont trouvé des poids moyens de 48,6 g et 49,3 g pour les rats polynésiens mâles et de 43,6 g et 39,8 g pour les rats polynésiens femelles. En Nouvelle-Guinée, les rats polynésiens mâles sont aussi plus lourds que les femelles avec des poids moyens de 45,3 g pour les femelles et de 49,8 g pour les mâles (Dwyer 1975) ou encore de 43,7 pour les femelles et de 45,5 pour les mâles (McPhee 1988). Les poids maxima des subadultes de Nouvelle-Guinée étaient de 32,5 g pour les femelles et de 34 g pour les mâles. King (1990) cite les mensurations suivantes pour différentes régions de la Nouvelle-Zélande (ordre croissant de latitude):

1. Île Macauley (îles Kermadec) 84 g et 13,3 cm pour les mâles; 72,1 g et 12,7 cm pour les femelles.
2. Île Marotiri 134,5 g et 15,8 cm pour les mâles; 104,4 g et 14,6 cm pour les femelles.
3. Île Tiritiri 108,5 g et 15,6 cm pour les mâles; 95,1 g et 14,7 cm pour les femelles.
4. Île Kapiti 91,1 g et 14,9 cm pour les mâles; 84,7 g et 13,9 cm pour les femelles.
5. Île Stewart 76,9 g et 12,6 cm pour les mâles; 67,2 g et 12,1 cm pour les femelles.

On constate donc que, dans tous les cas, les mâles sont plus grands et plus lourds que les femelles. Avec un poids moyen de 58 g pour les femelles et de 62 g pour les mâles, les rats polynésiens de Nouvelle-Calédonie se situent donc dans la norme supérieure pour la zone intertropicale. En revanche, ils sont en dessous des poids moyens de cette espèce pour les zones tempérées. Yom Tov et al. (1999) ont démontré que la taille des crânes des rats polynésiens augmentait avec la latitude. Il est probable que leur masse corporelle ainsi que leur taille suivent l'augmentation du crâne. King (1990) attribuait les valeurs élevées pour le poids et la longueur des rats polynésiens de l'île de Tiritiri à un effet fondateur (founder effect).

A Hawaï, Tamarin & Malecha (1971) n'ont pas décelé de dimorphisme sexuel significatif pour les rats noirs, bien que les mâles soient plus lourds que les femelles. Selon les régions, ces auteurs ont trouvé des poids moyens de 92,5 g et 108,9 g pour les rats noirs mâles, de 79,8 g et 99,4 g pour les rats noirs femelles. Il n'y avait pas non plus de dimorphisme sexuel pour le poids

et la longueur des rats noirs sur une île située au nord de l'île nord de la Nouvelle-Zélande (Miller & Miller 1995). Ces deux études sont donc en accord avec mes résultats. En revanche, les rats noirs mâles capturés par Innes et al. (2001) au centre de l'île nord de la Nouvelle-Zélande étaient significativement plus lourds et plus longs que les femelles.

A Hawaï, les poids médian des rats noirs à maturité sexuelle était de 107,9 g pour les mâles et de 76,7 g pour les femelles, les rats polynésiens quant à eux atteignaient la maturité sexuelle à des poids médians de 36,6 g pour les mâles et 39,2 g pour les femelles. Selon la méthode de capture, les rats noirs capturés par Innes et al. (2001) pesaient en moyenne 124 g ou 134 g. Miller & Miller (1995) présentent les poids moyens des rats noirs selon différentes classes d'âges le regroupement des classes de poids que j'aurais considérées comme des individus matures donne un poids moyens de 110,9 g pour les rats noirs capturés durant leur étude. Enfin, King (1990) cite des poids moyens entre 138 g (sud de l'île de Stewart, 47°08') et 166 g (Northland, 35°38') pour les mâles et entre 123 g (Parc National de Nelson Lakes, 41°50') et 140 g (Parc National de Egmont, 39°20') pour les femelles. Les longueurs du corps des rats noirs s'échelonnaient entre 15,2 cm (sud de l'île de Stewart, 47°08) et 18,8 cm (Parc National de Egmont, 39°20) pour les mâles et 14,8 cm (sud de l'île de Stewart, 47°08) et 17,5 cm (Parc National de Egmont, 39°20) pour les femelles (données citées dans King 1990). De ces données néo-zélandaises, on peut constater que les poids et longueurs des rats augmentent avec la latitude, comme pour les rats polynésiens.

En Nouvelle-Zélande comme en Nouvelle-Calédonie, on trouve les trois formes des rats noirs mais les proportions de chacune diffèrent d'une région à l'autre. Citons à titre indicatif les études de Innes et al. (2001) et de Dowding & Murphy (1994) qui ont trouvé des proportions de 79% *frugivorus*, 13% *rattus* et 8% *alexandrinus* sur 1587 rats capturés lors de la première étude et de 49% *alexandrinus*, 38% *frugivorus* et 13% *rattus* sur 37 rats capturés lors de la seconde étude. King (1990) cite une quinzaine d'études où les proportions des trois formes ont été documentées, dans l'ensemble, c'est la forme *frugivorus* qui est la plus commune en Nouvelle-Zélande, suivie de la forme *alexandrinus* et de la forme *rattus*. Les deux premières formes coexistent cependant rarement alors que la forme *rattus* est pratiquement

toujours présente mais à de faibles densités. Ewer (1971) qui a observé les interactions de rats en liberté a constaté comme moi que la forme *frugivorus* paraît plus agressive que les autres.

Les rats polynésiens semblent quitter le nid plus tard que les rats noirs puisque le ratio poids/longueur du corps des juvéniles polynésiens était nettement plus important que celui des rats noirs. Ceci pourrait néanmoins être le reflet de la taille à partir de laquelle les animaux peuvent être capturés dans les tapettes puisque les poids et tailles moyennes des juvéniles des deux espèces étaient comparables. Si les animaux plus petits ne peuvent être capturés dans les tapettes, les rats polynésiens au sortir du nid seraient ainsi épargnés.

Relations interspécifiques

Les rats polynésiens et rats noirs coexistent dans certaines régions du Pacifique. Par exemple à Hawaï (Tamarin & Malecha. 1971, Tamarin & Malecha. 1972, Sugihara 1997, Lindsey et al. 1999) ou encore sur certains des atolls des îles Marshall où on pouvait trouver en 1990-91 les combinaisons suivantes: rats noirs et rats polynésiens, rats noirs, rats polynésiens et souris ou rats noirs, rats polynésiens, surmulots et souris (Spenneman). En Nouvelle-Zélande, où des naturalistes s'intéressent de longue date aux espèces importées et à leurs éventuelles interactions, on a pu constater que la distribution des rats polynésiens s'est considérablement réduite à la suite de l'arrivée des européens (Taylor 1978). Dès la fin du 19eme siècle, les rats polynésiens, auparavant communs sur toute la Nouvelle-Zélande, avaient quasiment disparus de l'île Nord (Taylor 1978). Les rats polynésiens de Nouvelle-Zélande subsistent désormais presque uniquement sur les îles côtières (King 1990). Taylor (1975, 1978) attribue leur déclin à l'arrivée et à l'expansion des souris au 19eme siècle. Atkinson (1973) quant à lui, liait la disparition des rats polynésiens à l'arrivée des rats noirs qui sont considérés comme le compétiteur supérieur des rongeurs néo-zélandais (Yom-Tov et al. 1999, Innes 2001). Plus récemment, Russell & Clout (2004) ont démontré que la distribution des rats polynésiens sur des îles de la côte néo-zélandaise était négativement corrélée à la distribution de rats noirs. Leurs analyses se

limitaient cependant au statut « présent », « absent » ou « inconnu » des îles de leur étude. Il est par conséquent possible que la présence ou l'absence d'une des espèces soit liées à d'autres facteurs non quantifiés. En étudiant les interactions entre les rats noirs, les souris et les rats polynésiens, Yom-Tov et al (1999) ont conclu qu'il existe des interactions entre ces trois espèces mais que leur nature est difficile à déterminer. Pour leur part, ces auteurs considèrent que la disparition des rats polynésiens de la Nouvelle-Zélande et l'expansion des rats noirs qui lui est contemporaine est une coïncidence plutôt qu'autre chose. Finalement, Yom-Tov et al. (1999), rejoignent Taylor (1975, 1978) et concluent que les souris, du fait de leur écologie et de leur taille seraient plutôt l'espèce qui prendrait la niche occupée par les rats polynésiens en forêt. On voit donc à quel point les avis diffèrent quant à la cause de la quasi disparition des rats polynésiens de Nouvelle-Zélande et donc quant à la nature des relations entre rats noirs et rats polynésiens.

Pour ma part, il me semble logique que les souris, et non les autres espèces de rats, soient le compétiteur principal des rats polynésiens dont elles pourraient prendre la niche écologique. Ceci pourrait effectivement expliquer pourquoi, en Nouvelle-Calédonie, on peut trouver de fortes densités de rats polynésiens et de rats noirs dans le même habitat. Comme c'est généralement le cas en écologie, l'explication est probablement un peu plus complexe qu'une simple interaction entre espèces compétitrices.

Les résultats de mon étude permettent peut-être de mieux comprendre les relations entre rats noirs et rats polynésiens en fournissant une explication au mécanisme de cohabitation entre ces espèces. D'après mes résultats, il semblerait que les rats noirs aient une influence négative sur les rats polynésiens au delà d'un seuil de densité. Notons que la valeur de ce seuil de densité supposé actif (14 rats noirs par 100 nuits de piégeage) est plus élevée que celle que l'on trouve généralement en Nouvelle-Zélande en l'absence de rats polynésiens. C'est le cas dans la vallée de Orongorongo par exemple où les densités maximales enregistrées sur 30 ans étaient de 7,5 rats noirs par 100 nuits de piégeage et où il n'y a aucun rats polynésien (Efford et al. 2006). Il me semble donc que les densités de rats noirs ne peuvent pas être l'unique facteur limitant la présence ou l'abondance de rats polynésiens.

Je vois cependant deux raisons de douter de la valeur écologique de la régression – et donc du seuil de 14 rats noirs par 100 nuits de piégeage – entre les densités des rats noirs et des rats polynésiens, même si celle ci est significative. Premièrement, je ne disposais des données que de quatre sites où les densités de rats noirs étaient très élevées (plus que 25 rats par 100 nuits de piégeage). Il est possible que la régression soit un artefact causé par le faible échantillonnage. Deuxièmement, la méthode de régression n'est pas nécessairement la meilleure pour détecter une éventuelle compétition entre deux espèces (Abramsky et al. 1986). A ce stade, on peut donc dire qu'il ne semble pas exister de compétition entre les deux espèces puisqu'elles coexistent à assez hautes densités. Afin de pouvoir confirmer l'absence de compétition, il faudrait exclure les rats noirs d'une région et suivre l'évolution de l'autre espèce. Si l'on conçoit une expérience de ce type, je pense qu'il serait également intéressant de retirer les rats polynésiens d'une région pour observer la réaction des rats noirs en leur absence. En effet, il semble que les densités de rats polynésiens ont un impact négatif sur le poids et la condition physique des rats noirs. La chute du poids et du ratio poids/longueur des rats noirs pourrait refléter un impact direct des rats polynésiens par une compétition où ces derniers priveraient les rats noirs de nourriture.

Une alternative serait que certaines conditions favorables aux rats polynésiens (habitat ou autre) ne soient pas optimales pour les rats noirs, ce qui se traduirait par une baisse de condition de ces animaux. Si tel est le cas et que certains aspects de l'environnement sont plus favorables aux rats polynésiens, ceci pourrait expliquer la coexistence des deux espèces, même si les rats noirs se révèlent être des compétiteurs ou des prédateurs des rats polynésiens.

D'autre part, les populations de rats polynésiens, semblent avoir un forme d'autorégulation, probablement régie par certaines variables environnementales qui déterminent la capacité de charge de l'habitat (habitat carrying capacity). En effet la condition des rats polynésiens augmentait jusqu'à un seuil de densité de 13 rats polynésiens par 100 nuits de piégeage puis baissait. Ceci suggère donc que les ressources environnementales permettant de soutenir les populations de rats polynésiens deviennent limitées autour de ce seuil.

Facteurs qui influencent les densités

Les densités de rats variaient de façon importante d'une région à une autre. Ces variations auraient pu simplement être liées à l'écologie des rats, tout comme j'avais constaté des variations importantes au cours de l'année à la Rivière Bleue (voir le chapitre précédent). Auquel cas, on aurait alors pu s'attendre à ce que les densités des rats varient de façon significative d'un site à l'autre de la Rivière Bleue. Or, bien que j'aie échantillonné 35 sites, ce n'était pas le cas. La cause des variations importantes de densités selon les régions est donc à rechercher dans des facteurs externes plutôt que dans l'écologie des rats *per se*.

Pour expliquer de telles variations, le premier candidat semble l'habitat puisque de sa qualité dépendent les ressources disponibles et donc la densité des populations de rats ou leurs caractéristiques physiques. On sait par exemple que les rats noirs sont ubiquistes et peuvent vivre dans une variété de conditions climatiques et d'habitats (Innes et al. 2001) mais les densités auxquelles on le trouve ne sont pas uniformes. Aux îles Galapagos, Clark (1980) a constaté des différences importantes de densité selon l'habitat dans lequel il piégeait des rats noirs. Cet auteur suggère que les densités sont influencées par les besoins des rats en termes de microhabitat. Ceci implique que des variables environnementales, dont certaines pourraient être difficiles à quantifier car peu évidentes, limitent les densités de rats noirs. Les rats noirs capturés en Nouvelle-Zélande par Innes et al. (2001) en forêt native (podocarpe) étaient plus lourds et plus longs que ceux capturés dans des forêts exotiques matures. Ceci s'explique peut-être par une moindre densité d'invertébrés dans les forêts exotiques.

Dans mon étude, l'habitat n'avait pas d'influence sur les densités des rats polynésiens mais le ratio poids-longueur des animaux de cette espèce était plus faible dans le maquis qu'en forêt humide. La combinaison de ces deux informations suggère que les rats polynésiens sont à même de s'adapter avec succès aux conditions du maquis. Il me semble que les rats polynésiens pourraient être naturellement aptes à vivre dans des milieux pauvres. Par exemple en Nouvelle-Guinée cette espèce est présente dans les zones

herbeuses (grassland) mais pas en forêt humide et elle est rare dans les zones de repousse forestière (Dwyer 1975, McPhee 1988). Il est également possible que, depuis leur introduction il y a plus de trois mille ans, les rats polynésiens aient eu le temps de s'adapter aux conditions du maquis minier. Les rats noirs en revanche étaient quasiment absents de cet habitat. Les quelques individus que j'y ai piégé étaient également plus légers et avaient un ratio poids-longueur plus faible que la moyenne. Il est possible que les rats noirs, présents depuis seulement 200 ans n'aient pas eu le temps de développer les caractéristiques nécessaires à une bonne adaptation au maquis minier. Une autre hypothèse serait que les rats noirs, plus lourds, plus grands et plus arboricoles auraient du mal à trouver assez de nourriture dans le maquis.

Il est intéressant de constater qu'à la Rivière Bleue, les rats polynésiens sont plus abondants en forêt que les rats noirs alors que, paradoxalement, la situation est inversée dans les autres régions. C'est pourquoi je n'ai pas trouvé de différence significative entre les densités de rats polynésiens et de rats noirs en forêt sur l'ensemble des sites visités en Nouvelle-Calédonie. Il semble bien cependant que l'habitat joue un rôle important pour la distribution des espèces puisque partout dans le maquis minier, les rats polynésiens sont plus abondants que les rats noirs. Or, le substrat du maquis minier est toujours le même alors qu'en forêt le type de sol peut varier. Le substrat des forêts de la Rivière Bleue est le même que celui du maquis minier.

Le type de sol avait d'ailleurs une influence sur les densités de rats des deux espèces. En particulier, les sols ferralitiques ferritiques (catégorie 3) semblaient plus favorables aux rats polynésiens et les densités de rats noirs y étaient les plus faibles. Ce type de sol est très courant dans le sud du territoire, c'est celui des zones minières, il est typique du maquis minier. Les régions où on le rencontre sont la Rivière Bleue, la Montagne des Sources, la Haute Yaté, le Kouakoué, le Mont Humbolt et certaines parties de la réserve de Nodéla. Ses caractéristiques principales sont la pauvreté et la toxicité du sol qui ont sélectionné une végétation originale en grande partie endémique des régions où l'on trouve ces sols (Jaffré 1992). On a vu plus haut que les rats polynésiens semblaient capables de s'adapter au maquis minier, tandis que les rats noirs avaient du mal à y survivre. Je pense que le type de sol, est

potentiellement encore plus important pour les densités de rats que l'habitat lui même puisque c'est en partie du substrat que dépend la richesse d'un habitat, qu'il s'agisse de forêt ou de maquis. Ceci expliquerait pourquoi on trouve des densités si importantes de rats polynésiens dans les forêts de la Rivière Bleue alors qu'ils sont nettement moins abondants dans des forêts sur d'autres substrats. Dans les forêts sur des substrats plus riches, on a trouvé essentiellement des rats noirs, ce qui indique que cette espèce a des besoins nutritionnels plus importants.

L'altitude jouait également un rôle dans la distribution des densités de rats et cela de façon similaire à l'habitat, mais cette fois ci, il semblerait que les rats noirs aient l'avantage sur les rats polynésiens. En effet, les densités des rats noirs augmentaient avec l'altitude et ces animaux gagnaient en poids et en ratio poids/longueur selon l'élévation des sites échantillonnés. Aux îles Galapagos, Clark (1980) a également remarqué que les plus hautes densités de rats noirs se trouvaient dans les zones les plus hautes, cependant, les altitudes maximales qu'il a échantillonnées n'étaient qu'autour de 600 m. Pour la Nouvelle-Zélande, King (1990) mentionne également que les rats noirs sont encore présents à des altitudes d'environ 1100 m. D'après mes résultats et ceux des auteurs cités plus haut, il me semble que les régions d'altitude plus élevées sont propices aux rats noirs. Ceci indiquerait soit une adaptation des rats noirs aux conditions d'altitude soit de meilleures ressources alimentaires pour cette espèce. Une éventuelle limite se situerait plus haut que ce que l'on trouve sur la Grande Terre puisque lors d'une étude de la distribution altitudinale des rongeurs du Mont Elgon (Ouganda), Clausnitzer & Kityo (2001) n'ont plus trouvé de rats noirs au dessus de 2000 m d'altitude.

Les rats polynésiens réagissaient moins bien à l'altitude que les rats noirs. Les densités de rats polynésiens chutaient alors que leurs poids et ratios poids/longueur ne changeaient pas, suggérant que ces animaux étaient incapables de s'adapter au changement de conditions. En Nouvelle-Zélande, la limite altitudinale de présence des rats polynésiens est d'au moins 1300 m, aussi bien pour l'île sud que pour l'île nord (King 1990). En Nouvelle-Guinée, Dwyer (1975) a trouvé des rats polynésiens principalement en dessous de 2200 m mais Lidicker & Ziegler (1968) cités dans Dwyer (1978) avaient capturé cette espèce jusqu'à 2500 m.

Russell & Clout (2004) ont trouvé que la distribution des rats noirs sur des îles de la Nouvelle-Zélande était négativement influencée par la présence de hautes montagnes sur les îles. Ces auteurs postulent donc que puisque les îles les plus montagneuses sont généralement les mieux préservées, leur intégrité relative les protégerait des invasions, expliquant ainsi l'absence de rats noirs. Lors de mon étude, même les forêts en altitude, n'ayant jamais été exploitées et loin de toute activité humaine étaient infestées de rats. Il semble donc peu probable que l'intégrité d'un milieu puisse le préserver d'invasions par les rongeurs. Je suppose que les habitats primaires des îles montagneuses étudiées par Russell & Clout (2004) ont été préservées car ces îles, difficiles d'accès sont moins souvent visitées et peu ou pas habitées, ce qui a également ralenti l'invasion par les rats. Malheureusement, on ne peut pas généraliser cela à la Nouvelle-Calédonie où même les régions d'habitat primaire et peu visitées peuvent avoir des populations importantes de rats, avec des conséquences potentiellement importantes pour la conservation.

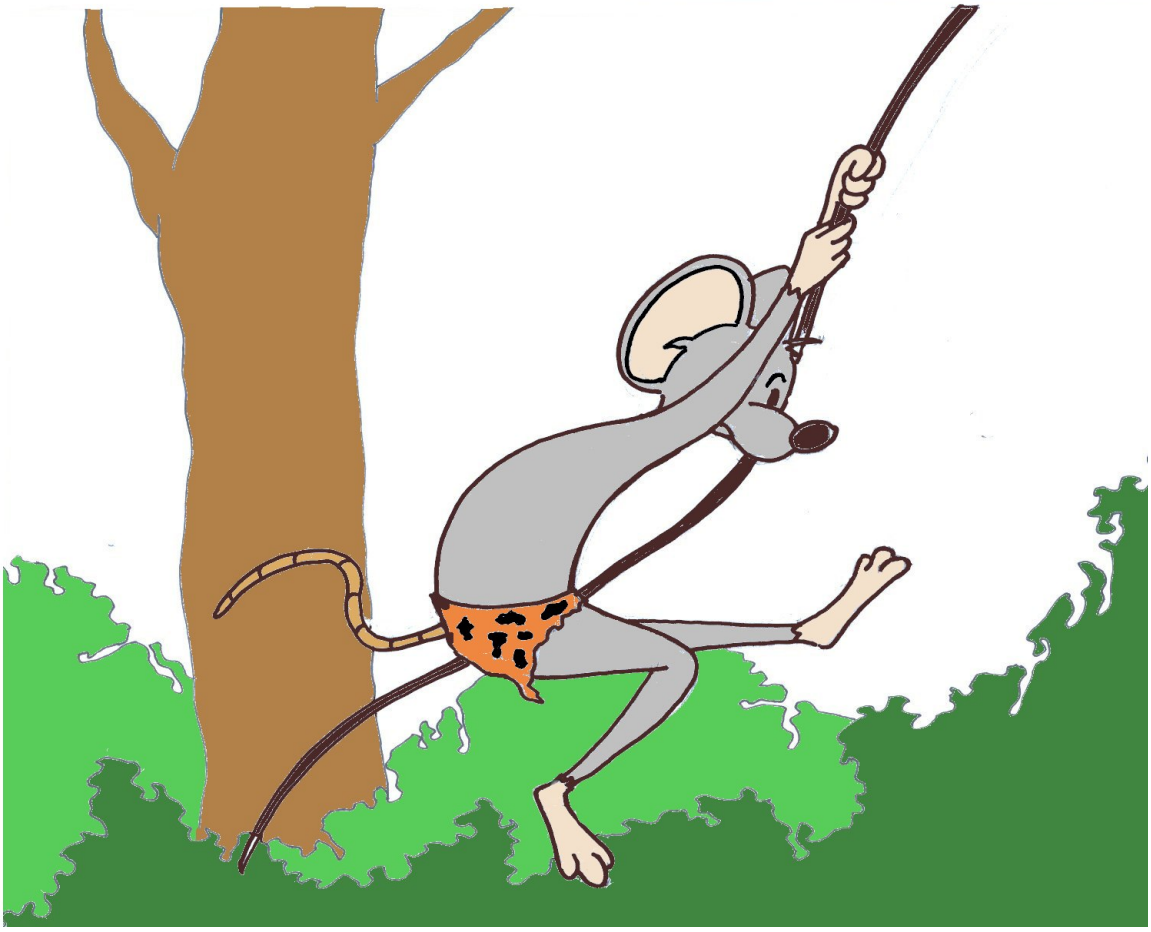
Altitude et pluviométrie sont souvent liés. C'est probablement la raison pour laquelle la pluviométrie n'avait pas d'influence sur les densités de rats noirs alors que celles des rats polynésiens chutaient à partir d'environ 3300 mm par an. Cette limite représente d'ailleurs la pluviométrie moyenne pour la région de la Rivière Bleue où les rats polynésiens se trouvent à fortes densités.

Les études d'espèces sympatriques risquent d'être biaisées s'il y a compétition par interférence entre deux ou plusieurs espèces puisqu'on risque d'attraper proportionnellement plus d'individus de l'espèce dominante (Harper & Veitch 2006). Si l'on suspecte qu'une telle compétition affecte les résultats du piégeage, il convient alors d'intensifier la méthode de capture, sur un quadrillage par exemple qui, on l'a vu au précédent chapitre permet d'attraper l'espèce subordonnée en son coeur ou par de plus longues périodes de piégeage (Haper & Veitch 2006). Si les rats polynésiens sont affectés par des densités de rats noirs supérieures à 14 rats noirs/100 nuits de piégeage, cela pourrait aussi expliquer pourquoi j'ai trouvé de faibles densités de rats polynésiens dans les régions où il y avait de fortes densités de rats noirs. Les rats polynésiens y seraient peut-être présents à plus fortes densités mais je n'aurais pas piégé assez longtemps pour le révéler. Il me semble donc que pour bien pouvoir comprendre les relations entre espèces, il faudrait piéger

selon un quadrillage et sur plusieurs jours dans quelques régions où l'on sait que les densités de rats noirs sont différentes. C'est d'ailleurs ce qu'on constaté d'autres chercheurs travaillant dans des zones de fortes densités de rats noirs (H. Blaffart et F. Brescia, communications personnelles). Lors de mon étude, je n'ai pas pu évaluer l'impact de certains autres facteurs susceptibles d'influencer les densités des rats. Citons en particulier l'abondance de leurs prédateurs (Blackwell et al. 2003) et la quantité ou la qualité des ressources alimentaires (Harper 2005b). Les résultats de cette partie de mon travail indiquent cependant que les rats noirs et les rats polynésiens sont capables de coexister sous certaines conditions. La clause de première importance semble être que le milieu ne soit pas trop favorable aux rats noirs puisque c'est dans les forêts sur roches ferralitiques ferritiques que j'ai trouvé des densités importantes des deux espèces.

Mes résultats sont importants du point de vue de la conservation puisqu'ils permettent de mieux cerner les régions où les rats noirs sont abondants. Rappelons que les rats noirs sont considérés comme une des 100 espèces introduites les plus dangereuses en raison des dégâts qu'ils sont capables de causer. Il est nécessaire de noter que ces animaux sont présents à hautes densités jusque dans des habitats primaires et isolés. Ceci est important car les chats suivent les rats et sont également présents dans ces zones reculées (Rouys & Theuerkauf 2003), ce qui ajoute un prédateur potentiel supplémentaire. Par ailleurs, lorsqu'on cherche à désigner une zone pour la protection d'espèces endémiques, on aurait tendance à sélectionner les régions reculées qui, intuitivement, semblent naturellement protégées. Malheureusement, du point de vue de la prédation par les mammifères introduits, ces régions isolées ne sont probablement pas mieux protégées et un contrôle des mammifères serait beaucoup plus difficile dans des régions reculées.

Chapitre 4.
Utilisation de l'espace



Faut-il partir? rester? Si tu peux rester, reste;
Pars, s'il le faut. L'un court, et l'autre se tapit
Pour tromper l'ennemi vigilant et funeste,
Le Temps ! Il est, hélas! des coureurs sans répit

Charles Baudelaire, extrait du « Voyage » (Les Fleurs du Mal)

Introduction

Les rats introduits dans des écosystèmes insulaires, sont souvent la cause d'extinctions importantes de la faune locale. Ceci est acquis pour la plupart des îles de surface importante telles que la Nouvelle-Zélande, Hawaï ou l'Australie. En revanche, il n'existe aucune information confirmant une prédation significative par ces rongeurs sur l'avifaune ou l'hérpétofaune de Nouvelle-Calédonie. De telles informations sont cependant cruciales à tout effort de gestion des espèces indigènes ou introduites. Le but de mon travail est donc de fournir des données de base permettant de mieux comprendre le rôle des rats dans les écosystèmes de forêt humide et du maquis calédonien.

Dans cette optique, il ne suffit pas de se concentrer sur la prédation des rats ou sur leur dynamique de population. Si l'on souhaite pouvoir contrôler les rats en forêt, il est important d'effectuer des études sur leur comportement et en particulier sur leurs domaines vitaux car ceci permet la répartition optimale de pièges ou d'appâts (Pryde et al. 2005). Hooker & Innes (1995) considèrent les études par télémétrie comme essentielles à toute stratégie de gestion car elles facilitent l'élaboration d'opérations de contrôle. Ces auteurs recommandent donc de documenter les comportements suivants: temps passé dans les arbres, déplacements, domaines vitaux et organisation sociale.

On sait que les rats noirs et les rats polynésiens sont agiles et grimpent facilement aux arbres (King 1990, Lindsey et al. 1999). Cependant, comme le font remarquer Lindsey et al. (1999), il existe peu de données décrivant leur utilisation de l'espace et de la strate arbustive en forêt humide. Pourtant, la proportion de temps que passent les rats dans les arbres détermine les contacts potentiels qu'ils peuvent avoir avec des oiseaux, leurs nids ou tout simplement avec les appâts ou pièges posés au sol. Il y a également peu d'études de ces espèces par radio-pistage en Nouvelle-Zélande (Dowding & Murphy 1994) où il y a pourtant déjà beaucoup de travaux sur ces

rongeurs introduits.

Une des raisons les plus communes d'étudier les mouvements d'animaux est de mieux comprendre la façon dont les individus d'une espèce utilisent leur environnement. Cela est essentiel à la compréhension de la biologie d'une espèce (Aplin et al. 2003). Même s'il est acquis que les rats noirs sont très adaptables, et que la généralisation d'une observation est hasardeuse, il demeure néanmoins intéressant d'observer les différentes réponses qu'ils peuvent avoir selon l'environnement. Comme suite logique au chapitre précédent il est également intéressant d'observer les interactions entre les deux espèces ou leurs différentes stratégies d'utilisation de l'espace dans le but de mieux comprendre les mécanismes qui leur permettent de coexister.

Afin d'apporter de nouvelles informations sur l'écologie des rats noirs et des rats polynésiens des forêts humides de Nouvelle-Calédonie, j'ai inclus des activités de radio-pistage à mon travail de thèse. Les objectifs de cette partie de mon travail sont de:

1. déterminer les domaines vitaux des rats noirs et des rats polynésiens en forêt humide ainsi que les éventuels facteurs qui influenceraient leur superficie
2. quantifier la proportion de temps passée par chaque espèce dans les arbres et sur le sol
3. trouver les cachettes diurnes de ces animaux

Mouvements, activité et utilisation de l'espace

Radio-pistage

Figure 40. Clémence Chatreau en train de localiser un rat.

Le radio-pistage permet de suivre les animaux sans interférer outre mesure avec leur comportement. On peut ainsi localiser les endroits où les rats passent la journée et les trouver la nuit lorsqu'ils sont actifs (figure 40). A partir des données obtenues, il est possible de déterminer les domaines vitaux, l'utilisation de l'espace ainsi que les rythmes d'activité de l'animal suivi.

J'ai utilisé des émetteurs produits par la compagnie Sirtrack (Havelock North, Nouvelle-Zélande). Ces colliers émettaient une onde continue modulée régulièrement (40 fois par minute). La puissance du signal était d'environ 0.5 µW. Les fréquences d'émission couvraient une étendue allant de 151 à 152 Mhz. Les parties électroniques ainsi que la pile des émetteurs étaient couvertes soit d'époxy soit d'acrylique dentaire. Il y avait aussi deux modèles d'antennes: les unes externes, les autres en cuivre et incluses dans le collier. Le poids des émetteurs variait en fonction de l'espèce suivie, de 2,3 g à 4 g pour les rats Polynésiens et de 4 g à 6 g pour les rats noirs. Pour localiser les rats, j'utilisais une antenne Yagi à trois éléments et un récepteur Jupiteru MVT 7000.

Je piégeais les rats destinés au radio-pistage uniquement en forêt humide afin d'éviter d'avoir à prendre en compte le facteur « habitat » dans

les analyses de l'utilisation de l'espace par les rats. Il y a en effet de nombreuses difficultés à surmonter lorsqu'on effectue une analyse de préférence d'habitat comme par exemple l'échantillon ou le fait que la distribution de l'habitat ne soit pas homogène (Aebischer et al. 1993). Certains rats s'aventuraient cependant parfois dans des zones de maquis mais je n'ai pas analysé l'utilisation de l'habitat car je disposais de trop peu de données pour ce faire.

Seuls les animaux adultes dont le poids était suffisant étaient équipés d'un émetteur. Celui-ci ne pesait pas plus que 7% du poids du corps de son porteur. Pour réduire le temps de manipulation et donc le stress des animaux, les rats n'étaient pas anesthésiés. Une anesthésie aurait également pu accroître le risque de prédation sur les animaux en phase de réveil au moment de leur remise en liberté. Pour la pose de l'émetteur, une personne maintenait l'animal tandis qu'une autre plaçait le collier. L'animal était ensuite immédiatement relâché sur le lieu de capture.

Les localisations se faisaient quotidiennement en suivant le signal jusqu'à ce que l'animal soit à proximité immédiate. Les localisations des rats en coordonnées UTM étaient notées ainsi que leur activité, la position 3D de l'animal (en sous sol, sur le sol ou dans les arbres), s'il pleuvait ou non, l'habitat dans lequel le rat se trouvait ainsi que toute autre observation. Les localisations de jour fournissaient des informations sur les lieux choisis par les rats pour se cacher. Accessoirement, on pouvait également retrouver le rat ou ses restes en cas de mortalité. Les données de nuit fournissaient des informations sur le domaine vital, l'utilisation tridimensionnelle de l'espace et de l'habitat ainsi que sur le rythme d'activité du rat. La méthode communément utilisée pour localiser des animaux porteurs d'émetteurs est la triangulation, où la position de l'animal est obtenue par un recoupement d'au moins trois azimuts (White & Garrot 1990). Cette méthode conduit cependant à des erreurs de localisation et d'estimation des mouvements, surtout si l'animal bouge sur de petites distances (Rouys et al. 2001, Kauhala, K. & T. Tiilikainen. 2002). Pour éviter toute erreur liée à la triangulation, le rat était donc approché jusqu'à ce que la force du signal indique sa proximité immédiate (un signal optique se déclenche au voisinage de l'émetteur et son intensité augmente avec la proximité de celui-ci). J'ai effectué des tests avec

des colliers cachés et il s'est avéré que l'erreur de localisation était de moins de 5 mètres. En revanche, il était impossible de donner la hauteur des rats s'ils étaient dans la canopée. Dans ce cas, il était uniquement possible de dire si l'animal se trouvait en hauteur ou non. Des tests avec les colliers cachés ont confirmé l'exactitude des estimations « en hauteur », « au sol » ou « en sous-sol ». Des observations occasionnelles de l'animal lors du radio-pistage me permettent d'affirmer que la présence de pisteurs ne dérange pas les rats. Dowding & Murphy (1994) ont utilisé la même méthode pour localiser les rats qu'ils suivaient, ils n'ont pas non plus constaté qu'ils avaient dérangé les rats en les approchant. De jour comme de nuit, les coordonnées UTM des rats étaient obtenues grâce à un GPS (erreur moyenne d'environ 15 m).

J'avais choisi de localiser les rats deux fois par 24 heures (une fois la nuit et une fois le jour) afin que les localisations soient indépendantes les unes des autres. Cette indépendance est importante lors du calcul de la surface du domaine vital des animaux. Pour éviter toute auto-corrélation, deux localisations consécutives d'un individu devraient être suffisamment espacées dans le temps pour de lui permettre de traverser son domaine vital (White & Garrott 1990, Rooney et al. 1998).

Utilisation de la strate arbustive

Pour déterminer plus précisément la façon dont les rats utilisent leur habitat, j'ai eu recours à une autre méthode. Des appâts de pomme de terre crue marinée dans du nuoc mam étaient placés pour une nuit à trois hauteurs différentes dans la forêt (figure 41): au sol, à mi-hauteur (entre 50 cm et 2 m de haut) et en hauteur (plus haut que 2 m). Le matin, je notais l'état des appâts selon quatre catégories: intact, grignoté (un ou deux coups de dents visibles), mangé (une partie de l'appât manquant) et disparu. On voit bien les traces de dents de rongeurs dans les appâts (figure

Figure 41. Pose d'appâts de pomme de terre dans les arbres.

42) mais il est impossible de dire si les appâts qu'on ne retrouve pas ont été enlevés par des rats ou par d'autres animaux. Les hauteurs choisies pour poser les appâts correspondent à l'utilisation d'habitat par les différentes espèces de passereaux potentiellement consommées par les rats. De nombreux passereaux nichent à mi-hauteur. Une plus forte utilisation de cette strate de la forêt pourrait indiquer un risque accru pour ces oiseaux en période de nidification.

Cette méthode a l'avantage de fournir une grande quantité de données sur l'utilisation de la strate arbustive par les rats. Elle est également très peu onéreuse par rapport au radio-pistage. Son désavantage principal est qu'il est impossible de reconnaître l'espèce du rat qui a laissé des traces de dents sur les appâts. Pour cette raison, il est important de joindre les deux méthodes: radio-pistage et pose d'appât car le radio-pistage fournit des données précises sur l'utilisation de la canopée par les deux espèces.

Figure 42. Un morceau de pomme de terre grignoté par un rat.

Analyses

Domaines vitaux

La méthode la plus communément utilisée pour calculer la surface du domaine vital d'animaux radio-pistés est celle du polygone convexe minimum (PCM). Le polygone convexe minimum est obtenu en reliant les localisations les plus extrêmes les unes aux autres. Il est donc nécessaire d'avoir un minimum de trois localisations différentes afin de pouvoir calculer le PCM. Cette méthode peut conduire à des surestimations ou parfois à des sous estimations du domaine vital si les animaux évitent une zone d'habitat qui se trouve à l'intérieur du polygone formé par leurs localisations. J'ai utilisé l'extension « animal movement » du logiciel ArcView pour calculer la surface du PCM de chaque rat suivi par télémétrie.

J'ai ensuite calculé la distance entre deux localisations consécutives des rats. Les deux localisations consécutives étaient généralement effectuées la nuit puis le jour. Pour mieux refléter la façon dont les rats utilisaient leurs cachettes (localisations de jour) et leur domaine vital (localisations de nuit), j'ai aussi calculé les distances séparant deux localisations nocturnes et deux localisations diurnes. Pour déterminer le nombre minimal de localisations nécessaires à l'obtention d'un domaine vital représentatif, j'ai cumulé le nombre de localisations (en incréments de 5) en fonction de l'augmentation de la surface du domaine vital des rats comme suggéré dans Kenward (1987).

Activité

Pour calculer les pourcentages d'activité sur une journée, j'ai séparé la journée en quatre parties selon les heures de coucher et lever du soleil. La nuit, a été fixée du coucher du soleil jusqu'à une demi-heure avant le lever du soleil. Le jour commençait au lever du soleil et finissait une demi-heure avant le coucher du soleil. Comme il y avait peu de localisations pendant les plages d'heures intermédiaires, j'ai groupé l'aube et le crépuscule en une catégorie dite « entre deux ». Cette catégorie comprenait la demi-heure entre la fin de la nuit et le lever du soleil et la demi-heure entre le jour et la nuit. J'ai ensuite calculé la proportion de localisations actives pour chacune de ces parties de la journée.

Utilisation de l'espace

Cachettes

J'ai analysé les préférences des rats en matière de cachettes diurnes de différentes manières:

1. de façon descriptive, par les observations des endroits où nous trouvions les rats et par la fidélité à chaque site (temps moyen resté dans chaque site et différences entre espèces et sexes),
2. en analysant l'homogénéité de la distribution de leur cachettes en sous sol, sur le sol ou en hauteur par un test de Khi deux. J'ai également utilisé un test de Khi deux pour comparer la proportion de localisations de rats inactifs dans la strate arbustive selon les espèces de rats.

Utilisation de la strate arbustive en période d'activité

Pour ces analyses je disposais de deux types de données: celles de radio-pistage et celles des appâts de pommes de terre. Tout d'abord, comme pour les cachettes diurnes, j'ai analysé les comportements de chaque espèce en me basant sur les données de télémétrie. J'ai testé l'homogénéité de leur utilisation du sol ou de la canopée par un test de Khi deux. J'ai aussi testé l'influence de la pluie sur l'utilisation de la canopée. Par ailleurs, j'ai comparé les proportions d'appâts de pomme de terre grignotés à différentes hauteurs de la forêt, ce qui donne une indication de l'utilisation que font les rats de chacune de ces hauteurs.

Utilisation de l'espace

Domaines vitaux

Différences inter-spécifiques

Les domaines vitaux des différents rats suivis par télémétrie variaient considérablement d'un individu à l'autre (tableau 14). C'est pour les rats

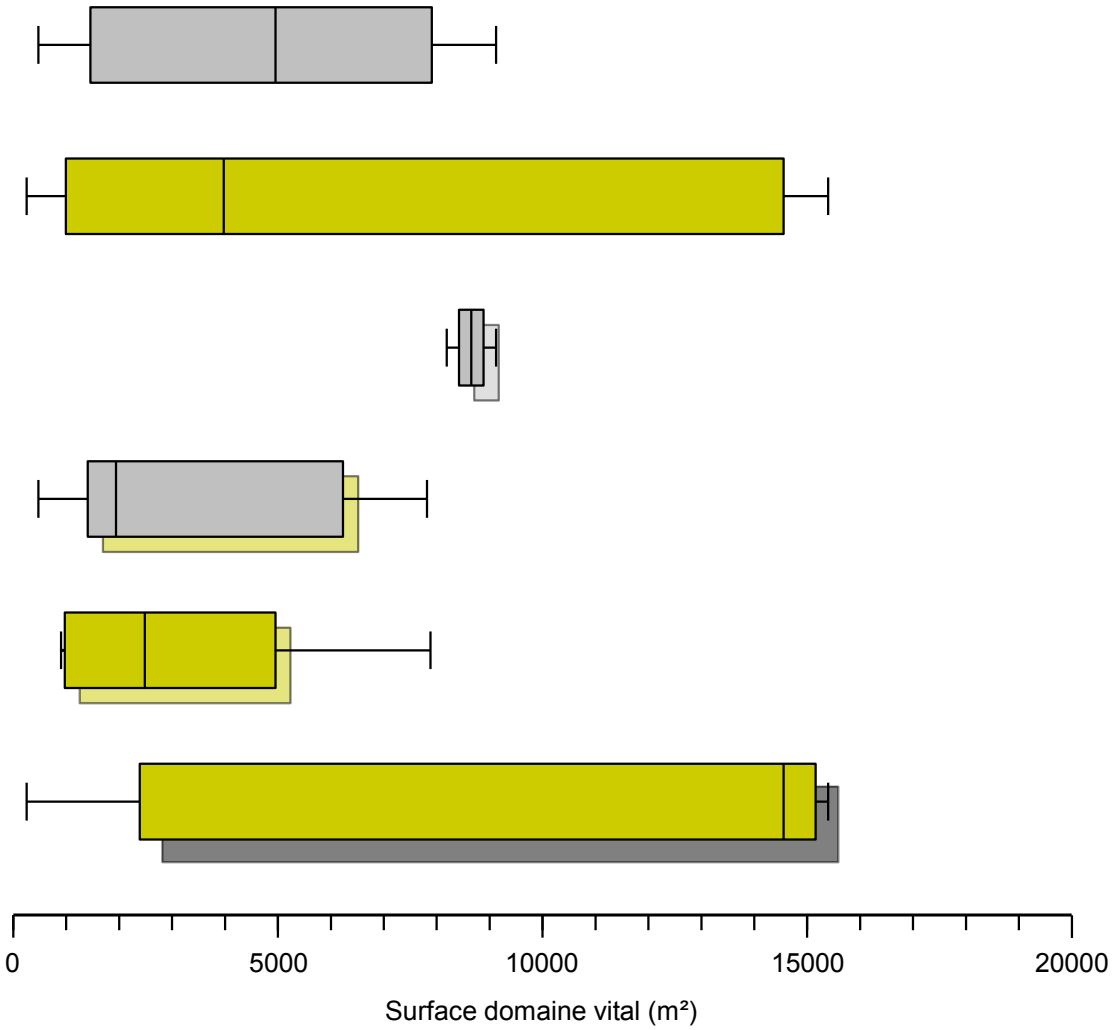


Figure 43. Valeurs minimales, premiers quartiles, médianes, troisième quartiles et valeurs maximales pour les domaines vitaux de tous les rats polynésiens (en jaune) et les rats noirs (en gris), des rats noirs femelles (en gris ombré de rose) et mâles (en gris ombré de bleu) et des rats polynésiens femelles (en jaune ombré de rose) et mâles (en jaune ombré de bleu).

polynésiens que ces variations étaient les plus importantes puisque la médiane de la surface des domaines vitaux de cette espèce se situait vers 4000 m² alors que les valeurs minimales et maximales étaient respectivement de l'ordre de la centaine de mètres carrés et de plus de 15 000 m² (figure 43).

Tableau 14. Espèce, sexe, surface (m²) du domaine vital, distance moyenne entre deux localisations, période de suivi de chaque rat radio-pisté.

Rat numéro	Espèce	Sexe	Surface du domaine vital (m²)	Distance moyenne entre deux localisations (m)	Période de suivi	n localisations
1	Rat noir	M	1448	24,9 (18,9)	04/10/2002-09/10/2002	12
4	Rat noir	M	7506	47,1 (27,8)	25/08/2003-07/10/2003	39
7	Rat noir	F	8188	42,1 (39)	31/07/2004-01/03/2005	112
7,1	Rat noir	M	7814	77,4 (54,3)	15/12/2004-29/12/2005	14
8	Rat noir	M	2405	28,2 (23,4)	06/10/2005-19/10/2005	13
10	Rat noir	M	1383	35,5 (26,4)	13/11/2005-17/11/2005	5
15	Rat noir	F	9121	48,4 (33,2)	21/12/2005-17/05/2006	63
16	Rat noir	M	473	55 (46,4)	28/12/2005-04/01/2006	4
Moyennes rats noirs			**4796 ±2330 (s=3660)**	**44,8 ±23,3 (s=36,6)**		
2	Rat polynésien	F	3979	42,1(18,6)	14/12/2002-27/12/2002	11
3	Rat polynésien	F	994	18,5 (16,4)	09/07/2003-14/07/2003	14
5	Rat polynésien	M	15159	92,3 (59,7)	18/10/2003-21/10/2003	7
6	Rat polynésien	M	14556	181,7 (133,8)	28/10/2003-04/11/2003	13
7,2	Rat polynésien	M	253	54,7 (82)	07/12/2004-15/12/2004	4
9	Rat polynésien	M	2391	48,3 (30,2)	12/10/2005-19/10/2005	5
11	Rat polynésien	F	788	51,2 (33,9)	06/11/2005-16/02/2006	53
12	Rat polynésien	M	15398	83,5 (43,7)	06/12/2005-13/12/2005	7
17	Rat polynésien	F	905	23 (14,7)	24/01/2006-17/02/2006	6
Moyennes rats polynésiens			**6835 ±3933 (s=6556)**	**63,35± 41,6 (s=69,4)**		

En moyenne, la superficie totale des domaine vitaux des rats noirs était inférieure d'environ 2000 m² à celle des rats polynésiens (tableau 14). Bien qu'elle soit importante, cette différence n'était pas significative (test de

Student, *P*>0,05).

Les distances entre localisations consécutives variaient de façon significative d'un individu à l'autre (tableau 1, ANOVA, *P*=0,011, ddl=7 pour les rats noirs et *P*=0,000, ddl=8 pour les rats polynésiens). Si l'on considère le sexe et la période de la journée séparément, ces variations entre individus ne sont significatives que pour les rats noirs mâles le jour (ANOVA, *P*=0,019, ddl=4). J'ai donc calculé les moyennes selon les espèces, les sexes et les moments de la journée (tableau 14).

Sexe, domaines vitaux et mouvements

Les domaines vitaux des rats noir femelles étaient plus grands que ceux des mâles (tableau 15). Les différences entre les sexes étaient si importantes que la surface maximale enregistrée pour les domaines vitaux des rats noirs mâles était inférieure au plus petit domaine vital des femelles de cette espèce (figure 43).

Les femelles des rats polynésiens avaient en revanche des domaines vitaux nettement plus petits que ceux des mâles, la surface maximale des domaines vitaux des femelles atteignant à peine la médiane de mâles (figure 43). Pour les moyennes, cette différence n'était pas significative (test de Student).

Il n'y a pas de différence significative entre les distances d'une localisation à l'autre pour les rats noirs mâles et femelles (tableau 15, test de Student, *P*=0,761, ddl=252). Les rats polynésiens mâles parcourent en revanche de plus grandes distances que leurs congénères femelles (test de Student, *P*=0,001, ddl=32,12). Si l'on affine ce calcul pour considérer séparément les localisations faites le jour et la nuit, on retrouve des tendances similaires. En effet, les rats noirs mâles et femelles parcourent des distances similaires la nuit et le jour (test de Student, *P*=0,912, ddl=110 pour les localisations nocturnes et *P*=0,305, ddl=126 pour les localisations diurnes). En revanche, les distances parcourues le jour comme la nuit par les rats polynésiens mâles sont significativement plus grandes que celles des femelles (test de Student, *P*=0,035, ddl=11,52 pour les localisations nocturnes et *P*=0,022, ddl=13,71).

Les distances entre deux localisations nocturnes des rats noirs étaient significativement plus importantes que celles entre deux localisations diurnes et ceci pour les deux sexes (test de Student, *P*=0,000, ddl=165 pour les femelles et *P*=0,000, ddl=60,43 pour les mâles). Pareillement, les distances entre deux localisations des rats polynésiens femelles étaient plus importantes la nuit que le jour (test de Student, *P*=0,000, ddl=60,65). En revanche, pour les rats polynésiens mâles, les distances séparant deux localisations faites le jour ou la nuit ne variaient pas de façon significative (test de Student, *P*=0,138, ddl=24).

Les distances entre deux localisations consécutives des rats polynésiens étaient significativement plus importantes que celles des rats noirs (test de Student, *P*=0,009, ddl=137,49). Ceci se retrouve également pour les localisations consécutives diurnes (test de Student, *P*=0,01, ddl=178) ainsi que pour les localisations nocturnes (test de Student, *P*=0,046, ddl=54,18). Cette différence est attribuable aux mâles (test de Student, *P*=0,013, ddl=13,79 pour les localisations diurnes et *P*=0,031, ddl=11,63 pour les localisations nocturnes). Il n'y avait pas de différence significative pour les distances entre localisations des femelles des deux espèces (test de Student, *P*=0,982, ddl=111,945 pour les localisations diurnes et *P*=0,833, ddl=109 pour les localisations nocturnes).

Tableau 15. Surface des domaine vitaux et distances parcourues entre deux localisations par les rats noirs et polynésiens en fonction du sexe des animaux – données obtenues par télémétrie à la Rivière Bleue entre 2002 et 2006.

	Surface moyenne du domaine vital (m²)		Distance moyenne entre deux localisations consécutives (m)		Distance moyenne entre deux localisations diurnes (m)		Distance moyenne entre deux localisations nocturnes (m)	
	femelles	mâles	femelles	mâles	femelles	mâles	femelles	mâles
Rats noirs	8654 ±932 s=659 n=2	3510 ±2673 s=3274 n=6	44,4±5,6 s=37,1 n=173	45,9±8,1 s=36 n=81	19,5 ±7,1 s=34,1 n=91	14,4 ±6,9 s=21 n=37	49,7 ±5,6 s=30,7 n=76	49 ±5,6 s=31,9 n=36
Rats polynésiens	3340 ±3289 s=3289 n=4	9551 ±6759 7557 n=5	43 ±7,0 s=31,6 n=80	63,4 ±5,6 s=115,9 n=31	19,6 ±5,6 s=20,2 n=38	71,9 ±39,9 s=74,6 n=14	51 ±9,7 s=28,7 n=35	127,6 ±62,9 s=109 n=12

Activité

La nuit, 82,4% des localisations des rats noirs indiquaient qu'ils étaient actifs. Lorsque les rats noirs étaient considérés comme inactifs la nuit, ils étaient généralement en sous sol (61,9%), sur le sol dans un tiers des cas (33,3%) et en hauteur dans seulement 4,8% des cas. Les rats polynésiens étaient aussi principalement actifs la nuit avec 88,7% des localisations nocturnes considérées comme actives. Lorsqu'ils étaient inactifs la nuit, les rats polynésiens étaient aussi principalement en sous-sol (66,7% des cas) et rarement sur le sol ou en hauteur.

La journée les rats noirs et les rats polynésiens étaient principalement inactifs (98,5% pour les rats noirs et 90,7% pour les rats polynésiens). Les rats des deux espèces se trouvaient toujours en sous sol lorsqu'ils avaient été considérés comme actifs la journée.

Dans la période qui englobe les demi-heures de l'aube et du crépuscule, les rats noirs étaient généralement inactifs (5 localisations sur 6) et la seule localisation de rat polynésien s'avéra inactive. Trois des cinq localisations inactives des rats noirs étaient en sous-sol, les deux autres en hauteur. La localisation active du rat noir était sur le sol, le rat était donc probablement déjà sorti de sa cachette. Le rat polynésien localisé inactif se trouvait en sous-sol.

Mortalité

Beaucoup de rats suivis par télémétrie sont morts lors du pistage. Trois rats mâles (deux rats polynésiens et un rat noir) ont été tués et mangés par des chats, ils ne restait d'eux que leur estomac et le collier. Deux autres mâles (un rat polynésien et un rat noir) ont été retrouvés morts de causes indéterminées. L'émetteur de deux autres rats noirs mâles a continué à émettre en sous-sol jusqu'à la fin de vie de la batterie sans qu'il soit possible de déterminer si le rat était mort en sous-sol ou s'il avait réussi à enlever son collier. Sur les cinq rats polynésiens mâles suivis, on a donc un taux de mortalité de 60%. Ce taux s'élève pour les six rats noirs à au moins 33% (et à 66% en cas de décès des deux rats dont l'émetteur est resté en sous sol).

Surface de l'espace vital en fonction du nombre de localisations

Au delà du seuil des cinq premières localisations, le domaine vital des rats polynésiens mâles est plus élevé que celui des femelles ou des rats noirs, tous sexes confondus (figure 44). Leurs espaces vitaux s'agrandissent également plus rapidement que ceux des autres rats mais le contact avec ces animaux a été perdu avant 20 localisations et la surface de leur domaine vital semble toujours en croissance. Les deux rats polynésiens mâles pour lesquels je disposais de moins de cinq localisations avaient cependant des domaines vitaux plus petits que la moyenne.

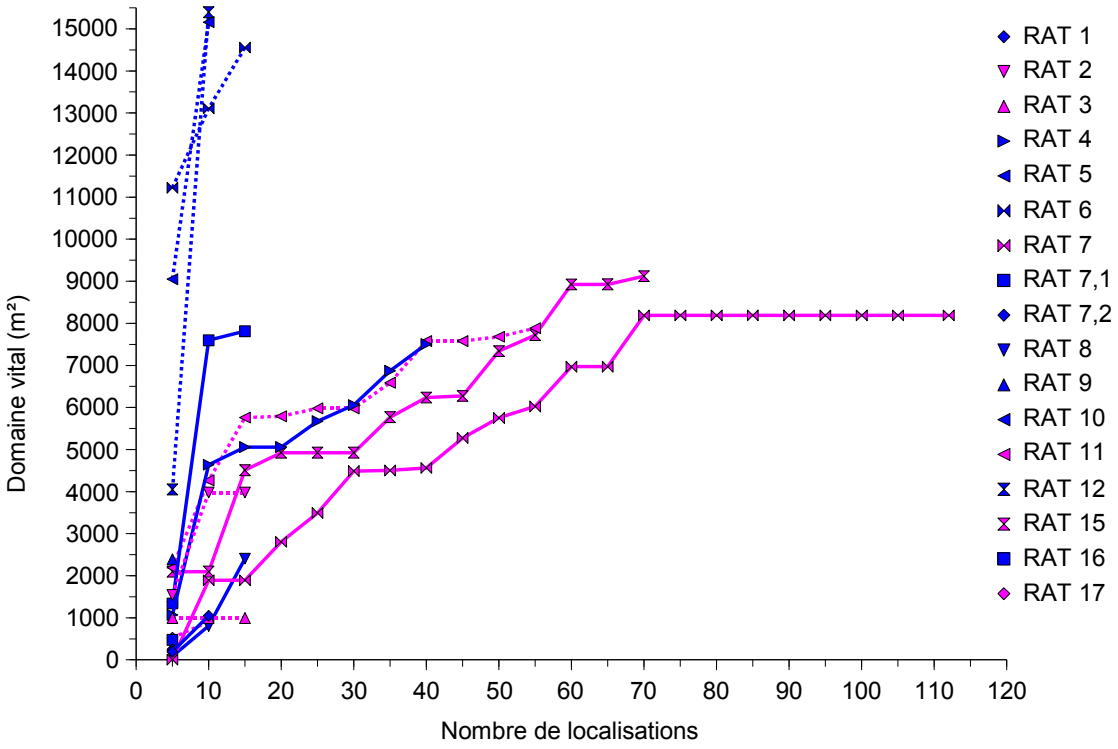


Figure 44. Surface du domaine vital des rats en fonction du nombre de localisations de radio-pistage, rats noirs représentés par un trait continu, rats polynésiens par des pointillés, femelles en rose et mâles en bleu.

Le développement des moyennes des domaines vitaux des rats correspond à une courbe logarithmique, $y = 8153{,}3(1-e^{-0{,}05x})$ (fig. 45). Pour les deux espèces, la pente de la régression devient moins importante à partir d'une vingtaine de localisations. Mais un minimum de 60 localisations semble nécessaire avant d'obtenir une valeur représentative des domaines vitaux quelle que soit l'espèce.

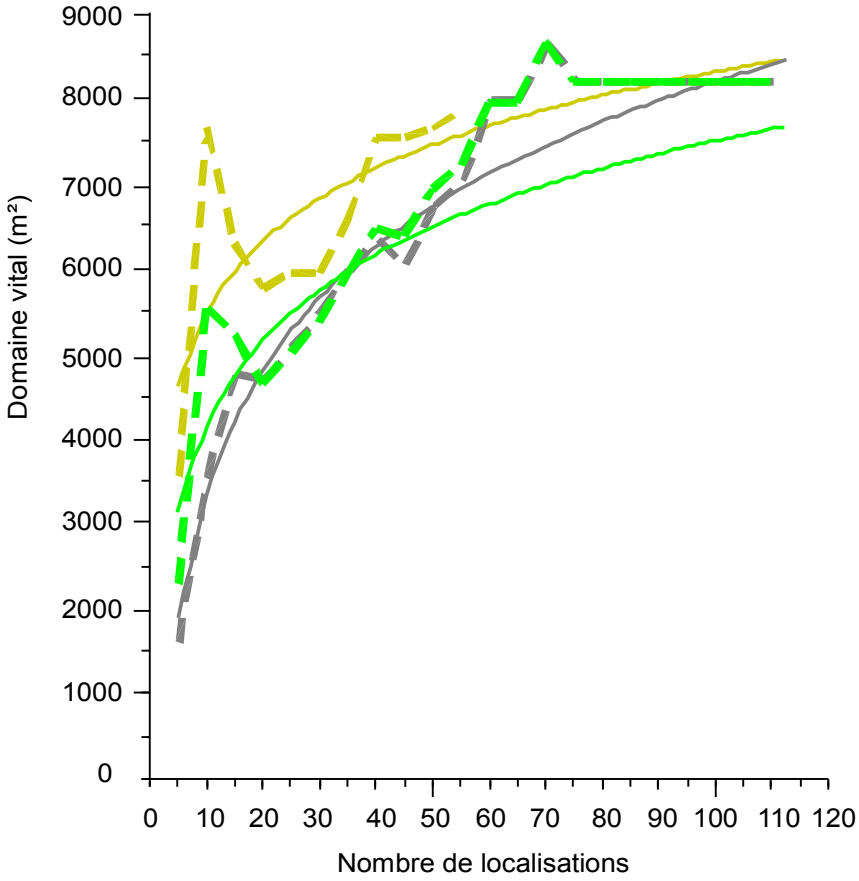


Figure 45. Moyennes des surfaces des domaines vitaux des deux espèces (verts), des rats noirs (gris) et des rats polynésiens (jaune) en fonction du nombre de localisations. Les régressions logarithmiques pour chacune des espèces ainsi que pour les deux espèces sont représentées par les traits pleins aux couleurs correspondantes.

Utilisation tridimensionnelle de l'espace

La nuit, les rats noirs comme les rats polynésiens se trouvaient significativement moins en sous sol que sur le sol ou dans les arbres (figure 47, test de Khi deux, *P*=0,000, ddl=2 pour les deux espèces). Les rats noirs en revanche utilisaient indifféremment la canopée ou le sol (test de Khi deux, *P*=0,331, ddl=1) alors que les rats polynésiens évitaient la canopée (test de Khi deux, *P*=0,000, ddl=1).

Lors du radio-pistage, il a été possible de voir le rat pisté en cinq occasions. Il s'agissait une fois d'un rat polynésien qui courait sur le sol. Pour les autres cas, il s'agissait de rats noirs (figure 46), aperçus trois fois dans la canopée à des hauteurs estimées entre 5 m et 7 m et une fois sur le sol. Ces rats étaient toujours seuls.

Figure 46. Un rat noir surpris dans des branches (photo J. Snyder).

La journée, les cachettes des deux espèces se trouvaient principalement en sous sol (figure 47, test de Khi deux, *P*=0,000, ddl=2 pour les deux espèces). Sinon, les rats polynésiens se trouvaient dans des fourrés. Les rats noirs quant à eux utilisaient indifféremment des cachettes dans les arbres ou dans des fourrés quand ils n'étaient pas en sous-sol (test de Khi

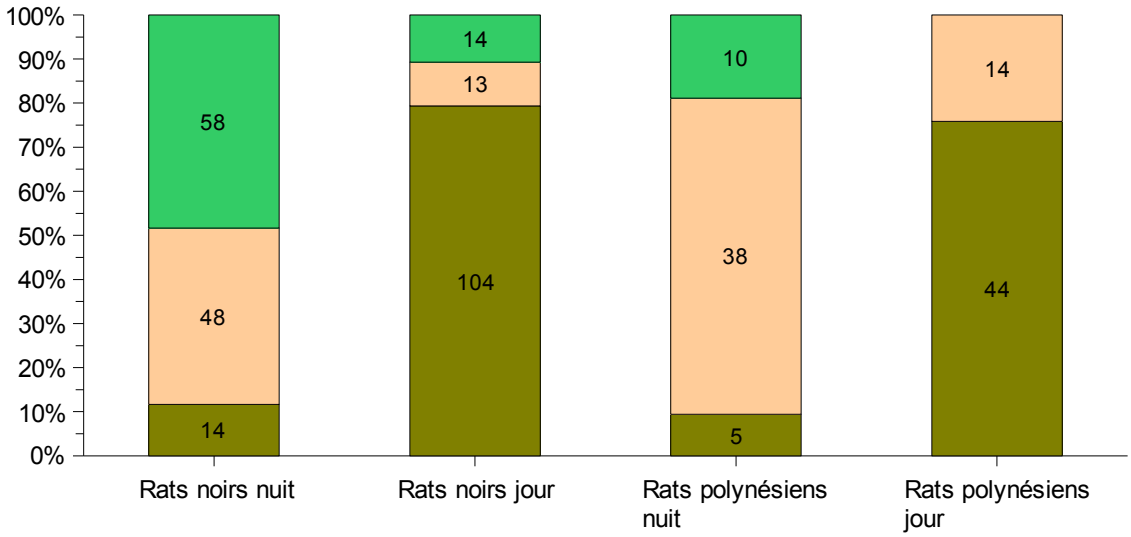


Figure 47. Pourcentage de localisations par télémétrie des rats noirs et rats polynésiens en sous sol (en brun), au sol (en orange) et dans la canopée (en vert) durant les périodes d'activité et d'inactivité des animaux. Les chiffres dans les colonnes indiquent le nombre d'observations par catégorie.

deux, *P*=0,847, ddl=1). Les cachettes en sous sol se trouvaient généralement dans des racines d'arbres ou sous des rochers. Au sol, les rats se cachaient dans des fougères (*Pteridium spp*) ou dans des pandanus. En hauteur, les rats

étaient soit dans des épiphytes soit dans des pandanus.

Les rats changeaient de cachette de façon très irrégulière, y restant parfois juste une seule journée.

La pose d'appâts a révélé des inégalités dans la proportion d'appâts grignotés selon les classes de hauteur (figure 48). Les appâts au sol étaient pour la plupart (90%) mangés par les rats. Ceux à mi-hauteur (hauteur moyenne=146 cm, écart type=29 cm) étaient principalement ignorés (26% consommés) et seulement 56% de ceux situés en hauteur (hauteur moyenne=415cm, écart type=88cm) étaient mangés par les rats.

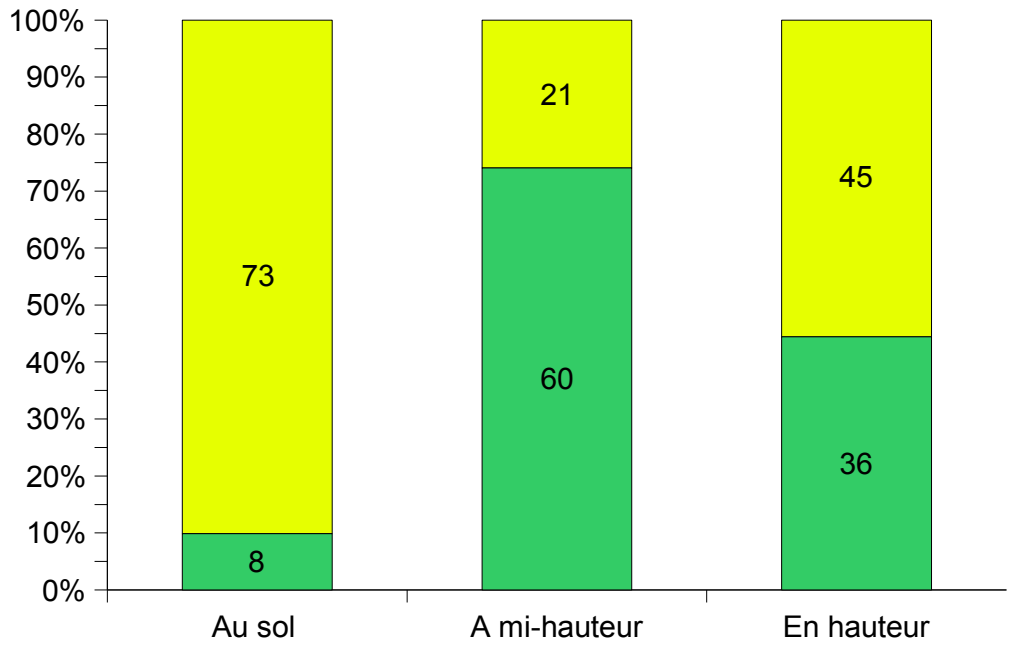


Figure 48. Pourcentage d'appâts ignorés (en vert) et grignotés (en jaune) pour chaque classe de hauteur. Le nombre d'observations pour chaque cas est indiqué dans la colonne correspondante.

Domaines vitaux

Les surfaces des domaines vitaux des rats que j'ai suivis sont très variables d'un individu à l'autre. Ceci rend leur analyse et leur interprétation difficile. Le problème majeur de chacune de ces études étant probablement les échantillons relativement petits et la courte durée des suivis. Ces deux paramètres reflétant la difficulté et le coût du suivi des rats par télémétrie (voir à ce sujet l'annexe 2).

Dowding & Murphy (1994) ont suivi 7 rats noirs femelles et 5 rats noirs mâles par radio-pistage. Ces auteurs n'ont pas trouvé de différence significative entre les domaines vitaux des femelles et des mâles. Avec 0,79 ha pour les unes et 0,94 ha pour les seconds, cela donnait une moyenne de 0,86 hectare pour les sexes combinés. Innes et al. (cités dans Dowding & Murphy 1994) ont trouvé que les domaines vitaux des rats noirs mâles étaient plus grands que ceux des femelles (1.52 ha en moyenne contre 0.5 ha en moyenne pour les femelles) mais cette recherche n'a pas été publiée et il m'a été impossible de me procurer leur rapport afin de connaître l'importance de l'échantillon dont ils disposaient. Pryde et al. (2005) ont également suivi des rats noirs par radio-pistage. Les trois mâles qu'ils ont pisté avaient des domaines vitaux de 7,5 ha, 9,1 ha et 11,4 ha contre 0,89 ha et 0,27 ha pour les deux femelles suivies. Seuls deux mâles et une femelle de l'étude de Pryde et al. (2005) ont été localisés la nuit avec un nombre de localisations allant de 27 à 52. Les surfaces importantes des domaines vitaux obtenus par ces auteurs démontrent qu'ils ont été capables de retrouver des rats qui se déplaçaient sur de grandes distances.

Hooker & Innes (1995) ont suivi cinq rats noirs mâles et quatre femelles pendant 6 nuits. Ils pistaient quatre individus simultanément et

localisaient chacun d'entre eux toutes les dix minutes. Ce protocole leur a fourni un grand nombre de localisations (autour de 300 par individu) mais on peut reprocher à cette méthode de ne pas fournir des données indépendantes les unes des autres. En outre, il est difficile d'affirmer que les pisteurs n'ont pas dérangés les rats suivis d'aussi près toute la nuit. Quoi qu'il en soit, ils ont obtenu une moyenne de 1,52 ha pour les mâles et de 0,49 ha pour les femelles.

La surface de domaine vital que j'obtiens pour les femelles est comparable à celles obtenues par Dowding & Murphy (1994), ainsi que par Hooker & Innes (1995) et par Pryde et al. (2005). Les domaines vitaux des mâles de mon étude sont cependant plus petits. Cette différence s'explique peut-être par le peu de localisations que j'ai pu obtenir pour les mâles. Mais la figure 10 indique que les domaines vitaux des mâles évoluent de façon similaire à ceux des femelles. Ceci laisse supposer qu'avec un échantillon similaire, les domaines vitaux des mâles et des femelles auraient peut-être eu des tailles comparables. L'incertitude demeure. En effet, certains mâles ont disparu, ce qui suggère qu'ils sont allés hors de portée du récepteur radio et donc que leur domaine vital est considérablement plus grand que celui des femelles... à moins que des prédateurs ne les aient emportés plus loin. Dowding & Murphy (1994) suggèrent que les domaines vitaux des rats noirs mâles augmentent en saison de reproduction. Cela serait cohérent avec l'hypothèse de mâles disparaissant hors de portée du récepteur puisque tous les mâles de mon étude ont été suivi en période de reproduction. On peut en revanche se demander s'il s'agit vraiment de domaines vitaux ou plutôt d'un itinéraire que suivent les rats en quête de partenaires puisqu'ils ne revenaient pas dans la zone de piégeage (bien que nous les cherchions durant toute la durée de vie de l'émetteur).

Les rats polynésiens mâles de mon étude ont des domaines vitaux très grands. Ceci tient probablement au fait qu'ils aient été suivis en période de reproduction, comme noté par Dowding & Murphy (1994) pour les rats noirs. La surface importante de leur domaine vital indiquerait donc que ces animaux cherchent très activement des partenaires et donc se déplacent sur de grandes distances. La mortalité des mâles étant élevée, je n'ai pas pu les suivre assez longtemps pour pouvoir préciser si le polygone de leurs localisations est un

domaine vital utilisé régulièrement ou si les localisations constituent plutôt un itinéraire de dispersion sans retour dans l'aire de capture originelle. Je favorise la seconde option car cette mortalité élevée des rats polynésiens mâles suggère qu'ils connaissaient peu la zone dans laquelle ils se trouvaient et donc qu'ils auraient plus de mal à se mettre à l'abri de prédateurs. Il n'a pas été possible de pister les rats polynésiens mâles longtemps (pas plus de vingt localisations) en raison de ce fort taux de mortalité. L'échantillon dont je dispose permet néanmoins de constater que leurs domaines vitaux croissent plus vite que ceux des autres rats. Malgré le peu de localisations dont je dispose pour les rats polynésiens mâles, la surface de leurs domaines vitaux demeure supérieure à celle de tous les autres rats.

Lindsey et al. (1999), ont suivi par télémétrie des rats noirs et des rats polynésiens en forêt humide hawaïenne. Ils n'ont calculé que les PCM des animaux pour lesquels ils disposaient de plus de 50 localisations. Les surfaces des domaines vitaux de rats noirs mâles étaient de 4,2 ha (trois rats suivis), un rat noir femelle avait un domaine vital de 1,8 ha, deux rats polynésiens mâles avaient des domaines vitaux de 2,8 ha et un rat polynésien femelle avait un domaine vital de 3,4 ha.

Dowding & Murphy (1994) suggèrent que, chez les rats noirs, mâles et femelles ont des domaines vitaux de taille similaire hors reproduction mais que les mâles divaguent sur de grandes surfaces durant la saison de reproduction et qu'à cette période leurs domaines vitaux sont par conséquent plus vastes que ceux des femelles.

En Australie, Cox et al. (2000) ont suivi trois rats noirs mâles par radio-pistage dans un habitat mixte de forêt sèche et zones broussailleuses ou ouvertes, ils ont obtenu des domaines vitaux de 0,34 ha, 0,4 ha et 0,76 ha. Ces auteurs ont suivi les rats de mai à juin, donc probablement hors de la période de reproduction.

Distances entre localisations

La distance parcourue par les rats entre deux localisations représentait un échantillon de données plus important que celui des domaines vitaux. Ce

paramètre plus robuste m'a permis d'effectuer des comparaisons entre les sexes et entre les espèces. Celles-ci ont révélé que les rats polynésiens mâles couvraient de plus grandes distances que les femelles entre deux localisations. Il est de plus particulièrement intéressant de noter qu'il n'y a pas, chez les mâles, de différences entre les distances parcourues le jour et la nuit. Cela confirmerait que durant la période de reproduction, les mâles n'ont pas de domaine vital à proprement parler mais divaguent sans limite véritable, probablement à la recherche de partenaires. Je pense que s'il m'avait été possible de suivre les rats polynésiens mâles plus longtemps, la distance entre deux localisations aurait encore augmenté. Pour les rats polynésiens femelles, ainsi que pour les rats noirs des deux sexes, il y a une différence significative entre les localisations nocturnes et diurnes. Ces animaux retournent donc sans doute le jour dans des cachettes fixes.

A Hawaï, Tamarin & Malecha (1971) ont calculé les plus grandes distances entre deux points de capture d'un même individu. Ils ont trouvé que les distances de recapture étaient significativement plus importantes pour les rats polynésiens que pour les rats noirs. Ceci correspond à mes résultats où les mâles des rats polynésiens avaient des domaines vitaux plus grands que ceux des autres rats. La distance moyenne entre deux localisations pour les rats noirs des deux sexes et pour les rats polynésiens femelles était assez proche de la distance moyenne entre deux recaptures que j'ai trouvé lors du piégeage permanent (voir chapitre 3). En revanche la distance moyenne entre deux localisations de rats polynésiens mâles était supérieure de presque 15 m à la distance moyenne entre les recaptures faites sur le site permanent.

Nombre de localisations

Cox et al. (2000) ont cherché à connaître le nombre de localisations nécessaires à une estimation acceptable de la surface du domaine vital des rats noirs. En cumulant la surface du domaine vital en fonction du nombre de localisations, ils sont arrivés à la conclusion que 30 localisations étaient suffisantes pour obtenir une bonne estimation de la surface du domaine vital. Cette valeur est la moitié de ce que j'estime nécessaire sous les conditions de travail à la Rivière Bleue. Ces auteurs n'ont cependant suivi que trois rats dont

les domaines vitaux étaient relativement petits, ce qui peut justifier leur estimation. A l'appui de mon opinion, soulignons que Dowding & Murphy (1994) n'obtinrent que 13 localisations pour une des femelles et l'exclurent alors de leur étude car ils disposaient de 45 à 75 localisations pour les autres rats.

Hooker & Innes (1995) ont quant à eux estimé que 80% du domaine vital des rats était connu dès la 200eme localisation. Cette valeur n'est pas étonnante puisqu'ils ont localisé les rats toutes les 10 minutes, elle souligne l'importance d'obtenir des localisations indépendantes les unes des autres lorsqu'on souhaite documenter des domaines vitaux. Dans leur cas cette estimation était une méthode reconnue pour éviter les problèmes liés à l'auto-corrélation des localisations dont ils disposaient.

Distance de localisation

Pryde et al. (2005) mentionnent avoir eu des difficultés si les rats parcouraient plus de 300 m entre deux localisations car les émetteurs qu'ils ont utilisés avaient une portée de 200 m à 300 m en forêt. Rappelons que lors de mon étude la portée des émetteurs ne dépassait pas 100 m et était le plus souvent de l'ordre de 50 m. Ceci causait quotidiennement de grandes difficultés pour retrouver les rats, et en particulier ceux qui avaient quitté la zone de piégeage.

Le fait de localiser les rats à distance par triangulation peut être à la source de grandes erreurs de localisation. Par exemple en moyenne 194 m d'erreur pour des loups localisés avec de 200 m à 1200 entre eux et le pisteur (Theuerkauf & Jędrzejewski 2002). Il s'en suit probablement une surestimation des déplacements si la distance sur laquelle les animaux se sont apparemment déplacés est faible (Rouys et al. 2001). Ceci pourrait par conséquent entraîner une surestimation de la surface du domaine vital des rats localisés par triangulation comme ce fut le cas pour Lindsey et al. (1999).

Malgré le problème d'auto-corrélation des localisations, je pense que la méthode utilisée par Hooker & Innes (1995) présente un intérêt évident étant donné que les rats sont susceptibles de mourir, disparaître ou encore de

détruire leurs émetteurs très rapidement. Pour une future étude des rats par radio-pistage je préconiserais donc plutôt un effort intensif sur quelques jours et en localisant les rats trois ou quatre fois pas nuit plutôt que toutes les dix minutes. Hooker & Innes (1995) on d'ailleurs calculé que pour obtenir des données indépendantes les unes des autres, il leur aurait fallu localiser les rats à des intervalles de plus d'une heure. Trois ou quatre localisations par nuit devraient permettre d'obtenir des localisations indépendantes les unes des autres.

Chevauchement des domaines vitaux

Les domaines vitaux des rats noirs suivis par Dowding & Murphy (1994) se chevauchaient et parfois se recouvraient l'un l'autre. J'ai également trouvé que les domaines vitaux des rats se chevauchaient, et ce sans considération pour l'espèce ou le sexe. Ceci n'est guère surprenant puisque les rats vivent généralement dans la promiscuité. Lindsey et al. (1999) ont également trouvé que les domaines vitaux d'une même espèce et des deux espèces de rats se superposaient les uns avec les autres. Ils n'ont pas recherché de différences entre les espèces ou entre les sexes car leur échantillon était trop petit. Tous les rats qu'ils ont suivis devenaient actifs au crépuscule et retournaient à leur nid juste avant l'aube.

Hooker & Innes (1995) ont souvent observé des rats ensemble. Lors de mon étude, les rats pourvus d'un émetteur ont toujours été aperçus seuls. Ces auteurs ont trouvé que les domaines vitaux des rats qu'ils suivaient se chevauchaient. C'est également le cas à la Rivière Bleue. Ces auteurs postulent en outre que si deux ou plusieurs rats partagent le même espace, chacun d'entre eux utilise une partie différente du domaine vital commun. Je pense également que le partage du domaine vital n'indique pas que les rats sauvages vivent en colonies mais soit que ces animaux se tolèrent, soit qu'ils évitent de se trouver en même temps au même endroit de leur domaine vital. D'après leurs résultats, Hooker & Innes (1995) suggèrent que les rats sauvages ont un système social où les mâles vivent en promiscuité et où les femelles ont un territoire. Cette idée est cohérente avec mes résultats. En effet, les mâles étaient très mobiles, aussi bien lors du radio-pistage que lors du piégeage par les pièges Sherman.

Cachettes

Dowding & Murphy (1994) ont observé que les rats pouvaient partager leurs cachettes diurnes. Ceci ne s'est jamais présenté dans mon étude. Probablement car les densités de rats à la Rivière Bleue étaient plus élevées et que par conséquent, la proportion de la population suivie par radio-pistage était plus faible. Les chances de trouver deux ou plusieurs individus dans la même cachette étaient donc faibles. Lors de mon étude, j'ai essayé de recapturer des rats équipés d'émetteurs en posant des pièges autour de leur cachettes mais d'autres rats étaient souvent capturés dans ces pièges.

Toutes les cachettes diurnes des rats noirs suivis par Lindsey et al. (1999) étaient en hauteur dans des arbres et deux rats pouvaient occuper simultanément une de ces cachettes. Les cachettes des rats polynésiens suivis par ces auteurs étaient en revanche en sous sol. Dans l'étude de Hooker & Innes (2005), les cachettes diurnes des rats étaient systématiquement en hauteur dans des arbres. Les rats de leur étude, comme les miens, changeaient de cachette de façon aléatoire.

Les rats sont des animaux principalement nocturnes et conformément à cela, je les ai trouvé principalement actifs la nuit. Les autres études de rats par télémétrie font aussi état d'une activité exclusivement nocturne (Hooker & Innes 1995, Lindsey et al. 1999). Il arrivait cependant que les rats soient inactifs au moment de leur localisation nocturne. Hooker & Innes (1995) ont constaté que les rats noirs devenaient moins actifs en seconde partie de nuit. Dans mon étude, lorsqu'ils étaient inactifs la nuit, les rats étaient généralement en sous-sol suggérant qu'ils étaient dans une cachette, soit pour retourner voir leurs petits s'il s'agissait de femelles, soit pour chercher des partenaires s'il s'agissait de mâles. Il est probable que beaucoup des localisations inactives la nuit correspondent à une période où le rat était stationnaire car il mangeait, ceci expliquerait pourquoi certaines de ces localisations étaient en hauteur.

Utilisation de l'espace en 3D

Dowding & Murphy (1994) ont parfois trouvé des rats noirs dans leurs cachettes la nuit mais ils étaient alors actifs. Ces auteurs ont trouvé les rats sur le sol dans 91% des localisations et dans les arbres pour seulement 6% des localisations. Cox et al. (2000) ont trouvé des proportions similaires pour les six rats noirs qu'ils ont suivi par « spool and line »dans une forêt sclérophylle australienne où 92% des déplacements des rats se faisaient au sol. Ces résultats sont assez différents de ceux que j'ai obtenus pour les rats noirs qui étaient environ la moitié du temps dans des arbres en période d'activité. Les rats polynésiens, en revanche passaient une proportion de temps dans les arbres assez similaire de celle notée par Dowding & Murphy (1994) et de celle notée par Cox et al. (2000) pour les rats noirs. Hooker & Innes (1995) quant à eux ont trouvé 26% des localisations de rats noirs entre 0 m et 2 m, 56 % entre 2 m et 8 m et 18 % au dessus de 8 m. Cela correspond donc à 74 % des localisations en hauteur puisqu'il n'avaient pas fait la distinction avec « seulement au sol ». Hooker & Innes (1995) notent cependant qu'il y avait eu dix estimations erronées sur 60 lors de tests de l'exactitude des localisations verticales. C'est pour cela que je ne voulais pas estimer la hauteur des rats par radio-pistage et que je me suis contentée des trois catégories: sous-sol, au sol, en hauteur. Les appâts de pomme de terre permettant de compléter les données de radio-pistage. Seules 4,1% des localisations nocturnes faites par Lindsey et al. (1999) étaient en hauteur, sans spécifier l'espèce. Ils n'ont cependant pas approché les rats comme je l'ai fait mais ont utilisé la méthode de triangulation à distance qui rend l'estimation de la hauteur quasiment impossible. Ces auteurs ont estimé par « tracking tunnels » que les rats étaient actifs 43% du temps en hauteur mais ils ne pouvaient pas discerner si une espèce était plus arboricole qu'une autre par cette méthode. Pour déterminer si une des deux espèces utilisait plus la canopée, ils ont alors placé des pièges sur le sol et dans les arbres. La majorité des rats qu'ils ont ainsi capturés dans les arbres était des rats noirs (43 rats noirs pour un rat polynésien). Cox et al. (2000) ont trouvé que les rats noirs préféraient les microhabitats qui comprennent une couverture de feuilles profonde au niveau du sol (leaf litter), une dense végétation au niveau du sol et un grande abondance de tiges verticales. Rader & Krockenberger

(2006a) ont étudié la distribution de quatre espèces de rongeurs selon un gradient de hauteur de la canopée. Ils ont trouvé une stratification nette de chaque espèce et suggèrent que ceci permet à chaque espèce d'accéder plus rapidement à la nourriture et de réduire ainsi la compétition interspécifique. Il est intéressant de constater que les petits passereaux qui nichent près du sol utilisent en fait la hauteur qui les protège le plus des incursions des rats. Ceci est-il dû au hasard où s'agit-il d'une adaptation?

Le fait que les rats noirs soient en partie arboricoles est également un moyen pour eux d'augmenter la taille de leur domaine vital. Les femelles de rats noirs étaient significativement plus souvent dans les arbres que les mâles. En se basant sur la littérature et sur les résultats du piégeage sur le site permanent (chapitre 2) il semble raisonnable de supposer que domaines vitaux des rats noirs mâles auraient été plus grands que ceux des femelles si j'avais disposé d'un échantillon plus conséquent. Pour couvrir de grandes distances en quête de partenaires, les mâles se déplaceraient logiquement plus au sol que ne le font les femelles. Ils trouveraient par conséquent la plupart de leur nourriture au sol dans des régions qu'ils ne connaissent pas nécessairement bien. Ceci les exposerait plus que les femelles à des prédateurs et pourrait expliquer pourquoi beaucoup des mâles radio-pistés sont morts par prédation. Les femelles en revanche, connaissent probablement bien leur domaine vital et savent où trouver de la nourriture, même dans les arbres. Pour couvrir de grandes distances à la recherche de partenaires, les mâles n'ont pas le temps d'inspecter les différentes sources de nourriture de la canopée.

Cette étude pourrait être approfondie afin de mieux comprendre les interactions intra-et interspécifiques. Par exemple par le « spool and line tracking » qui est une méthode peu onéreuse de suivre les mouvements d'animaux. Mais surtout par le « smoked paper tracking » (piège à traces) qui permet d'identifier des individus d'une région si on les marque en ôtant un orteil. En plaçant des tunnels un peu partout sur une surface supérieure au domaine vital d'un rat, on peut documenter les interactions de chaque rat marqué et cela sans le problème du radio pistage (destruction d'émetteurs). On pourrait aussi joindre le radio pistage au « smoked paper tracking » pour évaluer l'efficacité de la seconde méthode dans le calcul du domaine vital.

Chapitre 5.
Impact des rats

Rat: animal dont le chemin est jonché de femmes évanouies.

D'après Ambrose Bierce (1842 – 1914) Le dictionnaire du diable

Dans les forêts tempérées aussi bien que tropicales, les densités d'oiseaux sont limitées principalement par la prédation sur les nids (Cooper & Francis 1998). Selon les régions, la variété des prédateurs peut-être plus ou moins importante. Les rats sont cependant reconnus comme les prédateurs d'une grande diversité d'oiseaux (Norman 1975, Atkinson 1978, Ramsay 1978). On peut partir du principe que les rats sont néfastes et initier sans recherche préalable une campagne d'éradication. Les résultats de cette campagne auront une bonne chance d'être positifs. Une revue des études sur l'impact des rats dans les écosystèmes du monde entier étaye en effet l'hypothèse que les éradications de rats noirs, rats polynésiens, surmulots et souris sont bénéfiques aux espèces en danger (Towns et al. 2006).

Cette approche directe mérite selon moi d'être un peu nuancée avant de se lancer dans une telle action radicale. Même si les rats sont souvent d'importants prédateurs des nids, il n'y a actuellement pas assez d'informations sur la fréquence des attaques ou sur les facteurs qui influencent la prédation (Bradley & Marzluff 2003). Certains sceptiques pointent également du doigt le peu d'informations relatives à l'impact des rats sur les faunes locales, allant parfois jusqu'à remettre en cause les tentatives d'éradication de rats pour des raisons morales ou culturelles (Towns et al. 2006). On se rappellera également que l'éradication ou le contrôle des rats peut avoir des effets secondaires néfastes, soit par empoisonnement secondaire d'espèces non ciblées soit par déséquilibre du système proie-prédateur établi.

L'impact des rats introduits sur de petites îles, où peu de facteurs externes opèrent, est bien documenté (Fitzgerald & Gibb 2001). Sur des étendues plus vastes, comme la Grande-Terre, d'autres facteurs qu'une simple prédation peuvent contribuer au déclin des espèces indigènes (Fitzgerald & Gibb 2001). Dans l'introduction générale je citais à ce sujet le cas du palila

(*Loxioides bailleui*) un passereau hawaïen en danger dont les densités sont limitées par la nourriture plutôt que par la prédation des rats noirs (Amarasekare 1993, Banko et al. 2002). Cet exemple souligne la nécessité de connaître les causes du déclin d'une espèce afin de la protéger efficacement. Si les rats ne sont pas les prédateurs d'une espèce à conserver, le budget alloué à les contrôler pourrait être utilisé à d'autres actions de conservation réellement efficaces. Pour reprendre le cas du palila, ces actions pourraient avoir pour objectif de restaurer l'habitat afin qu'il y ait plus de nourriture disponible.

En raison du peu d'informations disponibles sur l'impact des rats en Nouvelle-Calédonie, et aussi parce que l'aspect éthique d'éradications n'est, à mon sens, pas à négliger, il m'a paru important de me pencher plus en détail sur l'impact des rats.

Pour ce faire j'ai utilisé deux approches. Une approche générale, considérant l'ensemble des espèces et sous-espèces d'oiseaux endémiques susceptibles d'être impactées par les rats. Une approche spécifique, où j'ai considéré plus en détail l'impact des rats sur le succès de reproduction de deux espèces d'oiseaux: le cagou et la perruche à front rouge. J'avais sélectionné ces espèces en raison de leur statut UICN: « en danger d'extinction » pour le cagou et « menacée » pour la perruche à front rouge. Pour protéger ces oiseaux il est important de connaître et de comprendre les menaces à leur survie dont un aspect primordial est le succès de reproduction. La seconde raison pour laquelle je souhaitais travailler sur ces oiseaux est leur biologie de reproduction qui me semblait les prédisposer à la prédation par les rats lors de la nidification: le cagou niche au sol tandis que les perruches utilisent des troncs d'arbres creux ou des anfractuosités dans les rochers.

Une étude portait déjà sur les perruches d'Ouvéa où il ne semble pas y avoir de prédation par les rats polynésiens sur cette espèce (Robinet et al. 1998). Ces auteurs notaient cependant que la situation en présence de rats noirs pourrait être différente comme l'on révélé des tests comparatifs de prédation sur des oeufs de caille sur l'île d'Ouvéa (rats polynésiens) et sur Lifou (rats polynésiens et rats noirs). La présence des deux espèces de rats dans les forêts humides de la Grande-Terre, me semblait intéressante

puisqu'elle permettrait de vérifier si les perruches étaient attaquées par des rats et, le cas échéant, par quelle espèce.

Les seules informations relatives à une prédation éventuelle des rats sur les cagous provenaient de Létocart (2000). Cet auteur avait comparé le succès de reproduction de cagous dont le nid était protégé par la pose d'appâts empoisonnés avec celui des cagous nichant dans une zone sans empoisonnement. Les cagous de la zone traitée avaient connu plus de succès de reproduction que les autres. L'expérience n'a pas été refaite bien que l'échantillon n'aie porté que sur quelques tentatives de reproduction. Cet effet pourrait donc être aléatoire. Il était par conséquent intéressant de poursuivre ce travail par une vidéo-surveillance de nids de cagous afin de quantifier la prédation par les rats.

Je souhaite apporter dans la mesure du possible quelques connaissances complémentaires sur les espèces consommées par les rats ainsi que sur leurs relations avec d'autres prédateurs introduits.

Les questions principales soulevées par cet aspect de mon travail sont:

1. Existe-t-il une relation entre les densités de rats et le nombre d'espèces d'oiseaux présentes?
2. Quel est le taux de prédation sur les cagous et les perruches à front-rouge lors de la nidification?
3. En quoi consiste le régime des rats et quel est l'importance des rats dans le régime alimentaire des chats?

Je donne dans le présent chapitre les résultats de cette partie de mon travail.

Matériel et méthodes

J'ai utilisé deux approches différentes afin de fournir des données sur les interactions entre rats et oiseaux:

1. La première approche est directe puisqu'elle a permis de documenter *de visu* une éventuelle prédation sur certaines espèces d'oiseaux. Ces observations ont eu lieu principalement durant la période de reproduction qui est un moment critique pour beaucoup d'espèces.

2. La seconde approche est indirecte. Elle est basée sur l'étude des corrélations entre l'indice d'abondance des rats dans les différentes régions énumérées au chapitre 3 et le nombre d'espèces et sous espèces d'oiseaux endémiques dans chaque région. Pour compléter les informations sur les perruches à front rouge j'ai également comparé l'indice de rencontre quotidien de ces oiseaux avec les densités relatives des rats.

Vidéosurveillance des nids

Pour découvrir une éventuelle prédation des rats sur les cagous ou sur les perruches, il fallait d'abord localiser les nids de ces oiseaux. Cela se faisait par radio-pistage des couples reproducteurs pour les cagous. Environ vingt cagous portaient des émetteurs. Ils étaient localisés la journée par triangulation. Il était possible qu'un individu couve s'il paraissait inactif la journée ou si cet oiseau ou sont conjoint était localisé le soir au même endroit que durant journée. Pour confirmer la présence d'un nid, il fallait alors s'approcher discrètement du cagou jusqu'à le trouver sans le réveiller (figure 49). Ceci se faisait la nuit afin de ne pas

Figure 49. Localisation nocturne d'un cagou... qui ne niche pas encore.

effrayer l'oiseau qui de jour aurait pu quitter de son nid. Il était en revanche préférable de ne pas placer d'émetteur sur les perruches adultes, en raison du stress potentiellement fatal causé par la capture et la manipulation. J'ai donc trouvé les nids de perruches par observations directes. Une fois les nids de cagous ou de perruches localisés, une caméra à infra-rouge était installée près du nid. Afin de suivre sans interruption la nidification, les magnétoscopes étaient capables d'enregistrer sur une période de douze heures. Les batteries étaient à décharge lente et duraient 36 heures en utilisation continue mais pesaient environ 15 kg pièce ce qui demandait une certaine organisation pour les nids situés loin des routes. Il fallait donc changer les films toutes les douze heures et les batteries toutes les 36 heures. Les films étaient visionnés quotidiennement afin de documenter sans différer toute interaction entre les oiseaux et d'éventuels prédateurs.

Relations densités de rats / abondances d'oiseaux

Pour comparer les indices d'abondance des rats avec le nombre d'espèces présentes dans différentes régions, j'ai utilisé les données des expéditions dans plusieurs forêts de Nouvelle-Calédonie. J'ai décrit dans le chapitre 3 ces régions et les modalités de leur choix. Lors des expéditions, outre les densités relatives de rats, les espèces d'oiseaux étaient documentées. Pour les besoins des analyses, je ne considère que les espèces ou sous-espèces endémiques à la Nouvelle-Calédonie. Un effort particulier était fait pour les perruches dont chaque observation quotidienne était notée afin d'obtenir un indice de rencontre. Cette méthode n'était pas applicable aux cagou.

Régime et prédateurs des rats

Finalement, j'ai collecté toutes les informations possibles sur le régime des rats. Tout d'abord grâce aux restes de repas trouvés occasionnellement. J'identifiais ces restes par les marques de dents laissées sur les restes ou par la façon caractéristique d'accéder aux aliments (coquilles d'escargots). Pour documenter le régime des chats, j'ai collecté leurs excréments puis identifié leur contenu.

Impact sur l'avifaune

Les densités relatives des deux espèces de rats atteignent un pic juste après la période de nidification de la plupart des oiseaux de forêt (figure 50). Ceci pourrait indiquer une prédation par les rats des oiseaux au nid, de leurs oeufs ou de leurs jeunes.

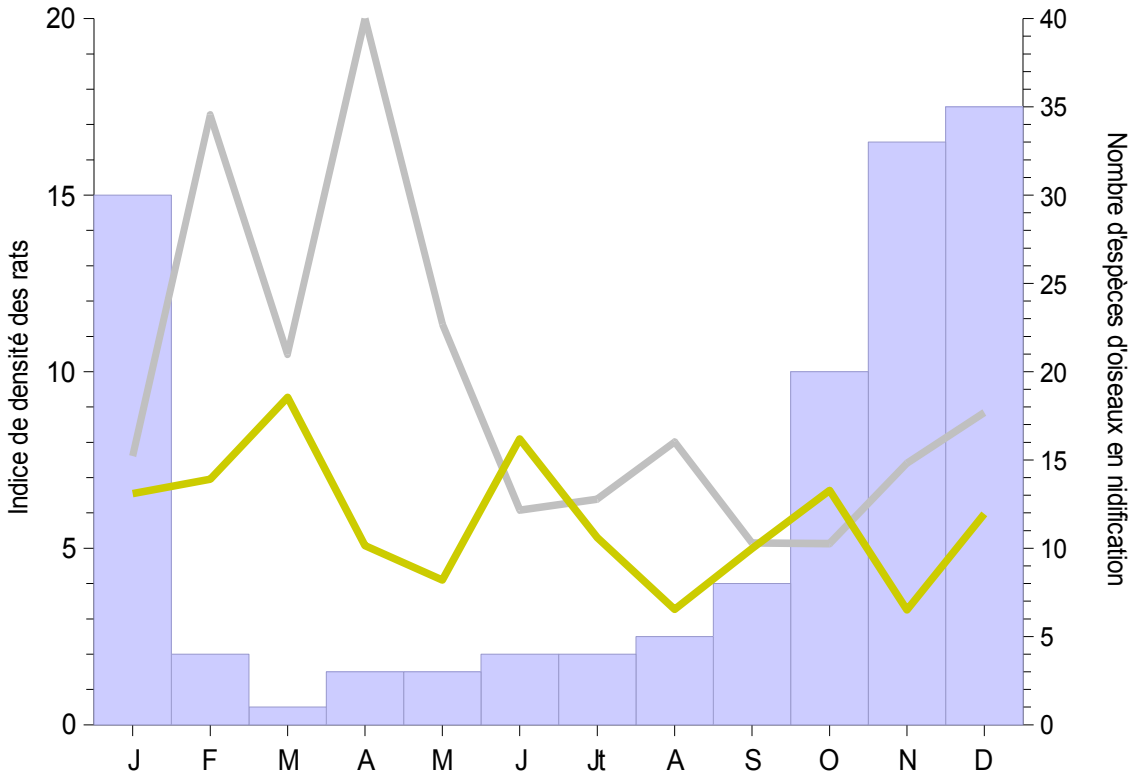


Figure 50. Densités relatives (rats/100 nuits de piégeage) des rats noirs (ligne jaune) et des rats polynésiens (ligne grise) capturés par tapettes dans toutes les zones visitées et nombre d'espèces d'oiseaux en nidification par mois (colonnes mauves).

Il existe une relation linéaire significative entre les densités de rats noirs et le nombre d'espèces et de sous espèces d'oiseaux endémiques (régression linéaire *P*=0,03; ddl=58; y=30,9x -0,2) qui chute lorsque les densités de rats noirs augmentent (figure 51). Les densités de rats polynésiens n'ont en revanche pas de telle relation avec le nombre d'espèces et de sous espèces endémiques d'oiseaux.

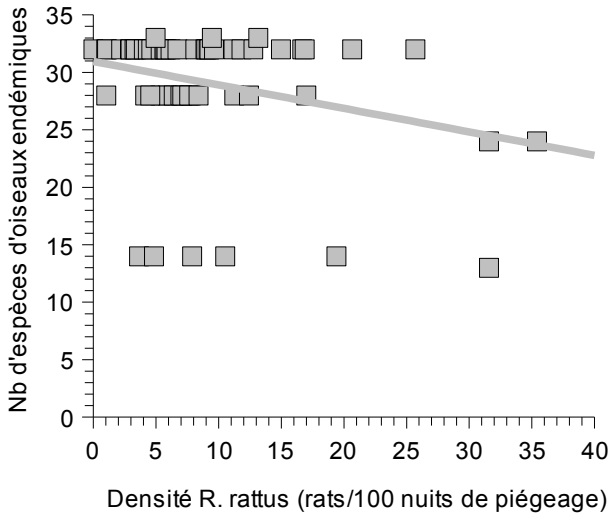


Figure 51. Nombre d'espèces et de sous espèces d'oiseaux endémiques en fonction des densités de rats noirs dans toutes les régions visitées.

Prédation sur les cagous et perruches en période de nidification

Cagous

Je dispose d'informations sur 15 tentatives de nidifications de cagous. Huit de ces nids ont été suivis par vidéo-surveillance sur une durée totale de 2576 heures (entre 190 et 472 heures par nid soit 286 heures en moyenne). Sur ces 8 nidifications, 5 ont échoué mais les causes de ces échecs n'étaient pas attribuables à une prédation par les rats.

Lors des 2576 heures de vidéo-surveillance, des rats se sont approchés du nid en 36 occasions. Ces approches ont eu lieu sur 23 nuits différentes. Certains nids ont donc été visités plusieurs fois lors d'une même nuit. L'intervalle de temps qui séparait des observations consécutives d'un rat la même nuit était de 2 h19 min. Avec une telle différence de temps, il est difficile d'affirmer qu'il s'agit du même individu qui retourne au nid de cagou.

Sur les 36 occasions où un rat est entré dans le champ de la caméra, il y a eu dix fois un contact entre le cagou et rat. Pour huit de ces dix occasions, le rat n'a touché le cagou qu'une fois. Il a touché le cagou à deux reprises une seule autre fois. La dernière occasion est la seule que l'on puisse qualifier d'attaque. Cette fois là, le rat a touché le cagou puis a reculé de quelques

centimètres quand l'oiseau s'est réveillé. Le rat a ensuite attaqué en sautant sur le cagou et lui mordant les plumes des ailes. Le cagou l'a alors chassé en ouvrant ses ailes mais sans se lever du nid. Quelques minutes plus tard le rat s'est encore approché du cagou qui s'était remis en position pour dormir et l'a de nouveau touché mais il a fui quand l'oiseau s'est réveillé et a érigé sa crête. Cette interaction a duré sept minutes en tout.

Les réactions des cagous au contact des rats sont variables puisque ils n'ont pas bougé lors de 6 contacts: le rat touche le cagou puis repart. Dans six autres cas les cagous se sont simplement réveillés, ce qui a suffit à chasser les rats. Dans trois occasions les cagous se sont réveillés et ont érigé leur crête ce qui a fait également fuir le rat. Enfin, lors de l'attaque décrite plus haut, le cagou a déplié ses ailes. En aucun cas les parents ne se sont levés ni n'ont pourchassé les rats.

Perruches

J'ai pu suivre huit tentatives de reproduction de perruches à front rouge dans trois nids différents. Chaque nid se trouvait dans un tronc creux et l'entrée du nid était située à des hauteurs de 2,5 m, 7,3 m et 8,3 m. Seuls les nids situés à 2,5 m et 8,3 m ont été filmés. Cette surveillance s'est effectuée sur sept tentatives de reproduction et un total de 4503 heures.

Figure 52. Un rat inspectant l'entrée du nid de perruches à front rouge situé à 2,5 m de haut.

Sur l'ensemble de mes observations, il n'y a eu que 7 passages de rats devant l'objectif de la caméra. Six de ces passages ont eu lieu sur le nid situé à 2,5 m de hauteur. Une fois il s'agissait d'un rat qui courait à l'extérieur du nid et qui est passé sans s'arrêter. En quatre occasions, les rats ont essayé de pénétrer dans le nid mais n'ont pas réussi à descendre le long de la paroi verticale. Ces tentatives étaient de courte durée (moins d'une minute). Les deux autres fois les rats se

sont contentés de rester sur le rebord du nid (figure 52), l'un d'entre eux y est même demeuré une demi-heure. Il est possible que des rats soient passés à l'extérieur du nid situé à 8,3 m de hauteur, ils auraient alors été hors champ de la caméra qui était à l'intérieur du tronc. Ceci a permis de constater que la femelle qui couvait ses oeufs était consciente de la présence du rat qui s'était aventuré à l'entrée de son nid puisqu'elle a regardé vers le haut.

Il semble néanmoins qu'il y ait un impact des rats noirs sur les perruches à front rouge (figure 53). En effet, l'indice de rencontre des perruches à front rouge lors des expéditions révèle que leurs nombres chutent en fonction des densités de rats noirs (régression linéaire, P=0,013, ddl=25, y=3,9x – 0,1). Les densités de rats polynésiens n'ont pas d'impact sur l'indice de rencontre des perruches à front rouge.

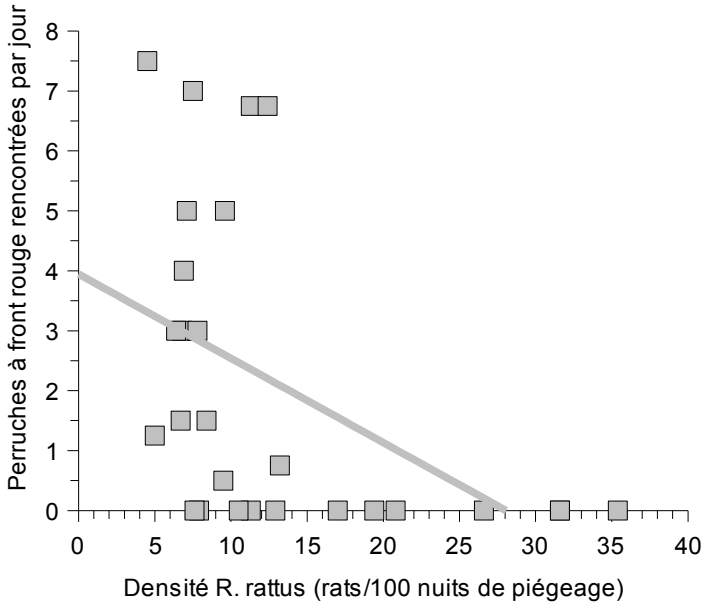


Figure 53. Indice de rencontre des perruches à front rouge en fonction des densités de rats noirs sur les sites visités lors des expéditions.

Autres observations

Régime des rats

J'ai trouvé des coquilles d'escargots d'eau mangés par les rats. Les coquilles se trouvaient en petit tas sur des rochers au bord ou au milieu de cours d'eau. A côté de ces reliefs, il y avait invariablement des déjections de rats. Les rongeurs avaient mangé les escargots d'une façon très caractéristique: l'apex de la coquille ayant été croquée et enlevée afin de permettre d'accéder à l'animal.

J'ai également trouvé des coquilles de jeunes bulimes attaquées de la même façon, il s'agissait donc probablement aussi de restes de repas de rats. En revanche aucune coquille de bulime adulte ne portait de traces de dents de rongeurs, probablement en raison de leur épaisseur.

Il est intéressant de noter que les rats ne semblaient pas s'attaquer aux ressources minérales. Les coquilles de bulimes mortes, les bois de cerfs tombés ou les ossements ne portaient jamais de traces de dents. Dans les forêts européennes en revanche, bois de cerfs et ossements sont invariablement rongés. Les rongeurs calédoniens ont donc probablement d'autres sources de minéraux comme par exemple les insectes.

Au début de mon travail, j'ai tenté l'analyse du contenu stomacal des rats (tableau 16). Malheureusement ce travail demandait un important échantillonnage compte tenu de la forte proportion d'estomac vides au moment de leur mort et de contenus stomacaux réduits à l'état de bouillie rendant l'identification des restes très laborieuse.

Tableau 16. Proportions moyennes (écart type) des différents éléments trouvés dans les estomacs de six rats noirs et de six rats polynésiens.

	Insectes	Plantes	Lombrics	Tissus animal
Rats noirs (n=6)	4 ±5,5 (8)	10 ±5,5 (8)		86 ±6,9 (10)
Rats polynésiens (n=6)	13±16,7 (24)	43 ±26,4 (38)	20± 13,9 (20)	23 ±14,6 (21)

Les quelques éléments identifiables dans les estomacs des rats autopsiés indiquaient que les rats sont omnivores. Toutefois les rats polynésiens ont un régime considérablement et significativement plus végétarien que celui des rats noirs (tableau 16). Dans les estomacs des rats polynésiens j'ai trouvé des restes d'insectes, de lombrics et des parties de plantes (pétales, graines). Dans les estomacs de rats noirs, il s'agissait principalement de tissus animaux.

J'avais également prélevé les contenus stomacaux de 25 rats pour tester s'il était possible d'effectuer des analyses génétiques de leur composition. Malheureusement ces analyses n'ont pas encore été faites.

Les miros à ventre jaune (*Eopsaltria flaviventris*) semblaient bien identifier les rats comme de potentiels prédateurs. Ces oiseaux sont très curieux et s'approchent souvent des humains. J'ai constaté qu'ils poussaient des cris d'alerte à la vue des cadavres de rats. Dès qu'un oiseau lançait ces cris, d'autres arrivaient et joignaient leurs cris à ceux du premier. Le groupe d'oiseaux se plaçait directement au dessus du cadavre de rat et semblait vouloir le chasser. Ce comportement laisse supposer que les rats attaquent ces petits oiseaux.

Prédateurs des rats

Les principaux prédateurs des rats étaient les chats (figure 54). Les crottes de chats étaient principalement constituées de poils et os de rats. J'ai exposé quatre cadavres de rats sur un sentier afin d'identifier d'éventuels charognards grâce au système de vidéo-surveillance. Un chat est venu dans la nuit, a mangé un des rats et est reparti avec le cadavre d'un autre.

J'ai également vu à deux reprises des éperviers à ventre blanc se nourrir de cadavres de rats.

Figure 54. Un chat mange le jeune rat noir qu'il vient de tuer.

Impact sur l'avifaune

La période de reproduction et les plus hautes densités de rats coïncident avec les mois où le plus d'espèces d'oiseaux se reproduisent. Ceci peut avoir trois raisons. La première serait que les rats dépendent des oeufs ou des poussins pour se nourrir en période de reproduction. La seconde serait que les rats et les oiseaux partagent les mêmes sources alimentaires, ce qui en ferait des compétiteurs. La troisième serait que les conditions climatiques fournissent, au même moment, une nourriture abondante mais différente pour les rats et les oiseaux. Ces trois causes ne sont pas mutuellement exclusives et pourraient expliquer que rats et oiseaux se reproduisent à la même période.

Je ne dispose que de quelques données sur les espèces d'oiseaux présentes pour les fortes densités de rats noirs. Ces données indiquent cependant une relation entre les densités de rats noirs et le nombre d'espèces ou de sous espèces endémiques. A forte densité, les rats noirs semblent donc pouvoir causer l'extinction locale de certaines espèces d'oiseaux. Les rats polynésiens n'ont pas un tel impact, il semble donc que les espèces qui ont survécu à leur introduction se soient effectivement adaptées à leur présence. Il ne m'est pas possible d'écarter que les relations négatives entre l'abondance des rats noirs et le nombre d'espèces présentes et l'abondance de perruches soit en fait liée à un facteur d'habitat qui influence les densités d'oiseaux.

Je n'ai pas pu démontrer de prédation directe sur les cagous ou sur les perruches bien qu'il y ait eu des interactions parfois agressives entre les rats et les oiseaux. Il semble donc que les comportements de ces deux espèces leur permettent d'éviter la prédation (par le choix de site de nidification par exemple) soit de chasser le prédateur (figure 55).

Les cagous se reproduisent principalement en période fraîche, quand les rats sont le moins abondants mais je ne pense pas que cela aie une influence sur la prédation potentielle puisque les cagous étaient capable de chasser les rats. Il n'y avait d'ailleurs pas non plus de prédation sur les perruches à front rouge qui se reproduisent en saison chaude, période de forte densité de rats. En revanche, l'abondance des perruches à front rouge semble liée à celle des rats noirs. Ceci suggère soit un impact des rats noirs sur cette espèce soit que les conditions favorables aux rats sont défavorables aux perruches. S'il y a impact des rats sur les perruches à front rouge, je pense que celui ci est indirect, par compétition pour les ressources ou en raison de densités de chats plus élevées là où les rats sont abondants. Des travaux de suivi par télémétrie de jeunes perruches à front rouge indiquent en effet une forte prédation par les chats sauvages sur ces jeunes oiseaux (données non publiées).

Figure 55. Posture d'intimidation adoptée par les cagous pour protéger son nid et chasser les intrus, elle suffit à décourager les rats.

Résistance à l'envahisseur, quelques réussites

Je présentais dans l'introduction générale l'impact des rats sur l'avifaune dans le monde. Cet impact est avéré et important, d'où une certaine surprise lorsque je n'ai constaté aucune prédation sur les cagous et les perruches durant la nidification. Ces résultats étaient d'autant plus étonnants que l'on sait que les oiseaux qui nichent dans des cavités sont des proies faciles, prédisposées à la prédation. Ce type de nid est généralement utilisé année après année et les prédateurs peuvent donc apprendre où trouver oeufs et poussins. Brightsmith et al. (2005b) ont constaté que les nids utilisés depuis de nombreuses années étaient plus sujets à la prédation que les nids récents ou artificiels. Je ne suis pas en mesure de dire si les nids utilisés par

les perruches étaient anciens ou non mais lors de mon étude, les oiseaux ont abandonnés deux nids sur trois (données non publiées) suggérant un renouvellement régulier des nids utilisés.

Un suivi d'autres espèces (deux nids de martin-pêcheurs *Todiramphus sanctus* et un nid de siffleurs calédoniens *Pachycephala caledonica*) n'ont pas non plus révélé de prédation par les rats malgré les localisations des nids: dans un pandanus pour les siffleurs, et dans une falaise de moins de deux mètres de haut pour les martin-pêcheurs (données non publiées).

Ces résultats m'ont entraînée sur l'alternative des quelques cas où les rats introduits coexistent avec des espèces indigènes sans les mettre en danger.

Première piste: changement de comportement

L'adaptation des espèces locales aux prédateurs introduits est possible. Elle est généralement d'ordre comportemental. Les rats noirs ont été introduits dans les îles de la Méditerranée depuis plus de 2000 ans et les peuplement d'oiseaux qui nichent en colonies sur ces îles sont nécessairement arrivés à une forme d'équilibre avec les prédateurs (Martin et al. 2000). Les insectes sont également capables de s'adapter à la prédation par les rats. D'après Rufaut & Gibbs (2003), c'est le cas du weta (*Hemideina crassidens*) dont les densités n'augmentèrent pas suite à l'éradication de rats polynésiens combinée à celle d'un autre prédateur (le râle weka) de ces criquets. Les seules modifications notables sur une période de 4 ans furent une plus forte proportion d'adultes dans la population et un mode de vie progressivement plus « détendu » des insectes (Rufaut & Gibbs 2003). Les geckos de Duvaucel (*Hoplodactylus duvaucelii*) endémiques à la Nouvelle-Zélande se sont aussi adaptés à la prédation et à la compétition des rats polynésiens en modifiant leur stratégie d'utilisation de l'espace (Hoare et al. 2007). Il semble logique que de telles modifications comportementales aient pu avoir lieu en Nouvelle-Calédonie, notamment vis-à-vis des rats polynésiens qui sont présents depuis plusieurs millénaires. La capacité d'un écosystème ou d'une espèce à s'adapter à un nouveau prédateur ou compétiteur est à prendre en compte dans les planifications d'éradications.

La prédation sur les oiseaux a principalement lieu lors de la période de nidification. Sur l'atoll de Midway (Hawaï) la prédation par les rats noirs sur les pétrels de Bonin (*Pterodroma hypoleuca*) est plus importante en période d'incubation – aussi bien en présence qu'en l'absence des parents – quelques restes de poussins trouvés hors des nids suggèrent néanmoins une prédation au stade de poussin (Seto & Conant 1996). La prédation exerce notamment une pression évolutive sur la sélection de nouvelles niches de nidification (Brightsmith 2005a). Une espèce pourrait donc changer ses habitudes de nidification en réponse à la présence d'un nouveau prédateur. En Nouvelle-Calédonie, les perruches utilisent deux différents sites de nidification: les arbres creux et les anfractuosités dans les rochers. On pourrait avancer l'hypothèse que les perruches qui nichent dans des rochers sont défavorisées par une prédation accrue (soit par les rats, soit par les chats) et par conséquent que cette sélection de sites de nidification est appelée à disparaître. Le seul nid de perruches à front rouge dans des rochers que je connaisse se trouve d'ailleurs dans le maquis où la densité de rats noirs est moindre.

Certaines espèces en revanche, soit par manque de plasticité comportementale soit par manque de sites alternatifs, ne modifient pas leurs habitudes de nidification suite à l'arrivée de nouveaux prédateurs. C'est le cas par exemple des puffins cendrés (*Calonectris diomedea*), mis en danger par leur incapacité à changer de site de nidification en réponse à la présence de rats noirs, prédateurs de leurs nids (Igual et al. 2007). Cela pourrait également expliquer pourquoi les rats polynésiens de Nouvelle-Zélande n'affectent pas de la même façon les différentes espèces de reptiles (McCallum 1986). Soit les caractéristiques innées de certains reptiles leurs permettent de mieux répondre à la prédation, soit certaines espèces sont plus aptes que d'autres à s'adapter aux nouveaux prédateurs.

L'autodéfense de la proie potentielle peut même être si efficace qu'elle a pour conséquence la mort du prédateur. Par exemple, les râles d'Aldabra (*Dryolimnas cuvieri aldabranus*) sont aptères. Ils défendent férocement leurs nid et sont capables de tuer des rats noirs (Wanless 2003).

En Nouvelle-Zélande, il est avéré que les rats ne peuvent pas

s'attaquer aux kiwis adultes et que les oeufs de ceux-ci sont trop gros et durs pour être attaqués par les rongeurs (McClellan et al. 1996). L'impact des rats sur les kiwis et donc d'ordre indirect par dégradation de l'habitat (McClellan et al. 2004). Les prédateurs principaux des kiwis étant donc les mustélidés et les chiens (McClellan et al. 1996). Kiwis et cagous semblent comparables sur ces points. J'ai eu l'évidence que les cagous adultes arrivent à chasser des rats. Les rongeurs ne semblent d'ailleurs pas considérer leurs oeufs comme un aliment potentiel, peut-être parce que, comme ceux des kiwis, les oeufs de cagous sont trop durs pour être ouverts par les rats. Bien que kiwis comme cagous soient bien plus grands que les rats, la différence de taille entre proie et prédateur n'est cependant pas une protection contre la prédation. Les souris, en employant une méthode d'attaque qui n'est pas sans rappeler celle des rats sur les cagous (sauter sur le dos et mordre à la tête et au cou), sont capables de tuer des poussins de pigeon bisets (*Columba liva*) bien développés et pesant jusqu'à 110 g qui se défendaient en frappant des ailes et en se roulant au sol (Bradley & Marzluff 2003).

Rattenborg et al. (1999) ont démontré que les oiseaux endormis pouvaient contrôler la proportion de « unhemispheric slow wave sleep » en réponse au risque de prédation. Certains cagous suivis par vidéo-surveillance avaient le sommeil très léger et se réveillaient à la moindre approche de rat, d'autres ne se réveillaient pas avant d'être touchés. L'aptitude à contrôler la proportion de « unhemispheric slow wave sleep » se perd probablement en l'absence de prédateurs, il est possible que la variabilité individuelle de la profondeur de sommeil chez les cagous soit en partie liée à la ré-acquisition de cette faculté.

Le prédateur principal des perruches à front orange (*Cyanoramphus auriceps*) dans une forêt néo-zélandaise était l'hermine (stoat) (Mustela erminea), sans indication de prédation par les rats noirs (Elliot et al. 1996). Les rats polynésiens sont des prédateurs des poussins de perruches à front rouge néozélandaises et ce jusqu'à un âge de 30 jours (Greene 2003). Les rats noirs, introduits dans l'île en 1940 sont un des prédateurs principaux des perruches à front rouge de Norfolk (*Cyanoramphus novaezelandiae cookii*). Ils tuent oeufs, poussins et perruches adultes et sont donc un des facteurs limitant les densités de ces oiseaux (Hill 2002). Les rats sont arrivés dans ces

îles relativement récemment par rapport à la Nouvelle-Calédonie, il est intéressant de noter que même les rats polynésiens sont capables de s'en prendre aux perruches adultes. Ceci renforce l'hypothèse d'une adaptation à la prédation de la part des perruches de Nouvelle-Calédonie. Il est même possible qu'en s'adaptant aux rats polynésiens depuis 20 siècles, les perruches aient acquis des comportements susceptibles de les protéger contre les rats noirs.

On cherche à développer des méthodes pour protéger les espèces en danger, ceci pourrait inclure des méthodes pour les aider à développer ou redynamiser des comportements pour se protéger des espèces introduites.

Deuxième piste: un facteur autre complique le tableau

Comme le remarquent Fitzgerald & Gibb (2001) les écosystèmes des îles d'importante surface sont complexes et les facteurs qui entraînent le déclin d'une espèce peuvent aller au-delà d'une simple prédation ou compétition par les espèces introduites. C'est pourquoi il demeure important d'effectuer une étude sur le long terme avant de se faire une idée de l'impact des rats sur la survie d'une espèce. Ce type d'étude se doit d'inclure tous les stades de développement de la proie potentielle ainsi que ses relations avec l'écosystème en général. Par exemple, sur l'île de Macquarie dans l'océan Antarctique, les rats noirs influencent négativement le recrutement de l'herbe (*Pleurophyllum hookeri*), cependant la mortalité des plantules en l'absence de rats est élevée si bien qu'un an après la mise en place d'exclosures, il n'y avait pas de différence significative dans la densité des herbes sur la zone à rats et sur la zone sans rats (Shaw et al. 2005). En l'occurrence, une éradication coûteuse ne semble pas nécessaire pour la survie de cette herbe.

Dans quelques cas, les rats ou même les chats ne semblent pas non plus avoir d'effets négatifs sur le succès de reproductif des oiseaux. A New-Island (Falklands), une importante colonie de prions de Blecher (*Pachyptila belcheri*) parvient à coexister avec des rats noirs, des souris et des chats qui sont probablement présents sur l'île depuis une centaine d'années (Catry et al. 2007). La raison pour laquelle la colonie persiste serait la présence sporadique des oiseaux sur l'île qui y sont uniquement en été pour la ponte et l'élevage

des poussins. En hiver, il reste peu de nourriture pour les prédateurs, ce qui régule leurs nombres (Catry et al. 2007).

A Madagascar, Ganzhorn (2003) n'a pas non plus trouvé de relation entre les densités de micro-mammifères endémiques et celles des rats noirs. La cause principale évoquée pour expliquer le déclin des micro-mammifères endémiques est la fragmentation d'habitat.

Ces quelques exemples indiquent la nécessité de bien comprendre les raisons pour lesquelles une espèce est en déclin afin de pouvoir la protéger efficacement.

Régime et prédateurs

En Nouvelle-Zélande, les rats polynésiens, sont des prédateurs importants de graines et affectent significativement la régénération et la composition des forêts du bord de mer (Campbell & Atkinson 1999). D'après ces auteurs, si des rats polynésiens sont présents, une forêt ayant subi un feu ou une autre agression ne pourra pas se régénérer et retrouver l'état dans lequel elle se trouvait avant l'arrivée des rats, certaines espèces d'arbres étant même proches de l'extinction du fait de la prédation (Campbell & Atkinson 2002). La prédation des graines pourrait être également un problème en Nouvelle-Calédonie. Les rats de la Rivière Bleue mangeaient en particulier des graines de chêne gomme dont, en 2004, une année de fructification, je n'ai trouvé aucune graine intacte. En forêt sèche, il semble que la prédation par les rats affecte de façon importante la fructification de *Captaincookia margaretea* (S. Hénocque, com. pers.).

Le régime des rats polynésiens de Nouvelle-Zélande inclus des insectes, des gastéropodes (également des espèces de la zone intertidale), des vers de terre, des plantes (graines, feuilles, bourgeons, écorce, fleurs, racines) (Campbell & al. 1984). Dwyer (1978) conclu que les rats polynésiens sont opportunistes et généralistes, se nourrissant principalement de végétaux mais qu'il est probable que cette espèce ne puisse subsister uniquement sur un régime végétarien.

Sur l'île de Macquarie, les rats noirs se nourrissent principalement de plantes (Copson 1986). Daniel (1973) a trouvé que les rats noirs de la forêt de Orongorongo (Nouvelle-Zélande) se nourrissent majoritairement d'orthoptères au printemps et en été et de plantes en automne et en hiver, la proportion d'oiseaux dans leur régime alimentaire reste négligeable. Innes (1979) a aussi constaté que le contenu stomacal de rats noirs de Nouvelle-Zélande changeait avec la saison: il incluait plus de matières animales en été et plus de matières végétales en hiver et en automne. Dans son étude, les wetas étaient très communs dans tous les estomacs des rats mais les plumes ou restes de coquilles d'oeufs étaient rares (5 % et 2 % respectivement). Miller & Miller (1995) ont trouvé que les rats noirs de l'île de Rangitoto (Nouvelle-Zélande) se nourrissaient d'insectes avec principalement des weta (*Hemideina thoracica*) mais aussi des limaces et des cafards.

A Hawaï, rats noirs et rats polynésiens se nourrissent principalement d'insectes et semblent préférer les larves aux adultes. Leurs estomacs contenaient également des restes d'escargots et de vers de terre (Sugihara 1997). Sur l'atoll d'Eniwetok (îles Marshall), les rats noirs et les rats polynésiens se nourrissaient quant à eux principalement de végétaux, la proportion d'insectes dans le régime des premiers était cependant plus importante avec un tiers du poids sec contre moins de 10% pour les rats polynésiens (Fall et al. 1971). Ces auteurs soupçonnent également les rats noirs d'avoir consommé plus de matériel animal (crabes...) que les rats polynésiens.

Ces exemples illustrent la variété de nourriture consommée par les rats et l'adaptabilité de ces animaux. Les éléments que j'ai pu identifier dans leurs estomacs ou grâce aux reliefs de leurs repas sont dans la gamme normale de l'alimentation de ces rongeurs. Il est néanmoins intéressant de noter que les rats de forêt consomment semble-t-il une faible proportion d'oiseaux (Daniel 1973). La faim peut inciter les rongeurs à s'attaquer à des nids (Bradley & Marzluff 2003). Si les ressources alimentaires disponibles pour les rats de forêt sont suffisantes il est possible qu'ils ne s'attaquent pas systématiquement aux nids, expliquant ainsi l'absence de prédation constatée lors de mon étude.

Les chats marrons des forêts humides et du maquis se nourrissent principalement de rats, leurs interactions avec les rats seraient à prendre en compte dans le cadre d'éradications. Fitzgerald & Gibb (2001) suggèrent même que les chats peuvent être bénéfiques aux oiseaux en maintenant les populations de rats à un niveau acceptable.

Méthodologie, quelques pistes alternatives

Une alternative pour tester l'impact des prédateurs sur le succès de reproduction des oiseaux est de délimiter deux zones. Dans l'une on contrôle ou éradique les prédateurs, l'autre sert de contrôle et l'on suit le succès de reproduction des oiseaux dans les deux régions. Cette méthode a l'avantage de ne pas se concentrer uniquement sur le facteur « prédation au nid » comme je l'ai fait lors de mon travail.

Bramley (1996) a utilisé cette approche pour les râles weka mais son expérience n'a pas été concluante en raison du faible nombre de couples de râles wekas qu'il a suivi et dont certains ont ôté leurs émetteurs ou sont morts. Cet auteur suggère donc de suivre le ou les mêmes couples plusieurs années de suite sous différents régimes de contrôle des prédateurs afin de déterminer le succès de reproduction sous chacun de ces régimes. Bien entendu, ceci ne peut fonctionner qu'avec des espèces dont l'espérance de vie est longue, les cagous et perruches étant de bons candidats pour cette méthode.

Les nids artificiels sont couramment utilisée pour tester la prédation sur un grand échantillon. Cela évite d'avoir à chercher de vrais nids, tâche longue et ingrate. Des études récentes indiquent cependant que seuls les vrais nids permettent de vérifier s'il y a prédation ou non (Zanette 2002, Berry & Lil 2003). Les taux de prédation sont significativement plus hauts sur des nids artificiels que sur de vrais nids (Berry & Lil 2003). Leur étude est intéressante en soi pour la Nouvelle-Calédonie puisqu'elle touche des *Eopsaltria australis*, espèce proche du rossignol à ventre jaune.

Les nids artificiels peuvent cependant servir à déterminer les conditions qui favorisent la prédation sur les nids ainsi que les prédateurs qui

visitent les nids. C'est ce qu'on fait Laurance et al. (1993) en Australie mais l'échantillon pour parvenir à ce but est nécessairement élevé (ces auteurs avaient 610 nids artificiels) et l'on peut se demander si les résultats en valent l'effort. Il n'est en effet, pas garanti que les prédateurs se comporteront de la même façon que sur des nids naturels. Pärt & Wretenberg (2002) ont d'ailleurs trouvé que les nids artificiels n'étaient représentatifs de la prédation sur un nid naturel uniquement si les mêmes prédateurs sont attirés par ce nid et si l'attirance du prédateur est similaire pour les nids artificiels ou naturels. Ceci implique donc une bonne connaissance des prédateurs et de leur taux de prédation sur une espèce avant de pouvoir utiliser des nids artificiels de façon comparable à de vrais nids.

Robinet et al. (1998) ont également eu recours à cette méthode pour quantifier le taux de prédation sur des oeufs de caille déposés dans des cavités d'arbres creux à Ouvéa (rats polynésiens présents) et à Lifou (rats noirs et rats polynésiens présents). Il n'y a presque pas eu de prédation à Ouvéa alors que les taux de prédation étaient beaucoup plus élevés à Lifou. Si cela indique un potentiel prédateur plus important des rats noirs, il faut cependant prendre en compte que ces nids artificiels n'étaient pas gardé par une femelle incubant, ce qui, selon mes résultats, pourrait être un facteur important dans la prévention de la prédation. Il est aussi possible que les résultats de Robinet et al. (1998) s'expliquent plus par la plus grande arboréalité des rats noirs (voir chapitre précédent), ce qui les mettrait plus en contact que des rats polynésiens avec des oeufs placés dans des arbres. Robinet et al. (1996) pensent que l'introduction de rats noirs à Ouvéa pourrait avoir des conséquences désastreuses pour les perruches d'Ouvéa. Si les perruches d'Ouvéa sont, comme les perruches de la Grande-Terre, capables de chasser les rats de leur nid, la présence de rats noirs à Ouvéa ne leur poserait pas de problèmes. Il est en revanche probable que d'autres espèces locales en pâtiraient. Il est également possible que les perruches d'Ouvéa n'aient pas développé de mécanismes comportementaux leur permettant de combattre les rats.

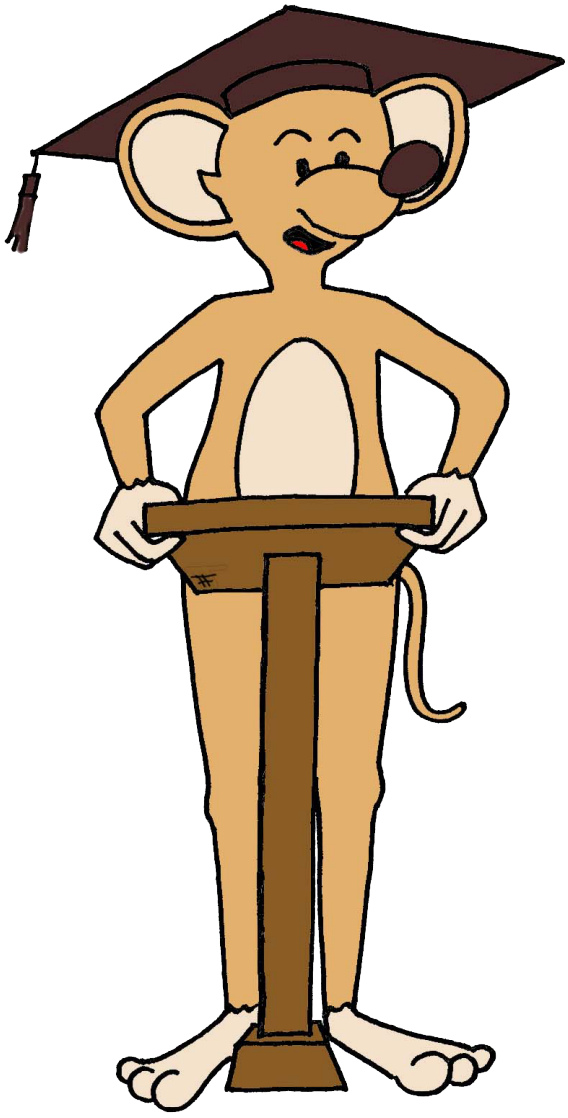
Campbell et al. (1984) et McConkey et al. (2003) ont cherché les restes des aliments consommés par des rats polynésiens afin de documenter une partie de leur régime. Ces restes se trouvent dans des endroits où les rats

mangent régulièrement (husking stations). Il s'agit d'endroits semi-clos et protégés de la pluie où les restes de repas des rats sont évidents. Cette méthode est intéressante car elle permet de trouver relativement facilement une grande quantité d'informations sur le régime des rats. Malheureusement, on ne trouve en ces endroit que les restes non-comestibles des repas du rat. Je n'ai pas trouvé de tels endroits en forêt humide. J'évoquerais trois raisons pour lesquelles le seul endroit de ce type que j'ai trouvé était en bord de rivière. Premièrement, Campbell et al. (1984) ont travaillé en zone côtière, où il y a probablement beaucoup moins de végétation et autres débris au niveau du sol. Deuxièmement, il est probable que tous les restes laissés par les rats (hors coquilles d'escargots) soient rapidement emporté par les nombreuses fourmis présentes en forêt et dans le maquis. Enfin, il est possible que les rats polynésiens de Nouvelle-Calédonie se cachent en sous sol pour manger afin d'éviter les rats noirs.

Plusieurs auteurs ont pu analyser les contenus stomacaux des rats (Copson 1986, Daniel 1973, Fall et al. 1971, McPhee 1988, Miller & Miller 1995, Sugihara 1997) . McPhee (1988) remarque cependant que cette technique est difficile en raison de la petitesse des restes alimentaires et des conditions de macération dans l'estomac des rats. Fall et al. (1971) ont aussi noté que les contenus d'estomacs de rats polynésiens étaient tellement fins qu'il n'était pas possible d'identifier les plantes consommées. Ces auteurs n'ont trouvé que peu de fragments d'insectes dans l'estomac des rats. Compte tenu du travail que cela représente, je n'aurais pas eu le temps lors de mon étude d'analyser chaque estomac de la sorte. D'autre part, il m'aurait fallu consulter des experts capables d'identifier les restes d'insectes, de graines ou autres. L'organisation de ce travail dépassait mes moyens.

Daniel (1973) et Fall et al. (1971) ont également effectué des tests de préférences en laboratoire. Des tests de « cafétéria » auraient été possibles dans le cadre de mon étude mais je n'en ai pas fait de crainte que la captivité ne modifie le comportement des rats. Il m'aurait été très difficile de proposer aux rats des échantillons de chaque source potentielle de nourriture.

Chapitre 6.
Éradications, protocoles, réflexions



Sors de la sauvagerie
écarte toi de la bête
et suis la nature
retourne à la nature

Matsuo Bashô (1644-1694)

En conclusion de cette thèse, je souhaite mettre en perspective mes résultats pour la protection des espèces de forêt humide. Je voudrais également présenter quelques pistes pour la gestion des rats en forêt humide sur la Grande-Terre.

Mes résultats ne démontrent pas de prédation sur les nidifications de cagous ou de perruches à front rouge à la Rivière Bleue. Sur l'ensemble de la Grande-Terre cependant, les relations négatives entre densités de rats noirs et nombre d'espèces et de sous espèces d'oiseaux endémiques, ainsi que entre rats noirs et abondance de perruches à front rouge indiquent que ces rongeurs représentent une menace potentielle. A la Rivière Bleue, les rats noirs sont plus légers et moins abondants que dans d'autres régions. Il me semble par conséquent possible que l'avifaune soit plus à risque dans les régions où les rats noirs sont plus abondants et plus gros. Mes résultats indiquent que les régions plus favorables aux rats noirs se situent en altitude, sur des substrats non miniers et en forêt humide. Les conditions (sols miniers, faible altitude) au parc de la Rivière Bleue seraient donc défavorables aux rats noirs. Ce parc, ainsi que le massif du sud, me semble donc bien se prêter à la protection de l'avifaune. Des précautions s'imposent en revanche avant d'étendre à l'ensemble de la Grande-Terre les résultats sur l'impact des rats à la Rivière Bleue.

C'est pourquoi je préconise de poursuivre mon étude par d'autres recherches. Les thèmes suivants me semblent particulièrement importants à traiter:

1. l'impact des rats sur le succès de reproduction d'autres espèces d'oiseaux, particulièrement les petits passeraux (soit directement par vidéosurveillance soit par comparaisons des assemblages d'espèces)
2. contrôle par vidéosurveillance de l'impact des rats sur les nidifications de cagous et de perruches dans d'autres régions que la Rivière Bleue

Dans les paragraphes qui suivent, je présente quelques exemples de pratiques d'éradications ou de contrôles de rats dans différents milieux. J'y inclus aussi une réflexion sur les facteurs à considérer pour que ce type d'opération soit mené avec les plus grandes chances de succès. Enfin, je suggère d'autre pistes de recherche pour poursuivre le travail entamé lors de

cette thèse. Ces suggestions figurent en encadrés dans le texte.

Les rongeurs ont été éradiqués d'au moins 284 îles dans le monde entier. Ceci ne totalise cependant qu'une surface de 47 628 ha car la majorité (78%) de ces éradications a eu lieu sur des îles de moins de 100 ha, seules 14 îles de plus de 500 ha ont été dératisées (Howald et al. 2007). L'île de Campbell (11 300 ha, Nouvelle-Zélande) a été le siège du plus ambitieux projet d'éradication des surmulots (Towns & Broome 2003). Les rats noirs quant à eux n'ont été éradiqués que sur des surfaces inférieures à 1000 ha (Howald et al. 2007). La méthode d'éradication des rongeurs semble bien au point puisque 90 % de toutes les tentatives d'éradications considérées par la revue de Howald et al. (2007) ont réussi.

D'un point de vue économique il est plus intéressant d'éradiquer les rats d'une île où la réinvasion est peu probable que de les éliminer d'une zone de forêt où le contrôle devra se maintenir en permanence puisque la réinvasion y est inévitable (Towns & Broome 2003). Il n'y a malheureusement pas d'îles recouvertes de forêt humide autour de la Nouvelle-Calédonie. Le transport d'espèces de forêt humide sur des îles isolées de la Grande-Terre d'où les rats ont étés éradiqués n'est donc pas possible. L'unique solution pour protéger les espèces néo-calédoniennes vivant en forêt humide serait le principe de « mainland islands » - îlots terrestres – où les prédateurs introduits sont constamment contrôlés. Ceci demande un programme d'empoisonnement suivi, intensif et de longue haleine. Mais ce type d'action peut avoir d'importants bénéfices pour la faune endémique comme ce fut par exemple le cas à Trounson Kauri Park (Nouvelle-Zélande) (Gillies et al. 2003).

L'éradication des rongeurs dans des îles habitées peuvent aussi avoir des bénéfices sociaux et économiques en réduisant les dommages aux champs et les problèmes sanitaires (Howald et al. 2007). Les produits et méthodes utilisés lors de dératisations à des fins de conservation dérivent souvent de l'expérience gagnée en milieu agricole (Sugihara 2002, Towns & Broome 2003).

Restauration écologique, une solution tout-terrain?

Le principe même de « restauration écologique » existe depuis plusieurs années en Nouvelle-Zélande. La restauration écologique a pour but la mise à disposition d'habitats adéquats pour des espèces menacées (Atkinson 2001). Cela suppose également la reconstitution de communautés de plantes et animaux indigènes (Atkinson 2001). La restauration écologique est donc à distinguer de la simple réhabilitation ou de la revégétalisation de sites miniers, de friches, de routes ou de glissement de terrains (Atkinson 2001). Les objectifs de la restauration écologique sont vastes, puisqu'ils peuvent aller de «l'humble» protection d'espèces menacées à la complexe et grandiose reconstruction d'écosystèmes entiers. Les deux approches étant nécessaires (Atkinson 2001, Saunders & Norton 2001), la restauration d'écosystèmes entiers permettant particulièrement de sauvegarder un nombre important d'espèces (Saunders & Norton 2001). Quoi qu'il en soit, sur des îles aux écosystèmes sensibles aux invasions, comme la Nouvelle-Zélande ou la Nouvelle-Calédonie, ceci passe forcément par le contrôle d'espèces introduites. Cette gestion active de sites et des espèces qu'ils abritent peut se faire assez simplement dans des îles de petites surfaces. Sur la terre ferme en revanche, la situation est plus compliquée. Les actions de restauration écologique sur des régions non isolées ont débuté en Nouvelle-Zélande dans les années 70, elles ont conduit au développement de ce que l'on appelle maintenant des « mainland islands » (Atkinson 2001). Dans ce pays où la gestion des espèces introduites caractérise la restauration écologique, le contrôle intensif de ces espèces sur les « mainland islands » tient lieu des éradications pratiquées sur des îles (Atkinson 2001).

En Nouvelle-Calédonie, la protection de l'écosystème de forêt humide et des ses espèces pourrait également justifier la création de « mainland islands ». Mais quels sont les bénéfices constatés en Nouvelle-Zélande où les « mainland islands » couvrent des zones allant jusqu'à 3200 ha (Innes et al. 1995). Dans un premier temps, le contrôle des prédateurs introduits entraîne la réduction de leurs densités de 87% à 100% (Innes et al. 1995). A ce niveau, les populations de rongeurs font preuve de résilience. Puis, l'immigration à partir de la périphérie de la zone traitée ainsi qu'un taux accru

de reproduction entraînent rapidement un retour à la densité pré-traitement (Brown & Tuan 2005).

Les programmes de « mainland island » restauration, ont additionnelle ment le grand avantage d'accroître la connaissance des écosystèmes ce qui permet en retour de mieux gérer leur protection et de prédire les résultats d'actions de protection (Saunders & Norton 2001). En outre, ces actions de restauration écologique sur des « mainland islands » sont en train d'instaurer en Nouvelle-Zélande une véritable culture populaire de la gestion efficace basée sur les acquis scientifiques (Saunders & Norton 2001).

Ces actions de contrôle ou d'éradication font généralement appel à l'empoisonnement, elles demandent une excellente organisation et un protocole solide (Howald et al. 2007). Ci-dessous quelques aspects à considérer lors de leur planification.

Pistes pour un protocole d'empoisonnement

L'empoisonnement est la méthode préférée pour les éradications de rats. Je présente ci-dessous une synthèse des protocoles utilisés.

Types de poison

Les anticoagulants sont les substances actives les plus utilisées (Hoare & Hare 2006). Ils inhibent la synthèse hépatique d'agents coagulants qui dépendent de la vitamine K (Howald et al. 2007). Les anticoagulants sont de première ou de seconde génération selon leur efficacité (potency) et la date où ils ont été développés. Les anticoagulants de première génération (chlorophacinone, diphacinone, pindone et warfarin) sont moins toxiques et plusieurs repas sont nécessaires pour obtenir la dose létale cumulée (Howald et al. 2007).

Les anticoagulants de seconde génération (brodifacoume, brodmadiolone, difenacoume et flocoumafen) sont très toxiques et ils persistents dans le cadavre et l'environnement d'où un risque d'empoisonnement secondaire (Howald et al. 2007).

Les toxines foudroyantes (1080 et strychnine), sont moins utilisées que les anticoagulants. Elles entraînent rapidement des symptômes d'empoisonnement (de 30 à 90 min après ingestion pour le 1080) et de ce fait peuvent entraîner un évitement de la part des rats qui ne succombent pas à la première prise (Howald et al. 2007).

Certaines toxines (diphacinone, cholecalciferol) sont moins dangereuses pour les oiseaux. La brodifacoume, un anticoagulant de seconde génération, est largement utilisé lors d'éradications de rats sur les îles, ce poison est toxique à tous les vertébrés et sa persistance dans l'environnement est élevée (Donlan et al. 2003). Il peut donc se révéler nécessaire d'utiliser d'autres poisons que celui-ci. Comme la brodifacoume, le diphacinone est un anticoagulant de seconde génération mais n'est virtuellement pas toxique aux oiseaux (Donlan et al. 2003). En sus de sa moindre toxicité, le diphacinone s'accumule moins dans les tissus et a été utilisé avec succès dans des éradications (Witmer et al. 2007). Le diphacinone et le cholecalciferol ont été testés par Donlan et al. (2003) lors de tentatives d'éradications des rats noirs d'îles du golfe de Californie. Ces deux produits se sont révélés aussi efficaces que la brodifacoume. Enfin, le cholecalciferol – ou vitamine D3 – est un rodenticide qui fonctionne en déplaçant les stocks de calcium des os vers la circulation sanguine, la mort s'en suit par hypercalcémie et calcification des vaisseaux. Ce poison serait significativement moins toxique aux oiseaux que la brodifacoume (Donlan et al. 2003). Il y a actuellement des tests pour évaluer le risque d'empoisonnement secondaire à diphacinone de certaines espèces d'oiseaux Hawaïens qui se ferait par le biais de mollusques (Sugihara 2002).

Les anticoagulants de seconde génération à longue action (dont la brodifacoume fait partie) sont la cause de 82% à 89% des intoxications domestiques dues aux rodenticides aux USA. Les enfants de moins de six ans faisant la majorité des contacts non intentionnels avec ces produits (par ingestion d'appât ou par contact avec la peau ou les muqueuses) (Eisemann & Petersen 2002). Ces chiffres concernent le domaine domestique, mais ils n'en soulignent pas moins la nécessité de:

1. ne pas placer les appâts dans des endroits où ils seront facilement vus
2. bien indiquer les risques d'empoisonnement (par exemple logo

« tête de mort ») à chaque endroit où les appâts sont placés

Choix de l'appât

Le choix d'appât dépend d'un certain nombre de facteurs. Idéalement, il doit être:

1. appétant et causer la mort après un seul repas afin de ne pas causer d'évitement par l'espèce cible
2. persister dans l'environnement assez longtemps pour que l'espèce cible y soit exposée
3. non-toxique ou peu appétant aux espèces non visées par l'éradication. (Howald et al. 2007)

Différents appâts peuvent véhiculer du poison, leur appétence dépendra de l'espèce cible mais aussi des goûts de chaque individu. En général, un aliment familier enrichi en sucre ou en huile fera l'affaire (Clapperton 2006). Il faut également prendre en compte la néophobie de certaines espèces (rats noirs, surmulots) (Clapperton 2006).

Les paramètres socio-écologiques d'une espèce influencent également la probabilité de certains individus de pouvoir rentrer en contact avec les appâts (Clapperton 2006). Ces variables sont difficiles à quantifier car il faudrait pouvoir observer individuellement des rats sauvages dans la zone prévue pour l'empoisonnement. Si l'on veut pratiquer une éradication plutôt qu'un contrôle des densités, on pourrait penser à utiliser conjointement différentes méthodes d'extermination.

Accessibilité aux appâts

En premier lieu se pose le problème de l'accès au poison. Les distributeurs d'appât placés sur un quadrillage de 25 m à 100 m de côté sont la plus ancienne technique d'appâtage (Howald et al. 2007). Dans le cadre d'une éradication, ces distributeurs doivent être régulièrement surveillés et remplis de poison pendant 1 à 2 ans (Howald et al. 2007). Pour qu'un empoisonnement soit efficace, il faut que chaque rat rencontre au moins un distributeur (Town & Broome 2003). Si l'on veut placer les distributeurs

judicieusement, il est donc indispensable de connaître la taille minimale du domaine vital des rats. Les domaines vitaux des rats noirs suivis par Hooker & Innes (1995) avaient un rayon de 100 m en moyenne pour les femelles et de 200 m pour les mâles. Ces auteurs ont calculé que tous les rats seraient exposés au poison si l'on plaçait des distributeurs tous les 50 m. Ces valeurs me semblent assez comparables à celles obtenues dans mes observations. En outre, les distributeurs pourraient être facilement posés à même le sol puisque tous les rats suivis étaient principalement au sol.

Ces distributeurs sont intéressants car ils réduisent la quantité de produits toxiques « libres » dans l'environnement. Ils diminuent donc la probabilité de consommation par d'autres espèces mais leur mise en oeuvre demande un fort investissement en personnel (Howald et al. 2007).

En pratique, pour couvrir efficacement la zone, l'éradication demande une grande préparation supportée par une étude préalable. Par exemple pour éradiquer les rats noirs d'une zone de 245 ha d'une île australienne Morris (2002) a placé des distributeurs d'appâts selon un quadrillage de 25 m de côté. Cet auteur avait dû construire des distributeurs spécialement pour cette éradication afin d'éviter que des mammifères indigènes ne consomment l'appât. Pour les « mainland islands » de forêt humide, la nécessité d'une organisation rigoureuse se fait particulièrement sentir car deux importants obstacles se posent souvent: le relief accidenté et la ré-infestation par les zones voisines non traitées. Dans plusieurs zones de forêt humide de Hawaï; l'empoisonnement au diphacinone a été combiné au piégeage par tapettes sur une zone de 48 ha. Un mois après le début de l'empoisonnement, l'abondance de rongeurs était réduite de 58% à 90% par rapport à une zone contrôle (Nelson et al. 2002). Ces auteurs ont d'abord noté un afflux de rongeurs à la périphérie de la zone traitée. Puis, la campagne d'empoisonnement ayant duré 4 mois, les auteurs ont observé qu'un an après son début, les densités de rats étaient pratiquement revenues à celles de la zone contrôle. Nelson et al. (2002) concluent que si cette méthode peut protéger efficacement les oiseaux durant la période de nidification, elle ne saurait protéger sur un plus long terme, ni leurs sources de nourriture (graines, fruits) ni les plantes ou invertébrés mis en danger par les rongeurs. Pour protéger ces espèces, il faudrait effectuer un contrôle permanent, toute l'année afin de maintenir en

permanence de faibles densités de rongeurs. Les coûts de l'opération de contrôle telles que celle faite par Nelson et al. (2002) s'élevaient à 7000 USD pour 1 km² la première année puis à 2000 USD les années suivantes.

Alternativement, l'épandage est une méthode intéressante du point de vue du coût. Il se pratique soit manuellement, soit par hélicoptère (Howald et al. 2007). L'épandage par hélicoptère est en passe de devenir la méthode la plus utilisée car elle permet de rendre le poison accessible aux rats même si le relief est très accidenté (Howald et al. 2007). L'épandage nécessite généralement deux passages espacés de 10 à 14 jours, la durée de la campagne est donc moindre qu'avec les distributeurs d'appât (Howald et al. 2007). L'épandage évite également les problèmes d'accès au poison s'il y a une espèce subordonnée puisque le poison est librement accessible à tout animal plutôt que d'être disposé dans des distributeurs d'où certains peuvent être exclus (Howald et al. 2007).

Période de contrôle

Ensuite vient la question de la meilleure période pour pratiquer le contrôle. Dans le cadre d'éradications il est par conséquent primordial de connaître la dynamique des populations de rongeurs. La période préconisée est le moment où les populations de rongeurs sont en déclin ou la période où la nourriture est moins abondante (Miller & Miller 1995, Towns & Broome 2003, Howald et al. 2007). Si l'on utilise des distributeurs d'appât pour une éradication, la problématique du choix du moment pertinent pour empoisonner est évitée puisque ces distributeurs sont à demeure pendant au moins une année (Howald et al. 2007).

Lors d'une opération de « mainland island », le contrôle des rongeurs s'effectue généralement en même temps que la période de reproduction des espèces à protéger puisque la réduction de la densité des rongeurs dure de 4 à 5 mois après l'application du poison (Innes et al. 1995). L'empoisonnement (brodifacoum, 1080, pindone) sur les « mainland islands » se fait soit par distributeurs soit par épandage aérien (Innes et al. 1995). Dans les forêts humides calédoniennes, on pourrait donc préconiser de débuter le contrôle en fin de saison fraîche, alors que les densités de rongeurs sont au plus bas et

avant que le début de la période de reproduction de la plupart des vertébrés.

Quelques aspects comportementaux peuvent néanmoins compliquer la situation, rendant l'éradication d'espèces subordonnées plus difficile. Sur une durée d'empoisonnement courte, la compétition entre différentes espèces de rats peut affecter le succès d'une opération de contrôle car l'espèce subordonnée aura un accès restreint aux pièges ou aux appâts (Harper & Veitch 2006). Au contraire, sur une longue durée, les éradications ou contrôles ne seraient probablement pas compromis car l'espèce subordonnée aura de plus en plus accès aux appâts ou pièges au fur et à mesure que l'abondance de l'espèce dominante décroît. Nelson et al. (2002) préconisent la méthode combinée d'empoisonnement et piégeage par tapettes pour le contrôle des rats noirs et rats polynésiens dans les « mainland islands » où ils sont sympatriques. Cette combinaison permettant probablement d'éviter ou de réduire les problèmes d'accès à l'appât. Ce compromis, pourrait donc également être appliqué en Nouvelle-Calédonie. Il me semblerait cependant intéressant de tester l'efficacité d'un empoisonnement sur les deux espèces. Les rats noirs et les rats polynésiens de forêt humide semblent en effet se partager les ressources sans nécessairement entrer en compétition (voir chapitres 3 et 4).

Pour cette raison je préconise également une étude complémentaire afin de mieux définir les relations entre rats noirs et rats polynésiens. Cette étude consisterait en une expérience d'exclusion: les rats noirs seraient éliminés d'une zone délimitée et close afin d'éviter toute réinfestation et la population de rats polynésiens serait suivie. En parallèle, les rats polynésiens seraient éliminés d'une zone de même surface afin de documenter l'évolution de la population de rats noirs.

Réduction du risque pour les autres espèces

Le risque d'empoisonnement d'autres espèces que les rats est un facteur crucial qui nécessite souvent d'être étudié. Les poisons destinés aux rats peuvent être consommés soit directement, soit indirectement par des espèces non concernées par le contrôle causant ainsi des « dommages

collatéraux » pouvant être importants (Empson & Miskelly 1999). Par exemple, Ogilvie et al. (1997) ont retrouvé des résidus de brodifacoume dans le foie d'un ninox boubouk et dans celui d'une perruche à front rouge néozélandaise juvénile tous retrouvés morts peu de temps après la campagne d'empoisonnement. Ces auteurs pensent que la perruche à front rouge avait consommé directement l'appât à base de céréales, chose que font volontiers ces oiseaux. Ces résultats sont à prendre en compte pour la Nouvelle-Calédonie puisque les perruches à front rouges sont présentes et que leurs jeunes se nourrissent aussi volontiers sur le sol (Theuerkauf & Rouys, données non publiées). Ogilvie et al. (1997) ont également trouvé des résidus de brodifacoume dans des invertébrés collectés sur les appâts mais ils notent que ce poison n'agit pas sur les insectes aux doses ingérées naturellement. On ne sait malheureusement pas si un empoisonnement secondaire par le biais d'invertébrés contaminés est possible. La survie des kiwis exposés à des appâts de brodifacoume ne semble pas affectée (Robertson et al. 1993, 1999a, 1999b). On ne trouve d'ailleurs de résidus de poison ni dans les oeufs ni dans les tissus de kiwis trouvés morts Robertson et al. 1999a, 1999b). En revanche, le foie de certains kiwis juvéniles morts portait des traces de ce poison. Mais le faible taux de mortalité des juvéniles est sans doute plus que contrebalancé par le meilleur succès de reproduction des adultes en l'absence d'opossums (Robertson et al. 1999b). Il serait certainement intéressant d'effectuer une étude similaire sur les cagous afin de déterminer si l'impact de l'empoisonnement des rats ne pourrait pas être néfaste à ces oiseaux. Ceci afin de déterminer s'il y a des risques d'empoisonnement secondaire par les invertébrés consommés ou direct particulièrement par des jeunes qui picoreraient l'appât par curiosité.

Les moyens mis en oeuvre pour éradiquer les rats d'une île ou pour en contrôler la population sur une « mainland island » justifient une pré-étude approfondie. Le programme d'éradication de Kapiti island (Nouvelle-Zélande) est un bon exemple de protocole. Divers tests ont été effectués pour vérifier si des espèces indigènes seraient mises en danger par les appâts (Empson & Miskelly 1999):

1. l'épandage d'appâts non empoisonnés sur deux zones de 150 ha chacune (à des doses de 5 kg l'hectare et de 10 kg l'hectare). Les

appâts étaient imprégnés de Rhodamine B et de Pyranine 120, fluorescents sous la lumière ultraviolette. Des passereaux endémiques ainsi que des kiwis et des râles wekas ont ensuite été capturés. Leurs muqueuses buccales ainsi que leurs fientes ont ensuite été examinées à la lumière ultraviolette pour constater l'ingestion ou non d'appât.

2. l'observation du temps de désintégration des appâts non toxiques dans l'eau de mer ainsi que de tout poisson consommant ces appâts.

3. le test en aquarium de la toxicité de la brodifacoume sur certains poissons de mer

4. le suivi par télémétrie de certaines espèces d'oiseaux afin de déterminer si d'éventuelles mortalités post-éradication seraient dues à un empoisonnement

5. le suivi de plusieurs autres espèces par bagage d'individus pour constater leur survie et comparer leur succès reproductif avant et après éradication

6. l'efficacité de l'éradication du point de vue des oiseaux a été vérifié par des comparaisons de densités (chants) d'oiseaux pre- et post-éradication

7. des transects sous-marins pour déceler un impact éventuel du poison sur les densités de poissons

L'épandage d'appâts non létaux a permis de déterminer les espèces d'oiseaux les plus susceptibles de consommer des appâts empoisonnés et donc de prendre des mesures (transport temporaire) pour protéger ces espèces. Certains individus de ces espèces étaient restés sur l'île et il semble que leurs nombres avaient décru à la suite de l'empoisonnement. Les espèces qui avaient consommé de l'appât étaient le râle weka et le miro rubisole (*Petroica australis*). Une espèce de chouette, le ninox boubouk avait aussi décliné à la suite de l'empoisonnement et un individu trouvé mort avait des résidus de brodifacoume dans le foie. Certaines espèces de Nouvelle-Calédonie comme les autours à ventre blanc (*Accipiter haplochrous*) par exemple pourraient aussi être affectées par l'épandage d'appât ou par la consommation de rats morts.

Il me semble donc nécessaire d'étudier les risques d'un empoisonnement pour la faune néo-calédonienne ainsi que le comportement des chats ensauvagés si les rats, leurs proies principales, devenaient moins abondants.

L'empoisonnement secondaire d'autres prédateurs peut évidemment être bénéfique, voire souhaitable si ce sont également des espèces introduites. Cette méthode n'a cependant pas fait ses preuves et il n'est pas recommandé de compter uniquement sur l'empoisonnement secondaire pour éradiquer les espèces introduites prédatrices des rats (Gillies & Pierce 1999).

La disparition d'une espèce en danger lors de l'éradication des rats peut parfois être rattrapée relativement facilement. Par exemple, suite à l'éradication de rats noirs de Barrow Island (Australie), les kangourous rats de Lesueur (*Bettongia lesueur*), une espèce en danger, disparurent également. Ils ont été réintroduits par la suite à partir d'animaux venant d'autres régions (Morris 2002).

En revanche, si l'île abrite une espèce endémique ou si elle est le dernier bastion d'une espèce en déclin, il faut évidemment prendre des mesures préventives afin de ne pas la perdre. Ce fut le cas pour la mégalure matata (Bowdleria punctata wilsoni), sous-espèce endémique à Codfish Island (Nouvelle-Zélande). A priori, cet oiseau ne devait pas être concerné par l'épandage d'appâts empoisonnés destinés à éradiquer les rats polynésiens. Par principe de précaution, des essais furent néanmoins menés pour déterminer le risque. Des appâts empoisonnés furent donc épandus sur une zone délimitée où 80% des oiseaux succombèrent. Des test sur un cadavre révélèrent un empoisonnement. Une partie de la population de ces oiseaux fut donc retirée de l'île, maintenue en captivité puis relâchée après l'éradication (McClelland 2002). Dans le cadre de cette éradication, des tests furent également effectués sur des wetas pour quantifier le temps de passage du poison dans leur système digestif car les wetas étaient consommés par des chauves souris qui risquaient donc une empoisonnement secondaire. Bien que la probabilité d'un tel empoisonnement parut minime, des chauves souris furent néanmoins gardées en captivité par précaution. Des individus d'autres

espèces (dont une perruche à front rouge) furent des victimes collatérales de l'éradication mais sans mettre en danger la survie de ces populations sur l'île.

Estimer le succès de l'opération

Une fois la méthodologie et l'innocuité du contrôle déterminés, il demeure important de contrôler son efficacité. Celle-ci se mesure non seulement par la disparition ou la réduction des densités des rats (l'objet du prochain paragraphe) mais surtout par la réaction des écosystèmes ou des espèces à protéger. Cette vérification permet des actions ciblées et une meilleure répartition des ressources financières pour la conservation. Afin d'agir rapidement pour protéger des espèces dont le déclin semble attribuable aux espèces introduites, les néo-zélandais ont développé ce qu'ils appellent une gestion adaptative (« adaptative management »). Cette méthode de gestion suppose le contrôle régulier des prédateurs potentiels sur une zone donnée de surface importante. Parallèlement, on vérifie le bénéfice de cette opération pour l'espèce à protéger (Innes et al. 1999). Il s'agit souvent en fait de délimiter deux zones: une où les rats sont contrôlés (par empoisonnement ou piégeage) et une autre où ils ne le sont pas et de comparer les réactions des espèces indigènes des deux zones. C'est ce qu'on fait James & Clout (1996) pour les rats noirs en Nouvelle-Zélande. Ces auteurs ont trouvé 70 nids de carpophages de Nouvelle-Zélande (*Hemiphaga novaeseelandiae*) sur les deux zones. De manière significative, plus de jeunes pigeons ont survécu et quitté le nid dans la zone éradiquée. Mais le contrôle des rats avait coïncidé avec une réduction du nombre d'opossums si bien qu'il fut impossible aux auteurs de déterminer la cause du succès de reproduction plus élevé dans la région à faible densité de rats noirs. Cet exemple illustre l'importance de bien comprendre les relations entre les espèces invasives d'un même milieu. Le nombre d'opossums avait peut-être décliné suite à la consommation de cadavres de rats empoisonnés ou du poison destiné aux rats, ce qui a eu un effet positif sur les pigeons. Le succès de reproduction des pigeons aurait-il été si élevé avec de hautes densités d'opossums et le coût de l'empoisonnement aurait-il été justifié?

De façon similaire, Robertson et al. (1994) ont démontré indirectement la prédation par les rats sur les monarques de Rarotonga (*Pomarea dimidiata*).

En 1988, il ne restait que 29 de ces monarques à Rarotonga (îles Cook). Tout laissait supposer que la faible population de ces oiseaux était due à une forte prédation par les rats noirs. Une campagne d'empoisonnement des rats et de protection des nids de monarques a débuté. Le recrutement des oiseaux a immédiatement augmenté et en 1993, la population comptait 60 oiseaux. Cette opération a été un succès pour les monarques mais il est dommage qu'on ne dispose pas de données pour les autres espèces locales qui auraient pu en bénéficier.

Si les éradications peuvent être bénéfiques à certains groupes, elles peuvent entraîner des baisses de densités pour d'autres, sans pour autant que cela indique un échec. Ce fut le cas à Kapiti Island (Nouvelle-Zélande) où l'on a observé une baisse d'abondance des invertébrés quatre ans après l'éradication de tous les mammifères introduits. Cette chute était la conséquence du quadruplement de la population d'oiseaux insectivores (Sinclair et al. 2005). Cet exemple illustre l'importance de suivre simultanément plusieurs groupes (voire tous) afin de bien comprendre les interactions et de ne pas attribuer une éventuelle baisse de densité d'espèces indigènes à un échec du programme de conservation. A mon avis, pour juger de l'efficacité d'une éradication, il est donc indispensable de considérer l'écosystème dans son ensemble, plutôt que de ne prendre en compte que quelques uns de ses maillons (espèces ou groupes).

Citons également le cas bien documenté d'un reptile endémique à la Nouvelle-Zélande. Les rats polynésiens sont probablement la cause d'extinction – soit par prédation des oeufs ou des juvéniles, soit par compétition pour la nourriture - des tuataras (*Sphenodon punctatus*) de l'île principale. Ces reptiles ne subsistent plus que sur quelques îles. Sur les îles où y a des rats polynésiens, les densités de tuataras sont moindres et on ne trouve ni juvéniles, ni jeunes adultes (Cree et al. 1995, Towns et al. 2007). En revanche, les tuataras sont abondants et leurs populations comptent de bonnes proportions de juvéniles et jeunes adultes sur les îles dont les rats polynésiens sont absents (Cree et al. 1995, Towns et al. 2007). Sur des îles sans rats, la condition physique des tuataras adultes est meilleure que celle de ceux vivant sur des îles infestées de rats (Towns et al. 2007) suggérant soit un stress soit une compétition pour les ressources alimentaires.

Les modifications comportementales qui permettent à certaines espèces indigènes de s'adapter à la prédation par les rats peuvent également modifier la probabilité de détection de cette espèce et donc faire croire à une raréfaction ou au contraire, à une augmentation de la population (Hoare et al. 2007). C'est pourquoi il est important de bien documenter l'écologie d'espèces en danger afin de pouvoir détecter d'éventuelles modifications de leur comportement.

Le comptage d'oiseaux est malheureusement sujet à de nombreux biais potentiels tels que le temps qu'il fait, la visibilité d'une espèce (qui varie au cours de l'année), les sources de nourriture, l'aptitude des chercheurs... autant de facteurs multiples qui peuvent contribuer aux difficultés rencontrées par Girardet et al. (2001) lors de l'évaluation du succès de leur campagne d'éradication. Malgré des comparaisons d'abondances d'oiseaux pre- et post-éradication, ces auteurs n'ont en effet, pas pu démontrer d'effet bénéfique de l'éradication des chats sur les populations d'oiseaux, peut-être à cause de la prédation par les rats polynésiens. Pour réduire l'effet de ces facteurs lors de l'évaluation des effets d'une éradication, Graham & Veitch (2002) ont comparé les densités d'oiseaux sur des périodes de trois ans avant et après éradication des rats polynésiens de l'île de Tiritiri Matangi. Ces auteurs avaient également inclus une période tampon de trois ans immédiatement après l'éradication pour permettre aux espèces présentes de retrouver un équilibre.

Finalement, les effets positifs d'un contrôle peuvent être masqués par d'autres paramètres tels qu'une modification d'habitat si des habitats voisins deviennent dégradés et que leur capacité à supporter des espèces indigènes en pâtit (Graham & Veitch 2002).

La piste du « adaptative management » me semble particulièrement intéressante à suivre pour la Nouvelle-Calédonie. Cette approche permet en effet de suivre « en direct » les conséquences néfastes ou positives d'un contrôle des rats ou des prédateurs introduits. Effectuée sur une zone déterminée, ce type d'action peut éviter de longues recherches sur l'impact des mammifères introduits et sur les bénéfices ou problèmes associés à des opérations de contrôle. Elle permet en outre de quantifier les coûts associés à l'établissement de zones de « mainland islands » et de déterminer si ces coûts sont justifiables par rapport aux bénéfices à l'écosystème.

Déterminer les causes d'un échec

S'il est primordial de comprendre la cause d'un éventuel échec de l'éradication, le premier problème est d'être certain qu'aucun rat n'a survécu. La méthode actuelle est de soigneusement planifier l'éradication puis d'espérer que le protocole permettra d'éliminer tous les rats (Howald et al. 2007). On vérifie ensuite l'absence de rats après avoir laissé passer un temps assez long pour permettre à la population éventuelle de se régénérer (Howald et al. 2007).

Il est cependant beaucoup plus difficile de capturer ou tout simplement de détecter un seul rat (Russell et al. 2005). Cette remarque est d'une importance cruciale pour le succès d'éradications ainsi que pour la surveillance de réinfestations. Pour tester l'aisance avec laquelle il est possible de détecter puis éliminer un rat solitaire d'un ilôt, Russell et al. (2005) avaient relâché un surmulot équipé d'un radio-émetteur sur une île de 9,5 ha. Malgré des efforts intensifs développés pour son piégeage et sa détection par des méthodes standard, le rat ne fut pas retrouvé (le radio-pistage a révélé qu'il avait traversé l'île). Au bout de 10 semaines, il avait disparu et on le retrouva sur une autre île située à 400 m de la première. Il fut finalement capturé au bout de 18 semaines (Russell et al. 2005). Un effort intensif avait été fait pour capturer le rat, car, dans le cadre de cette étude, sa présence était certaine. Qu'en aurait-il été dans le cas contraire? L'expérience faite par Russell et al. (2005) démontre que des rats solitaires ne se comportent pas comme des rats

vivant en société et que leur détection est très difficile.

Les échecs avérés seraient dûs à des problèmes techniques (appâts insuffisants ou inadéquats), incapacité à suivre le protocole établi, empoisonnement d'espèces non visées avéré ou suspecté, financement insuffisant ou absence d'acceptation par le public et compétition pour l'appât par les invertébrés. (Howald et al. 2007)

Les éradications peuvent également rencontrer l'objection d'individus ou d'organisations qui s'inquiètent du bien être des animaux ou des problèmes de toxicité (Towns et al. 2006). Par exemple l'application continue et mal faite de poisons violents tels que la brodifacoume peuvent avoir pour résultat d'importantes mortalités chez des espèces non visées. En revanche, l'application correcte, unique (ou répétée une fois) de brodifacoume à des fins de conservation ne devrait pas avoir cette conséquence secondaire néfaste (Howald et al. 2007). Il n'y a pas eu d'étude des attitudes du public par rapport aux éradications de rats mais des groupes de protection de l'environnement se sont impliqués positivement dans des éradications et surtout dans la prévention des réinvasions. En revanche, certaines personnes considèrent qu'il ne faut pas éradiquer les rats polynésiens en raison de leur valeur culturelle ((Town & Broome 2003).

Certains paramètres méconnus peuvent parfois faire échouer une éradication. Par exemple, Abdelkrim et al. (2005) ont constaté grâce à des analyses génétiques faites sur des surmulots qu'il y avait d'importants échanges d'individus vivant sur des îles proches. Ces auteurs suggèrent donc des analyses génétiques préliminaires sur les rats de groupes d'îles afin de déterminer des unités de dispersion (=archipel) entre lesquelles il y a régulièrement des échanges (et donc un potentiel de réinvasion). On préconise donc d'effectuer l'éradication de façon simultanée sur telle une unité plutôt que uniquement sur une île. Si une éradication échoue, des analyses génétiques préopératoires peuvent permettre de comparer la population pré- et post-éradication et ainsi de comprendre si l'échec est dû à la survie de quelques rats ou à une réinvasion de l'extérieur (Abdlekrim et al. 2007).

Enfin, les rats ou les souris peuvent développer des résistances à

certains poisons. Par exemple les souris de l'île de Lord Howe sont résistantes à la warfarin, un anticoagulant de première génération (Billing 2000). Les souris de cette île dépendent même des appâts empoisonnés pour se nourrir si bien que leurs densités s'accroissent quand elles y ont accès (Billing & Harden 2000). Ceci cause bien évidemment des problèmes pour la conservation. Au Royaume Uni, et en Europe les rats noirs, souris et surmulots de certaines régions sont devenus résistants à la warfarin. Ces résistances sont la conséquence d'une mutation et sont donc transmissibles (Clapperton 2006).

Parfois, les rats sont bien éliminés mais un paramètre inattendu fait échouer l'éradication du point de vue de la conservation. Ce fut le cas à Buck Island Reef Natural Monument (Caraïbes) où la population de souris a explosé suite à l'éradication de rats noirs nécessitant l'investigation des menaces posées par les souris (Witmer et al. 2007).

Peut-on éviter le sacrifice des rats ?

Le principe de mainland islands est coûteux et présente des risques puisque des quantités importantes de poison sont disséminées. Je présente ici quelques alternatives à l'empoisonnement qui pourraient permettre de protéger certaines espèces.

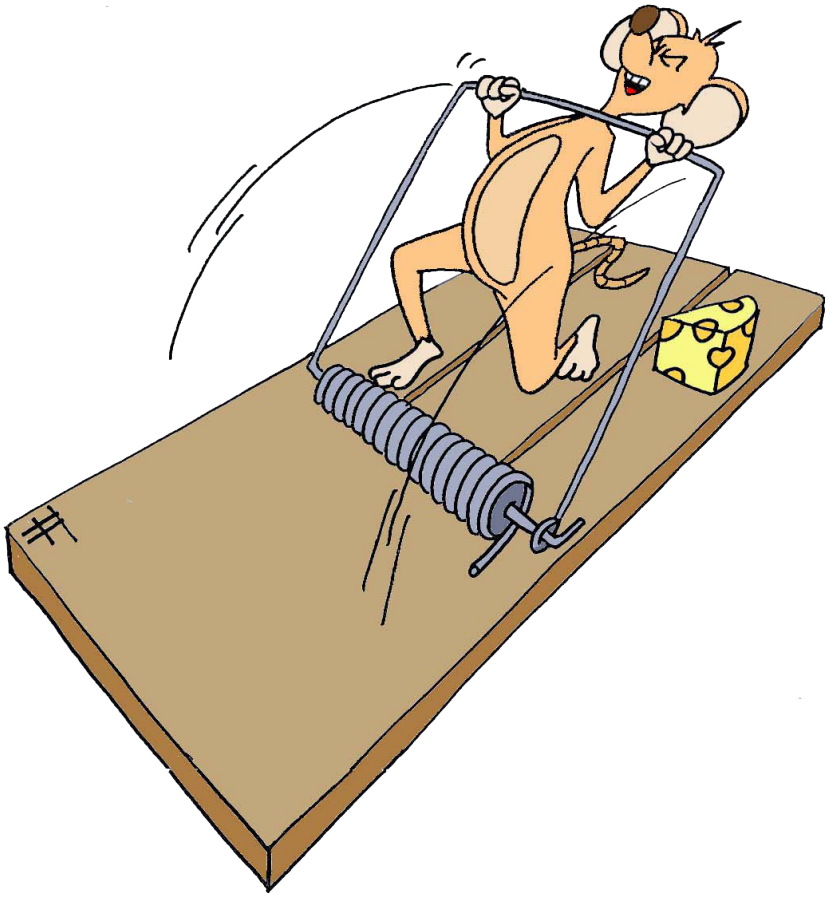
Des tests en laboratoire indiquent que les rats noirs évitent les odeurs, naturelles ou synthétiques de prédateurs (Burwash et al. 1998a). On pourrait donc présumer que de telles odeurs pourraient servir à éloigner les rongeurs de nids à protéger. Des expériences sur le terrain indiquent cependant qu'en conditions réelles, ces odeurs n'ont pas d'impact sur l'utilisation de l'espace des rats noirs (Burwash et al. 1998b). Bramley et Waas (2001) arrivent aux mêmes conclusions: les composés odoriférants (prédateurs, ongulés ou synthétiques) ne repoussent pas efficacement les rats noirs ou les rats polynésiens. Cette piste n'est donc pas valable pour assurer la protection de certaines zones. Il est possible de construire des clôtures qui excluent les rats d'une région (Campbell & Atkinson 1999). Ceci pourrait être particulièrement important en forêt sèche mais également peut-être pour des espèces comme le chêne gomme dont les graines semblent être très prisées des rats. De telles actions seraient également à considérer dans le cadre de projets de

restauration écologique de territoires restreints comme celui des chutes de la Madeleine (Cornu et al. 2001).

Fitzgerald & Gibb (2001) suggèrent que les chats peuvent être bénéfiques aux oiseaux en maintenant les populations de rats à un niveau acceptable. Les avis à ce sujet diffèrent. D'après Girardet et al. (2001), les chats ne maintiennent pas nécessairement les densités de rats à un niveau plus bas qu'en leur absence. Ces auteurs ont trouvé que les densités de rats polynésiens fluctuèrent de façon importante suite à l'éradication des chats de Little Barrier Island (Nouvelle-Zélande). Ceci n'était pas attribuable à l'absence du prédateur, qui, en été se nourrit principalement d'oiseaux et très peu de rats. En Nouvelle-Calédonie, les chats semblent néanmoins se nourrir en grande partie de rats et de peu d'oiseaux. Leur action sur les populations de rongeurs et leur dépendance par rapport à cette source de nourriture serait à prendre en compte. Le contrôle du prédateur ne serait pas à effectuer sans celui de sa proie (et *vice versa*).

Beaucoup de recherches sont faites sur le contrôle des rats en agriculture. Il devrait être possible d'appliquer leurs résultats à la protection de zones de forêt. Ahmed & Fiedler (2002) ont comparé quatre méthodes de contrôle des populations de rats dans des rizières expérimentales où il est important de limiter les pertes qui obèrent l'interprétation des résultats expérimentaux. Ils en ont conclu que la méthode d'empoisonnement (continu ou en rafales) offrait le meilleur rendement par rapport à son coût, cependant des pertes pouvant aller jusqu'à 18% du champ étaient à déplorer. Pour s'assurer une protection optimale (moins de 2%) les barrières électrifiées (létales) étaient les plus efficaces. Notons cependant que des barrières électrifiées qui causent la mort des rats seraient inacceptables dans un contexte de conservation puisqu'elles risqueraient de tuer d'autres espèces.

Annexe 1.
Comparaison des données obtenues par les pièges Sherman et par les tapettes



The rat takes the cheese
The rat takes the cheese
Hi ho the derry-o
The rat takes the cheese

Comptine traditionelle

L'échantillonnage des populations de rongeurs nécessite leur capture. Si l'on veut par la suite pouvoir comparer les données de différentes régions ou différentes périodes de l'année, il est nécessaire de standardiser la méthode de piégeage. Or, de nombreux facteurs, qui ne sont pas toujours quantifiés, peuvent influencer le taux de capture. Citons particulièrement les relations entre les espèces présentes, les relations entre individus au sein d'une même espèce, le micro-habitat, la disposition des pièges (Cunningham et al. 2005). Le taux de capture dépend également du type de piège utilisé (Ylönen et al. 2003).

Pour documenter l'écologie d'une espèce et il est donc important de réduire au maximum toute source potentielle de biais. Pour mon travail, j''ai utilisé deux types de pièges : des tapettes, impliquant la mort des animaux capturés et des pièges Sherman où les rats demeurent vivants afin de pouvoir suivre leur population sur une zone donnée. Il m'était donc nécessaire de pouvoir comparer les résultats obtenus par les deux méthodes. Je me suis en effet rendue compte que les pièges Sherman semblaient donner des résultats différents de ceux obtenus par les tapettes. Par exemple, les femelles paraissaient plus réticentes que les mâles à pénétrer dans les pièges ou encore les rats polynésiens étaient moins méfiants et retournaient plus volontiers dans les pièges que les rats noirs. Je souhaitais donc vérifier les résultats du piégeage Sherman sur quelques sites en plaçant des tapettes à la suite des pièges Sherman et en comparant les résultats des deux méthodes.

Un autre raisonnement m'a incitée à développer ces tests comparatifs. Le sacrifice de rats dans les régions où ils sont introduits est généralement bien accepté. La capture d'animaux n'en fait pas moins appel à une dimension éthique (Fall 2002). De plus en plus de personnes fermement opposées à l'idée de sacrifier des animaux, militent pour des conditions de capture et de manipulation respectueuses de la vie. Ceci pouvant aller jusqu'à des actions

directes contre des programmes d'éradications, y compris sur des îles où les rongeurs causent pourtant des problèmes avérés à la faune locale, comme ce fut le cas pour les rats noirs à Anapaca, une île proche de la Californie (Towns et al. 2006). La situation dans certaines autres régions est confuse, comme par exemple le statut du rat noir en Angleterre où il figure aussi bien sur la liste rouge des espèces à protéger que sur la liste des espèces invasives à ne pas relâcher (Key et al. 1998).

Ces quelques exemples me semblent illustrer la nécessité de pouvoir, autant que possible, changer de méthode de capture en passant de l'échantillonnage par tapettes à un piégeage où les animaux ne sont pas sacrifiés.

Afin de déterminer les différences entre les deux méthodes et, le cas échéant, les limites de chacune, j'ai souhaité répondre aux questions suivantes:

1. Les indices de densités obtenus par les deux méthodes sont ils comparables?
2. Les différents piégeages sont-ils sélectifs? Ceci serait par exemple illustré par des différences de mensurations entre les rats piégés dans les tapettes et ceux capturés dans les pièges Sherman.
3. Les deux espèces se comportent-elles de façon différente selon qu'elles abordent des tapettes ou des pièges Sherman?

Comparaison des deux méthodes de piégeage

Pour ces comparaisons, je disposais de données obtenues sur huit sites situés au parc de la Rivière Bleue. Sur chacun de ces sites, j'avais tout d'abord posé les pièges Sherman durant 5 nuits consécutives et marqué les rats capturés selon le protocole habituel (présenté dans le chapitre 2). puis placé les tapettes deux nuits de suite aux mêmes endroits. J'enlevais les pièges Sherman à la suite des 5 nuits de piégeage. Je laissais ensuite passer au moins trois nuits avant de placer quarante tapettes aux mêmes endroits que les pièges Sherman (deux tapettes à chaque endroit où un pièges Sherman avait été posé). Les tapettes restaient en place deux nuits.

Je comparais alors les résultats obtenus par chaque méthode (densités relatives, sex-ratio, proportion de chaque espèce de rat...). Outre la vérification des résultats que j'utilise dans ma thèse, cette comparaison permet d'estimer l'efficacité de chacune des deux méthodes. Ceci est particulièrement important pour faire des comparaisons avec des études où les animaux ne peuvent pas être sacrifiés.

Analyses

Densités

Pour comparer les résultats obtenus sur les huit sites, j'ai calculé les indices de densité pour les données obtenues par tapettes de la manière habituelle. Pour les pièges Sherman, il fallait en revanche prendre en compte, et traiter différemment les rats qui avaient été capturés à plusieurs reprises. C'est pourquoi j'ai calculé les indices de densité Sherman de deux façons différentes :

1. En utilisant tous les rats capturés, même ceux qui avaient déjà

été attrapés (appelé ci-après « indice Sherman brut »).

2. En ignorant les recaptures des rats déjà pris une fois dans les pièges Sherman puisque s'ils avaient été pris dans des tapettes ils seraient morts. Pour ce calcul de l'indice de densité pour les pièges Sherman je n'ai donc considéré que les rats nouvellement attrapés. Comme les rats capturés plus d'une fois occupaient quand même un piège et empêchaient de nouveaux rats d'être attrapés j'ai considéré les pièges qu'ils occupaient comme étant inactifs c'est à dire de la même façon que s'ils avaient été fermés mais vides. Cet indice sera appelé « indice Sherman compensé ».

La première étape des analyses fut donc de comparer les densités de rats calculées sur les huit sites selon les deux différentes méthodes de piégeage. Comme ces données suivaient toutes une distribution normale, j'ai utilisé un test de Student pour échantillons appariés afin de comparer les moyennes des trois densités obtenues grâce à chaque méthode de calcul.

Pour confirmer les résultats des comparaisons sur les huit sites, j'ai étendu le même calcul à toutes les données de piégeage de la Rivière Bleue, soit 35 sites de tapettes et 25 poses de pièges Sherman. Les comparaisons de densités de rats sur les huit sites avaient révélé d'importantes différences selon les méthodes utilisées. J'ai donc calculé des indices de correction pour les résultats des captures de chaque espèce avec les pièges Sherman. Cet indice était le quotient de la densité des rats obtenue à l'aide des tapettes par la densité obtenue à l'aide des pièges Sherman. Cet indice est appelé « indice Sherman corrigé ». J'ai ensuite vérifié avec l'ensemble des données que ces facteurs de correction permettaient d'obtenir des résultats comparables à ceux des tapettes.

Mensurations

Comme pour les comparaisons de densités, j'ai commencé par comparer les mensurations des individus capturés lors des huit séances de piégeage Sherman puis recapturés lors des huit poses de tapettes. J'ai donc comparé les longueurs et les poids moyens de ces individus (en tout 14 rats noirs et 50 rats polynésiens) avec des test de Student pour échantillons appariés. J'ai ensuite comparé les poids et les longueurs moyennes de tous les

rats capturés par tapettes et pièges Sherman à la Rivière Bleue. Les échantillons pour les comparaisons des mensurations portaient d'une part sur les mesures de longueur de 173 rats noirs et de 316 rats polynésiens capturés dans les tapettes et d'autre part sur 75 rats noirs et 127 rats polynésiens mesurés mesurés grâce aux captures des pièges Sherman. Pour les pesées des rats je disposais d'informations sur 174 rats noirs et 316 rats polynésiens capturés dans les tapettes et de 78 rats noirs et 135 rats polynésiens capturés dans les pièges Sherman. Bien entendu, lors des comparaisons des valeurs obtenues pour les rats piégés vivants, je ne tenais compte que de la première capture de ces individus afin d'éviter un biais potentiel causé par la répétition des mêmes données pour un individu.

Taux de recapture des individus selon leur espèce et le type de piège

Pour déterminer si l'espèce avait une influence sur le taux de recapture des individus, j'ai dénombré les occasions où chaque individus avait été capturés dans les pièges Sherman. J'ai déterminé, selon l'espèce, la proportion de ces animaux qui avaient été capturé une, deux, trois, quatre ou cinq fois. J'ai ensuite calculé le pourcentage de rats appartenant la population marquées lors de la pose des pièges Sherman et qui avaient été repris dans les tapettes. Afin de déterminer la proportion d'individus qui avaient complètement ignoré les pièges Sherman j'ai également calculé, sur le total des individus tués dans le tapettes, le pourcentage appartenant à ceux marqués lors de la pose des pièges Sherman.

3. Résultats

Différences entre les tapettes et les pièges Sherman

Sur les huit sites échantillonnés pour ces comparaisons, j'ai capturé 133 rats différents (43 rats noirs et 90 rats polynésiens) dans les pièges Sherman. Recaptures comprises, j'ai manipulé 275 rats (60 rats noirs et 215 rats polynésiens). Les tapettes qui suivaient ce piégeage ont eu pour résultat la mort de 98 individus (32 rats noirs et 86 rats polynésiens) dont 48 (16 rats noirs et 31 rats polynésiens) étaient des animaux qui avaient déjà été pris dans les pièges Sherman.

Comparaisons des densités

La densité obtenue par le piégeage des rats noirs dans les tapettes était inférieure à la densité Sherman brute (tableau 17). En revanche, la densité compensée des rats noirs est légèrement inférieure à celle obtenue par les tapettes. Aucune de ces différences n'est significative (tests de Student pour échantillons appariés; P=0,088; ddl=7 pour la comparaison tapettes/Sherman brutes et P=0,251; ddl=7 pour la comparaison tapettes/Sherman compensées).

En revanche, les densités obtenues dans les mêmes conditions pour les rats polynésiens différaient significativement selon les méthodes utilisées. La densité Sherman brute était plus élevée de presque 50% que celle calculéeà partir des données collectées par les tapettes. La densité compensée quant à elle ne représente plus que les deux tiers de celle calculé pour les tapettes. Dans le premier comme dans le second cas, les différences sont significatives (tests de Student pour échantillons appariés; P=0,023; ddl=7 pour la comparaison tapettes/Sherman brutes et P=0,006; ddl=7 pour la comparaison tapettes/Sherman compensées).

Les différences entre les densités calculées à partir des données des pièges Sherman brute et compensée sont significatives pour les deux espèces de rats, (tests de Student pour échantillons appariés; *P*=0,011; ddl=7 pour les rats noirs et *P*=0,003; ddl=7 pour les rats polynésiens).

Tableau 17. Densités calculées à partir des données obtenues à la Rivière Bleue à l'aide des tapettes et à l'aide des pièges Sherman.

	Rats noirs	Rats polynésiens
Tapettes	6,9 ±2,1 (s=3,5; n=8)	18 ±5 (s=5; n=8)
Sherman brutes	8,6 ±2,5 (s=4,2; n=8)	29,4 ±9,5 (s=15,8; n=8)
Sherman compensées	6 ±4,3 (s=4,3; n=8)	12,4 ±6,4 (s=6,4; n=8)

Il semble donc que les deux méthodes de piégeage soient difficilement comparables. Ceci peut avoir pour origine les différences de comportement des rats face aux tapettes ou aux pièges Sherman. D'autre part, le faible échantillon (huit sites) pourrait masquer certaines différences. Pour confirmer ou infirmer ces tendances, considérons ce qui se passe lorsqu'on compare toutes les données obtenues par les différentes méthodes de piégeage et de calcul des indices de densités à la Rivière Bleue.

Pour les rats noirs, la densité Sherman brute donne les résultats les plus proches de ceux obtenus par tapettes (tableau 18). Les résultats ainsi obtenus ne diffèrent pas de manière significative (test de Student; *P*=0,413; ddl=58). En revanche, la densité Sherman compensée est inférieure d'un tiers à celle des densités calculée à partir des données des tapettes (test de Student; *P*=0,028; ddl=56,7).

La situation pour les rats polynésiens, est différente. Ni la densité Sherman brute ni la densité Sherman compensée ne fournit des résultats proches de ceux obtenus à l'aide des tapettes. La densité brute est plus du double de celle des tapettes et elle est fortement significative (test de Student; *P*=0,000; ddl=29,4). La densité compensée est en revanche environ moitié moins élevée que celle obtenue grâce aux tapettes, cette différence est également fortement significative (test de Student; *P*=0,000; ddl=58).

On constate donc qu'on ne peut pas comparer les données obtenues par les deux types de piégeage, même si l'on ne tient pas compte des rats recapturés dans les pièges Sherman lors du calcul de densité. Si l'on se réfère aux résultats des comparaisons sur les huit sites, on peut calculer que les données brutes des pièges Sherman sont supérieures d'un facteur 1,25 à celles des tapettes pour les rats noirs. Ce facteur est de 1,63 pour les rats polynésiens. On peut alors utiliser ces facteurs pour corriger la totalité des données obtenues par les pièges Sherman et vérifier si les résultats ainsi obtenus sont comparables à ceux obtenus à l'aide des tapettes. On constate alors que les indices de densités sont proches. Les différences entre ces données corrigées et les densités obtenues avec les tapettes n'étaient d'ailleurs pas significatives (tests de Student; *P*=0,804; ddl=58 pour les rats noirs et *P*=0,085; ddl=38,1 pour les rats polynésiens).

Tableau 18. Densités de rats obtenues par tapettes et pièges Sherman sur tous les sites de piégeage à la Rivière Bleue.

	Rats noirs	Rats polynésiens
Tapettes	8,1 ±1,8 (s=6,1; n=35)	15 ±1,9 (s=6,5; n=35)
Sherman brutes	9,6 ±2,8 (s=8,2; n=25)	31,2 ±5,6 (s=16,5; n=25)
Sherman compensées	5,3 ±1,3 (s=3,7; n=25)	8,6 ±1,8 (s=5,4; n=25)
Sherman corrigé facteur de 1,25 (rats noirs) facteur 1,63 (rats polynésiens)	7,7 ±2,2 (s=6,6; n=25)	19,1 ±3,4 (s=10,1; n=25)

Mensurations selon les méthodes de capture

J'ai mesuré et pesé 14 rats noirs et 50 rats polynésiens capturés dans les pièges Sherman puis recapturés dans les tapettes. Les différences entre les mensurations prises sur ces mêmes individus vivants ou morts sont de l'ordre de quelques millimètres ou dixièmes de grammes (tableau 19). Elles ne sont pas statistiquement significatives (tests de Student pour échantillons appariés; *P*=0,148; ddl=13 pour la longueur des rats noirs; *P*=0,823; ddl=13 pour le poids des rats noirs et *P*=0,220; ddl=49 pour la longueur des rats polynésiens; *P*=0,132; ddl=49 pour le poids des rats polynésiens).

Tableau 19. Moyennes spécifiques des longueurs et des poids des rats capturés tout d'abord vivants dans des pièges Sherman puis morts par des tapettes.

	Rats noirs		Rats polynésiens	
	Vivants	Morts	Vivants	Morts
Longueur	15,4 ±0,6 (s=1,3; n=14)	16 ±0,7 (s=1,5; n=14)	12,7 ±0,31 (s=1,3; n=50)	12,9 ±0,31 (s=1,3; n=50)
Poids	105,1 ±10,0 (s=22 n=14)	105,7 ±9,7 (s=21,5; n=14)	59 ±3,7 (s=15,5; n=50)	57,3 ±3,6 (s=15; n=50)

Si l'on considère la totalité des rats piégés à la Rivière Bleue durant cette étude les rats noirs adultes capturés dans des tapettes sont en moyenne plus grands que ceux piégés par les pièges Sherman (tableau 4; test de Student; *P*=0,000; ddl=158,4) mais leurs poids moyens ne présente pas de différence significative (test de Student; *P*=0,548; ddl=250). La situation est similaire pour les rats polynésiens qui sont plus petits lorsqu'ils sont piégés dans les pièges Sherman que ceux attrapés dans des tapettes (test de Student; *P*=0,000; ddl=289,6) mais dont le poids est le même (test de Student; *P*=0,974; ddl=449).

Tableau 20. Moyennes des poids et des longueurs des rats noirs et des rats polynésiens piégés dans les tapettes (morts) et dans les pièges Sherman (vivants) à la Rivière Bleue.

	Rats noirs		Rats polynésiens	
	Morts	Vivants	Morts	Vivants
Longueur (cm)	16,9 ±0,3 (s=2,1; n=173)	15,6 ±0,4 (s=1,9; n=75)	13,4 ±0,1 (s=1,4; n=316)	12,9 ±0,2 (s=1,1; n=127)
Poids (g)	125,1 ±4,9 (s=37,7; n=174)	123 ±6,8 (s=35,1; n=78)	61 ±1,3 (s=13,1; n=316)	61 ±1,9 (s=12,8; n=135)

Taux de recapture des individus selon les espèces

Le taux de recapture des individus lors des séances de piégeage est nettement plus élevé pour les rats polynésiens que pour les rats noirs. Sur 42 rats noirs différents capturés dans les pièges Sherman lors des comparaisons entre les deux méthodes, 33 ont été capturés une seule fois, huit deux fois et un seul rat fut piégé quatre fois. Par la suite, sur 35 rats noirs tués dans les tapettes placées aux mêmes endroits que les pièges Sherman, 18 individus avaient déjà été capturés au moins une fois dans les pièges Sherman.

En contrepartie, j'ai attrapé 88 rats polynésiens différents, dont 40 une

seule fois, 19 deux fois, 13 trois fois, 9 quatre fois et 7 cinq jours de suite. Sur 99 rats polynésiens pris dans les tapettes posées à la suite des pièges Sherman, 63 avaient été capturés puis relâchés lors du piégeage vivant. En tout sur les huit sites, j'ai donc capturé 124 rats polynésiens différents.

Le taux de recapture dans les tapettes des rats noirs déjà marqués est d'environ 40% alors que pour les pièges Sherman, il n'est que de 21% (figure 56). D'ailleurs, environ un tiers des rats noirs tués dans les tapettes avaient été auparavant capturés dans les pièges Sherman (colonnes gris clair hachurées du graphique, les deux tiers restants étaient des animaux qui n'avaient jamais été piégés. Le taux de recapture des rats polynésiens est plus élevé que celui des rats noirs. En tout 55% des rats polynésiens étaient recapturés au moins une fois dans les pièges Sherman et 70% des individus tués dans les tapettes avaient été marqués. Cependant, la proportion de rats polynésiens n'ayant jamais été piégés dans la population des animaux tués dans les tapettes est un peu moins élevée que pour les rats noirs bien qu'elle reste de l'ordre des deux tiers.

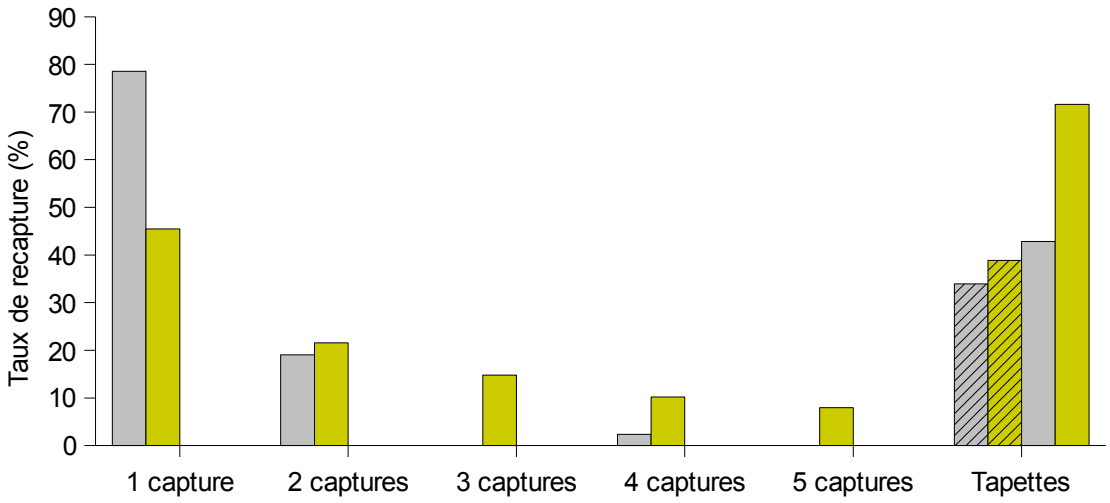


Figure 56. Pourcentage de rats noirs (en gris) et de rats polynésiens (en jaune) capturés une, deux, trois, quatre ou cinq fois dans les pièges Sherman et pourcentage de la population des rats marqués rattrapés dans les tapettes (couleurs unies) ainsi que pourcentage de la population totale des rats piégés dans les tapettes qui avaient auparavant été capturés dans les pièges Sherman (couleurs hachurées).

Sex-ratio

La sex-ratio des rats noirs capturés dans les pièges Sherman est exactement de 50:50 ±15,1 (21 femelles pour 21 mâles) mais il y a

légèrement plus de femelles capturées dans les tapettes que de mâles (19 femelles pour 16 mâles soit 54% ±16,5 de femelles pour 46% ±16,5 de mâles).

En revanche, j'ai attrapé un peu moins de rats polynésiens femelles que de mâles dans les pièges Sherman (41 femelles pour 45 mâles soit une sex-ratio de 48:52 ±10,5 en faveur des mâles). Cette légère différence se retrouve également pour les animaux pris dans les tapettes puisque j'ai ainsi capturé 46 femelles pour 51 mâles (soit aussi 48:52 ±9,9 en faveur des mâles).

Si l'on considère l'ensemble des rats capturés par les deux méthodes à la Rivière Bleue, on retrouve, contrairement aux pièges Sherman, une tendance à capturer plus de femelles que de mâles dans les tapettes. On obtient en effet une sex-ratio de 46:54 ±9,6 pour les rats noirs attrapés dans les pièges Sherman (47 femelles contre 56 mâles) et de 57:43 ±6,6 pour les rats noirs dans les tapettes (117 femelles pour 97 mâles). On trouve aussi moins de rats polynésiens femelles dans les pièges Sherman que dans les tapettes puisque la sex-ratio est de 43:57 ±7,7 (68 femelles pour 90 mâles) et presque égal dans les tapettes (48:52 ±7,1 en faveur des mâles; soit 190 femelles pour 202 mâles).

Structure de population

Les proportions de rats noirs adultes hors reproduction sont plus élevées dans les pièges Sherman. En effet environ 56 % des rats noirs capturés dans les pièges Sherman étaient des adultes hors reproduction contre 40 % pour les tapettes (figure 57). Un test de Fisher effectué sur les deux méthodes de piégeage pour cette catégorie de maturité a révélé que la distribution n'est pas homogène (test de Fisher; P=0,033), indiquant que significativement plus d'animaux adultes étaient capturés dans les pièges Sherman.

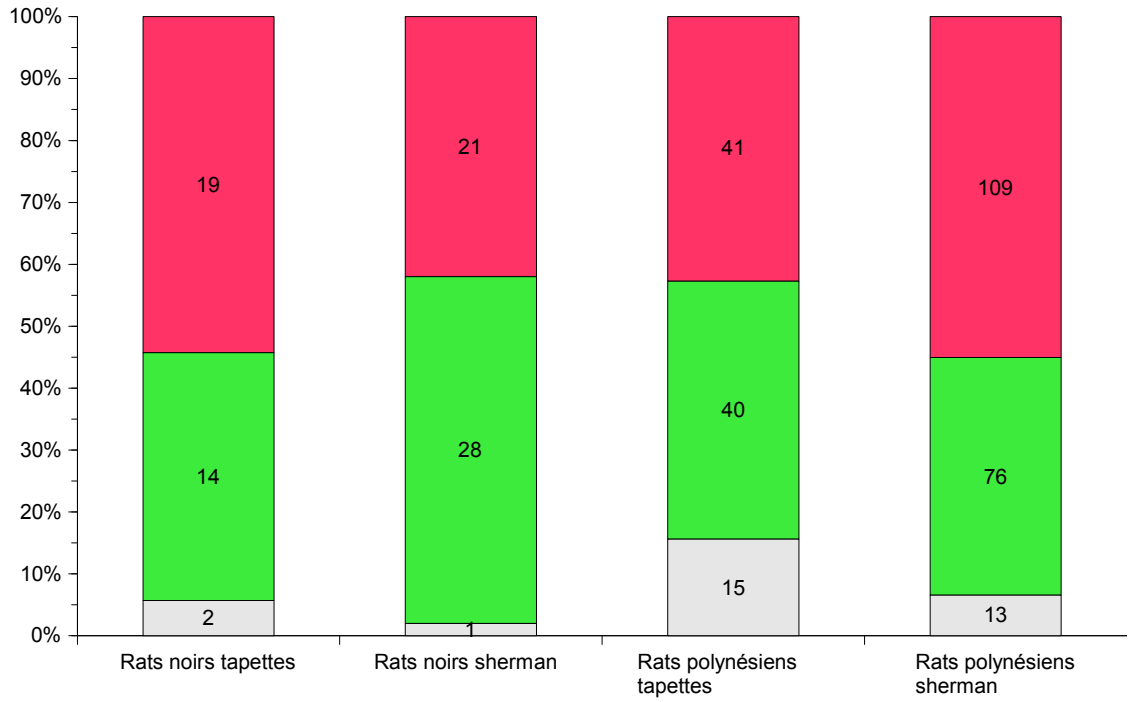


Figure 57. Proportions d'individus juvéniles (colonnes grises), adultes hors reproduction (colonnes vertes) et adultes en reproduction (colonnes rouges) des deux espèces capturés dans les pièges Sherman puis dans les tapettes placées au même endroit à la Rivière Bleue.

La différence entre les deux méthodes de piégeage, est du même ordre pour les adultes en reproduction puisque à peu près 54% des animaux piégés dans les tapettes appartenaient à cette catégorie contre 42% pour les pièges Sherman. Mais la distribution de ces proportions d'une méthode à l'autre ne diffère pas de façon significative d'une distribution homogène (test de Fisher; P=0,119). Comme j'ai capturé peu de rats noirs juvéniles il est difficile de se prononcer sur leur comportement face à un type de piège ou à un autre. Les différences de proportions de rats polynésiens appartenant aux différentes classes de maturité capturés selon les deux méthodes utilisées sont moins importantes que pour les rats noirs (figure 57). La différence la plus remarquable concerne les rats polynésiens juvéniles puisqu'ils constituent environ 7% de la population capturée par tapettes contre 16% de la population capturée dans les pièges Sherman. Les proportions d'adultes hors reproduction capturés par tapettes (environ 42%) et pièges Sherman sont sensiblement les mêmes (38%). En revanche, la proportion d'adultes reproductifs capturés dans les tapettes est moins élevée (42%) que pour les pièges Sherman (55%). Ces différences sont peu importantes et aucune de ces distributions ne varie de façon significative d'une distribution homogène (test de Fisher; toutes P>0,074).

Laurance (1992) remarque que chaque méthode de piégeage biaise les informations relatives à certaines espèces ou certaines catégories spécifiques car des facteurs tels que le régime alimentaire, l'utilisation verticale de l'espace, la taille et les comportements d'évitement des pièges influencent la sélectivité spécifique. En raison de ce biais, il est difficile de comparer les abondances de deux espèces différentes (Laurance 1992). Dans mon étude, j'ai pu constater des différences importantes entre les probabilités de recapture des rats noirs et celles des rats polynésiens dans les pièges Sherman.

Les différences de taux de capture entre les deux espèces sont probablement dues à la façon spécifique dont les rats noirs et les rats polynésiens appréhendent la présence d'un nouvel objet dans leur environnement. Les rats noirs semblaient se méfier beaucoup plus des pièges Sherman alors que les rats polynésiens paraissaient presque attirés par ces nouveaux objets. Par ailleurs, les rats polynésiens retournaient beaucoup plus volontiers dans les pièges que les rats noirs (voir aussi chapitre 2). Pour les rats polynésiens, les indices de densité compensés des pièges Sherman sont d'ailleurs inférieurs pratiquement de moitié à ceux des tapettes. Sans doute car les individus habitués à trouver de la nourriture dans les pièges, empêchaient de nouveaux rats d'y entrer. Les rats polynésiens seraient d'ailleurs néophiles (Moors et al. 1992), alors que les rats noirs évitent les nouveaux objets. Ces derniers peuvent prendre de 1 jour à plusieurs semaines pour pénétrer dans des stations d'appât (Clapperton 2006).

Il semble logique de conclure d'une part que les rats noirs percevaient mal la manipulation consécutive au piégeage vivant et évitaient par la suite les pièges qu'ils associaient à une mauvaise expérience. Les rats noirs se sont aussi plus méfiés des pièges Shermans que des tapettes. Les premiers présentent dans leur environnement une forme inhabituelle et remarquable

alors que les secondes semblent plus anodines. Wilson et al. (2007) notent que le fait d'anesthésier les rats noirs lors de leur capture et de leur manipulation rend leur recapture plus probable. L'anesthésie des rats polynésiens ne me semble pas nécessaire compte tenu de la facilité avec laquelle j'ai pu recapturer cette espèce. Il aurait néanmoins pu être intéressant d'anesthésier tous les rats capturés afin d'optimiser, à l'instar de Wilson et al. (2007) la probabilité de recapture des rats noirs. L'anesthésie demande cependant un protocole plus lourd, surtout pour la remise en liberté des animaux. Ceux ci doivent également être totalement réveillés afin de ne pas être de proies faciles (Theuerkauf & Rouys 2007).

Lors de séances de captures-recaptures espacées de 2 semaines, Tamarin & Malecha (1971) n'ont recapturé que 50% des rats noirs et des rats polynésiens qu'ils avaient marqués. Comme moi-même, ces auteurs notent que les rats polynésiens se laissent plus facilement recapturer puisque plus de la moitié des rats polynésiens qu'ils attrapaient étaient recapturés dès la séance suivante. Ce délai entre première et seconde capture était de 8 semaines pour les rats noirs. En raison de ce différentiel spécifique, il semble important de ne pas avoir des séances de piégeage trop espacées temporellement afin d'éviter qu'une proportion importante des rats noirs participant à l'opération de piégeage ne meurent entre les séances.

Wiener & Smith (1972) ont aussi trouvé que pour échantillonner la population de petits mammifères, les pièges Sherman n'étaient pas aussi efficaces que des « museum special traps » (sorte de tapette pour la collecte de spécimens destinés aux collections de musées). Ceci conforte mes observations montrant que les rats noirs ne pénétraient pas volontiers dans les pièges Sherman.

En raison du biais potentiel dû au comportement des rats, je ne pouvais pas utiliser telles quelles les données du piégeage Sherman pour les comparer aux résultats obtenus avec les tapettes. Il me fallait donc appliquer un facteur de correction en divisant les indices de piégeage obtenu pour les rats noirs par 1,25 et par 1,63 pour les rats polynésiens.

Les comparaisons faites sur les mêmes individus mesurés vivants puis

morts n'indiquaient en revanche pas de différence entre les deux méthodes. Par contre, les rats piégés dans les tapettes étaient en moyenne plus grands que ceux qui pénétraient dans les pièges Sherman. Jacob et al. (2002) ont comparé des pièges Ugglan (potentiel de captures multiples) avec des pièges Longworth (capture unique et tout confort pour les rongeurs). Ils n'ont pas décelé de différence entre les poids des individus capturés dans les deux types de pièges mais plus de mâles étaient capturés dans les pièges Ugglan.

Selon les espèces piégées, les tapettes ne sont cependant pas toujours la méthode la plus efficace. O'Farrell et al. (1977) ont par exemple trouvé que les pièges vivants donnaient une meilleure estimation des densités de souris des dunes (*Peromyscus polionotus*) et de rats du coton (*Sigmodon hispidus*) que les tapettes.

Dans les mêmes habitats, Innes et al. (2001) n'ont pas trouvé de différence dans le taux de capture des rats noirs selon qu'ils utilisaient des tapettes spécifiquement pour les rats ou des pièges « Fenn » installés pour les mustélidés. Ces auteurs ont néanmoins constaté une différence d'âge et de poids entre les deux types de pièges: les tapettes attrapant des rats plus jeunes et plus légers que les pièges Fenn. Ces auteurs attribuent la différence au système de déclenchement des pièges Fenn qui demande des animaux plus lourds. Il est également possible que cela soit une des raisons pour lesquelles j'ai capturé des individus plus légers dans les pièges Sherman. Perry et al. (1996) ont également trouvé que les tapettes à souris étaient plus efficaces pour capturer les petites espèces ou les petits individus. L'utilisation de tapettes à souris lors de mon étude m'aurait peut-être permis de capturer plus de juvéniles mais j'aurais alors eu à prendre en compte les différentes probabilités de captures selon le type de tapettes ce qui aurait compliqué les analyses.

Innes et al. (2001) n'ont pas non plus noté de différence de sex-ratio entre les individus capturés avec les tapettes et ceux capturés avec les pièges Fenn. Ces auteurs constatent en revanche que les surmulots n'ont pas été détectés par les tapettes. Ils ne sont pas certains que ce soit dû aux tapettes plutôt qu'aux différences d'habitat dans lesquels les pièges Fenn et les tapettes étaient parfois installés.

D'un point de vue temporel, Weihong et al. (1999) notent que trois nuits de piégeage ne sont pas nécessairement suffisantes pour attraper des rongeurs présents à faibles densités. A la Rivière Bleue, les tapettes n'étaient posées que deux nuits de suite mais les pièges Sherman étaient en place au moins 8 nuits d'affilée, les captures ayant lieu les cinq dernières nuits. De plus, les animaux vivant dans la zone du piégeage permanent s'étaient visiblement habitués à la présence de pièges. Je ne pense donc pas avoir pu manquer une espèce (souris ou surmulots). Ceci nous conduit à la question importante du piégeage d'espèces subordonnée à une autre et présentes à faible densités. Sur un piégeage de longue durée, la disposition spatiale de pièges létaux est sans doute importante. Selon Brown et al. (1996) une répartition selon un quadrillage plutôt qu'en ligne augmenterai la probabilité de capturer une espèce subordonnée, puisque l'espèce dominante sera alors éliminée de la partie intérieure du quadrillage.

Un des aspects les plus importants lors du choix d'une méthode d'estimation des densités sont le temps et la quantité de personnel nécessaires à la réalisation du suivi (O'Farrell et al. 1977). Soit en d'autres termes, la connaissance et l'attribution de « l'effort d'échantillonnage nécessaire ». De ce point de vue, en Nouvelle-Calédonie, la méthode des tapettes est plus efficace que celle des pièges Sherman. L'avantage des pièges Sherman est cependant qu'ils sont en place plus longtemps et ont donc une plus grande probabilité de détecter une espèce subordonnée. Pour le paramètre « biodiversité » c'est à dire pour un inventaire des espèces présentes, les pièges Sherman peuvent être une alternative intéressante aux tapettes, reste à déterminer si les surmulots y pénétreraient facilement (je n'ai pas essayé). Un autre avantage des pièges Sherman est qu'ils ne risquent pas de causer de mort ou de blessures à des individus d'espèces qui ne sont pas ciblées par le piégeage. Au moins une étude (Waldien et al. 2004) rapporte cependant un taux important de capture d'oiseaux dans des pièges Sherman mais cela ne semble pas être le cas en Nouvelle-Calédonie.

Annexe 2.
Tests des émetteurs

Si nous ne pouvons accepter les contradictions,
notre personnalité se rétrécit.

T. Deshimaru

Bien que coûteuse à l'achat et d'usage, la télémétrie n'en demeure pas moins un outil important pour toute étude de l'écologie des rats dans un milieu naturel. Cette méthode permet la collecte d'informations telles que la taille des domaines vitaux, l'utilisation de l'espace et la dispersion des rats. Ces informations sont nécessaires si l'on veut estimer les menaces que représentent les rats introduits pour la faune et flore indigène et donc pour leur gestion (Dowding & Murphy 1994; Hooker & Innes 1995; Cox et al. 2000; Atkinson & Towns 2001; Innes 2001). Dans les régions où les rongeurs sont natifs, les études effectuées par radio-pistage peuvent fournir des données indispensables à tout programme de conservation (par exemple: Endries & Adler 2005; Hoffmann et al. 2006; Rader & Krockenberger 2006b).

Les rats, en tant que rongeurs, sont dotés d'une dentition qui leur permet de détruire très efficacement les émetteurs radio que des scientifiques pourraient leur fixer au cou. Cette aptitude peut facilement dissuader des chercheurs d'entreprendre une étude par télémétrie qui, nous l'avons vu plus haut, est assez onéreuse.

C'est ce qui m'est arrivé lors du travail de terrain de ma thèse. Cette contrariété m'a incitée à tester différents émetteurs. Ce travail annexe avait pour objectif (1) de fournir des recommandations pour la construction d'émetteurs à l'épreuve des rats et (2) de tester l'influence du ratio poids du rat/poids de l'émetteur sur la survie des rats ainsi que sur la durée pour laquelle il était possible de pister les rats.

4. Matériel et méthodes

Radio-pistage

Les rats portaient des colliers émetteurs Sirtrack (Havelock North, Nouvelle-Zélande). Ces colliers émettaient une onde continue modulée régulièrement (40 fois par minute) par le signal. La puissance du signal était d'environ 0.5 µW. Les fréquences d'émission couvraient une plage allant de 151 à 152 Mhz. Les parties électroniques et la pile des émetteurs étaient couvertes soit d'époxy soit d'acrylique dentaire. Il y avait aussi deux modèles d'antennes l'une externe, l'autre en cuivre incluse dans le collier (figure 58).

Figure 58. A gauche un émetteur avec l'antenne incluse dans le collier, à droite un émetteur avec antenne externe.

Les premiers émetteurs commandés étaient recouverts d'époxy que les rats rongeaient sans problème. Le collier endommagé cessait alors d'émettre en quelques jours. A la suite à ces problèmes, l'époxy a été remplacée par de l'acrylique dentaire, plus résistant. Les rats ne s'attaquaient plus au collier lui même mais détruisaient l'antenne. Une dernière tentative pour résoudre ce nouveau problème fut d'inclure l'antenne dans le collier lui même. Malheureusement, ceci eut pour effet de réduire la portée (déjà limitée à moins de 100 m) de l'émetteur.

Outre les difficultés liées au matériel, les rats suivis ont souvent été victimes de prédation par des chats ou encore les mâles quittaient la zone de capture et il devenait impossible de les retrouver. Par conséquent, certains

animaux n'ont été suivi que quelques jours alors que je dispose de plusieurs mois de données pour d'autres.

Le poids des émetteurs variait en fonction de l'espèce suivie, de 2,3 g à 4 g pour les rats polynésiens et de 4 g à 6 g pour les rats noirs. Pour localiser les rats, j'utilisais une antenne Yagi à trois éléments et un récepteur Jupiteru MVT 7000.

Je piégeais les rats destinés au radio-pistage en forêt humide. Les animaux adultes dont le poids était suffisant étaient alors équipés d'un émetteur qui ne pesait cependant pas plus que 7% du poids du corps de son porteur. Pour réduire le temps de manipulation et donc le stress des animaux, les rats n'étaient pas anesthésiés. Une anesthésie aurait également pu accroître le risque de prédation sur les animaux encore groggy au moment de leur remise en liberté. Pour la pose de l'émetteur, une personne maintenait l'animal tandis qu'une autre plaçait le collier. L'animal était ensuite immédiatement relâché sur le lieu de capture. Les rats étaient ensuite localisés selon la méthode de triangulation décrite au chapitre 4

Test des émetteurs de rats

La plupart des rats suivis par télémétrie ont détruit leurs émetteurs rapidement après la pose des colliers ou sont morts suite par prédation des chats (tableau 21). Seuls six des dix-huit rats pistés ont gardé des émetteurs intacts pendant plus de deux semaines.

Le problème le plus courant était le grignotage suivi de la destruction des antennes externes (la moitié des émetteurs que j'ai utilisé avaient ce type d'antenne). J'ai parfois pu pister les rats dont les antennes étaient endommagées pendant deux mois mais l'intensité du signal et donc les chances de le retrouver étaient considérablement réduites. Bien que les rats n'aient jamais détruit un émetteur couvert d'acrylique dentaire, environ un tiers de ceux couverts d'époxy furent tellement grignotés que la batterie de l'émetteur était exposée et les connections électriques sectionnées (figure 59).

La destruction des colliers n'était pas homogène sur l'année. En effet, neuf des dix émetteurs détruits l'ont été durant la période d'octobre à février ce qui correspond à la saison de reproduction pour les deux espèces. Le seul émetteur détruit hors de la période de reproduction avait été posé sur une femelle de rat polynésien. En tout, six des émetteurs détruits étaient portés par des rats polynésiens contre quatre portés par des rats noirs.

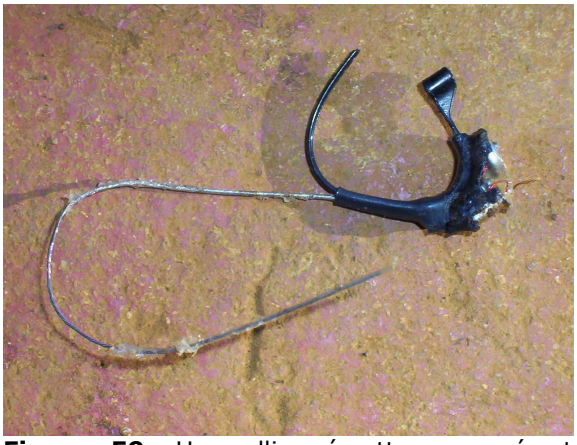


Figure 59. Un collier émetteur rongé et détruit, ce collier ne fonctionne plus.

Influence du ratio poids de l'émetteur/poids du rat sur la survie des animaux pistés

Je n'ai pu récupérer que quatre des colliers endommagés, ces colliers étaient portés par deux femelles et un mâle de rats polynésien et par un rat noir mâle. En revanche, J'ai trouvé des émetteurs sur le sol ou sur des rats morts en huit occasions. Il a été possible de réutiliser directement cinq des douze émetteurs récupérés. Dans les sept autres cas, les émetteurs ont dû être réparés. Finalement, il a été impossible de retrouver six des rats porteurs d'émetteurs.

Les six rats suivis le plus longtemps portaient des émetteurs pesant entre 3,1% et 6,7% du poids de l'animal:

- 3,3% pour un rat noir femelle suivi pendant sept mois
- 3,6% pour un rat noir femelle suivi pendant 5 mois
- 6,7% pour un rat polynésien femelle suivi pendant trois mois et demi
- 3,1% pour un rat noir mâle suivi pendant deux mois et demi puis trouvé tué par un chat
- 6% pour un rat polynésien femelle suivi plus de deux mois puis trouvé tué par un chat
- 3,7% pour un rat polynésien mâle suivi pendant un mois et demi puis trouvé tué par un chat

Les rats morts ou tués par des chats portaient des émetteurs pesant entre 2,1% et 7,1% (en moyenne 4,8±0,96 %; s=1.7; n=9) de leur poids. Ces ratios étaient légèrement plus élevés que ceux des rats qui ont survécu et dont les émetteurs pesaient de 2,9% à 6,7% (moyenne 4 ±0,68%; s=1.2; n = 9) du poids de l'animal mais la différence n'était pas significative (test de Student; *P*=0,322).

Notons que huit sur neuf des rats qui sont morts alors qu'il étaient encore suivis par télémétrie étaient des mâles. La durée pendant laquelle j'ai pu suivre les mâles et les femelles était très différente puisque je n'ai suivi les mâles que 16 jours en moyenne (s=22) contre 89 jours (s=81) pour les femelles. Il n'y avait cependant pas de différence importante entre le ratio

poids de l'émetteur/poids du rat des femelles (4,4%; s=1,6) et des mâles (4,3%; s=1,5). D'ailleurs, même en analysant les femelles et les mâles séparément, il n'y avait pas de corrélation significative entre le ratio poids de l'émetteur/poids du rat et la durée durant laquelle j'ai suivi le rat.

Tableau 21. Survie des émetteurs et des rats noirs et polynésiens des deux sexes qui les portaient.

Type d'émetteur	Sexe, espèce et poids du rat	Résultat
Collier type « attache électrique », émetteur couvert d'époxy, antenne externe de 12 cm (diamètre 0,25 cm), poids 2,3 g, durée de vie anticipée 2 mois	F, *R. exulans,* 60 g	Émetteur détruit après 3 jours
	F, *R. exulans*, 80 g	Émetteur détruit après 13 jours
	M, *R. exulans*, 68 g	Émetteur intact, rat mort après 3 jours
	M, *R. exulans*, 70 g	Antenne détruite après 8 jours
	M, *R. rattus*, 108 g	Émetteur intact, rat mort après 5 jours
Collier type « attache électrique », émetteur couvert d'époxy, antenne externe de 12 cm (diamètre 0,3 cm), poids 4 g, durée de vie anticipée 8 mois	F, *R. exulans*, 67 g	Antenne détruite, rat mort après 58 jours
	F, *R. exulans*, 60 g	Antenne détruite après 108 jours
	M, *R. exulans*, 75 g	Émetteur intact, rat mort après 5 jours
	M, *R. exulans*, 60 g	Émetteur intact, rat mort après 7 jours
	M, *R. exulans*, 56 g	Émetteur intact, rat mort après 6 jours
	F, *R. rattus*, 122 g	Antenne endommagée après 5 mois, détruite après 7 mois
	M, *R. rattus*, 130 g	Émetteur et antenne endommagés, rat mort après 77 jours
	M, *R. rattus*, 138 g	Émetteur et antenne détruits après 10 jours
	M, *R. rattus*, 108 g	Émetteur intact, rat mort après 43 jours
Collier type « attache électrique », émetteur couvert d'acrylique dentaire, antenne externe de 12 cm (diamètre 0,25 cm), poids 4 g, durée de vie anticipée 8 mois	M, *R. exulans*, 78 g	Antenne détruite après 7 jours
	M, *R. rattus*, 85 g	Antenne détruite, rat mort après 13 jours
Collier en cuivre recouvert de plastique, émetteur couvert d'acrylique dentaire, antenne interne (intégrée au collier), poids 6 g, durée de vie anticipée 8 mois	F, *R. rattus*, 166 g	Émetteur intact après 147 jours
	M, *R. rattus* 150 g	Disparition du rat après 7 jours
Collier type « attache électrique », faux émetteur couvert d'acrylique dentaire, antenne externe de 12 cm (diamètre 0,25 cm), poids 4 g	3 M, *R. exulans*	Tous intacts après 4 jours les rats ne furent pas recapturés par la suite

Le temps moyen sur lequel j'ai suivi les rats mâles équipés d'émetteurs pesant moins que 4% du poids de leur corps était plus élevé (24 jours± 20,8; s=30; n=6) que celui des rats porteurs d'émetteurs pesant entre 4% et 7% de leur poids (8 jours ±2,08; s=3; n=6) mais cette différence n'était pas significative (test de Student; P = 0,821). Il n'y avait pas de telle différence pour les femelles.

Lors de cette étude, les rats ont toujours rongé et souvent détruit les émetteurs protégés par de l'époxy, ce qui a aussi été rapporté par Dowding & Murphy (1994). Les émetteurs recouverts d'acrylique dentaire et avec une antenne interne n'ont en revanche jamais été détruits. Malheureusement, la distance à laquelle on peut repérer un collier avec une antenne interne est à peu près la moitié de celle à laquelle on réceptionne les autres colliers. De plus, le poids des colliers à antenne interne est pratiquement 50% plus élevé que celui des autres. Finalement, les émetteurs à antenne interne sont plus gros et beaucoup plus compliqués à placer sur les rats: il faut en effet visser un tout petit écrou pour fixer le collier en cuivre. L'écrou doit ensuite être collé pour éviter qu'il ne se desserre. Ce type de collier convient donc uniquement aux rats noirs pesant plus de 150g.

S'il semble donc recommandable, comme le préconisait également Dowding & Murphy (1994) de recouvrir l'émetteur d'acrylique dentaire, le choix du type d'antenne dépendra plutôt des conditions de l'étude. En revanche, si un émetteur plus lourd et une distance de détection moindre ne posent pas de problème, il sera alors plus intéressant d'utiliser des antennes internes qui ne seront pas détruites par les rats.

Witmer & Pipas (1999) ont testé différents systèmes de localisation des gaufres gris (*Thomomys talpoides*). Ils ont trouvé que le signal des émetteurs ayant une antenne intégrée au collier était plus puissant que si l'antenne était externe. On peut donc suggérer que les antennes devraient préférablement être intégrées au collier si le signal produit est aussi ou plus puissant qu'avec une antenne externe. Dans le cas contraire, les antennes externes restent les plus intéressantes même si les rats sont capables de les détruire à la longue. Pour y remédier le diamètre des antennes externes devrait être supérieur à 0,3 mm. Si possible, l'antenne devrait aussi être traitée avec un produit répulsif mais l'efficacité d'une telle protection dépend

de la façon dont le produit est appliqué (Shumake et al. 1999, 2000). L'efficacité de ces produits sur les antennes demande encore à être testée. Pour améliorer les chances de localiser les rats il est aussi recommandable de régler l'émetteur pour que le signal soit plus puissant. Cette opération réduit certes la durée de vie de la batterie mais les résultats de cette étude suggèrent qu'il est de toutes façons peu probable de pouvoir suivre les rats plus longtemps que quelques semaines. La facilité de relocalisation des rats semble donc plus importante qu'un hypothétique suivi sur le long terme.

Bien que les taux de mortalité annuels des rats puissent atteindre 90% (Daniel 1972), à la Rivière Bleue, le taux de mortalité des mâles suivi par télémétrie au début de la période de reproduction était extrêmement élevé. La stratégie de reproduction des rats est basée sur la promiscuité. Les mâles se devant de trouver autant de femelles que possible durant la saison de reproduction. Lors de cette quête, ils risquent probablement plus de rencontrer un prédateur que les femelles qui sont moins mobiles. Bien que les rats évitent les odeurs de prédateurs (Burwash et al. 1998a), ce comportement n'affecte pas la façon dont ils utilisent leur l'espace (Burwash et al. 1998b) ou la manière dont ils se nourrissent (Bramley & Waas 2001). On a noté qu'il n'y avait pas de différence significative quant à la survie des rats équipés d'émetteurs et de rats sans émetteurs. Il est donc plausible que la mortalité élevée observée lors du radio-pistage soit causée par le manque d'attention des mâles que par le poids des émetteurs. Il n'en reste pas moins recommandable de garder les poids des émetteurs à 4% du poids des animaux.

Bibliographie

Abdelkrim, J., M. Pascal & S. Samadi. 2007. Establishing causes of eradication failure based on genetics: case study of ship rat eradication in Ste. Anne Archipelago. Conservation Biology 21: 719-730.

Abdelkrim, J., M. Pascal, C. Calmet & S. Samadi. 2005. Importance of assessing population genetic structure before eradication of invasive species: examples from insular Norway rat populations. Conservation Biology 19: 1509-1518.

Abramsky, Z., M. A. Bowers & M. L. Rosenzweig. 1986. Detecting interspecific competition in the field: testing the regression method. Oikos 47: 199-204.

Adler, G.H. 1998. Impacts of resource abundance on populations of a tropical forest rodent. Ecology 79: 242-254.

Aebischer, N.J., P.A. Robertson & R.E. Kenward. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radiotracking data. Ecology 74, 1313-1325.

Ahmed, M.S. & L.A. Fiedler. 2002. A comparison of four rodent control methods in Philippine experimental rice fields. International Biodeterioration & Biodegradation 49: 125-132.

Alterio, N. 2000. Controlling small mammal predators using sodium monofluoroacetate (1080) in bait stations along forestry roads in a New Zealand beech forest. New Zealand Journal of Ecology 24: 3-9.

Amarasekare, P. 1993. Potential impact of mammalian nest predators on endemic forest birds of Western Mauna Kea, Hawaii. Conservation Biology 7: 316-324.

Aplin, K.P., P.R. Brown, J. Jacob, C.J. Krebs & G.R. Singleton. 2003. Field methods for rodent studies in Asia and the Indo-Pacific. ACIAR Monograph No. 100, 223 pp.

Atkinson, I. A. E. & D. R Towns. 2001. Advances in New Zealand mammalogy 1990-2000: pacific rat. Journal of the Royal Society of New Zealand 31: 99-109.

Atkinson, I. A. E. and Moller, H. 1990. Kiore. Dans: King, C. M. (eds) The Handbook of New Zealand Mammals: 175-191

Atkinson, I.A.E. 1973. Spread of the ship rat (*Rattus rattus rattus* L.) in New Zealand. Journal of the Royal Society of New Zealand 3: 457–472.

Atkinson, I.A.E. 1978. Evidence for effects of rodents on the vertebrate wildlife of New Zealand islands. Dans: P.R. Dingwall, I.A.E. Atkinson & C. Hay (eds): The ecology and control of rodents in New Zealand nature reserves. Proceedings of a symposium convened by the Department of Lands and Survey, Wellington, 29-30 Nov 1976. Information Series 4: 7-30.

Atkinson, I.A.E. 2001. Introduced mammals and models for restoration. Biological Conservation 99: 81-96.

Balouet, J.C. 1987. Extinctions des vertébrés terrestres en Nouvelle-Calédonie. Mém. Soc. Géol. France (n.s) 150: 177-183.

Banko, P.C., P.T. Oboyski, J.W. Slotterback, S.J. Dougill, D.M. Goltz, L. Johnson, M.E. Laut & T.C. Murray. 2002. Availability of food resources, distribution of invasive species, and conservation of a Hawaiian bird along a gradient of elevation. Journal of Biogeography 29: 789-808.

Beissinger, S.R. 2000. Ecological mechanisms of extinction. PNAS 97: 11688-11689.

Berry, L. & A. Lill. 2003. Do predation rates on artificial nests accurately predict predation rates on natural nests? Th<e effects of nest type, egg type and nest-site characteristics. Emu 103: 207-214.

Billing, J. & B. Harden. 2000. Control of introduced *Rattus rattus* L. on Lord Howe Island. I. The response of mouse populations to warfarin bait used to control rats. Wildlife Research 27, 655-658.

Billing, J. 2000. The control of introduced *Rattus rattus* L. on Lord Howe Island. II. The status of warfarin resistance in rats and mice. Wildlife Research 27, 659-661.

Blackburn, T.M., P. Cassey, R.P. Duncan, K.L. Evans & K.J. Gaston. 2004. Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands. Science 305: 1955-1958.

Blackwell, G.L. 2002. A potential multivariate index of condition for small mammals. New Zealand Journal of Zoology 29: 195-203.

Blackwell, G.L., M.A. Potter, J.A. McLennan & E.O. Minot. 2003. The role of predators in ship rat and house mouse population eruptions: drivers of passengers? Oikos 100: 601-613.

Bradley, J.E. & J.M. Marzluff. 2003. Rodents as nest predators: influences on predatory behaviour and consequences to nesting birds. Auk 120: 1180-1187.

Brakes, C.R. & R.H. Smith. 2005. Exposure of non-target small mammals to rodenticides: short-term effects, recovery and implications for secondary poisoning. Journal of Applied Ecology 42: 118-128.

Bramley, G. N. & J. R. Waas. 2001. Laboratory and field evaluation of predator odors as repellents for kiore (*Rattus exulans*) and ship rats (*R. rattus*). Journal of Chemical Ecology 27: 1029-1047.

Bramley, G.N. 1996. A small predator removal experiment to protect North Island

weka (*Gallirallus australis greyi*) and the case for single-subject approaches in determining agents of decline. New Zealand Journal of Ecology 20: 37-43.

Brightsmith, D.J. 2005a. Competition, predation and nest niche shifts among tropical cavity nesters: phylogeny and natural history evolution of parrots (Psittaciformes) and trogons (Trogoniformes). Journal of Avian Biology 36: 64-73.

Brightsmith, D.J. 2005b. Competition, predation and nest niche shifts among tropical cavity nesters: ecological evidence. Journal of Avian Biology 36: 74-83.

Brown, K.P., H. Moller, J. Innes & N. Alterio. 1996. Calibration of tunnel tracking rates to estimate relative abundance of ship rats (*Rattus rattus*) and mice (*Mus musculus*) in a New Zealand forest. New Zealand Journal of Ecology 20: 271-275.

Brown, P.R. & N.P. Tuan. 2005. Compensation of rodent pests after removal: control of two rat species in an irrigated farming system in the Red River Delta, Vietnam. Acta Oecologica 28: 267-279.

Brown, P.R., N.P. Tuan, G.R. Singleton, D.T. Hue, P.T. Hoa, P.T.T. Ha, T.Q. Tan & N. Van Tuat. 2005. Population dynamics of *Rattus argentiventer*, *Rattus losea*, and *Rattus rattus* inhabiting a mixed-farming system in the Red River Delta, Vietnam. Population Ecology 47: 247-256.

Burwash, M. D., M. E. Tobin, A. D. Woolhouse & T. P. Sullivan. 1998a. Laboratory evaluation of predator odors for eliciting an avoidance response in roof rats (*Rattus rattus*). Journal of Chemical Ecology 24: 49-66.

Burwash, M. D., M. E. Tobin, A. D. Woolhouse & T. P. Sullivan. 1998b. Field testing synthetic predator odors for roof rats (*Rattus rattus*) in Hawaiian Macadamia nut orchards. Journal of Chemical Ecology 24: 603-630.

Byers, J.E. 2002. Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. Oikos 97: 449-458.

Campbell, D.J. & I.A.E. Atkinson. 1999. Effects of kiore (*Rattus exulans* Peale) on recruitment of indigenous coastal trees on northern offshore islands of New Zealand. Journal of the Royal Society of New Zealand 29: 265-290.

Campbell, D.J. & I.A.E. Atkinson. 2002. Depression of tree recruitment by the Pacific rat (*Rattus exulans* Peale) on New Zealand's northern offshore islands. Biological Conservation 107: 19-35.

Campbell, D.J., H. Moller, G.W. Ramsay & J.C. Wait. 1984. Observations on foods of kiore (*Rattus exulans*) found in husking stations on northern offshore islands

of New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 7: 131-138.

Catry, P., M.C. Silva, S. MacKay, A. Campos, J. Masello, P. Quillfeldt & I.J. Strange. 2007. Can thin-billed prions Pachyptila belcheri breed successfully on an island with introduced rats, mice and cats? The case of New Island, Falkland Islands. Polar Biology 30: 391-394.

Clapperton, B.K. 2006. A review of the current knowledge of rodent behaviour in relation to control devices. Science for Conservation 263, Department of Conservation, Wellington, New Zealand.

Clark, D.B. 1980. Population ecology of *Rattus rattus* across a desert-montane forest gradient in the Galápagos Islands. Ecology 61, 1422-1433.

Clausnitzer, V. & R. Kityo. 2001. Altitudinal distribution of rodents (*Muridae* and *Gliridae*) on Mt Elgon, Uganda. Tropical Zoology 14: 95-118.

Clavero, M. & E. García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. Trends in Ecology and Evolution 20: 110.

Clout, M. 2001. Where protection is not enough: active conservation in New Zealand. Trends in Ecology & Evolution 16: 415-416.

Cluzel, D., J. C. Aitchison & C. Picard. 2001. Tectonic accretion and underplating of mafic terranes in the Late Eocene intraoceanic fore-arc of New Caledonia (Southwest Pacific): geodynamic implications. Tectonophysics 340 (2001) 1-2, 23-60

Cooper, D.S. & C.M. Francis. 1998. Nest predation in a Malaysian lowland rain forest. Biological Conservation 85: 199-202.

Copson, G.R. 1986. The diet of the introduced rodents *Mus musculus* L. and *Rattus rattus* L. on subantarctic Macquarie Island. Australian Wildlife Research 13: 441-445.

Cornu, A., J.-M. Sarrailh & F. Marion. 2001. Espèces endémiques et restauration écologique en Nouvelle-Calédonie. Bois et Forêts des Tropiques 268: 57-68.

Courchamp, F., J.-L. Chapuis & M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. Biological Reviews 78: 347-383.

Courchamp, F., M. Langlais & G. Sugihara. 1999. Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effect. Journal of Animal Ecology 68: 282-292.

Cox, M. P. G., C. R. Dickman & W. G Cox. 2000: Use of habitat by the black rat (*Rattus rattus*) at North Head, New South Wales: an observational and experimental study. Austral Ecology 25: 375-385.

Cracraft, J. 2001. Avian evolution, Gondwana biogeography, and the Cretaceous-Tertiary mass extinction event. Proc. R. Soc. Lond. 268: 459-469.

Craig, J., S. Anderson, M. Clout, B. Creese, N. Mitchell, J. Ogden, M. Roberts & G. Ussher. 2000. Conservation issues in New Zealand. Annual Review of Ecology and Systematics 31: 61-78.

Cree, A., C.H. Daugherty & J.M. Hay. 1995. Reproduction of a rare New Zealand reptile, the Tuatara *Sphenodon punctatus*, on rat-free and rat-inhabited islands. Conservation Biology 9: 373-383.

Cunningham, D.M. & P.J. Moors. 1993. Guide to the indentification and collection of New Zealand rodents. Department of Conservation, Wellington, seconde édition, 16 pp.

Cunningham, R. B., D. B. Lindenmayer, C. MacGregor, S. Barry and A. Welsh. 2005. Effects of trap position, trap history, microhabitat and season on capture probabilities of small mammals in a wet eucalypt forest. Wildlife Research 32: 657-671.

Daniel, M. J. 1972: Bionomics of the ship rat (*Rattus r. rattus*) in a New Zealand indigenous forest. New Zealand Journal of Science 15: 313-341.

Daniel, M.J. 1973. Seasonal diet of the ship rat (*Rattus r. rattus*) in lowland forest in New Zealand. Proceedings of the New Zealand Ecological Society 20: 21-30.

Didham, R.K., R.M. Ewers & N.J. Gemmell. 2005. Comment on "Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands". Science 307: 1412a.

Donlan, C.J., G.R. Howald, B.R. Tershy & D.A. Croll. 2003. Evaluation alternative rodenticides for island conservation: roof rat eradication from the San Jorge Islands, Mexico. Biological Conservation 114: 29-34.

Dowding, J. E. & E. C. Murphy. 1994: Ecology of ship rats (*Rattus rattus*) in a kauri (*Agathis australis*) forest in Northland, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 18: 19-28.

Dowding, J.E. & E.C. Murphy. 2001. The impact of predation by introduced mammals on endemic shorebirds in New Zealand: a conservation perspective. Biological Conservation 99: 47-64.

Dwyer, P.D. 1975. Observations on breeding biology of some New Guinea murid rodents. Australian Wildlife Research 2: 33-45.

Dwyer, P.D. 1978. A study of Rattus exulans (Peale) (*Rodentia*: *Muridae*) in the New Guinea Highlands. Australian Wildlife Research 5: 221-248.

Eason, C.T., L. Milne, M. Potts, G. Morriss, G.R.G. Wright & O.R.W. Sutherland. 1999. Secondary and tertiary poisoning risks associated with brodifacoum. New Zealand Journal of Ecology 23: 219-224.

Efford, M.G., B.M. Fitzgerald, B.J. Karl & P.H. Berben. 2006. Population dynamics of the ship rat *Rattus rattus* L. in the Orongorongo Valley, New Zealand. New Zealand Journal of Zoology 33: 273-297.

Eisemann, J.D. & B.E. Peterson. 2002. Human poisonings and rodenticides: evaluation of incidents reported to the American Association of Poison Control Centers. Pp. 290-294 in R.M. Timm & R.H. Schmidt (eds) Proc. 20th Vertebr. Pest Conf. University of Californis, Davis.

Ekstrom, J.M.M., J.P.G. Jones, J. Willis & I. Isherwood. 2000. The humid forets of New-Caledonia: biological research and conservation recommendations for the vertebrate fauna of Grande Terre. Cambridge, U.K. CSB Conservation Publications.

Elliott, G.P., Dilks, P.J. & O'Donnell, C.F.J. 1996. The ecology of yellow-crowned parakeets (*Cyanoramphus auriceps*) in Nothofagus forest in Fiordland, New Zealand. New Zealand Journal of Zoology 23: 249-265.

Empson, R.A. & C.M. Miskelly. 1999. The risks, costs and benefits of using brodifacoum to eradicate rats from Kapiti Island, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 23: 241-254.

Endries, M. J. & G. H. Adler. 2005. Spacing patterns of a tropical forest rodent, the spiny rat (*Proechimys semispinosus*), in Panama. Journal of Zoology 265: 147-155.

Ewer, R.F. 1971. The biology and behaviour of a free-living population of black rats (*Rattus rattus*). Animal Behaviour Monographs 4: 127-174.

Fall, M.W. 2002. The search for acceptable animal traps. Pp. 371-377 Dans R.M. Timm & R.H. Schmidt (eds) Proc. 20th Vertebr. Pest Conf. University of Californis, Davis.

Fall, M.W., A.B. Medina & W.B. Jackson. 1971. Feeding patterns of *Rattus rattus* and *Rattus exulans* on Eniwetok Atoll, Marshall Islands. Journal of Mammalogy 52, 69-76.

Fisher P., C. O'Connor, G. Wright & C.T. Eason. 2003. Persistence of four anticoagulant rodenticides in the livers of laboratory rats. DOC Science Internal Series 139. Wellington, New Zealand, Department of Conservation.

Fitzgerald, B.M. & J.A. Gibb. 2001. Introduced mammals in a New Zealand forest:

long-term research in the Orongorongo Valley. Biological Conservation 99: 97-108.

Fitzgerald, B.M., M.G. Efford & B.J. Karl. 2004. Breeding of house mice and the mast seeding of southern beeches in the Orongorongo Valley, New Zealand. New Zealand Journal of Zoology 31: 167-184.

Fritts, T.H. & G. H. Rodda. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. Annual Review of Ecology and Systematics 29: 113-140.

Ganzhorn, J.U. 2003. Effect of introduced *Rattus rattus* on endemic small mammals in dry deciduous forest fragments of western Madagascar. Animal Conservation 6: 147-157.

Gargominy, O., P. Bouchet, M. Pascal, T. Jaffré & J.-C. Tourneur. 1996. Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. Revue d'Ecologie La Terre et La Vie 51: 375-402.

Gillies, C.A. & R.J. Pierce. 1999. Secondary poisoning of mammalian predators during possum and rodent control operations at Trounson Kauri Park, Northland, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 23: 183-192.

Gillies, C.A., M.R. Leach, N.B. Coad, S.W. Theobald, J. Campbell, T. Herbert, P.J. Graham & R.J. Pierce. 2003. Six years of intensive pest mammal control at Trounson Kauri Park, a Department of Conservation "mainland island", June 1996-July 2002. New Zealand Journal of Zoology 30: 399-420.

Girardet, S.A.B, C.R. Veitch & J.L. Craig. 2001. Bird and rat numbers on Little Barrier Island, New Zealand, over the period of cat eradication 1976-80. New Zealand Journal of Zoology 28: 13-29.

Graham, M.F. & C.R. Veitch. 2002. Changes in bird numbers on Tiritiri Matangi Island, New Zealand, over the period of rat eradication. Pp. 120-123 in C.R. Veitch & M.N. Clout (eds) Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.

Greene, T.C. 2003. Breeding biology of red-crowned parakeets (*Cyanoramphus novaezelandiae novaezelandiae*) on Little Barrier Island, Hauraki Gulf, New Zealand. Notornis 50: 83-99.

Grenier, P. & J. Rageau. 1956. Rongeurs et puces en Nouvelle-Calédonie. Bulletin de la Société de Pathologie exotique 49: 827-831.

Gurevitch, J. & D.K. Padilla. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions?

Trends in Ecology and Evolution 19: 470-474.

Harper, G. & D. Veitch. 2006. Population ecology of Norway rats (*Rattus norvegicus*) and interference competition with Pacific rats (*R. exulans*) on Raoul Island, New Zealand. Wildlife Research 33: 539-548.

Harper, G.A. 2005 a. Numerical and functional response of feral cats (*Felis catus*) to variations in abundance of primary prey on Stewart Island (Rakiura), New Zealand. Wildlife Research 32: 597-604.

Harper, G.A. 2005 b. Heavy rimu (*Dacrydium cupressinum*) mast seeding and rat (*Rattus* spp.) population eruptions on Stewart Island/Rakiura. New Zealand Journal of Zoology 32: 155-162.

Harper, G.A. 2006. Habitat use by three rat species (*Rattus* spp.) on an island without other mammalian predators. New Zealand Journal of Ecology 30: 321-333.

Harper, G.A., K.J.M. Dickinson & P.J. Seddon. 2005. Habitat use by three rat species (*Rattus* spp.) on Stewart Island/Rakiura, New Zealand. New Zealand Journal of ecology 29: 251-260.

Harrison, D. A. & B. C. Congdon. 2002. Wet Tropics Vertebrate Pest Risk Assessment Scheme. Cooperative Research Centre for Tropical Rainforest Ecology and Mangement. Cairns.

Hill, R. 2002. Recovery plan for the Norfolk Island green parrot *Cyanoramphus novaezelandiae cookii*. Environment Australia.

Hirata, D.N. & R.D. Nass. 1974. Growth and sexual maturation of laboratory-reared, wild *Rattus norvegicus*, *R. rattus*, and *R. exulans* in Hawaii. Journal of Mammalogy 55: 472-474.

Hoare, J.M. & K.M. Hare. 2006. The impact of brodifacoum on non-target wildlife: gaps in knowledge. New Zealand Journal of Ecology 30: 157-167.

Hoare, J.M., S. Pledger, N.J. Nelson & C.H. Daugherty. 2007. Avoiding aliens: Behavioural plasticity in habitat use enables large, nocturnal geckos to survive Pacific rat invasions. Biological Conservation 136: 510-519.

Hoffmann, A., K. Eckhoff & H. Klingel. 2006. Spatial and temporal patterns in Arvicanthis niloticus (Desmarest, 1822) as revealed by radio-tracking. African Journal of Ecology 44: 72-76.

Holmes, B. 1998. Day of the sparrow. New Scientist June: 32-35.

Hooker, S. & J. Innes. 1995. Ranging behaviour of forest-dwelling ship rats, *Rattus rattus*, and effects of poisoning with brodifacoum. New Zealand Journal of

Zoology 22: 291-304.

Howald, G., C.J. Donlan, J.P. Galván, J.C. Russell, J. Parkes, A. Samaniego, Y. Wang, D. Veitch, P. Genovesi, M. Pascal, A. Saunders & B. Tershy. 2007. Invasive rodent eradication on islands. Conservation Biology: in press.

Hulme, P.E. 2003. Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war? Oryx 37: 178-193.

Hunt, G.R., R. Hay & C.J. Veltman. 1996. Multiple kagu *Rhynochetos jubatus* deaths caused by dog attacks at a high-altitude study site on Pic Ningua, New Caledonia. Bird Conservation International 6: 295-306.

Igual, J.M., M. G.Forero, T. Gomez, & D. Oro. 2007. Can an introduced predator trigger an evolutionary trap in a colonial seabird? Biological Conservation 137: 189-196.

Innes, J. 1979. Diet and reproduction of ship rats in the northern Tararuas. New Zealand Journal of Ecology 2: 85-93.

Innes, J. 2001. Advances in New Zealand mammalogy 1990-2000: European rats. Journal of the Royal Society of New Zealand 31: 111-125.

Innes, J., B. Warburton, D. Williams, H. Speed & P. Bradfield. 1995. Large scale poisoning of ship rats (*Rattus rattus*) in indigenous forests of the north Island, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 19: 5-17.

Innes, J., G. Nugent, K. Prime & E.B. Spurr. 2004. Responses of kukupa (*Hemiphaga novaeseelandiae*) and other birds to mammal pest control at Motatau, Northland. New Zealand Journal of Ecology 28: 73-81.

Innes, J., R. Hay, I. Flux, P. Bradfield, H. Speed & P. Jansen. 1999. Successful recovery of North Island kokako *Callaeas cinerea wilsoni* populations, by adaptive management. Biological Conservation 87: 201-214.

Innes, J.G., C.M. King, M. Flux & M.O. Kimberley. 2001. Population biology of the ship rat and Norway rat in Pureora Forest Park, 1983-87. New Zealand Journal of Zoology 28: 57-78.

Innes, J.G., S. Hooker & D. Williams. 1992 (non publié). Radio-tracking ship rats at Rotoehu Forest, Bay of Plenty. Forest Research Institute Contract Report FWE 92/17. Forest Research Institute, Rotorua, New Zealand. 10 pp cité dans Dowding & Murphy 1994.

Jacob, J., H. Ylönen & C. G. Hodkinson. 2002. Trapping efficiency of Ugglan traps and Longworth traps for house mice in south-eastern Australia. Wildlife Research 29: 101-103.

Jaffré, T. & J.-M. Veillon. 1990. Etude floristique et structurale de deux forêts dense humides sur roches ultrabasiques en Nouvelle-Calédonie. BULLETIN DU MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE, 4e sér. 12, section B, Adansonia 3-4: 243-273.

Jaffré, T. 1992. Floristic and ecological diversity of the vegetation on ultramatic rocks in New Caledonia. Dans: A.J.M. Baker, J. Proctor & R. Reeves (eds) The vegetation of ultramafic (serpentine) soils. Proceedings of the Firest International Conference on Serpentine Ecology, 19-22 juin 1991, Intercept, Andover (UK), p. 101-107.

Jakob, E.M., S.D. Marshall & G.W. Uetz. 1996. Estimating fitness: a comparison of body condition indices. Oïkos 77: 61-67.

James, R.E. & M.N. Clout. 1996. Nesting success of New Zealand pigeons (*Hemiphaga novaeseelandiae*) in response to a rat (*Rattus rattus*) poisoning programme at Wenderholm Regional Park. New Zealand Journal of Ecology 20: 45-51.

Karnoukhova, N.G. 1971. [Age determination of brown and black rats]. Ekologia 2: 71-76. [En russe].

Kauhala, K. & T. Tiilikainen. 2002. Radio location error and the estimates of home-range size, movements, and habitat use: a simple field test. Annales Zoologici Fennici 39: 317-324.

Kenward R. 1987. Wildlife Radio Tagging: Equipment, Field Techniques and Data Analysis. Academic Press, London.

Key, G., A.H. Fielding, M.J. Goulding, R.S. Holm & B. Stevens-Woods. 1998. Ship rats Rattus rattus on the Shiant Islands, Hebrides, Scotland. Journal of Zoology 245: 228-233.

King, C.M. (ed.). 1990. The handbook of New Zealand mammals. Oxford University Press. Pp. 173-225.

Laurance, W.F. 1992. Abundance estimates of small mammals in Australian tropical rainforest: a comparison of four trapping methods. Wildlife Research 19: 651-655.

Laurance, W.F., J. Garesche & C.W. Payne. 1993. Avian nest predation in modified and natural habitats in tropical Queensland: an experimental study. Wildlife Research 20: 711-723.

Létocart, Y. & M. Salas. 1997. Spatial organisation and breeding of Kagu *Rhynochetos jubatus* in Rivière Bleue Park, New Caledonia. Emu 97: 97-107.

Létocart, Y. 2000. Suivi par radio-tracking de jeunes cagous (*Rhynochetos jubatus*)

nés dans le parc provincial de la Rivière Bleue de 1988 à 1998. Service des Parcs et Réserves Terrestres, Direction des Ressources Naturelles, Province Sud. Rapport non publié.

Lindner, E. & Fuelling, O. 2002. Marking methods in small mammals: ear-tattoo as an alternative to toe-clipping. Journal of Zoology 256: 159-163.

Lindsey, G.D., S.M. Mosher, S.G. Fancy & T.D. Smucker. 1999. Population structure and movements of introduced rats in an Hawaiian rainforest. Pacific Conservation Biology 5: 94-102.

Lowe, S., M. Browne & S. Boudjelas. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species, a selection from the global invasive species database. IUCN Invasive Species Specialist Group. Alien 12, special issue.

Martin, J.-L., J.-C. Thibault & V. Bretagnolle. 2000. Black rats, island characteristics, and colonial nesting birds in the Mediterranean: consequences of an ancient introduction. Conservation Biology 14: 1452-1466.

McCallum, J. 1986. Evidence of predation by kiore upon lizards from the Mokohinau Islands. New Zealand Journal of Ecology 9: 83-87.

McClelland, P.J. 2002. Eradication of Pacific rats (*Rattus exulans*) from Whenua Hou Nature Reserve (Codfish Island), Putauhinu and Rarotoka Islands, New Zealand. Pp. 173-181. Dans C.R. Veitch & M.N. Clout (eds) Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.

McConkey, K.R., D.R. Drake, H.J. Meehan & N. Parsons. 2003. Husking stations provide evidence of seed predation by introduced rodents in Tongan rain forests. Biological Conservation 109: 221-225.

McLennan, J.A., L. Dew, J. Miles, N. Gillingham & R. Waiwai. 2004. Size matters: predation risk and juvenile growth in North Island brown kiwi (*Apteryx mantelli*). New Zealand Journal of Ecology 28: 241-250.

McLennan, J.A., M.A. Potter, H.A. Robertson, G.C. Wake, R. Colbourne, L. Dew, L. Joyce, A.J. McCann, J. Miles, P.J. Miller & J. Reid. 1996. Role of predation in the decline of kiwi, *Apteryx* spp., in New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 20: 27-35.

McPhee, E.C. 1988. Ecology and Diet of Some Rodents From the Lower Montane Region of Papua New Guinea. Australian Wildlife Research 15: 91-102.

Miller, C.J. & T.K. Miller. 1995. Population dynamics and diet of rodents on Rangitoto Island, New Zealand, including the effect of a 1080 poison operation. New

Zealand Journal of Ecology 19: 19-27.

Moors, P.J., I.A.E. Atkinson & G.H. Sherley. 1992. Reducing the rat threat to island birds. Bird Conservation International 2: 93-114.

Morris, D.W., B.J. Fox, J. Luo & V. Monamy. 2000. Habitat-dependent competition and the coexistence of Australian heathland rodents. Oikos 91: 294-306.

Morris, K.D. 2002. The eradication of the black rat (*Rattus rattus*) on Barrow and adjacent islands off the north-west coast of Western Australia. Pp. 219-225 in C.R. Veitch & M.N. Clout (eds) Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.

Nelson, J.T., B.L. Woodworth, S.G. Fancy, G.D. Lindsey & E.J. Tweed. 2002. Effectiveness of rodent control and monitoring techniques for a montane rainforest. Wildlife Society Bulletin 30: 82-92.

Nelson, L.Jr. & F.W. Clark. 1973. Correction for sprung traps in catch/effort calculations of trapping results. Journal of Mammalogy 54: 295-298.

Nicholson, A.J. & D.W. Warner. 1953. The rodents of New Caledonia. Journal of Mammalogy 34: 168-179.

Norman, F.I. 1975. The murine rodents *Rattus rattus*, *exulans*, and *norvegicus* as avian predators. Atoll Research Bulletin 182, Smithsonian Institution, Washington, USA.

O'Farrell, M.J., D.W. Kaufman & D.W. Lundahl. 1977. Use of live-trapping with the assessment line method for density estimation. Journal of Mammalogy 58: 575-582.

Ogilvie, S.C., R.J. Pierce, G.R.G. Wright, L.H. Booth & C.T. Eason. 1997. Brodifacoum residue analysis in water, soil, invertebrates, and birds after rat eradication on Lady Alice Island. New Zealand Journal of Ecology 21: 195-197.

OMS. 1995. Anticoagulant rodenticides. International Programme on Chemical Safety, (Environmental health criteria; 175). Organisation Mondiale de la Santé, Genève. 121pp.

Parkes, J. & E. Murphy. 2003. Management of introduced mammals in New Zealand. New Zealand Journal of Zoology 30: 335-359.

Pärt, T. & J. Wretenberg. 2002. Do artificial nests reveal relative nest predation risk on real nests? Journal of Avian Biology 33: 39-46.

Perry, R.W., P.A. Tappe, D.G. Peitz, R.E. Thill, M.A. Melchoirs, T.B. Wigley. 1996. A

Comparison of Snap Traps for Evaluating Small Mammal Populations. Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Fish and Wildl. Agencies 50:280-286.

Pimm, S.L., M.P. Moulton & L.J. Justice. 1994. Bird extinctions in the central Pacific. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 344: 27-33.

Powlesland, R.G., D.E. Wills, A.C.L. August & C.K. August. 2003. Effects of a 1080 operation on kaka and kereru survival and nesting success, Whirinaki Forest Park. New Zealand Journal of Ecology 27: 125-137.

Pryde, M., P. Dilks & I. Fraser. 2005. The home range of ship rats (*Rattus rattus*) in beech forest in the Eglinton Valley, Fiordland, New Zealand: a pilot study. New Zealand Journal of Zoology 32: 139-142.

Rader, R. & A. Krockenberger. 2006a. Does resource availability govern vertical stratification of small mammals in an Australian lowland tropical rainforest? Wildlife Research 33: 571-576.

Rader, R. & A. Krockenberger. 2006b. Three-dimensional use of space by a tropical rainforest rodent, *Melomys cervinipes*, and its implications for foraging and home-range size. Wildlife Research 33: 577-582.

Ramsay, G.W. 1978. A review of the effect of rodents on the New Zealand invertebrate fauna. Dans: P.R. Dingwall, I.A.E. Atkinson & C. Hay (eds): The ecology and control of rodents in New Zealand nature reserves. Proceedings of a symposium convened by the Department of Lands and Survey, Wellington, 29-30 Nov 1976. Information Series 4: 89-95.

Rattenborg N.C., S.L. Lima & C.J. Amlaner. 1999. Facultative control of avian unihemispheric sleep under the risk of predation. Behavioural Brain Research 105: 163-172.

Robertson, H.A., J.R. Hay, E.K. Saul & G.V. McCormack. 1994. Recovery of the kakerori: an endangered forest bird of the Cook Islands. Conservation Biology 8: 1078-1086.

Robertson, H.A., R.M. Colbourne & F. Nieuwland. 1993. Survival of little spotted kiwi and other forest birds exposed to brodifacoum rat poison on Red Mercury Island. Notornis 40: 253-262.

Robertson, H.A., R.M. Colbourne, P.J. Graham, P.J. Miller & R.J. Pierce. 1999a. Survival of brown kiwi (*Apteryx mantelli*) exposed to brodifacoum poison in Northland, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 23: 225-231.

Robertson, H.A., R.M. Colbourne, P.J. Graham, P.J. Miller & R.J. Pierce. 1999b. Survival of brown kiwi exposed to 1080 poison used for control of brushtail

possums in Northland, New Zealand. Wildlife Research 26: 209-214.

Robinet, O., J.L. Craig & L. Chardonnet. 1998. Impact of rat species in Ouvea and Lifou (Loyalty Islands) and their consequences for conserving the endangered Ouvea Parakeet. Biological Conservation 86: 223-232.

Robinet, O., N. Barré & M. Salas. 1996. Population estimate for the Ouvéa parakeet *Eunymphicus cornutus uvaeensis*: its present range and implications for conservation. Emu 96: 151-157.

Rooney S.M., A. Wolfe & T.J. Hayden. 1998. Autocorrelated data in telemetry studies: time to independence and the problem of behavioural effects. Mammal Review 28: 89-98.

Rouys, S. & J. Theuerkauf. 2003: Factors determining the distribution of introduced mammals in nature reserves of the southern province, New Caledonia. Wildlife Research 30: 187-191.

Rouys, S., J. Theuerkauf & M. Krasińska. 2001. Accuracy of radio-tracking to estimate the activity and movements of European bison in the Białowieża Forest, Poland. Acta Theriologica 46: 319-326.

Rufaut, C.G. & G.W. Gibbs. 2003. Response of a tree weta population (*Hemideina crassidens*) after eradication of the Polynesian rat from a New Zealand island. Restoration Ecology 11: 13-19.

Ruscoe, W.A. 2004. A new location record for kiore (Rattus exulans) on New Zealand's South Island. New Zealand Journal of Zoology 31: 1-5.

Russell, J.C. & Clout, M.N. 2004. Modelling the distribution and interaction of introduced rodents on New Zealand offshore islands. Global Ecology & Biogeography 13, 497-507.

Russell, J.C., Towns, D.T., Anderson, S.H., Clout, M.N. 2005. Intercepting the first rat ashore. Nature 437, 1107.

Saunders, A. & D.A. Norton. 2001. Ecological restoration at Mainland Islands in New Zealand. Biological Conservation 99: 109-119.

Sémah, A.-M. & F. Détroit. 2006. Sur les premiers peuplement du Pacifique sud. Comptes Rendus Palevol. 5: 381-393.

Seto, N.W.H. & S. Conant. 1996. The effects of rat (*Rattus rattus)* predation on the reproductive success of the bonin petrel (*Pterodroma hypoleuca*) on Midway Atoll. Colonial Waterbirds 19: 171-185.

Shaw, J.D., M.J. Hovenden & D.M. Bergstrom. 2005. The impact of introduced ship

rats (*Rattus rattus*) on seedling recruitment and distribution of a subantarctic megaherb (*Pleurophyllum hookeri*). Austral Ecology 30: 118-125.

Shumake, S. A., R.T. Sterner & S.E. Gaddis. 1999. Repellents to reduce cable gnawing by northern pocket gophers. Journal of Wildlife Management 63: 1344-1349.

Shumake, S. A., R.T. Sterner & S.E. Gaddis. 2000: Repellents to reduce cable gnawing by wild Norway rats. Journal of Wildlife Management 64: 1009-1013.

Simberloff, D. 1995. Why do introduced species appear to devastate island more than mainland areas? Pacific Science 49: 87-97.

Sinclair, L., J. McCartney, J. Godfrey, S. Pledger, M. Wakelin & G. Sherley. 2005. How did invertebrates respond to eradication of rats from Kapiti Island, New Zealand? New Zealand Journal of Zoology 32: 293-315.

Spennemann, D.H.R. Distribution of rat species (*Rattus* spp.) on the atolls of the Marshall Islands: past and present dispersal. Atoll Research Bulletin, Smithsonian Institution, Washington, USA.

Sugihara, R.T. 1997. Abundance and diets of rats in two native Hawaiian forests. Pacific Science 51: 189-198.

Sugihara, R.T. 2002. Rodent damage research in Hawaii: changing times and priorities. Pp. 40-45. Dans R.M. Timm & R.H. Schmidt (eds) Proc. 20th Vertebr. Pest Conf. University of Californis, Davis.

Tamarin. R.H. & S.R. Malecha. 1971. The population biology of Hawaiian rodents: demographic parameters. Ecology 52: 383-394.

Tamarin. R.H. & S.R. Malecha. 1972. Reproductive parameters in *Rattus rattus* and *Rattus exulans* of Hawaii, 1968 to 1970. Journal of Mammalogy 53: 513-28.

Taylor, R.H. 1975. What limits kiore (*Rattus exulans*) distribution in New Zealand? New Zealand Journal of Zoology 2: 473-477.

Taylor, R.H. 1978. Distribution and interactions of rodent species in New Zealand. Dans: P.R. Dingwall, I.A.E. Atkinson & C. Hay (eds): The ecology and control of rodents in New Zealand nature reserves. Proceedings of a symposium convened by the Department of Lands and Survey, Wellington, 29-30 Nov 1976. Information Series 4: 135-141.

Theuerkauf, J. & Jędrzejewski, W. 2002. Accuracy of radiotelemetry to estimate wolf activity and locations. Journal of Wildlife Management 66: 859-864.

Theuerkauf, J., S. Rouys & C. Chatreau. 2007. Mortality of radio-tracked wild rats in relation to transmitter weight and resilience of transmitters in relation to their

design. Journal of the Royal Society of New Zealand 37: 85-90.

Thomas, M.D., J.A. Brown & R.J. Henderson. 1999. Feasibility of using wax blocks to measure rat and possum abundance in native forest. Proc. 52nd N.Z. Plant Protection Conf. 1999: 125-129.

Tobin, M. E. 1994. Polynesian rats. Dans: Hygnstrom, S. E., Timm, R. M. and Larson, G. E. (eds) Prevention and Control of Wildlife Damage. USA.

Towns, D.R. & K.G. Broome. 2003. From small Maria to massive Campbell: forty years of rat eradications from New Zealand islands. New Zealand Journal of Zoology 30: 377-398.

Towns, D.R., G.R. Parrish, C.L. Tyrrell, G.T. Ussher, A. Cree, D.G. Newman, A.H. Whitaker & I. Westerbrooke. 2007. Responses of tuatara (*Sphenodon punctatus*) to removal of introduced Pacific rats from islands. Conservation Biology 21: 1021-1031.

Towns, D.R., I.A.E. Atkinson & C.H. Daugherty. 2006. Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? Biological Invasions 8: 863-891.

Vitousek, P.M., C.M. Antonio, L.L. Loope, M. Rejmánek & R. Westerbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology 21: 1-16.

Waldien, D.L., M.M. Cooley, J. Weikel, J.P. Hayes, C.C. Maguire, T. Manning & T.J. Maier. 2004. Incidental captures of birds in small-mammal traps: a cautionary note for interdisciplinary studies. Wildlife Society Bulletin 32: 1260-1268.

Wanless, R.M. 2003. Flightless aldabra rail (*Dryolimnas cuvieri aldabranus*) kills black rat (*Rattus rattus*). Ostrich 74: 134.

Weihong, J., C.R. Veitch & J.L. Craig. 1999. An evaluation of the efficiency of rodent trapping methods: the effect of trap arrangement, cover type, and bait. New Zealand Journal of Ecology 23: 45-51.

Whitaker, A.H., Sadlier, R.A., Bauer, A.M. and Whitaker, V.A. 2004. Biodiversity and Conservation Status of Lizards in Threatened and Restricted Habitats of North-Western New Caledonia. Rapport à la Direction du Développement Économique et de l'Environnement, Province Nord, Koné par Whitaker Consultants Limited. vi + 106 pp.

White G. C. & Garrott R. A. 1990. Analysis of Wildlife Radiotracking Data. Harcourt Brace Jovanovich, San Diego.

Wiener, J.G. & M.H. Smith. 1972. Relative efficiencies of four small mammal traps. Journal of Mammalogy 53: 868-873.

Wilson, D.J., M.G. Efford, S.J. Brown, J.F. Williamson & G.J. McElrea. 2007. Estimating density of ship rats in New Zealand forests by capture-mark-recapture trapping. New Zealand Journal of Ecology 31: 47-59.

Witmer, G. & M.J. Pipas. 1999: Field evaluation of radiotransmitters for northern pocket gophers. Prairie Naturalist 31: 9-20.

Witmer, G.W., F. Boyd & Z. Hillis-Starr. 2007. The successful eradication of introduced roof rats (*Rattus rattus*) from Buck Island using diphacinone, followed by an irruption of house mice (*Mus musculus*). Wildlife Research 34: 108-115.

Ylönen, H., J. Jacob & B.P. Kotler. 2003. Trappability of rodents in single-capture and multiple capture traps in arid and open environments: why don't Ugglan traps work? Annales Zoologici Fennici 40: 537-541.

Yom-Tov, Y., S. Yom-Tov & H. Moller. 1999. Competition, coexistence, and adaptation amongst rodent invaders to Pacific and New Zealand islands. Journal of Biogeography 26: 947-958.

Zanette, L. 2002. What do artifcial nests tells us about nest predation? Biological Conservation 103: 323-329.

Introduced rats in New Caledonia's rainforests and maquis, their ecology and impact on kagus and red-fronted parakeets

Abstract

Between August 2001 and May 2006, I studied the populations of black (*Rattus rattus*) and Polynesian (*R. exulans*) rats that live in New Caledonia's rainforest and maquis. I outline below the main objectives, results and conclusions of the study.

Objective 1: describe the ecology of rats with data collected by trapping (snap traps and capture capture-marquage-recapture) in the Rivière Bleue provincial park. Trapping in the park revealed that rats of both species bred in the warm season, the was no reproduction in the cool season. Rats had a life expectancy of about one year. The months of July-August – before rats and native birds start breeding – would therefore be the most appropriate for rat control.

Objective 2: determine the factors - environmental or interspecific competition – that might limit rat densities by snap trapping in different regions of New Caledonia. Over all regions visited, black rats were less abundant in maquis than in rainforest, on the other hand, habitat had no influence on the densities of polynesian rats. Red-earth type soils were also less favorable to black rats but not to polynesian rats. The abundance and condition of polynesian rats fell with altitude but this variable had no influence on black rats. Polynesian rat densities fell after a threshold of about 14 black rats/100 trap nights, suggesting that black rat densites are also a limiting factor of polynesian rat abundance. Forests in the south of the island are mostly on red earth soils, these conditions strike me as particularly interesting for the conservation of native species are these forests harbour les black rats. Conditions and potential predation on native species in the north, however, could be different from those observed in my study. I therefore recommend complementary research on the impact of black rats in regions where they are more abundant than in the Rivière Bleue park.

Objective 3: describe both species' use of space in Rivière Bleue park using telemetry and baits placed in the canopy. The home ranges of both species were comparable, apart for those of male polynesian rats, which were larger than all others. There was no spacial segregation between species but black rats used the forest canopy significantly more than polynesian rats. These results are interesting in the context of potential poisoning campaigns as rats that are often in the canopy are less likely to come into contact with bait laid out on the ground.

Objective 4: provide information on the diet and predators of rats by the analysis of rat stomach contents and cat scats. The diet of polynesian rats included more plant matter than that of black rats. Feral cats fed mostly on rats; this relation should be taken into account in eradication campaigns in order to avoid that cats shift their diet toward native birds. Some native birds also fed on rats and are thus potential victims of secondary poisoning.

Objective 5: determine whether there is an impact on the endemic avifauna by looking for correlations between rat densities and the species of birds present on the different sites visited. The number of endemic species and sub-species encountered during expeditions was negatively correlated with black rat densities. These rodents therefore appear to have an impact on some species of birds.

Objective 6: determine whether rats are predators of nesting cagous and red-fronted parakeets. Monitoring nests of kagus and parakeets over more than 4000 h each did not reveal any predation by rats. Kagus were able to chase rats off their nest and rats did not venture down the steep slopes of parakeets' nests. There was nonetheless a negative correlation between the encounter rates of red-fronted parakeets and the densities of black rats, which suggests an impact of rats on this species.

Key words: rat, *rattus*, kagu, parrakeet, population dynamic, New Caledonia

ÉCOLOGIE DES RATS ET LEUR IMPACT SUR LE CAGOU ET LA PERRUCHE À FRONT ROUGE EN FORÊT HUMIDE ET DANS LE MAQUIS DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Résumé

J'ai effectué une étude sur les populations de rats noirs (*Rattus rattus*) et de rats polynésiens (*R. exulans*) vivant en forêt humide et dans le maquis de Nouvelle-Calédonie. La collecte des données a eu lieu de août 2001 à mai 2006. Je présente ci dessous les objectifs principaux, résultats et conclusions de mon étude.

Objectif 1: décrire, grâce à des données de piégeage (tapettes et capture-marquage-recapture) au parc provincial de la Rivière Bleue, l'écologie des populations de rats. Ce piégeage a révélé que les rats des deux espèces se reproduisaient en saison chaude, il n'y avait aucune reproduction en période fraîche, les rats avaient une espérance de vie d'environ un an. Les mois de juillet-août – avant les reproductions des rats et des oiseaux indigènes – seraient donc les plus appropriés pour un contrôle des densités de rats.

Objectif 2: déterminer, par piégeage dans différentes régions de la Grande-Terre, les facteurs environnementaux ou de compétition inter-spécifique susceptibles de limiter les densités de rats. Les rats noirs étaient moins abondants dans le maquis qu'en forêt humide, l'habitat en revanche n'avait pas d'impact sur les densités de rats polynésiens. Les sols de type miniers étaient également défavorables aux rats noirs mais pas aux rats polynésiens. Les densités et la condition des rats polynésiens chutaient avec l'altitude, ce paramètre n'avait pas d'impact sur les rats noirs. Après un seuil d'environ 14 rats noirs/100 nuits de piégeage, les densités de rats polynésiens chutaient, suggérant que les densités de rats noirs sont également une limite pour les rats polynésiens. Les conditions des forêts du Sud qui se trouvent sur substrat minier me paraissent donc intéressantes pour la conservation des espèces locales puisqu'on y trouve de plus faibles densités de rats noirs. En revanche, les conditions ainsi que la prédation potentielle sur les espèces indigènes au Nord ou en altitude pourraient être différentes de celles observées dans mon étude. Je préconise par conséquent des recherches complémentaires sur l'impact des rats noirs dans des régions où ils sont plus abondants qu'au parc provincial de la Rivière Bleue.

Objectif 3:, décrire, grâce au radio-pistage et à la pose d'appâts dans la strate arbustive, l'utilisation que les rats font de leur habitat au parc provincial de la Rivière Bleue. Les surfaces des domaines vitaux des deux espèces étaient comparables, hormis celles des rats polynésiens mâles qui étaient plus importantes. Il n'y avait pas de ségrégation spatiale des deux espèces mais les rats noirs utilisaient significativement plus la canopée que les rats polynésiens qui ne s'y rendaient que rarement. Ces résultats sont intéressants dans le cadre d'opérations d'empoisonnement des rats en forêt puisque les rats noirs, plus souvent dans la canopée pourraient entrer moins souvent en contact avec des appâts posés au sol que les rats polynésiens.

Objectif 4: fournir des informations sur le régime alimentaire des rats ainsi que sur leurs prédateurs, par l'analyse de contenus stomacaux et de reliefs de repas des rats ainsi que d'excréments de prédateurs. Les rats polynésiens consommaient plus de végétaux que les rats noirs. Les chats ensauvagés se nourrissaient principalement de rats, cette relation serait à prendre en compte dans le cadre d'opération de contrôle des rats afin d'éviter que les chats ne se tournent vers des proies indigènes. Certains oiseaux endémiques se nourrissaient également de rats et pourraient donc être victimes d'empoisonnement secondaires lors de campagnes d'empoisonnement des rats.

Objectif 5: déterminer un éventuel impact sur l'avifaune en recherchant des corrélations entre les densités de rats et celles d'oiseaux sur les différents sites visités en Nouvelle-Calédonie. Le nombre d'espèces et de sous espèces d'oiseaux endémiques rencontrés lors d'expéditions était négativement corrélé avec les densités de rats noirs. Ces rongeurs semblent donc avoir un impact sur certaines espèces d'oiseaux.

Objectif 6: démontrer une prédation éventuelle des rats sur les cagous et sur les perruches à front rouge lors de la reproduction.Sur plus de 4000 h de vidéosurveillance de nids de cagous et de perruches n'ont pas révélé de prédation par les rats sur ces oiseaux. Les cagous étaient capables, de chasser les rats alors que ces rongeurs n'osaient pas descendre le long des parois abruptes des nids de perruches. Il existait cependant une corrélation négative entre les densités de perruches à front rouges et celles des rats noirs, ce qui suggère un impact direct ou indirect des rats noirs sur les perruches.

MOTS CLÉS: RAT, *RATTUS*, CAGOU, PERRUCHE, DYNAMIQUE DE POPULATION, NOUVELLE-CALÉDONIE