



*Association pour l'Etude et la protection
des Vertébrés des petites Antilles*

Parc Naturel Régional de la Martinique

Faisabilité écologique d'un programme de piégeage de la Mangouste dans la Réserve Naturelle de la Caravelle (Martinique).

par

M. Pascal*, N. Barré**, P. Feldmann**, O. Lorvelec** & C. Pavis**

* INRA, Laboratoire de la Faune Sauvage
Centre de Recherches de Rennes
Campus de Beaulieu, 35 042 F-Rennes Cedex

** AEVA

Dessin de couverture : N. Barré



Rapport AEVA n°12
Septembre 1996

Avant-propos

Cette étude a fait l'objet d'une convention entre le Syndicat Mixte du Parc Régional de la Martinique et l'Association pour l'Etude et la protection des Vertébrés des petites Antilles, établie le 26 février 1996 sous la référence 96/SGEN/405.

Contenu de la mission :

- Etude de faisabilité écologique d'un programme de piégeage de la Mangouste
- Evaluation des conditions nécessaires à la pérennité de ce programme
- Etablissement d'un programme de gestion comprenant éventuellement les méthodes de capture et leurs modalités d'application.

SOMMAIRE

Avant-propos	1
I- Introduction	3
II- Eléments d'histoire naturelle de la Mangouste dans les îles Caraïbes	4
II-1 Introduction de la Mangouste dans les îles Caraïbes Ses conséquences les plus apparentes	4
II-2 Reproduction	5
II-3 Structure de population	5
II-4 Comportement	6
III- Sur quels critères fonder une politique de gestion de la population de Mangoustes de la Réserve Naturelle de la Caravelle?	7
IV- Régulation ou éradication?	9
V- Considérations d'ordre pratique	10
Références bibliographiques	12

Synthèse bibliographique sur la biologie de la Mangouste (*Herpestes auropunctatus*), son rôle fonctionnel dans les écosystèmes insulaires Caraïbes, son éventuel impact sur la population de Moqueurs à gorge blanche (*Ramphocinclus brachyurus*) de la Réserve Naturelle de la Caravelle.

Proposition d'un mode de gestion intégrée des prédateurs potentiels du Moqueur à gorge blanche sur le territoire de la Réserve Naturelle de la Caravelle (Martinique).

I- Introduction

D'après AEVA (1994), la population relictuelle martiniquaise de Moqueurs à gorge blanche (*Ramphocinclus brachyurus*), espèce endémique de Sainte Lucie et de la Martinique, est restée numériquement stable entre 1987 et 1994. Elle compterait une quarantaine de couples reproducteurs, localisés pour l'essentiel dans la Réserve Naturelle de la Caravelle, alors que l'effectif de la population de Sainte Lucie aurait connu un déclin de 24% entre 1971 et 1987 (ICPB, 1988).

Les observations de ces auteurs les ont amené à conclure que les oiseaux de la population martiniquaise :

- sont sédentaires et restent confinés à un domaine restreint,
- débutent leur période de reproduction à la fin du mois de mai et l'achèveraient dans les premiers jours d'août,
- établissent leurs nids, cryptiques, dans les fourches terminales d'arbrisseaux flexibles de deux espèces végétales dominantes (*Ardisia obovata* et *Myrcia citrifolia*), et y déposent deux œufs,
- se déplacent fréquemment au sol pour collecter les Arthropodes qui constituent l'essentiel de leur régime alimentaire.

Parmi les causes potentielles de non expansion de cette population relictuelle, AEVA (1994) évoque la pression de prédation que pourraient exercer 4 espèces mammaliennes, récemment introduites à l'exception du Manicou dont le statut est controversé. Ce Marsupial omnivore et arboricole, largement répandu dans l'hémisphère occidental est commun en Martinique. Du Tertre le signale dès 1667, Benito-Espinal (1990) le considère comme introduit il y a 3 à 10 siècles par les Caraïbes.

Les espèces présentes seraient :

- la Mangouste [*Herpestes auropunctatus auropunctatus* Hodgson (1836)],
- le Rat sans en préciser l'espèce, mais il s'agit selon toute vraisemblance du Rat noir [*Rattus rattus* (Linnaeus, 1758)] sans que la présence du Surmulot [*Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769)] puisse être exclue. ¹
- le Manicou (*Didelphis marsupialis* Linnaeus, 1758),
- le Chat haret (*Felis catus* forme domestiquée de *Felis silvestris* Schreber, 1777 retourné à l'état sauvage).

La présence de chiens harets n'est pas évoquée.

Par ailleurs, on peut s'interroger sur le rôle potentiel de la Vipère fer de lance (*Bothrops lanceolatus*) et le racoon (*Procyon minor*).

La prédation contre le Moqueur s'exercerait notamment sur les jeunes lors de leur apprentissage de la recherche de nourriture sur le sol.

¹ "La faune de l'île comptait autrefois deux autres rongeurs : un agouti (*Dasyprocta leporina*) introduit dès le XVIII^e siècle (Lescure, 1979), ainsi qu'une espèce de Rat endémique de l'archipel (*Megalomys desmarestii*). Appelé rat musqué ou rat pilori, il a rapidement disparu après l'arrivée des européens" (Moutou, 1987).

L'objet de ce rapport est de réaliser une synthèse bibliographique des connaissances portant sur l'histoire naturelle, l'écologie et l'éthologie de la Mangouste, afin d'argumenter un ou des scénarios de gestion de sa population dans le contexte local de la Réserve Naturelle de la Caravelle. En l'absence de travaux consacrés spécifiquement à la population martiniquaise de mangoustes ou à celle de la Guadeloupe, cette synthèse porte essentiellement sur les travaux réalisés par des équipes anglo-saxonnes sur d'autres îles Caraïbes et sur celles de l'archipel d'Hawaii.

II- Eléments d'histoire naturelle de la Mangouste dans les îles Caraïbes

II-1 Introduction de la mangouste dans les îles Caraïbes. Ses conséquences les plus apparentes

D'après Nellis & Everard (1983), si les premières mangoustes introduites dans les Caraïbes l'auraient été à Trinidad, toutes les populations actuelles auraient pour origine un groupe fondateur de 5 femelles et 4 mâles introduits en 1872 à la Jamaïque en provenance de Calcutta. En moins de 30 ans, dès le début du siècle, des descendants de cette population fondatrice auraient été introduits avec succès dans 29 îles Caraïbes et 4 de l'archipel d'Hawaii (Pearson & Baldwin, 1953). L'espèce aurait été introduite en 1888 en Guadeloupe (Deruelle *et al.*, 1994 - p.147) et en 1890-91 à la Martinique (Bénito-Espinal, 1990).

Si la motivation qui a présidé à la majorité des introductions de ce Vivéridé a été la régulation des populations de *Rattus* ravageurs des cultures de cannes, en Martinique et à Sainte Lucie, le mobile (De Vos *et al.*, 1956) en aurait été la réduction des populations endémiques (Lescure com. pers. d'après Lasel) de Vipères fer de lance, *Bothrops lanceolatus* et *Bothrops caribbeus* respectivement.

Alors que ce dernier but aurait été atteint (Barbour, 1930), la Mangouste, après avoir rapidement réduit les effectifs de *Rattus*, s'est révélée incapable de les réguler sur le long terme. A titre d'exemple, en dépit de la présence de populations réputées abondantes de ce prédateur, les agricultures guadeloupéennes (Cochereau & Jean-Bart, 1989) et martiniquaises (Anonyme, 1994) subissent actuellement de sévères pertes du fait de ces rongeurs. C'est pourquoi, d'après Nellis & Evrard (1983), la Mangouste, traitée initialement comme un précieux auxiliaire de l'agriculture, changea de statut dans les 10 à 15 ans qui suivirent son introduction et fut assimilée dans de nombreuses îles à un ravageur en raison des dégâts qu'elle occasionnait aux élevages de volailles. Ce statut a perduré dans les Antilles française comme en témoigne le compte rendu de destruction de nuisibles faisant état de l'élimination de 15 787 mangoustes entre le mois de Juillet et celui de Décembre 1977 en Guadeloupe (Botino, 1977).

Pimentel (1955) propose d'expliquer l'apparente (car seulement appréciée par l'évolution des pertes agricoles) régression des capacités de régulation de la Mangouste en faisant valoir les différences de comportement des deux espèces de muridés composant le peuplement des rongeurs ravageurs des agricultures insulaires. Pendant la phase initiale de régulation active, le prédateur aurait substantiellement réduit les populations de *R. norvegicus*, espèce purement terrestre et moins agile que l'arboricole *R. rattus*, autorisant ce dernier à coloniser dans un deuxième temps les espaces laissés vacants par son concurrent dominant. Cet auteur avance comme argument que le peuplement de deux îles hawaïennes voisines est majoritairement composé de *R. rattus* sur l'île pourvue de mangoustes, et de *R. norvegicus* sur celle qui en est dépourvue. Cet argument n'est pas totalement convainquant. En effet, si Moors *et al.* (1992), dans un cadre général, et Delattre (1981), dans celui plus particulier de la Guadeloupe, affirment sans ambiguïté l'existence d'une forte compétition entre les deux espèces, Delattre & Le Louarn (1980) font aussi état d'une nette stratification du peuplement résultant d'aptitudes différentes à coloniser les divers milieux de la mangroves et de l'arrière mangrove guadeloupéenne. De la prédation ou du niveau d'adéquation aux caractéristiques du milieu, quel est le mécanisme qui prédomine dans l'établissement du rapport actuel des effectifs des deux espèces ? L'hypothèse de Pimentel donne cependant à réfléchir. En effet, il n'est nullement exclu que l'élimination locale de la Mangouste favorise le développement de la population de *R. norvegicus* au détriment de celle de *R. rattus*.

La synthèse de Nellis & Evrard (1983) met en relief le rôle déterminant de la Mangouste

dans la raréfaction ou la disparition de plusieurs espèces d'Oiseaux, de Reptiles et d'Amphibiens autochtones ou endémiques des îles Caraïbes. Dans les Antilles françaises, on peut lui attribuer la disparition de la Chouette des terriers (*Speotyto* sp), peut-être celle d'un lézard (*Ameiva cineracea*) et la très grande raréfaction de deux couleuvres (*Liophis* sp et *Alsophis* sp) et du Scinque des Antilles (*Mabuya mabouya*). Cependant, le regain d'intérêt pour la Mangouste fut induit par la découverte de son rôle de réservoir du virus de la rage lors de l'épidémie qui sévit en 1950 à Porto Rico. Depuis, ce rôle lui est attribué dans les îles Caraïbes de Cuba, de la République Dominicaine de Grenade et d'Haïti (CDC, 1985). Toutes les tentatives de piégeage et/ou d'empoisonnement initiées dans le but de faire chuter ses effectifs en deçà d'un seuil interdisant la circulation du virus se sont révélées vaines (Everard & Everard, 1988) et les travaux actuels s'orientent vers la mise au point d'une vaccination orale massale (Linhart *et al.*, 1993; Creekmore *et al.*, 1994). Enfin, la Mangouste constitue un important réservoir de leptospires et le portage de la population guadeloupéenne serait de l'ordre de 70% (26 positives à divers sérotypes sur 37 sérums testés) (Goursaud & Pérez, 1993).

II-2 Reproduction

D'après la synthèse de Nellis & Evrard (1983), en milieu tropical insulaire, il est possible d'observer des mangoustes gestantes tout au long de l'année. Cependant, un ensemble de travaux quantifiés montre une nette saisonnalité de la reproduction sous diverses latitudes (Fig. 1). Sous celle correspondant à la Martinique, l'existence de 2 pics de reproduction nets, éventuellement 3, laisse supposer qu'une femelle adulte est localement susceptible de mettre au monde 2 portées par an.

L'opposition entre la saisonnalité observée aux Fidji et celle d'îles de l'hémisphère nord font conclure à Gorman (1976) que, chez cette espèce, la reproduction est induite par l'augmentation de la durée du jour. Cette conclusion semble valable pour les deux sexes dans la mesure où le taux d'androgènes est, chez les mâles des îles Hawaii, plus élevé pendant la période de fort taux de gestation, de février à juillet, que pendant le reste de l'année (Soares & Hoffman, 1981).

L'ovulation serait provoquée (Hoffman & Sehgal, 1976), la migration d'ovules d'une corne utérine à l'autre ne serait pas rare et la perte ovulaire serait de l'ordre de 2,2% (93 corps jaunes pour 91 embryons) (Nalbandov, 1964). L'espèce ne serait pas sujette à l'implantation différée, celle-ci ayant lieu dans les 8 à 10 jours suivant la fécondation (Tomish & Devick, 1970). Les œstrus de 3 à 4 jours apparaissent à intervalle de 20 jours et l'œstrus post-partum semble fréquent (Nellis & Evrard, 1983). Les cicatrices placentaires resteraient visibles à l'examen direct, 4 mois après la parturition (Pearson & Baldwin, 1953).

La fécondité, mesurée lors de l'autopsie par le nombre de fœtus par femelles, varie de 1 à 5 et présente un mode marqué pour la valeur 2 (Nellis & Evrard, 1983) (Tab. 1).

La durée de la gestation, en moyenne de 7 semaines, varierait entre 47 et 53 jours. Le sevrage débiterait à l'âge de 6 à 8 semaines et a pu être artificiellement avancé à celui de 3 à 4 semaines. Les jeunes demeureraient en compagnie de leur mère jusqu'à l'avènement d'une nouvelle portée, ou à l'âge de la maturité sexuelle (Nellis & Evrard, 1983). Les mâles atteindraient celle-ci à l'âge de 4 et 6 mois, lorsque leur diamètre testiculaire dépasse la valeur de 13 mm (Pearson & Baldwin, 1953), et les femelles, à l'âge de 6 mois (Nellis & Evrard, 1983).

II-3 Structure de population

La littérature n'offre que peu d'informations sur la sex-ratio à la naissance chez la Mangouste. Nellis & Evrard (1983) font état de 5 et 10 portées obtenues en captivité respectivement à Trinidad et St. Croix et ayant produit, les premières 5 ♂ et 5 ♀, les suivantes 12 ♂ et 8 ♀.

Le taux de femelles observé au sein d'échantillons collectés dans diverses îles tropicales est nettement inférieur à 50% (5 cas sur 6), et varie de façon importante entre 28% (Grenade) et 51%

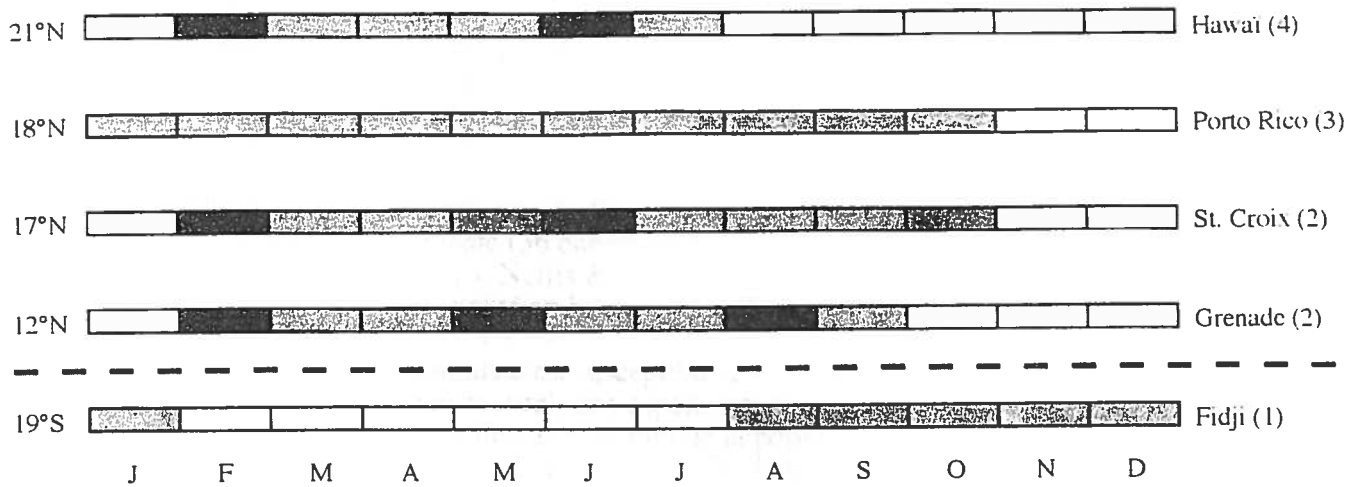


Figure 1 : Calendriers de reproduction de la Mangouste en milieu insulaire tropical. Calendriers fondés sur la présence de femelles gestantes. Le grisé soutenu correspond aux périodes de fortes proportions de femelles gestantes.

	Sex-ratio			Fécondité		
	♀	♂	%	N φ	♀	N φ / ♀
Hawaii (4)	77	144	34,8	24	9	2,7
Hawaii (5)	232	314	42,5	-	-	-
Porto Rico (3)	135	144	48,4	101	52	2,1
St. Croix (2)	405	519	43,8	148	69	2,1
Grenade (2)	1649	4082	28,8	553	255	2,2
Trinidad (2)	95	112	45,9	-	-	-

Tableau 1 : Fécondité et sex-ratio de la Mangouste en milieu insulaire tropical.(1) : Gorman, 1976; (2) : Nellis & Evrard, 1983; (3) : Pimentel, 1955; (4) : Pearson & Baldwin, 1953; (5) : Tomish, 1969. φ : embryons

(Porto Rico) (Tab. 1b).

Nellis & Evrard (1983) démontrent par l'analyse de résultats d'expériences de capture-marquage-recapture que la faible représentation des femelles dans l'échantillon de Grenade ne peut être imputée à un comportement différentiel des deux sexes à l'égard du piège. Ils évoquent le rôle potentiel de la différence de taille du domaine vital, plus important chez le mâle que chez la femelle. Cependant, observant un déséquilibre croissant de la sex-ratio avec l'âge des cohortes, ils attribuent l'essentiel du phénomène à une forte mortalité périnatale, hypothèse énoncée sur les mêmes bases et indépendamment pour expliquer un déséquilibre similaire au sein d'une population insulaire de chats harets (Pascal, 1980). Cette forte mortalité périnatale serait la conséquence d'un haut niveau de compétition.

Alors qu'ils citent les travaux de Fredga (1965) qui a mis en évidence un déterminisme original du sexe chez la Mangouste (36 chromosomes chez la femelle, dont 2 X, et 35 chez le mâle avec absence de chromosome Y), Nellis & Evrard n'évoquent jamais la possibilité de voir cette singularité à l'origine d'une mortalité embryonnaire différentielle selon le sexe.

Si, en captivité, la Mangouste est susceptible d'atteindre l'âge de 9 ans et 8 mois (Acharjyo & Mohapatra, 1976), en milieu naturel, son espérance de vie maximum ne dépasserait pas 5 ans pour les mâles et 4 pour les femelles. L'essentiel de la population serait constitué de jeunes sujets (84% d'individus âgés de moins de 2 ans et demi, 79 % de sujets âgés de moins d'un an et demi) (Nellis & Evrard, 1983).

Les évaluations de densité absolue de populations d'animaux sauvages sont sujettes à caution. Cependant, pour peu que les techniques soient homogènes, les résultats obtenus autorisent des comparaisons permettant de cerner les caractéristiques des milieux les plus recherchés par l'espèce. Nellis & Evrard (1983) avancent les chiffres de 1 à 10,4 individus par hectare et concluent que les milieux les plus favorables au développement de l'espèce sont les zones côtières sèches (jusqu'à 600 m d'altitude), la forêt tropicale humide primaire étant très peu, voire pas, pénétrée. En Guadeloupe (observations des auteurs), la Mangouste est présente en forêt primaire, même en l'absence de sentiers de pénétration et de déchets d'origine anthropique (à la rivière Bras David en mai 1996) et atteint l'altitude de 1 100 m (parking de la Savane à Mulets). Le milieu littoral sec de la Réserve Naturelle de la Caravelle constituerait cependant un milieu particulièrement favorable au développement d'une population de mangoustes.

II-4 Comportement

99% des activités de la Mangouste ont lieu de jour ou au crépuscule, pour l'essentiel entre 10 et 16 heures (Nellis & Evrard, 1983). Cette activité purement diurne est mise en rapport avec le fait que la rétine de la Mangouste est pourvue de bâtonnets et de cônes lui autorisant une vision des couleurs qui n'est effective qu'en plein jour (Dücker, 1959).

La Mangouste est pourvue de glandes annales développées et, probablement, de glandes sus-orbitales. Leurs exsudats permettraient, entre autre, le marquage des territoires individuels et la reconnaissance par les mâles des femelles en œstrus. L'usage d'extraits de glandes annales et d'urine de femelles en œstrus pourraient donc augmenter considérablement l'attractivité des pièges à l'égard de la fraction mâle de la population, tout du moins pendant la période de reproduction.

Les vocalisations jouent un grand rôle dans les communications interindividuelles et tout particulièrement dans les interactions mères-jeunes. A ce sujet, Nellis & Evrard (1983) font état d'expériences de repasse de cris de détresse de très jeunes sujets qui ont déclenché un comportement très actif de recherche de la part de mères pourvues de rejetons beaucoup plus âgés. L'usage de tels enregistrements pourrait augmenter la détection et l'attractivité des pièges pour la fraction femelle de la population.

Pour s'affranchir de l'influence de la maille du quadrat sur le résultat d'expériences de capture-marquage-recapture destinées à déterminer les caractéristiques géométriques du domaine vital (Duplantier *et al.*, 1984), méthode appliquée à la Mangouste par Tomish (1969), Nellis & Evrard (1983) ont utilisé la télémétrie. Ils ont établi ainsi la surface du domaine vital de 7 adultes (2 femelles et 5 mâles) et aboutissent à la conclusion que celui des femelles (2,2 ha) est nettement

plus réduit que celui des mâles (3,6 ha) et que la forme et la valeur de cette surface dépendent étroitement de la présence ou l'absence de certaines composantes linéaires du paysage qui guident l'exploration et l'exploitation du territoire par l'animal : routes, chemins, haies, littoral ou rives de cours d'eau... Ils ont établi aussi que l'essentiel de l'activité se tenait dans un noyau réduit du domaine et qu'un suivi à long terme conduirait très certainement à une augmentation de l'évaluation de sa superficie. En d'autres termes, l'animal fait un usage différent des diverses parties de son domaine et y manifeste donc des comportements différents : chasse, défense de territoire pour le territoire central et prospection pour la zone périphérique, par exemple.

Ces résultats, bien que parcellaires, ne sont pas sans intérêt pratique. Qu'il s'agisse d'échantillonnage (Spitz, 1974; Spitz *et al.*, 1974; Pascal, 1984; Zaimé & Pascal, 1988; Guédon & Pascal, 1992) ou d'éradication (Moors, 1985; Pascal *et al.* 1996b), l'expérimentateur, dans un souci d'optimisation, cherche à limiter le nombre d'installations de postes de piégeage tout en conservant au dispositif sa plus complète efficacité. Pour cela, il tente d'établir un poste de piégeage par domaine vital potentiel. Les expériences de radio-télémetrie évoquées plus haut se sont déroulées sur des périodes de 3 à 9 jours. Ce laps de temps est compatible avec celui employé généralement pour les opérations d'échantillonnage ou d'éradication. Le domaine vital le plus petit étant celui des femelles, offrir la possibilité à chaque individu de la population de pénétrer dans un piège revient à en disposer au minimum un à chaque nœud d'un réseau à mailles carrées de 200 m de côté. Par ailleurs, les pièges devront être disposés, dans la mesure du possible, le long des composantes linéaires du paysage susceptibles d'être utilisées par l'animal.

La Mangouste est réputée omnivore à tendance carnivore. Sa prédation s'exerce de préférence sur les rongeurs et les oiseaux. Prédateur opportuniste, quand ses ressources préférées viennent à manquer, elle est susceptible de consommer en quantité chauve-souris, reptiles, amphibiens, insectes, crustacés, myriapodes et fruits (Seaman, 1952; Wolcott, 1953; Pimentel, 1955; Nellis & Evrard, 1983). Aucune référence ne fait état de prédation sur le Manicou et Ulrich (1931) observe, une quarantaine d'années après l'introduction de la Mangouste à Trinidad, que les effectifs des populations autochtones de Marsupiaux (genres : *Didelphis*, *Philander* et *Marmosa*) restent florissants.

En conséquence, il sera difficile de déterminer de façon objective l'éventuel impact de la Mangouste sur la population de Moqueur à gorge blanche de la Réserve Naturelle de la Caravelle. En effet, comme cette population d'oiseaux est numériquement réduite, la probabilité de détecter de façon indirecte (analyses de contenus stomacaux ou de fécès) ou d'être témoin direct d'actes de prédation est proche de zéro. Le rapport de Lyndon (1995), observateur attentif de la reproduction du Moqueur à gorge blanche à Sainte Lucie, est instructif à cet égard. Cet auteur a bien constaté des échecs de reproduction qu'il impute à la prédation. En dépit d'une observation assidue, il n'a pu en identifier l'auteur et évoque successivement un faucon, le Boa constrictor, la Vipère fer de lance et les Rats. Par ailleurs, suite à une visite, il attribue la relative bonne santé de la population de la Réserve de la Caravelle au fait qu'elle soit implantée dans une zone dépourvue de Vipère fer de lance. Si son hypothèse est exacte, à savoir que les prédateurs majeurs du Moqueur à gorge blanche se rangent parmi les Ophidiens, il s'agira d'en suivre avec attention l'évolution du peuplement si des mesures sont prises pour réduire la population de mangoustes.

III- Sur quels critères fonder une politique de gestion de la population de mangoustes de la Réserve Naturelle de la Caravelle?

Par gestion, il sera entendu ici toute intervention volontaire humaine destinée à influencer sur la composition ou l'effectif d'une population géographiquement limitée.

La Mangouste est une espèce introduite depuis une centaine d'années en Martinique. A ce titre elle se trouve dans une situation où est susceptible de s'appliquer la recommandation de l'UICN (1987) "de procéder au retrait ou à l'éradication des espèces introduites si celles-ci n'apportent aucun bénéfice apparent à l'Homme et ont un impact négatif sur la flore et la faune indigènes(...). Des mesures particulières d'éradication s'imposent (...) si la zone d'introduction (...) comporte des espèces endémiques déjà en danger, et dont la survie est menacée par la présence des espèces étrangères".

Réservoir et vecteur potentiel de maladies, prédateur de volailles, la Mangouste n'apparaît

pas localement comme une espèce apportant un bénéfice apparent à l'Homme.

Son rôle dans la raréfaction de la population menacée et quasi endémique de Moqueur à gorge blanche n'a pas été établi par le passé et ne peut plus l'être actuellement pour des raisons d'ordre technique.

Cependant, il est clair que toute atteinte, fut-elle numériquement marginale, peut rapidement conduire à l'extinction d'une population réduite à une quarantaine de couples et que la Mangouste est réputée prédatrice d'oiseaux.

Pourtant, avant de prendre une décision de limitation ou d'éradication de la population de Mangoustes, il importe de vérifier que l'espèce ne remplit pas l'une ou l'autre des fonctions écologiques identifiées par Usher (1989) dont la suppression induirait une forte perturbation au fonctionnement de l'écosystème. D'après cet auteur, une telle situation se produirait lors de l'élimination de l'espèce introduite si celle-ci :

- 1°) remplit des fonctions écologiques importantes qui ne sont plus assurées par des espèces indigènes disparues (pollinisation ...);

- 2°) constitue la proie majeure ou le compétiteur d'une autre espèce introduite qui, en son absence, pourrait se tourner vers des espèces autochtones ou accentuer sa pression de compétition à l'égard d'espèces indigènes;

- 3°) limite les populations d'autres espèces introduites dont le développement des populations pourrait avoir des effets indésirables sur les communautés dans leur ensemble (prédation, compétition)

- 4°) permet, par son impact, le maintien de communautés spécifiques (critère patrimonial).

Dans le contexte particulier de la Réserve de la Caravelle, la Mangouste, agent potentiel de limitation des populations de *Rattus*, est susceptible de remplir le point 3 de cette liste. La littérature laisse cependant entendre que, plusieurs années après son introduction, la Mangouste n'exerce plus qu'un rôle marginal dans le contrôle des populations de *Rattus*, surtout s'il s'agit du Rat noir (*Rattus rattus*). Par ailleurs, comme pour la Mangouste, aucune donnée historique locale n'offre la possibilité d'apprécier qualitativement et quantitativement l'éventuel impact du Rat noir sur la population de Moqueurs à gorge blanche. Pour les raisons évoquées plus haut à propos de la Mangouste, il n'est techniquement plus possible d'évaluer cet impact actuellement. Cependant le Rat noir est réputé un redoutable prédateur d'oiseaux autochtones en milieu insulaire (Atkinson, 1985; Moors & Atkinson, 1984; Burger & Gochfeld, 1994).

Dans ce cas précis de la population de Moqueurs à gorge blanche de la Réserve Naturelle de la Caravelle, **le principe de précaution doit s'appliquer et conduire à la décision de réduire ou éradiquer simultanément les populations de Mangoustes, de Rats noirs et de Surmulots**, espèces introduites, liées par des relations trophiques étroites, et susceptibles d'exercer une pression de prédation fatale à une espèce endémique proche de l'extinction. **Il est probable que ces mesures devraient s'étendre au Manicou²** et être complétées par une surveillance étroite de la population locale de Vipère fer de lance.

Cette décision devrait être clairement affichée en raison de sa portée en terme de politique de conservation de la biodiversité locale. Son application sera cependant confrontée aux limites imposées par les méthodes et techniques disponibles actuellement et le gestionnaire doit demeurer conscient que de telles opérations d'éradication relèvent toujours du domaine expérimental, en dépit des succès enregistrés sur divers taxons et dans diverses situations écologiques. En d'autres termes, protocoles, méthodes et techniques doivent être soigneusement élaborés et le résultat des opérations systématiquement contrôlé sur des pas de temps courts afin de les faire évoluer en les adaptant finement aux conditions écologiques (voire sociologiques) locales. C'est dans cet esprit que plusieurs scénarios-types sont envisagés dans la suite de ce texte, sans prétention à l'exhaustivité.

² Le Manicou étant une espèce protégée à la Martinique (arrêté ministériel du 17 février 1989), une dérogation devra être demandée au Ministère de l'Environnement dans le cas où des piégeages, même non destructifs seraient envisagés.

IV- Régulation ou éradication?

Régulation et éradication sont deux objectifs de gestion qui diffèrent par leur but, les moyens et l'état d'esprit de leur mise en œuvre. Dans le premier cas il s'agit de maintenir au cours du temps l'effectif ou certaines caractéristiques de la structure d'une population dans une gamme de valeurs considérées comme acceptables pour atteindre un objectif défini. Dans le second, il s'agit d'obtenir l'élimination totale de tous les individus d'une espèce. Si une éradication a été conduite avec succès, les opérations de gestion se réduisent par la suite à des contrôles épisodiques restreints. En revanche, adopter une politique de régulation impose le renouvellement des opérations de lutte, au moins annuellement.

La décision d'éradiquer des populations de mammifères introduits a été largement débattue (Chapuis *et al.*, 1995; Pascal *et al.*, 1996 pour se limiter à la littérature récente en langue française). Elle a été mise en application à l'occasion de nombreux programmes de restauration de milieux insulaires, notamment en Nouvelle-Zélande (Townes *et al.*, 1990; Townes & Ballantine, 1993). D'après Veitch & Bell (1990, données mises à jour en décembre 1995 par I. Mac Fadden, com. pers.), dans ce pays, et en se limitant aux seuls carnivores, la Belette (*Mustela erminea*) fut éradiquée de l'île Otata (15 ha) et à deux reprises de l'île Maud (309 ha) en raison d'une réinfestation spontanée; le Furet (*Mustela furo*) a été totalement éliminé de l'île Otata et le Chat haret de 8 îles dont la surface varie de 28 ha, pour la plus petite, à 3 083 ha, pour la plus grande (Veitch, 1985). C'est dans le même esprit que, sur des îles sous juridiction française, le Rat noir a été éradiqué d'îlots riverains de la Corse (Thibault, 1992), le Lapin (*Oryctolagus cuniculus*) l'a été de 2 îles de l'Archipel de Kerguelen (Chapuis, 1994; Chapuis & Barnaud, 1995) et le Surmulot, de 7 îles de deux archipels des côtes de Bretagne (Pascal *et al.*, 1996b).

Une opération d'éradication implique la mise en place d'un chantier lourd sur un laps de temps court. Avant de l'entreprendre il faut s'assurer des chances de pérenniser son éventuel succès. S'agissant d'îles, il suffit de contrôler les points stratégiques de débarquement d'immigrants. S'agissant d'une portion de continent ou d'une île vaste, comme c'est le cas de la Réserve Naturelle de la Caravelle, il s'agit de mettre en défens la portion de territoire sur laquelle on souhaite opérer. Cette option a été prise en Nouvelle-Zélande pour soustraire à la prédation des chats, chiens et rats, un territoire de plusieurs centaines d'hectares constituant l'un des parcs de la ville d'Auckland. L'opération consistant en une mise en défens physique avant éradication est en cours de réalisation et sa mise en place a nécessité une étude technique de 2 ans.

Dans le cas particulier de la presqu'île de la Caravelle, s'il est concevable techniquement d'en interdire l'accès aux mangoustes, il sera plus difficile d'obtenir le même résultat pour les rats noirs. Aussi, dans l'hypothèse où l'option d'éradiquer la Mangouste serait prise, faudra-t-il envisager la mise en place d'un système de contrôle et régulation de la population du Rat noir et du Surmulot, au moins pendant le laps de temps nécessaire pour établir que la disparition du prédateur n'engendre pas une éventuelle poussée démographique des Rongeurs. Il devrait en être de même pour le Manicou qui, omnivore, risque de voir l'effectif de sa population augmenter en raison d'un accroissement des disponibilités alimentaires.

Pour être cohérente, la décision de réguler une population de mammifères nécessite de connaître *a priori* l'effectif qu'elle ne doit pas dépasser pour atteindre l'objectif de gestion. Dans l'état actuel des connaissances locales cette information n'est pas disponible et n'est pas accessible. Dans l'hypothèse où l'option de réguler la population de Mangoustes est prise, il sera nécessaire pour définir à long terme le niveau de pression à exercer, d'analyser en temps réel, année après année, les résultats de l'impact des opérations de régulation sur les populations de Mangoustes, Rats noirs, Surmulots et Manicous, et les conséquences de cette régulation sur la population de Moqueurs à gorge blanche. Il est à souligner que cette démarche pragmatique sera difficilement démonstrative et que les enseignements que l'on pourra en tirer n'auront qu'une portée locale.

A la lecture de ce qui précède, il est clair que l'option la plus opérationnelle dans l'état actuel des connaissances consisterait à tenter l'éradication de la Mangouste et d'opérer simultanément un contrôle des effectifs et la mesure de quelques paramètres démographiques des deux *Rattus* et du Manicou afin de s'assurer que ces derniers ne tirent pas avantage de la disparition du prédateur.

A ce travail devrait être associé un suivi sur le long terme des paramètres démographiques du Moqueur à gorge blanche (selon la méthode des dénombrements sur transects par exemple) afin d'établir la corrélation avec les mesures de gestion mises en oeuvre.

Le contrôle de la présence et éventuellement un suivi des niveaux de populations des Vipères fer de lance, prédateur endémique potentiel du Moqueur à gorge blanche et proie potentielle de la Mangouste devraient être entrepris dès le début des opérations de gestion afin de s'assurer que cette espèce ne tire pas avantage de la disparition ou raréfaction du prédateur.

V- Considérations d'ordre pratique

Il ne s'agit pas ici d'aborder par le menu l'élaboration d'un protocole expérimental. Cet exercice est subordonné à des prises de décisions politiques (oui ou non prend-on la décision de gérer la population de Mangoustes et si oui, le choix porte-t-il sur l'éradication ou la régulation?) et nécessiterait une connaissance précise des conditions locales afin d'optimiser stratégies, méthodes et techniques. Il s'agit plus modestement d'énoncer quelques éléments de stratégie de base qui sont déductibles de la littérature et de l'expérience.

Qu'il s'agisse d'opérations d'éradication ou de régulation, la période du cycle annuel la plus favorable à leur mise en place se situe pendant la saison correspondant au minimum des ressources alimentaires pour l'espèce visée. Cette période correspond la plupart du temps à celle du repos sexuel. Si c'est le cas pour la Mangouste, il s'agirait en Martinique des mois d'octobre, novembre, décembre et janvier, mois qui offrent l'avantage de se situer en dehors de la période de reproduction du Moqueur à gorge blanche, évitant ainsi de le perturber dans cette période sensible.

En terme de limitation de population, une certaine garantie de résultat consiste à employer, simultanément ou en différé, plusieurs techniques de lutte (Pascal *et al.*, 1996b). Le piégeage, maîtrisé tant pour la Mangouste que pour le Rat noir, pourrait en constituer une, et l'empoisonnement, une seconde. En dépit du fait qu'il est possible de réduire considérablement le flux de toxique dans la chaîne trophique en différant la mise en place des appâts toxiques par rapport au piégeage (80% dans le cas de l'éradication du Surmulot des îles de l'Archipel des Sept-Îles, Pascal *et al.*, 1996b), mais compte tenu du statut de réserve du territoire sous expérimentation, une évaluation des risques d'intoxications directes et indirectes d'espèces non cibles devra être réalisée.

Compte tenu des données relatives au domaine vital de la Mangouste, le quadrat de piégeage et de postes d'appâtage devrait avoir une maille minimum de 200 m. Celle retenue pour les *Rattus* varie de 30 à 100 m selon les auteurs et l'espèce. Les deux quadrats peuvent avoir des postes communs et le choix de l'emplacement local des pièges devra tenir compte de l'organisation spatiale des éléments linéaires du paysage (haies, talus, routes, rivages...).

Une "barrière sanitaire" pourra avantageusement être disposée sur la frontière de la réserve afin d'intercepter les immigrants. Cette barrière pourrait être constituée de pièges fixes fonctionnant toute l'année associés ou non à des appâts toxiques.

En guise d'approximation grossière, la surface de la Réserve étant évaluée à 520 ha, un tel dispositif nécessiterait l'installation d'un minimum de 320 postes de piégeage - appâtage pour rongeurs, 160 d'entre eux étant en outre équipés pour la mangouste, les 160 autres pour la capture du Manicou (sous réserve de confirmation de l'existence de pièges fonctionnels et de la cohérence de la configuration de la grille de piégeage avec la nature et l'importance des déplacements de cette espèce). Ce dispositif nécessitera donc l'acquisition de 320 ratières Manufrance pliantes³, 160 pièges à Mangoustes et 160 pièges à Manicous⁴ (il est douteux que l'on puisse utiliser le même

³ Ratières Manufrance pliantes (INRA) (70 FF HT l'unité). B.T.S., 41 Chemin des Torcols, F-25 000 Besançon. Tél (33) 8188 2269 - fax : (33) 81 50 71 82. Contacter Gilles Wicky de la part de M.Pascal.

⁴ Les pièges à carnivores sont généralement plus coûteux. Il existe sans doute des possibilités de fabrication locale.

Points de vente : H.B. Sherman traps, Inc., PO Box 20267, Tallahassee, Florida 32 316, USA. Tél : 904 562 5566.

Tomahawk Live Trap Company, PO Box 323, Tomahawk, Wisconsin 54487, USA. Tél : 715 453 3550.

piège pour les deux dernières espèces en raison de leur disparité de poids. Par ailleurs les ratières Manufrance capturent fréquemment des mangoustes entrant dans la gamme de poids 400 - 800g). A ce dispositif devrait être adjoind le dispositif permanent en lisière de réserve. Il peut faire appel à une technologie de piégeage-appâtage différente de celle utilisée pour la grille précédente (à titre d'exemple bidon métallique de 50 l clos, fixés solidement au sol, contenant à la fois pièges et appâts toxiques uniquement accessibles aux espèces cibles) et le nombre de postes dépendra du linéaire de frontière. La cartographie des divers dispositifs sera un élément important permettant l'interprétation des résultats et le relevé des pièges, aussi sera-t-il souhaitable qu'elle soit menée avec rigueur (emploi d'un GPS par exemple).

En se fondant sur l'expérience acquise aux Sept-Îles (Pascal *et al.*, 1996b), la pose de la grille de piégeage devrait nécessiter au minimum la mobilisation sur le terrain de deux équipes de 3 hommes pendant 24 à 48 heures. Le relevé quotidien, pendant 12 jours, puis le relevé tous les 2 jours pendant 7 jours supplémentaires au moins, nécessitera la mobilisation de 2 équipes de 2 personnes. Il s'agit là d'une évaluation grossière ne tenant pas compte de difficultés particulières liées au terrain et au matériel biologique.

La fréquence du contrôle du dispositif permanent disposé en lisière de réserve devra évoluer avec l'expérience et probablement les saisons. A un contrôle hebdomadaire initial se substituera probablement un contrôle mensuel ou trimestriel, la fréquence s'élevant sensiblement pendant la période de l'année correspondant à la dispersion des jeunes.

Le personnel affecté à cette opération devra avoir reçu préalablement une couverture vaccinale adaptée et être particulièrement motivé et compétent en matière de manipulation et sacrifice des animaux sauvages.

S'agissant d'une réserve, les autorisations réglementaires de capture et de destruction devront être obtenues.

Enfin, il serait souhaitable que soient associées à cette opération une ou des structures de recherche susceptibles d'exploiter le matériel biologique collecté afin d'améliorer les connaissances locales tant dans le domaine de la caractérisation et du fonctionnement des populations que dans celui de la pathologie des animaux sauvages et de l'épidémiologie humaine.

Références bibliographiques

Les documents dont la référence est précédée d'une astérisque n'ont pu être consultés. Les informations qui leur sont attribuées sont donc de deuxième main. Ces références ont été compilées afin de faciliter une éventuelle recherche bibliographique plus exhaustive.

- Anonyme, 1994 - III. Etude sur les attaques des rats. C.T.C.S. - Martinique, Avril 1994, *Rapport d'activité 1993* : 78-84.
- *Acharjyo L.M. & Mohapatra S., 1976. Longevity of two species of Indian Mongooses in captivity. *J. Bombay Nat. Hist. Soc.*, 73 : 522-523.
- Atkinson I.A.E., 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. *ICPB Technical publication*, N° 3 : 35-81.
- *Barbour T., 1930. Some faunistic changes in the Lesser Antilles. *Proc. New Engl. Zool. Club*. 11 : 73-85.
- Botino E., 1977. Etat récapitulatif concernant la destruction de nuisibles (Mangoustes). Campagne 1977, juillet à décembre. *Courrier adressé par la Fédération Départementale des Chasseurs de la Guadeloupe au Préfet de région 2ème bureau. Basse Terre* : 2 p.
- Bénito-Espinal E., 1990. La grande encyclopédie de la Caraïbe. T. 2 : La faune. *Sanoli Edit* : 207 p.
- AEVA, 1994. Premiers résultats sur un suivi de l'avifaune de la presqu'île de la Caravelle. (Convention Parc Naturel régional de la Martinique), *rapport n°2*, 57 pp.
- Burger J. & Gorchfeld M., 1994. Predation and effects of humans on island-nesting seabirds. In : *Seabirds on islands threats. Case studies and action plans.* (Burger D.N. & Gorchfeld Ed.). *Bird Life Conservation*, Serie 1 : 39-57.
- *C.D.C., 1985. Annual summary 1984. Rabies surveillance. *U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta. Georgia* : 32 pp.
- Chapuis J.-L., 1994. Restoration of two islands by eradication of the rabbit (Kerguelen Archipelago). In : *Proc. SCAR/IUCN Workshop on Protection, Research and Management of Sub-antarctic Islands.* Session V: Restoration Ecology. (P. Dingwall Ed.) 27-29/IV/1992, Paimpont, France
- Chapuis J.-L., Barnaud G., Bioret F. Lebouvier M. & Pascal M., 1995. L'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles françaises. Colloque "Recréer la Nature." WWF/MAB/Ministère de l'Environnement. Marais d'Orx. 17-19/V/1994. *Natures Sciences et Sociétés* n° spécial 3 : 53-67.
- Chapuis J.-L. & Barnaud G., 1995. Restauration d'îles de l'Archipel de Kerguelen par éradication du Lapin (*Oryctolagus cuniculus*) : méthode d'intervention appliquée sur l'Île Verte. *Rev. Ecol. Terre et Vie* 50 : 377-390.
- *Cochereau P. & Jean-Bart A., 1989 - Echantillonnage sur canne à sucre en Grande-Terre (Guadeloupe) : les pertes de tonnage sur pied et leurs causes. *Rapport ORSTOM & INRA. Pointe-à-Pitre.*
- Creekmore T.E., Linhart S.B., Corn J.L., Whitney M.D., Snyder B.D. & Nettles V.F., 1994. Field evaluation of baits and baiting strategies for delivering oral vaccine to mongooses in Antigua, West Indies. *J. Wildl. Diseases* 30 : 497-505.
- Delattre P., 1981 - Le rat en mangrove. In : Enquête épidémiologie écologique sur le schistosomose à *Schistosoma mansoni* en Guadeloupe (Antilles françaises). *Mémoires du M.N.H.N., Ed. du Muséum, Paris* Série A Zoologie t. 119 : 176-182.
- Delattre P. & Le Louarn H., 1980 - Cycle de reproduction du rat noir (*Rattus rattus*) et du surmulot (*Rattus norvegicus*) dans différents milieux de la Guadeloupe (Antilles françaises). *Mammalia* 44 (2) : 233-243.
- Deruelle O., Chabod D. & Redaud L., 1994 - Dossier de Présentation - Parc National de la Guadeloupe - R.B. de l'Archipel de la Guadeloupe. Saint-Claude : 208pp.
- *Dücker G., 1959. Untersuchungen an der Retina einiger Viverriden. *Z. Zellforsch Berlin* 51 : 43-49.
- *De Vos A., Manville R.H. & Van Gelder R.G., 1956. Introduced mammals and their influence on native biota. *Zoologica* 41 : 163-174.
- Duplantier J.-M., Orsini P., Thoari M., Cassaing J. & Croset H., 1984. Echantillonnage des populations de Muridés : influence du protocole de piégeage sur l'estimation des paramètres démographiques. *Mammalia* 48 : 129-141.
- Du Tertre J.-B., 1667. Histoire générale des Antilles habitées par les français. 4vol. Paris.

- Everard C.O.R. & Everard J.D., 1988. Mongoose rabies. *Review of Infectious Diseases* 10 : 610-614.
- *Fredga K., 1965. New sex determining mechanism in a mammal. *Nature* 206 : 1176.
- *Gorman M.L., 1976. Seasonal changes in the reproductive pattern of feral *Herpestes auro punctatus* in the Fijian Islands. *J. Zool. Lond.* 178 : 237-246..
- Goursaud R. & Pérez J.-M., 1993. Les leptospiroses en Guadeloupe. Résultats préliminaires d'une étude prospective. *5èmes journées thématiques de biologie médicale* 24-25 avril 1993. Gosier, Guadeloupe.
- Guédon G. & Pascal M., 1992. Eléments de validation d'une méthode d'échantillonnage linéaire standardisée adaptée au Campagnol provençal (*Pitymys duodecimcostatus*, De Sélys-Longchamps, 1839). *Rev. Ecol. Terre & Vie* 47 : 85-102.
- *Hoffman J.C. & Sehgal A., 1976. Effects of exogenous administration of hormones on the reproductive tract of the female Hawaiian Mongoose, *Herpestes auro punctatus* (Hodgson). *Indian J. Exp. Biol.* 14 : 480-482.
- ICPB, 1988. Report of the UEA/IPB St. Lucia expedition. *Study report N° 33*. ICPB Ed., Cambridge, U.K. : 49 p.
- *Lescure J., 1979. Singularité et fragilité de la faune des Vertébrés des Petites Antilles. *C. R. Soc. Biogéogr.* 482 : 93-109.
- Linhart S.B., Creekmore T.E., Corn J.L., Whitney M.D., Snyder B.D. & Nettles V.F., 1993. Evaluation of baits for oral rabies vaccination of mongooses : pilot field trial in Antigua, West Indies. 29 : 290-294.
- Lyndon J., 1995. The white breasted thrasher (*Ramphocinclus brachyurus sanctaeluciae*) Project report. *Forestry Department. Castries. Sainte Lucie.* XI/1995 : 82 pp.
- Moors P.J., 1985. Eradication campaigns against *Rattus norvegicus* on the Noises Islands, New Zealand, using brodifacoum and 1080. *ICPB Technical publication n° 3* : 143-155.
- Moors P.J. & Atkinson I.A.E., 1984. Predation on seabirds by introduced animals and factors affecting its severity. *In* : Status and conservation of the World's seabirds. (Croxall J.P., Evans P.G.H. & Schreiber R.W. Ed.). ICPB. *Tech. Publ. 2. Cambridge, UK* : 667-690.
- Moors P.J., Atkinson I.A.E. & Sherley G.H., 1992. Reducing the rat threat to island birds. *Bird Conservation International* 2 : 93-114.
- Moutou F., 1987. Les Carnivores au sein des Mammifères des départements et territoires français d'Outre-Mer (Guyane exceptée). *Rapport du Ministère des DOM-TOM* : 47 p.
- *Nalbandov A.V., 1964. Reproductive physiology. W.H. Freeman, San Francisco : 316 p.
- Nellis D.W. & Everard C.O.R., 1983. The biology of the mongoose in the Caribbean. *Studies on the fauna of Curaçao and other Caribbean island.* n° 64, Utrecht : 1-162.
- Pascal M., 1980. Structure et dynamique de la population de chats haret de l'Archipel des Kerguelen. *Mammalia* 44 (2) : 161-182.
- Pascal M., 1984. Méthode d'échantillonnage d'un rongeur souterrain, le Campagnol terrestre (*Arvicola terrestris* Scherman). Recherche des limites d'utilisation de la méthode. *Acta Oecologica, Oecologia applicata* 5 : 303-317.
- Pascal M., Cosson J.-F., Bioret F., Yésou P., Siorat F., 1996a. Réflexions sur le bien-fondé de restaurer une certaine biodiversité de Milieux Insulaires par l'éradication d'espèces exogènes. Cas de certains Mammifères d'îles de Bretagne (France). *Vie et Milieu - Life and Environment* 46 (3/4): sous presse.
- Pascal M., Siorat F., Cosson J.-F. & Burin des Rozières H., 1996b. L'éradication de populations insulaires de Surmulot (*Rattus norvegicus*) (Archipel des Sept-Îles - Archipel de Cancale. Bretagne - France). *Vie et Milieu - Life and Environment* 46 (3/4): sous presse.
- Pearson O. & Baldwin P.H., 1953. Reproduction and age structure of a mongoose population in Hawaii. *J. Mammal.* 34 : 436-447..
- Pimentel D., 1955. Biology of the indian mongoose in Puerto Rico. *J. Mammal.*, 36 : 62-68.
- *Seaman G.A., 1952. The mongoose and Caribbean Wildlife. *Trans. N. Am. Wildl. Conf.* 17 : 188-197.
- *Soares M.J. & Hoffman J.C., 1981. Seasonal reproduction in the mongoose, *Herpestes auro punctatus*. I Androgen, luteinizing hormone and follicle stimulating hormone in the male. *Gen. Comp. Endocrino.* 44 : 350-458.
- Spitz F., 1974. Démographie du Campagnol des champs *Microtus arvalis* en Vendée. *Ann. Zool. Ecol. Anim.* 6 : 259-312.
- Spitz F., Le Louarn H., Poulet A. & Dassonville B., 1974. Standardisation des piègeages en ligne pour quelques espèces de rongeurs. *Terre et Vie* 28 : 564-578.

- Thibault J.-C.**, 1992. Eradication of the Brown Rat from the Toro Islets (Corsica) : remarks about an unwanted colonizer. *Avocetta* 16 : 114-117.
- ***Tomish P.Q.**, 1969. Movement patterns of the mongoose in Hawaii. *J. Wildl. Mgmt.* 33 : 576-583.
- ***Tomish P.Q. & Devick**, 1970. Age criteria for the prenatal and immature mongoose in Hawaii. *Anat. Rec.* 167 : 107-114.
- Towns D.R., Daugherty C.H. & Atkinson I.A.E. (Ed.)**, 1990. Ecological restoration of New Zealand Islands. *Conservation Science Publication* n° 2. Wellington.
- Towns D.R. & Ballantine W.J.**, 1993. Conservation and restoration of New Zealand island ecosystems. *TREE* 8 : 452-457.
- UICN**, 1987. Introduction, réintroduction et reconstitution des populations. 22ème réunion du conseil de l'UICN, 4 septembre 1987, UICN, Gland, Suisse : 14 p.
- ***Urich F.W.**, 1931. The mongoose in Trinidad. *Trop. Agric.* 8 : 95-97.
- Usher M.B.**, 1989. Ecological effects of controlling invasive terrestrial vertebrates. In : Biological invasions. A global perspective. (Drake J.A. et al., Ed.), *SCOPE* 37, John Wiley & Sons : 463-489.
- Veitch C. R.**, 1985. Methods of eradicating feral cats from offshore islands in New Zealand. *ICPB Technical publication* n° 3 : 125-142.
- Veitch C. R. & Bell B. D.**, 1990. Eradication of introduced animals from the islands of New Zealand. In : Ecological restoration of New Zealand Islands. (Towns D.R., Daugherty C.H. & Atkinson I.A.E. Ed.) *Conservation Science Publication* n° 2. Wellington : 137-146.
- ***Woleott G.N.**, 1953. Food of the mongoose (*Herpestes javanicus auropunctatus* Hodgson) in St. Croix and Puerto Rico. *J. Agric. Univ. Puerto Rico* 37 : 241-247.
- Zaime A. & Pascal M.**, 1988. Essai de validation d'une méthode d'échantillonnage linéaire appliquée à trois espèces de rongeurs d'un peuplement de micromammifères d'un milieu Saharien (Guelmime-Maroc). *Mammalia* 52 (2) : 243-258.