



École Pratique
des Hautes Études

PSL 



Master 2 Biodiversité et Environnement

Université Paris Sciences et Lettres, EPHE



Campagne de régulation de la petite mangouste Indienne en faveur des tortues marines



Auteur : VOGEL Pierre-Luc

Superviseur : GUILLEUX Alexis

Tuteur pédagogique : NAVARRO Nicolas

Année 2023-2024

Office National des Forêts. Martinique, 78 Moutte, Fort-de-France 97200

Résumé

La petite mangouste indienne (*Urva auropunctata*) est une espèce invasive, introduite aux Antilles elle menace grandement la faune endémique. Depuis 2012, l'Office National des Forêts en Martinique mène des actions de régulation afin de limiter la prédation des œufs de tortues marines. Entre avril et juillet 2024, une campagne de régulation s'est déroulée sur deux sites, un au nord et un au sud de la Martinique. Dans le nord, un protocole prolongé a permis de maintenir une pression constante. Le site du sud a montré que les pièges DOC250 et les ratières sont plus efficaces que les DOC200. En tout, 119 mangoustes ont été régulées, les actions menées ont conduit à une baisse de moitié de l'abondance. De plus, les sites régulés ont montré une faible activité de prédation de nids contrairement au site témoin. Cette étude aide à améliorer les stratégies de lutte contre la mangouste pour protéger les tortues marines.

Mot clés : EEE/ Antilles / piège / prédation / RAI

Abstract

The Indian mongoose (*Urva auropunctata*) is an invasive species introduced to the Caribbean, posing a serious threat to local wildlife. Since 2012, the Office National des Forêts in Martinique has carried out control actions to reduce mongoose predation on turtle eggs. The 2024 control campaign took place from April to July, during the nesting season, at two sites: one in the north and one in the south of Martinique. In the northern site, a prolonged protocol ensured consistent pressure. The southern site showed that DOC200 traps were much less effective than DOC250 and cage traps. During the campaign, 119 mongooses were captured. The relative abundance index decreased by 50% after the first trapping session. Tracking of turtle tracks and predation indicators revealed very low predation rates at regulated sites compared to the control site. This study improves understanding and optimization of mongoose control strategies to better protect marine turtles.

Keywords: IAS / French Antilles / trap / predation / RAI

Remerciement :

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements à l'Office National des Forêts de Martinique pour leur accueil chaleureux et les moments de convivialité partagés. Je suis reconnaissant envers l'équipe du SIDE, pour l'encadrement et les échanges enrichissants qui m'ont permis de mieux comprendre les enjeux du territoire et la gestion des différents projets.

Je souhaite remercier particulièrement Alexis Guilleux, animateur des Plans Nationaux d'Actions en faveur des Iguanes des petites Antilles et des Tortues marines, pour m'avoir offert cette opportunité. Grâce à son encadrement bienveillant, sa disponibilité et sa confiance dont j'ai bénéficié pour mener à bien les différentes actions du projet.

Je tiens à saluer chaleureusement Ludvina Rénia, chargée d'appui à l'animation des PNA, pour son accompagnement et pour la bonne humeur qu'elle a toujours partagée. Je remercie également Nicolas Paranthoën, coordinateur régional des PNA, pour sa sympathie et ses moments partagés.

Je suis également reconnaissant envers toutes les personnes ayant contribué aux actions sur le terrain, notamment les Techniciens Forestiers Territoriaux (TFT), ainsi que les équipes du Parc Naturel Régional de Martinique et de l'Asso-Mer.

Enfin, un grand merci à Mitsiou Grelot-Valade, Adélie Paris et Fabian Rateau, de l'Unité Technique et Connaissance de l'Office Français de la Biodiversité, pour leur précieuse collaboration et leurs conseils avisés tout au long de ce stage.

Table des matières

I. INTRODUCTION	1
II. MATÉRIELS & MÉTHODES	4
1. SITES D'ÉTUDES	4
2. CAMPAGNE DE RÉGULATION	5
2.1 Matériels.....	5
2.2 Méthodologie.....	7
3. PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES.....	10
4. ANALYSE STATISTIQUE.....	11
4.1 Capture par unité d'effort	11
4.2 Modélisation du succès de piégeage	12
4.2 Évaluation de l'efficacité du contrôle par RAI	13
5. SUIVI TRACE ET PRÉDATION	13
III. RÉSULTATS	14
1. EFFICACITÉ DE PIÉGEAGE.....	14
1.1 Comparaison de l'effort de piégeage CPUE.....	14
1.2 Épuisement des captures	15
2. ANALYSE DU SUCCÈS DE PIÉGEAGE	15
2.1 Succès de capture	15
2.2 Comparaison entre type de piège.....	16
2.3 Espèce non-cibles	16
2.4 Pièges inactifs	17
2.5 Variables environnementales.....	18
3. INDICE D'ABONDANCE RELATIVE (RAI).....	19
4. EFFET DU CONTRÔLE SUR LA PRÉDATION DES NIDS	20
IV. DISCUSSION	20
1. EFFICACITÉ DE LA CAMPAGNE DE RÉGULATION	20
2. COMPARAISON DU TYPE DE PIÈGE	22
3. PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES.....	24
4. SUIVI TRACE ET ACTIVITÉ DE PRÉDATION	26
5. RETOUR D'EXPÉRIENCE	26
V. CONCLUSION	27
VI. BIBLIOGRAPHIE	28
VII. TABLE DES ANNEXES	32

I. Introduction

À l'échelle mondiale, l'introduction d'espèces en dehors de leur aire de distribution naturelle apparaît comme l'un des principaux facteurs de l'érosion de la biodiversité (Meyerson, 2007 ; Belinda Gallardo, 2019). Ces espèces exotiques, souvent envahissantes, sont impliquées comme facteurs directs ou co-facteurs dans 60 % des extinctions d'espèces documentées (Rapport IPBES, 2023). Une espèce exotique envahissante (EEE) est une espèce introduite par l'homme (intentionnellement ou accidentellement) hors de son aire de distribution, et qui présente une dynamique démographique forte (Soubeyran et al., 2011). D'après la liste mondiale de l'UICN, les EEE menacent 46 % des espèces terrestres classées « En danger critique d'extinction », « En danger » ou « vulnérables » dans les collectivités d'outre-mer françaises. Ces espèces ont des conséquences importantes, voire désastreuses sur les plans écologiques, économiques et sanitaires (Berentsen et al., 2023 ; Rapport IPBES, 2023 ; Warziniack, 2021).

La biodiversité des milieux insulaires est particulièrement sensible à l'introduction des espèces exotiques envahissantes (Bellard et al., 2016). En effet, 20 % des impacts recensés concernent ces milieux, et les chercheurs estiment que 80 % des extinctions se sont produites sur des îles (IPBES, 2023 ; Ricketts et al., 2005). Les espèces des milieux insulaires présentent un isolement évolutif, en plus de populations de petite taille, ce qui les rend particulièrement vulnérables aux perturbations de leur habitat et à l'introduction de nouvelles espèces (Fordham and Brook, 2010 ; Kier et al., 2009). Les EEE peuvent avoir un impact plurifactoriel, tel que la modification voire la destruction de l'habitat, la perturbation de la chaîne alimentaire, la compétition, la prédation, l'hybridation, mais aussi la transmission de pathogènes (Courchamp et al., 2003 ; Mooney et Cleland, 2001). Les prédateurs introduits sont impliqués dans 58 % des extinctions d'espèces d'oiseaux, de mammifères et de reptiles dans les îles (Clavero, 2009 ; Doherty et al., 2016).

La petite mangouste indienne (*Urva auropunctata*) est classée parmi les 100 espèces les plus invasives au monde (IUCN, 2022). Il s'agit d'un petit mammifère originaire d'Asie, de la famille des Herpestidae. Cette mangouste peut mesurer jusqu'à 60 cm de long, pèse entre 400 et 800 grammes, et vit en moyenne entre 3 et 4 ans en milieu sauvage (IUCN, 2022). Les femelles ont en moyenne deux portées par an, chacune avec environ deux petits, pour une gestation d'environ 49 jours (Nellis, 1989). La petite mangouste indienne possède une grande capacité d'adaptation, elle aussi bien retrouvée en milieu naturel qu'en milieu urbanisé (Berentsen et al., 2017). Opportuniste, elle peut se nourrir de petits vertébrés (reptiles, oiseaux,

mammifères), d'œufs, de crustacés et de fruits (Lorvelec et al., 2021), ce qui en fait l'un des prédateurs les plus dangereux pour la biodiversité indigène (Roy, 2023). Cet animal a été introduit intentionnellement sur plusieurs îles pour lutter contre des espèces nuisibles, principalement les rats, notamment sur les archipels d'Hawaii, du Japon, des Antilles, et sur des îles en Croatie (Antaky, 2023 ; Barun et al., 2011 ; Ueada, 2024).

Actuellement, la mangouste est répertoriée sur les principales îles des Antilles. Depuis son introduction, elle a été reconnue comme un facteur majeur du déclin de nombreuses espèces d'oiseaux, de reptiles, de mammifères et d'amphibiens (Clavero, 2009 ; Doherty et al., 2016 ; Lorvelec et al., 2021).

La Martinique est une île française des Petites Antilles située entre la mer des Caraïbes et l'océan Atlantique. Elle fait partie des 34 hotspots de la biodiversité mondiale, et à ce titre, elle concentre de grands enjeux de conservation (Myers et al., 2000). En Martinique, la mangouste a été introduite à la fin du 19^e siècle afin de lutter contre la prolifération des rats (*Rattus sp.*) dans les plantations de canne à sucre, et pour lutter contre le *Trionocephalus* (*Bothrops lanceolatus*), un serpent mortel (Lorvelec, 2021). Le commerce de la canne à sucre et de ses dérivés (rhum, sucre) représentait, et représente toujours, un enjeu économique clé pour les îles des Antilles. Cependant, l'introduction de la mangouste en Martinique s'est révélée être un échec. Elle est devenue rapidement envahissante et a commencé à prédateur des espèces indigènes, menant certaines à leur disparition (Berentsen et al., 2017). Actuellement, la mangouste menace toujours des espèces classées sur la liste rouge de l'IUCN. C'est le cas du Moqueur à gorge-blanche (*Ramphocinclus brachyurus*), classé en danger (Son 2020), et de l'iguane des Petites Antilles (*Iguana delicatissima*), classé en danger critique d'extinction (Angin, 2017).

La mangouste impacte aussi les trois espèces de tortues marines qui viennent pondre sur les plages martiniquaises : la tortue imbriquée (*Eretmochelys imbricata*), la tortue luth (*Dermochelys coriacea*) et la tortue verte (*Chelonia mydas*), en prédatant les œufs et les tortillons (Lorvelec, 2004). Ces trois espèces sont en déclin et inscrites sur la liste rouge des espèces menacées (IUCN, 2018). En Martinique, la saison de ponte couvre une période allant de mars à octobre avec un pic en juin-juillet. Les populations de tortues en Martinique sont fortement menacées par la prédation de leurs nids, surtout dans les rares sites de ponte encore à l'état sauvage (Nellis & Small, 1983). D'après Lorvelec et al. (2004), la mangouste peut détruire entre 80 et 100 % des nids de tortues sur un plage lorsque aucune mesure de régulation ou de protection n'est mise en place. Bien qu'il n'existe pas d'évaluation précise de la pression

de prédation par la mangouste sur les plages de Martinique, des nids prédatés sont régulièrement constatés lors des suivis de pontes annuels (Office National des Forêts, 2021).

Le contrôle des populations de mangoustes est devenu un enjeu fort pour la protection des nids de tortues marines. Pour réduire ses impacts sur la faune locale mais aussi pour prévenir des risques sanitaires, car la mangouste est porteuse de la rage et de la leptospirose (Berentsen et al., 2015 ; Cranford, 2021).

La mise en place d'actions de régulation des populations par piégeage est souvent effectuée, comme à Porto Rico (Quinn et al., 2006), aux îles Vierges (Coblentz & Coblentz, 1985), ou encore au Japon (Ueda, 2024), ce qui permet de réguler les populations. Une régulation chimique est également expérimentée, notamment à Hawaii (Antaky, 2023).

Depuis 2012, un contrôle périodique des populations de mangoustes a été initié par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) jusqu'en 2016 dans le cadre du « Plan de Restauration des Tortues Marines des Antilles Françaises (PRTMAF) ». Depuis 2018, des campagnes de régulation plus structurées sont menées annuellement en Guadeloupe et en Martinique par l'Office National des Forêts (l'ONF dans le cadre de l'action n°17 du Plan National d'Actions en faveur des tortues marines, intitulée "prévenir la prédation par les espèces exotiques et domestiques" (PNA, 2019).

En 2023, un nouveau protocole a été rédigé en collaboration avec l'unité technique et connaissance de l'Office Français de la Biodiversité (Grelot, 2023 ; Paris, 2023). Ce protocole met en avant l'étude et l'évaluation des stratégies de lutte, comme le suivi de la population cible avant et après les opérations de contrôle (Thomas, 2005). Afin de disposer de l'état pré-contrôle et du post-contrôle, des pièges photographiques ont été déployés sur la zone de piégeage (Glen et al., 2014). Ces outils non invasifs sont à la fois peu coûteux en termes de temps et d'argent. (Bondi et al., 2010), contrairement à d'autres techniques telles que la Capture-Marquage-Recapture (CMR) ou certaines analyses génétiques. L'abondance relative est suivie en parallèle avec le modèle RAI (Gilbert et al., 2021). Des observations de prédatations de ponte ont montré une recolonisation des sites peu de temps après la fin du piégeage en 2023. De ce fait, il a été recommandé que la campagne de régulation couvre l'ensemble de la période de ponte (mars-octobre), en utilisant des pièges vulnérants (Doc250) qui peuvent être laissés sur place et prêts à piéger, plutôt que les pièges non-vulnérants (ratières), qui nécessitent une relève quotidienne. Un piège vulnérant est mortel pour l'animal et ne nécessite pas d'intervention pour une mise à mort contrairement au piège non-vulnérant.

L'objectif principal du projet est de réduire la présence des mangoustes durant la saison des pontes pour limiter la prédation des œufs de tortues marines sur la plage et en arrière-plage. Le second objectif est d'évaluer l'efficacité des différentes stratégies mises en place. Pour répondre à ces objectifs, l'étude se décline en quatre points :

- i. **Comparaison de l'efficacité des trois différents modèles de pièges à Anse Trabaud :**
Nous émettons l'hypothèse que les deux types de pièges vulnérants sont plus efficaces que les pièges non-vulnérants.
- ii. **La mise en œuvre d'un piégeage continu aux Anses du Nord :**
Le nombre de captures devrait s'épuiser en fonction du temps et atteindre un plateau.
- iii. **Évaluer l'efficacité de la campagne de régulation à partir des données d'abondance :** Nous émettons l'hypothèse que l'abondance des populations de mangoustes devraient diminuer au cours du temps en corrélation avec les efforts de piégeage.
- iv. **Estimation de l'impact des actions menées sur l'activité de prédation des nids :**
Les sites régulés devraient présenter une activité de prédation significativement plus faible que le site témoin.

II. Matériels & Méthodes

1. Sites d'études

Depuis 2012, les campagnes de régulation ont lieu sur deux sites majeurs de pontes pour les tortues marines en Martinique. Il s'agit de sites sauvages, difficiles d'accès et à l'écart des fortes perturbations anthropiques, ce qui favorise la présence de mangoustes (Quinn et al., 2006). Cependant, ces sites sont tout de même prisés pour des activités de randonnée et de baignade. Chaque année, des cas de prédation de nids de tortues marines par des mangoustes sont observés (empreintes, excavation d'œufs).

Le premier site est localisé au Prêcheur sur la côte nord de l'île, au sein de la réserve biologique intégrale (RBI) Prêcheur-Grand'Rivière. Le site des "Anses du Nord" (AN) se compose de 3 plages : l'Anse Couleuvre, l'Anse Lévrier et l'Anse-à-Voile. Ces anses, d'environ 100 m de long chacune, sont reliées par des sentiers de randonnée à travers une forêt mésophile. Chaque année, cette zone enregistre une forte activité de ponte de tortues vertes (*Chelonia mydas*) et de tortues imbriquées (*Eretmochelys imbricata*). Par ailleurs, ce site héberge l'une des dernières populations d'iguanes des petites Antilles (*Iguana delicatissima*) en Martinique. Cet iguane endémique, classé en danger d'extinction, pond également sur le littoral. (Angin, 2017).

Le second site, "Anse Trabaud" (AT), est situé à Sainte-Anne à l'extrémité sud-est de l'île. L'arrière-plage est composée d'une savane, d'une forêt sèche, d'une forêt littorale et d'une mangrove. Le site mesure 1,6 km de long, dont 1 km de plage. C'est un lieu de ponte important pour les tortues imbriquées (*Eretmochelys imbricata*) et les tortues luth (*Dermochelys coriacea*).

Un troisième site a été ajouté au protocole mis en œuvre en 2024, l'"Anse des Galets" (AG) est située également au Prêcheur sera utilisée comme site témoin. Cette Anse est à proximité des Anses du Nord, à 3 heures de marche au cœur de la RBI. Ce site éloigné bénéficie d'un isolement très marqué, avec peu de perturbations anthropiques. Aucune actions de régulations n'ont eu lieu sur ce site. De nombreux cas de prédation ont été recensés sur cette anse au cours de ces dernières années. Ce site témoin va permettre d'estimer l'activité de prédation en l'absence de régulation.

2. Campagne de régulation

2.1 Matériels

Trois modèles de pièges ont été utilisés pour mener les opérations de régulation, répartis en deux catégories : les pièges vulnérants (DOC200 et DOC250) et les pièges non vulnérants (ratières) ([Annexe 2](#)).

Le DOC250 est un piège à ressort et à réarmement manuel, installé dans un tunnel de piégeage en bois de 40 x 30 x 25 cm. L'entrée du piège est composée de deux grilles successives comportant chacune une ouverture, positionnées de chaque côté et formant un "S" afin de guider l'animal vers le mécanisme. L'appât est placé sur une vis dans le fond, et le haut du piège est fermé par une grille. Le poids de l'animal active le mécanisme : une plaque métallique retenue par des ressorts se rabat sur l'animal et le met à mort instantanément. Le poids minimum pour activer le piège a été calibré à 150 g contre 100 g en 2023.

Bien que le DOC250 se soit montré efficace lors de l'étude réalisée en 2023, le poids du dispositif a été très critiqué par les techniciens forestiers de l'ONF, en charge de l'installation et du retrait des pièges sur les sites. En effet, l'ensemble du dispositif (DOC et tunnel) pèse environ 10kg. Afin de réduire le poids, un bois plus léger et avec un revêtement hydrofuge a été utilisé pour la conception du tunnel de piégeage et une grille amovible a été ajoutée sur la partie supérieure.

Pour se focaliser sur la capture des espèces cibles (mangoustes et rat) et éviter les espèces non-cibles, tel que le chat (*Felis catus*) et le manitou (*Didelphis marsupialis*), les ouvertures ont été redimensionnées et les grilles rapprochées. Le rat (*Rattus sp.*) en tant que EEE est considéré comme une espèce cible. Installés uniquement sur l'Anse Trabaud, les DOC250 ont été surélevés de 10 cm à l'aide d'un support composé de tiges de fer soudées entre-elles et enfoncées dans le sol, afin de limiter le déclenchement des pièges par des bernard-l'ermite (*Coenobita clypeatus*), espèce non-cible responsable de 60 % des désactivations des pièges en 2023 (Grelot, 2023).

Le DOC200 est une version plus légère et plus compacte et donc moins puissante que le DOC250. Ce piège vulnérant semble mieux adapté au transport et à la manipulation sur le terrain. Le DOC200 fonctionne sur le même principe que le DOC250 : il s'agit d'un piège à ressort à réarmement manuel, positionné dans un tunnel de piégeage en plastique blanc de 35 x 25 x 20 cm. L'entrée du piège est composée de deux vitres en plexiglas successives, comportant chacune une petite ouverture, positionnées de chaque côté pour former un "S". Cette disposition permet de cibler les espèces cibles très flexibles comme les rats et les mangoustes, et guide l'animal directement vers l'appât installé. L'appât est enfermé dans un capot et n'est pas accessible pour l'animal.

Les pièges vulnérants présentent l'avantage de pouvoir rester opérationnels sur le terrain pendant plusieurs jours sans nécessiter de relève quotidienne, ce qui offre une plus grande flexibilité dans le protocole et permet de réduire les coûts en jours/agents. Ils sont utilisés depuis la campagne de 2023.

Les ratières à battant sont des cages métalliques de 36 cm de long sur 15 cm de haut et de large. Le piège se déclenche lorsque l'animal tire sur l'appât fixé à un crochet au fond de la cage, activant ainsi le mécanisme et fermant l'ouverture. Pour le bien-être des animaux capturés, ces pièges non-vulnérants doivent être relevés quotidiennement, ce qui nécessite d'adapter le protocole en conséquence. Une fois capturé, l'animal est mis à mort à l'aide d'une carabine à plomb de 19,9 joules, avec un tir à la base du crâne à travers la cage. En revanche, les espèces

non-cibles capturées sont relâchées sur place. Depuis 2012, ces pièges ont été employés avec succès par l'ONF pour la gestion des mangoustes.

Cette année, les pièges sont appâtés avec des morceaux de poisson séché, précisément du hareng saur (Coolman, 2016). Ce poisson présente l'avantage d'être odorant, coloré et de rester appétent pendant plusieurs jours. Contrairement aux appâts « saucisses de poulet » utilisés lors des campagnes précédentes, qui nécessitaient d'être remplacés quotidiennement. Les études sur les préférences gustatives des mangoustes n'ont pas donné de résultats significatifs entre les différents types d'appâts testés, la mangouste semble être attirée par tous les appâts (Rateau comm pers.). Une phase de test à montrer des résultats positifs sur l'appétence du hareng saur. Ce changement d'appât ne représente donc pas une variable prise en compte dans les analyses.

2.2 Méthodologie

La grille de piégeage des Anses du Nord couvre 38 ha, avec un total de 35 pièges DOC 200 déployés sur le site (Fig. 1). En raison de la topographie difficile (végétation dense ou pente raide), les pièges ont été placés près du sentier de randonnée.

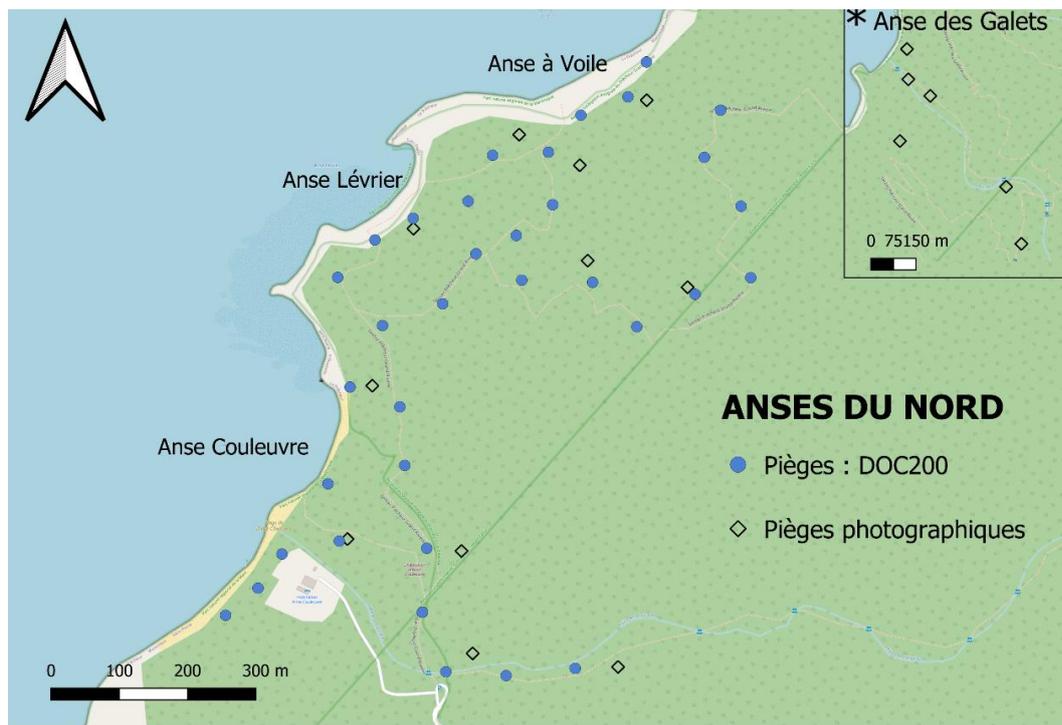


Figure 1. Carte des Anses du Nord et d'Anse des Galets

Un protocole de piégeage continu est mis en œuvre afin de couvrir toute la saison de ponte, de mars à octobre. En effet, des témoignages ont révélés une recolonisation des sites et des signes

de prédation après la période de piégeage. La période de régulation des Anses du Nord comprend une première partie intensive, avec de relève quotidienne sur deux semaines (hors week-ends), soit 10 jours ; suivie d'une partie de relève bi-hebdomadaire (lundi et jeudi) jusqu'à la fin de la campagne, soit 28 jours (Fig. 2). Ce protocole prolongé a nécessité des adaptations telles que l'utilisation de pièges vulnérants et le choix d'un appât moins périssable. Mais aussi la collaboration avec des agents du Parc Naturel Régional de Martinique. En raison de contraintes logistiques, la campagne a débuté le 29 avril avec 35 pièges. Ce rapport analyse les données récoltées entre le 29 avril et le 29 juillet.

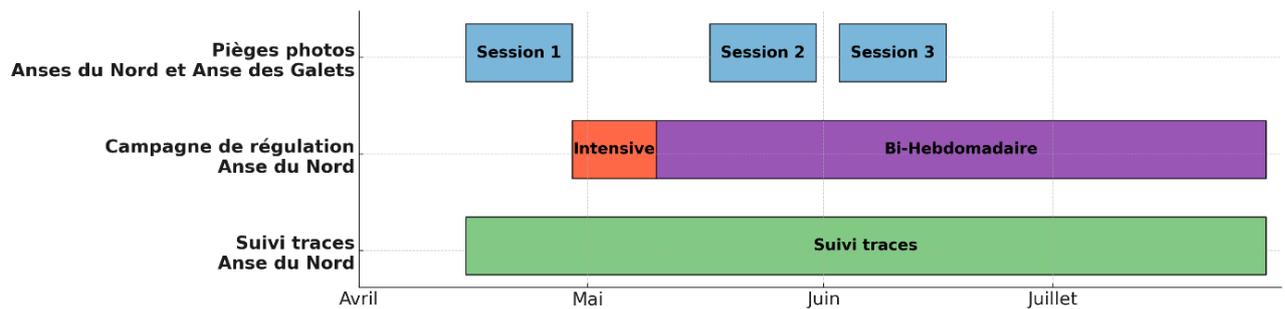


Figure 2. Planning des actions aux Anses du Nord

La grille de piégeage d'Anse Trabaud couvre 54 ha avec 39 pièges (Fig. 3). Les 3 modèles de pièges ont été utilisés afin de comparer leur efficacité. Au total, 19 DOC 250, 10 DOC 200 et 11 ratières ont été déployés. Un protocole de piégeage discontinu visant à évaluer l'efficacité des trois pièges est mis en œuvre sur ce site.

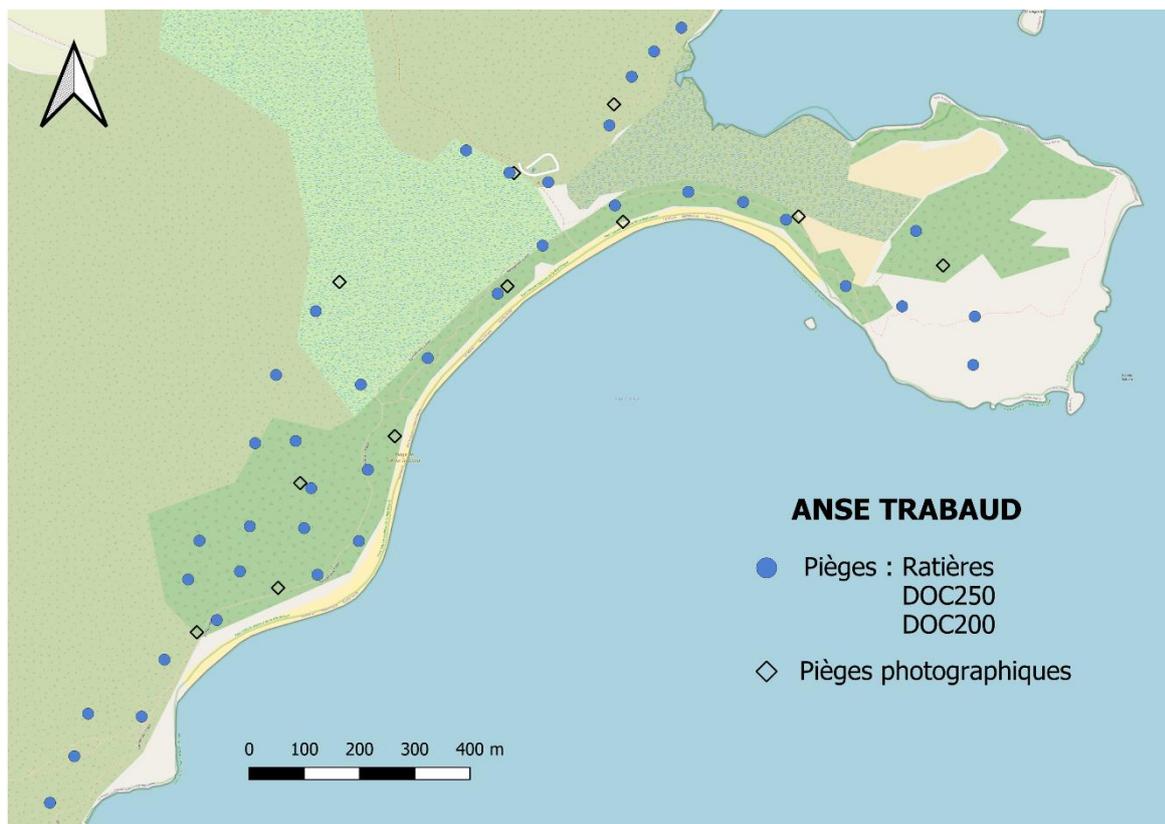


Figure 3. Carte d’Anse Trabaud

La campagne de régulation sur l’Anse Trabaud se déroule en 2 sessions espacées d’un mois, l’une en mai et la seconde en juillet, durant le pic de ponte (Fig. 4). Chaque session est composée de 12 jours de relevé de pièges, répartis sur 3 semaines (4 jours/semaine). Ce protocole modifie l’effort de piégeage pour chaque type de piège. Entre la session 1 et la session 2, l’emplacement des modèles de pièges ont été interchangé, afin d’éviter les biais de localisation.

En raison de vols de pièges, le nombre réel disponible est de 36 pièges pour la session 1 et 34 pièges pour la session 2. Au total, il reste 16 DOC 250, 8 DOC 200 et 10 ratières. La session 2 a été raccourcie d’une semaine en raison de l’ouragan Béryl.

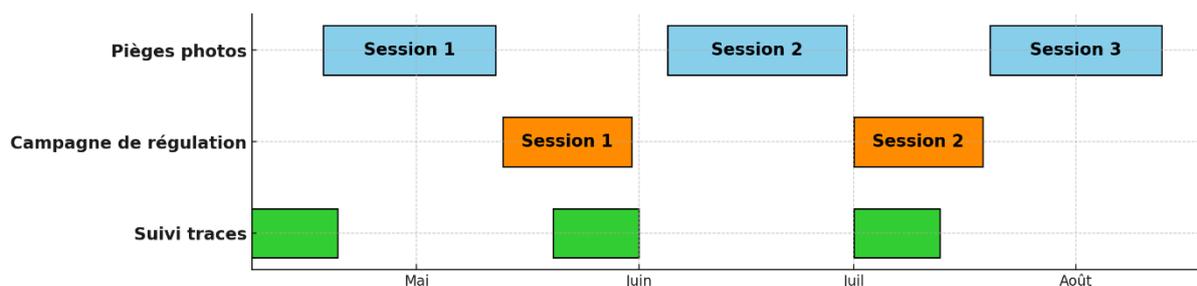


Figure 4. Planning des actions à Anse Trabaud

La zone de capture effective est évaluée en délimitant des zones circulaires de 80 m de rayon autour des pièges à mangoustes, en utilisant le logiciel QGIS 3.0.2. Les pièges ont été disposés aux intersections d'une grille de 80 m x 80 m afin de maximiser la surface de piégeage. L'interdistance de 80 m entre les pièges a été déterminée à partir de la longueur des déplacements journalier moyens maximum (MMDM) (160-180 m) et correspond à la moitié des déplacements moyens maximums journaliers (HMMDM). Conformément à une étude récente (Sauvé et al., 2022), deux pièges par territoire de vie ont été installés. Ces données sur les déplacements moyens maximums journaliers (MMDM) ont été approximés pour la campagne 2023 et réutilisées pour celle de 2024 (Benoit Pisanu, comm. pers.).

Les pièges sont actifs continuellement jusqu'à déclenchement. Durant les relèves quotidiennes, ils sont vérifiés tous les jours (hors week-end) et les appâts sont renouvelés tous les deux jours. Lors des relèves bi-hebdomadaires, les pièges sont vérifiés et les appâts renouvelés deux fois par semaine (lundi et jeudi). Tous les pièges sont contrôlés entre 8h30 et 12h et dans le même ordre de passage. À chaque piège, des données sont collectées telles que la date et l'heure, le numéro de session, le site, le numéro et le type de piège, l'état du piège et l'espèce si animal capturé. En cas d'espèce cible capturée (rat ou mangouste), le sexe est déterminé et des mesures biométriques sont prises : longueur tête-anus ; longueur tête-queue ; poids. Les différents états du piège sont « opérationnels » (ouvert avec appât) ; « animal capturé » ; et « inactif » (comprenant : ouvert sans appât, fermé avec appât, fermé sans appât). L'état inactif d'un piège est dû à un déclenchement sans capture ou à la perte de l'appât. Les données sont recueillies via un formulaire hors ligne ([KoboToolBox](#)). Les cadavres en état de décomposition ont été laissés sur le site, tandis que les cadavres frais ont été collectés et stockés en attente d'un équarrissage.

3. Pièges photographiques

Dans le but d'évaluer l'efficacité de la campagne de régulation, les paramètres d'abondance ont été estimés via des pièges photographiques, avant et après le piégeage sur chacun des sites (Fig. 2, Fig. 4) (Palencia et al., 2022).

Des pièges photographiques ou caméra-pièges ont été placés aux intersections d'une maille de 160x160 m pour couvrir l'intégralité de la zone de piégeage de chaque site (Fig. 1, Fig. 3). La zone effective des caméra-pièges est calculée suivant la même méthode que pour les pièges à mangoustes. La zone de détection effective est déterminée en délimitant des zones circulaires

de 80 m de rayon (correspondant à la moitié de la distance maximale théorique moyenne parcourue par les individus) autour des pièges à mangoustes, en utilisant le logiciel QGIS 3.0.2

Ces caméra-pièges sont actifs en continu, ils se déclenchent par le mouvement et capturent des vidéos de 10 secondes avec une sensibilité de détection réglée au maximum. Ils ont été fixés sur des troncs d'arbres à une hauteur allant de 30 à 60 cm du sol avec une visibilité linéaire sur au moins 8 mètres devant la caméra. Le mode vidéo a été choisi pour éviter les temps morts lors des redéclenchements en mode photo.

Pour les Anses du Nord, 11 caméra-pièges ont été déployés entre fin mars et fin juillet et couvrent 20ha. Pour l'analyse des données, un sous-échantillonnage temporel a été réalisé en se concentrant sur les 15 derniers jours des mois d'avril, mai et juin (Pisanu comm. pers.). Cela répartit les analyses en 3 sessions espacées dans le temps et permet de suivre l'évolution de la population. Cependant, en raison de problèmes liés au fonctionnement du matériel, l'analyse du mois de juin se base sur les 15 premiers jours (Fig. 1).

Sur l'Anse des Galets, site témoin, 6 pièges photos ont été déployés et l'analyse est identique à celle réalisées sur les Anses du Nord. Cependant, seulement 6 pièges photos ont été déployés en raison de la surface restreinte et d'une topographie escarpée, ils couvrent une zone de 10 ha (Fig. 1).

À l'Anse Trabaud, 11 caméra-pièges ont été déployés de mi-avril à mi-août et couvrent 21ha. L'analyse des données se concentre sur une période de 25 jours avant et 25 jours après le piégeage, ce qui donne lieu à 3 sessions. Toutefois, par manque de temps, la dernière session, de fin juillet à mi-août, n'a pas été analysée (Fig. 3).

Des problèmes liés au matériel ont fait varier le nombre de caméras opérationnelles sur une même période. Différents modèles ont été utilisés en raison d'un manque de matériel disponible : au total, 17 Bolyguard SG2060-X pour les Anses du Nord et l'Anse des Galets.

4. Analyses des données

4.1 Capture par unité d'effort

Le nombre de captures par unité d'effort (CPUE) est calculé pour déterminer l'efficacité de la campagne et le comparer aux campagnes précédentes.

Dans le cas d'une relève quotidienne (j_1), le coefficient des pièges est de 1 entre deux relèves, le CPUE se calcule selon l'équation :

$$\text{Nombre de captures} / (\text{nombre de jours de piégeage} * \text{nombre de pièges déployés})$$

$$\text{Ou } Effort_{j1} = \text{nombre de jours} * \text{nombre de pièges}$$

Cependant, l'effort de piégeage est variable selon le protocole et le type de pièges. Prenons l'exemple d'Anse Trabaud où les pièges vulnérants et non vulnérants ne sont pas actifs durant la même période. Lorsque le temps entre deux relèves dépasse un jour (j_{+1}), le coefficient des pièges déclenchés est de 0.5, car l'opportunité de capture devient plus élevée.

Pour prendre en compte l'effort réel dans ce cas, la formule du CPUE a été ajustée :

$$Effort_{j+1} = \text{nombre de jours} * \text{nombre de pièges} - (\text{pièges déclenchés} * 0.5)$$

La somme des différents efforts de piégeages, répartis par site, jour et type de piège permet d'obtenir l'effort global réel :

$$CPUE = \text{Nombre de captures} / \Sigma \text{ efforts}$$

4.2 Modélisation du succès de piégeage

Le succès de piégeage est analysé en fonction de différentes variables. L'efficacité des différents modèles de pièges est comparée. Le jeu des variables explicatives comprend : le numéro de piège, le modèle de piège, le site, l'intervalle de jour, et le numéro de session, ainsi que des variables environnementales telles que les précipitations de la veille (historique météo), et la distance à la plage (QGIS 3.22.11). Ces variables ne sont pas corrélées entre elles. Le jeu des variables réponses comprend : le nombre de mangoustes capturées par intervalle de jours, le poids, la longueur, l'état du piège, le nombre d'individus non ciblés capturés. L'intervalle de jour correspond au nombre de jours entre deux relèves du même piège.

Dans un premier temps, les interactions entre variables sont testées pour évaluer leur influence sur le nombre de captures de mangoustes par intervalle de jour. Pour ce faire, des modèles linéaires généralisés (GLM) de Poisson avec fonction de lien logarithmique ont été créés. Ensuite, des modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM) sont réalisés pour effectuer des analyses plus approfondies comme l'efficacité de chaque modèle de piège par site, la capture d'individus non ciblés, les différents états des pièges.

Les modèles les plus explicatifs ont été déterminés à partir du Critère d'Information Akaike (AIC). Le modèle avec la valeur d'AIC la plus faible, avec une différence d'au moins deux unités par rapport aux autres modèles, est considéré comme le plus parcimonieux.

Dans les modèles testés, la surdispersion, la dispersion des résidus et la déviance expliquée sont vérifiées. Les différences significatives entre chaque groupe sont analysées avec un test de Tukey dans l'ANOVA. L'ensemble des analyses statistiques est réalisé à l'aide du logiciel RStudio.

4.2 Évaluation de l'efficacité du contrôle par RAI

L'indice d'abondance relative (RAI) est calculé à partir des observations de mangoustes capturées par les pièges photographiques, en utilisant l'équation : $100 * (n/\text{effort})$, où n est le nombre d'observations et l'effort est le nombre de jours pendant lesquels les caméras ont fonctionné. Le RAI global par session est obtenu en additionnant les observations et l'effort total pour chaque caméra.

Cet indice de présence reflète la taille de la population en supposant une corrélation entre l'indice et la population étudiée (O'Brien et al., 1985). Ainsi, une variation de l'indice reflète un changement de la taille de la population. Les analyses sont réalisées avec R version 4.2.2 (R Core Team, 2021).

5. Suivi trace et prédation

Un suivi des traces de tortues marines est effectué depuis 2004 sur de nombreuses plages de la Martinique pour suivre l'activité de ponte. Ce suivi consiste à parcourir la plage en long en relevant toute présence de traces de tortues ou de nids potentiels. La taille et la forme de la trace permettent d'identifier l'une des 3 espèces de tortues qui pondent en Martinique : la tortue verte, la tortue imbriquée et la tortue luth.

Cependant, ces suivis n'avaient pas pour objectif de quantifier les prédateurs sur les sites. Pour déterminer l'impact des actions de régulation sur la prédation, des suivis de traces couplés à des observations de prédation ont été menés en parallèle sur les 2 sites du Nord. La plage d'Anse des Galets est suivie une fois par mois, et le site des Anses du Nord est suivi 3 fois par semaine, entre mi-avril et octobre. L'effort est variable en fonction des sites à cause des moyens humains et financiers disponibles (associations, partenaires ou bénévoles) et de l'accessibilité. Le protocole de suivi d'Anse Trabaud, moins complet, ne permet pas de l'inclure dans les analyses.

L'estimation du taux réel de nidification est délicate, car chaque trace observée ne correspond pas nécessairement à une ponte. D'après la Réserve Naturelle Nationale de Saint-Martin, 54 % des traces aboutissent à une ponte (Bousquet et Chalifour, 2017). L'estimation du nombre de pontes se base sur cette étude. La prédation de nids par des mangoustes est identifiée par la présence d'un trou creusé, d'empreintes de pas et/ou d'excavations d'œufs. L'activité de prédation a été comparées entre le site régulé des Anses du Nord et le site témoin d'Anse des Galets.

III. Résultats

Lors de cette campagne de régulation 2024, un total de 119 mangoustes ont été piégées sur la période de fin avril à fin juillet, avec 79 captures dans les Anses du Nord et 40 pour l'Anse Trabaud. 51 jours de relève de pièges ont été organisées avec 75 pièges répartis sur les deux sites. Un sex-ratio en faveur des mangoustes mâles de 70% a été observé (n=61). Les mangoustes représentent 55% des captures (n=119) et les espèces cibles (mangoustes et rats) comptent pour 68% (n=152). Les espèces non-cibles piégées sont en majorité des bernard l'hermite (*Coenobita clypeatus*) et crabe de terre (*Cardisoma guanhumi*) (n = 67) et le manicoü (*Didelphis marsupialis*) (n = 4). Les captures de mangoustes ont eu lieu sur l'ensemble de la grille de piégeage (**Annexe 2**).

1. Efficacité de piégeage

1.1 Comparaison de l'effort de piégeage CPUE

Le nombre de capture par unité d'effort est de 0,03. Avec un effort global de piégeage de près 4000 jours*pièges. Le CPUE de Anse Trabaud est de 0.044 et celui des Anses du Nord est de 0.026.

Tableau 1. Comparatif des campagnes de régulation

<i>Année</i>	<i>Nombre de journées terrain</i>	<i>Nombre de mangouste capturées</i>	<i>Nombre de piège</i>	<i>Surface de piégeage (ha)</i>	<i>CPUE</i>
2024	51	119	75	92	0.03
2023	44	141	38	103	0.08
2022	24	36	38	7	0.04
2021	46	48	58	35	0.02
2020	38	83	40	45	0.05

1.2 Épuisement des captures

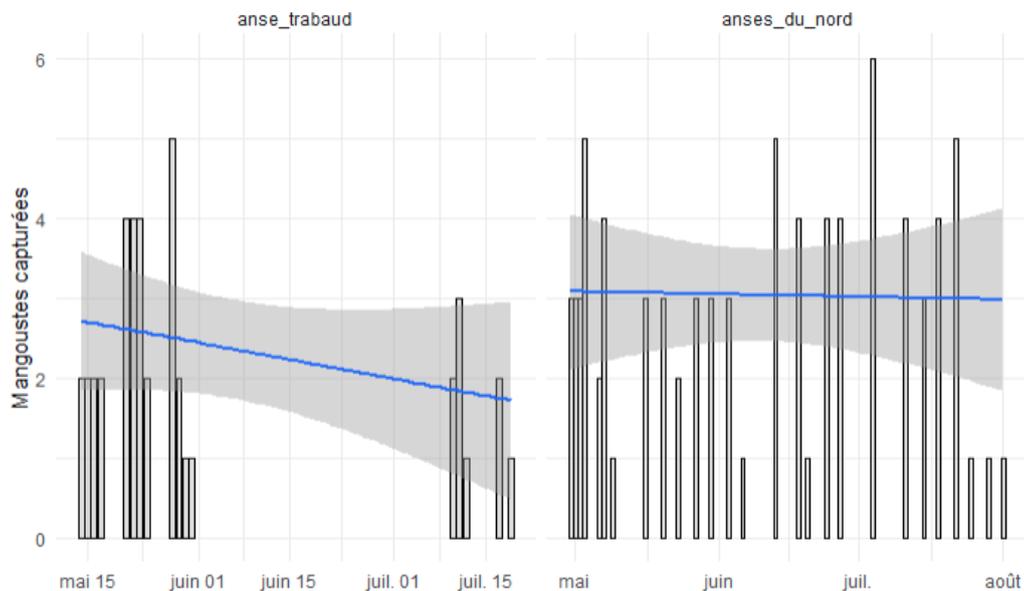


Figure 5. Épuisement des captures de mangoustes par site durant les périodes de régulation

Il y a une différence significative négative entre le nombre de capture de la session 1 et de la session 2 à l'Anse Trabaud.

Tandis que le nombre de capture de mangouste dans les Anses du Nord reste stable au cours du temps.

2. Analyse du succès de piégeage

2.1 Succès de capture

L'influence des différentes variables sur le succès de piégeage a été déterminé en fonction du site d'étude.

Pour les Anses du Nord, le meilleur modèle GLM expliquant le nombre de captures de mangoustes par jour inclue les variables : intervalle de jours + distance plage.

Sélectionné avec un AIC de 379.6, ce modèle explique 6,9 % de la variance (R^2).

Pour l'Anse Trabaud, le meilleur modèle GLM expliquant le nombre de captures de mangoustes par jour inclue les variables : type de piège + précipitation de la veille + distance plage.

Sélectionné avec un AIC de 208.3, ce modèle explique 35,9 % de la variance (R^2).

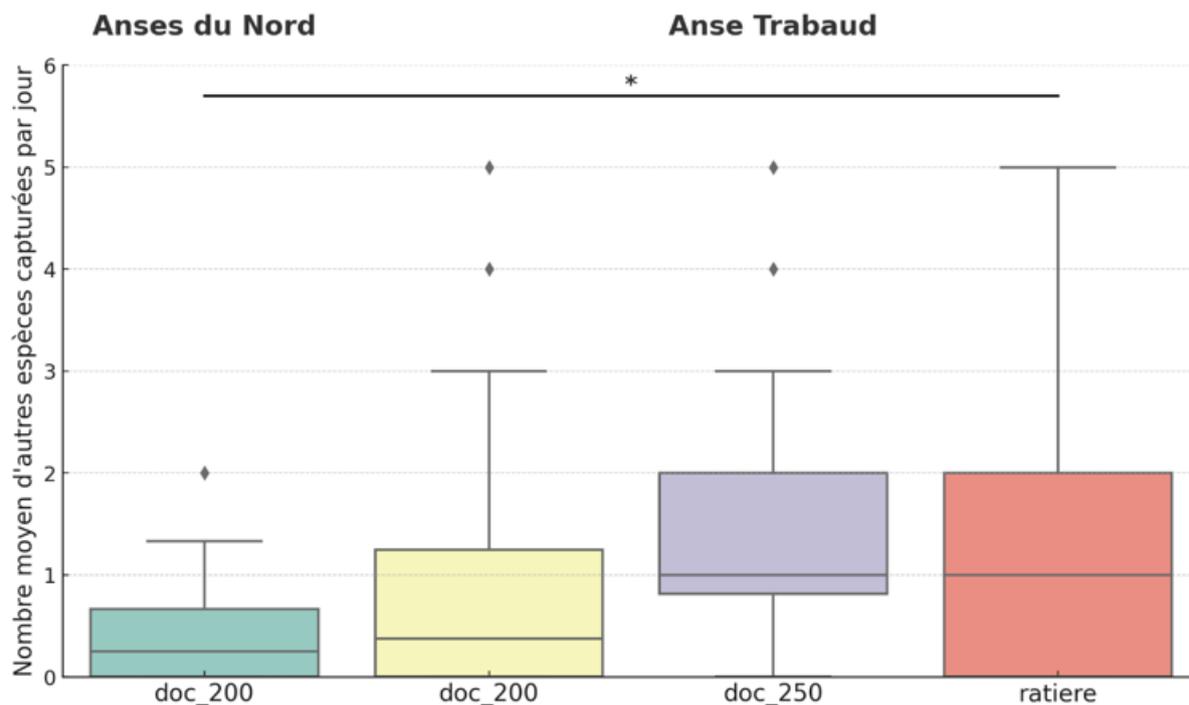


Figure 7. Nombre moyen d'espèces non-cibles capturées par site et type de piège, *($p < 0.05$)

Les espèces non-cibles représentent 32% des captures ($n=74$). Les espèces non-cibles les plus fréquemment capturées dans les pièges sont les bernard-l'hermite ou des crabes de terre ; espèces davantage présentes sur le site d'Anse Trabaud. Les ratières capturent en moyenne davantage d'espèces non-cibles que les autres pièges, bien que les différences ne soient pas significatives (Fig. 7). En comparaison de la campagne précédente, le nombre de manicous capturés est nettement inférieur à celui de l'année dernière ($n^{2024}=7$; $n^{2023}=24$) et aucun chat n'a été capturé.

2.4 Pièges inactifs

L'état inactif regroupe les états : ouvert sans appât, fermé sans appât et fermé avec appât. Plusieurs différences significatives sont observées entre les sites et entre les pièges à Anse Trabaud ($p < 0.05$). Le site de Anse Trabaud comptabilise plus de piège inactif par jour que le site des Anses du Nord. Les ratières sont plus inactives que les autres pièges.

De plus, la distance à la plage à un effet positif sur la probabilité de capturer des mangoustes sur les deux sites. ($p < 0.05$).

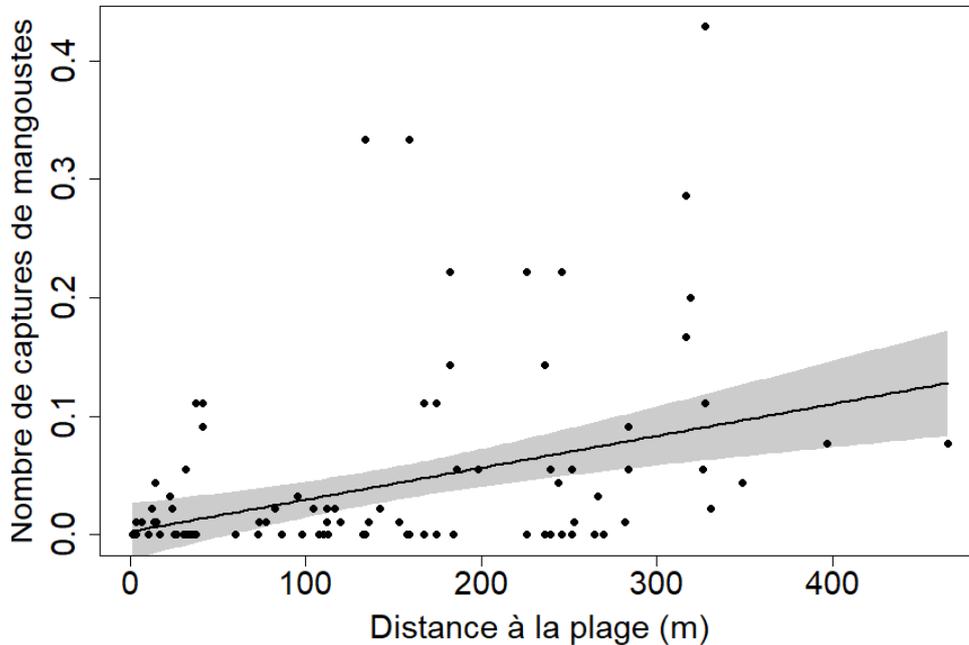


Figure 10. Nombre de capture de mangouste en fonction de la distance à la plage

3. Indice d'abondance relative (RAI)

Une baisse de l'abondance entre la session 1 (initiale) et la session 2 (post régulation) est présente sur les deux sites soumis à de la régulation. L'abondance est similaire entre le session 2 et session 3 aux Anses du Nord. En moyenne pour ces sites, entre 6 et 8 caméras étaient opérationnelles en même temps, sur les 11 déployées.

L'abondance relative initiale du site témoin l'Anse des Galets est en moyenne de 100, elle supérieur aux valeurs des sites régulés.

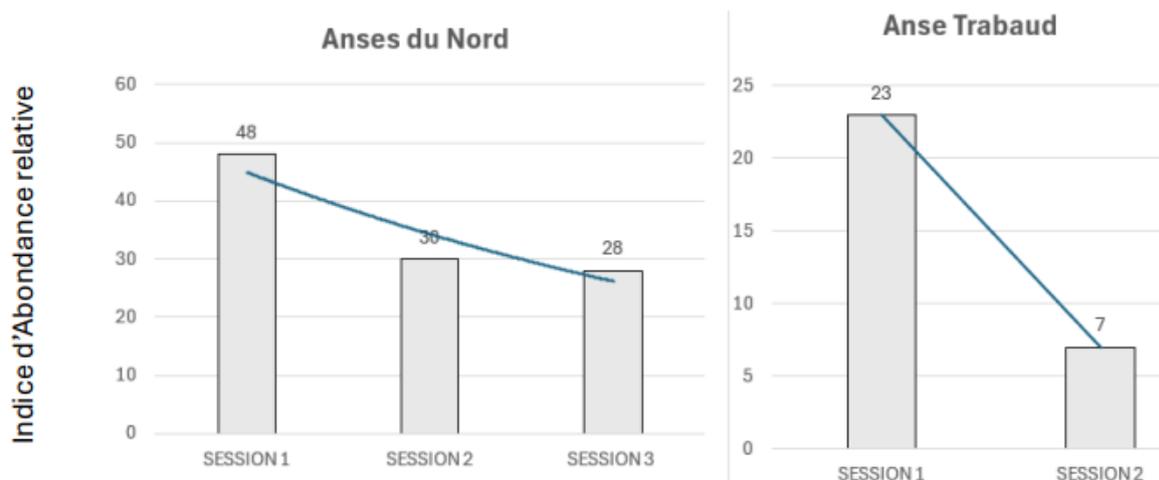


Figure 11. Estimation de l'abondance entre sessions sur les différents sites

4. Effet du contrôle sur la prédation des nids

Durant la période d'avril à juillet, sur les 36 suivi 106 traces de tortues ont été observé aux Anses du Nord, ce qui équivaut à 53 nids. Avec 2 indices de prédation, ce site soumis à la régulation à un taux de prédation estimé de 3.7%. Sur le site témoin d'Anse des Galets, sur les 4 suivi 8 traces ont été observées. Sur les 4 nids supposés, il y a eu 3 présences de prédation soit 75% des nids prédatés.

IV. Discussion

1. Efficacité de la campagne de régulation

1.1 Capture par unité d'effort

Cette campagne de régulation obtient le deuxième plus haut score de capture de mangouste, cependant le CPUE est bas en comparaison des années précédentes ([Tab. I](#)). Cette baisse s'explique principalement par la mise en œuvre d'un nouveau protocole dans les Anses du Nord. En effet, les pièges y ont été déployés de façon ininterrompue et par conséquent, l'effort de piégeage augmente très rapidement, biaisant ainsi le CPUE. L'effort réel de piégeage de cette année est deux fois supérieur, avec 4 000 jours*pièges en 2024 contre 1 800 en 2023. Étant donnée l'évolution des protocoles au fur et à mesure des années, il est assez difficile de comparer efficacement les résultats obtenus.

1.2 Épuisement des captures

Au sein même de cette campagne, la comparaison entre les deux sites est à nuancer, car les objectifs des protocoles mis en œuvre sont différents, ils n'ont ni le même type de piège, ni la même durée de piégeage. Néanmoins, il est intéressant de les comparer sur leur capacité à épuiser les populations.

Sur l'Anse Trabaud, la [figure 11](#) montre une baisse des captures de mangouste entre la session 1 et la session 2. Ces résultats pourraient amener à la conclusion que la première session a été efficace. Cependant, la première semaine de la session 2 a été marquée par le passage d'un évènement cyclonique. Nous supposons que l'ouragan BERYL a certainement eu une influence négative sur la présence de mangoustes. D'une manière générale, ces évènements et l'utilisation du modèle DOC200, qui s'est révélé peu performant, ont conduit à des résultats moins importants cette année : seulement 40 mangoustes ont été capturées, contre 70 en 2023 (Paris, 2023).

Malgré les efforts de piégeage important, le taux de capture aux Anses du Nord ne semble pas diminuer avec le temps ([Fig. 5](#)). Ces résultats s'expliquent probablement par la faible efficacité des DOC200, nouveau modèle de piège utilisé. Cependant, aucun autre modèle de piège n'a été déployé sur les Anses du Nord, ce qui ne permet pas de comparer ni de conclure sur son efficacité sur ce site. Au regard des résultats obtenus sur l'Anse Trabaud, il semblerait que le DOC200 soit moins efficace pour la capture des mangoustes ([Fig. 6](#)). L'absence d'épuisement des captures peut aussi s'expliquer par le fait que les Anses du Nord soient dans une zone très favorable à la dispersion des individus et à la recolonisation des sites ([Fig. 11](#)) ([Annexe 1](#)). Les zones les plus éloignées des Anses concentrent une grande partie des captures (n=39), les mangoustes peuvent parcourir de longues distances et recoloniser des sites (Berentsen *et al.*, 2023).

La stabilité du nombre de capture montre la nécessité d'un protocole à effort prolongé sur ce site. Afin de maintenir une pression constante et préserver les nids de tortues marines face à la présence constante de mangouste. Ces différences de nombre de capture sur les sites viendraient en partie du contexte environnemental du site qui facilite la dispersion des individus (Sauvé *et al.*, 2022).

1.3 Répartition des captures

Les captures de mangoustes ont eu lieu sur l'ensemble de la grille de piégeage ([Annexe 1](#)). L'augmentation de l'interdistance par rapport aux années précédentes a permis de doubler la

surface de piégeage en cohérence avec les distances de déplacement réel des mangoustes (Berentsen *et al.*, 2017; Sauvé, 2022). Cette augmentation de la surface se reflète par un nombre de captures plus élevé. Chaque année, un sex-ratio en faveur des mangoustes mâles est observé, 70 % cette année. Cela pourrait indiquer que les mâles se dispersent davantage que les femelles. Une étude sur les capacités de déplacement des mangoustes par télémétrie, sera conduite par l'Office Français de la Biodiversité prochainement. Elle permettra de mieux comprendre les déplacements et la taille du domaine vitale de l'espèce en Martinique.

Il est important de noter que la plage est un site d'alimentation et n'est pas son habitat principal (Nellis & Small, 1983). Opportunistes, les mangoustes se déplacent sur les plages lorsque la ressource alimentaire y est accessible et abondante. Les mangoustes semblent avoir une aversion pour les fortes pluies, ce qui rejoint les résultats de la littérature (Barun 2011 ; Grelot 2023 ; Vincent 2021).

Le site des Anses du Nord, avec son climat humide et son arrière-plage, offre un habitat favorable pour les mangoustes. Quant à la plage de Anse Trabaud, elle présente une plus grande diversité de milieux, plage, savane, mangroves, forêt sèche et forêt du littorale. Ces milieux sont utilisés comme site d'alimentation ou comme corridors vers la plage. Sur les deux sites les captures varient avec l'habitat et de façon positive avec la distance à la plage. Durant cette campagne, une corrélation positive entre la distance à la plage et le nombre de capture a été observé (Fig. 10), les mangoustes tendent à éviter la présence humaine (Quinn et al., 2006). Cependant, malgré l'aspect sauvage de ces sites, il y a un hôtel au bord de mer aux Anses du Nord et des bennes à ordures au niveau du parking à Anse Trabaud. Ces aménagements génèrent des déchets, qui concentrent une partie des captures dans ces zones. (**Annexe 1**). Dans les Anses du Nord, les captures sont concentrées en arrière-plage sur les sentiers de randonnée et près des aménagements. Sur Anse Trabaud, la partie Est de la plage concentre peu de capture, car son arrière-plage est une mangrove souvent inondée, peu favorable à la dispersion des mangoustes (**Annexe 1**). La partie Nord où se trouve le parking et la partie sud-ouest, qui est une nouvelle zone de piégeage, concentre la majorité des captures. Nos résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Sauvé *et al.*, 2022), qui concluait que la densité de mangoustes variait selon les habitats.

2. Comparaison du type de piège

Le site de l'Anse Trabaud a été choisi pour tester l'efficacité des trois modèles de pièges (DOC200, DOC250 et ratières). Il n'y a pas de différence significative entre les DOC250 et les

ratières, malgré un nombre de capture moyenne par jour différent. Ces résultats rejoignent ceux de l'année dernière et l'étude de Roerk *et al.* (2022). Cela peut être dû à la taille trop petite des échantillons ou à la dispersion des données (Cohen, 1962).

Malgré les contraintes liées à l'utilisation des ratières, comme les relevés quotidiens, le port d'une carabine et la mise à mort, ce type de piège semble être le plus efficace pour réguler les populations de mangoustes sur l'Anse Trabaud. Nos résultats diffèrent de ceux de Kekiwi *et al.* (2022) qui montre une meilleure efficacité des piège DOC. Cette différence viendrait du type de caisson utilisé sur les DOC200.

2.1 Efficacité de capture du DOC200

Lors de la précédente campagne, les pièges vulnérants ont été significativement plus efficaces que les non-vulnérants sur les Anses du Nord (Grelot 2023). L'ONF a ainsi choisi de poursuivre les opérations de régulation de la population de mangouste en déployant uniquement des pièges de type DOC. Le DOC200 présentait l'avantage d'être plus facile à transporter et à manipuler sur les Anses du Nord, que les DOC250 utilisé l'année dernière. Cependant, les résultats de la comparaison inter-pièges conduite sur l'Anse Trabaud montre les DOC200 sont moins efficaces que les DOC250 pour capturer des mangoustes (Fig. 6). Le faible taux de capture à Anse Trabaud par les DOC200 suggère que ce modèle a pu entraîner une diminution des opportunités de captures dans sur les Anses du Nord, la probabilité de capture dépend aussi du site.

Ce manque d'efficacité peut s'expliquer par plusieurs facteurs. Bien que le mécanisme du DOC200 soit identique à celui du DOC250, la différence principale réside dans la conception du caisson qui contient le piège. Le DOC200 est enfermé dans un caisson en plastique blanc, fermé par des vitres en plexiglas, tandis que le DOC250 est placé dans un caisson en bois, plutôt ouvert, et fermé par des grilles. Tout d'abord, la couleur blanche du caisson n'est pas une couleur que la mangouste retrouve dans son habitat naturel et a pu avoir un effet dissuasif. De plus, le caisson est complètement fermé, contrairement au DOC250, ce qui limite la portée de l'odeur de l'appât. Par ailleurs, les vitres en plexiglas réfléchissent la lumière, et l'appât étant disposé sous un capot, il n'est accessible et est moins visible depuis l'extérieur du piège. Un des critères d'efficacité des pièges, décrit en 2023, est que l'appât doit être parfaitement visible (Nellis & Small, 1983). Nous supposons que la diminution de l'efficacité des DOC200 ne viendrait pas du piège en lui-même mais plutôt du caisson car d'autres études utilisant le DOC200 avec un caisson en bois ont montré des résultats positifs (Kirk & Gillies 2007 ; Roerk *et al.* 2022).

Suite à des contraintes logistiques et de planning, les DOC200 ont été déployés sans phase de test préalable et cet aspect du protocole est critiquable. Le déploiement d'un seul type de piège, sur les Anses du Nord a été une erreur protocolaire.

Cependant, des pistes pour améliorer l'efficacité des DOC200 sont envisagées, notamment avec la conception de caisson en bois, ouvert, similaire à celui du DOC250. Une révision complète du caisson sera proposée pour la campagne 2025.

2.2 Espèce non-cibles

Les modifications apportées à la taille et à l'espacement des grilles semblent être efficaces pour réduire les captures d'espèces non-cibles, absence de capture de chat et baisse du nombre de capture de manicoü.

2.3 État inactif

L'état inactif d'un piège est dû à un déclenchement sans capture ou à la perte de l'appât. Certains états inactifs pourraient être attribués à un phénomène de prédation, car des cas de prédation de rats ont été observés dans le nord, où il ne restait que la tête. Les ratières sont le plus souvent inactives (Fig. 8), ce qui est propre à ce type de piège et a été constaté depuis plusieurs années. Le mécanisme se déclenche lorsque l'animal tire sur l'appât, cependant l'appât peut se détacher du crochet avec le temps, ce qui a été observé avec le hareng saur qui est assez gras. Ces événements représentent de perte d'opportunité de capture.

3. Pièges photographiques

La mise en place de différents modèles de pièges photographiques complique la gestion des données et fait varier les paramètres de détection. Le mode vidéo a permis de résoudre les problèmes de re-déclenchement en mode photo, mais a ajouté des étapes de traitement supplémentaires et chronophages.

3.1 Évolution de l'indice d'abondance relative

Les sites régulés montrent une baisse de l'abondance relative entre la session 1, avant régulation, et la session 2, après régulation. Pour les Anses du Nord, les 15 premières journées de piégeage ont réduit de moitié l'abondance des mangoustes sur le site (Fig. 11). La session 3 montre une légère hausse, qui pourrait être due à une variation de la détection ou à une recolonisation des sites. La courbe d'épuisement des captures n'évolue pas. Poursuivre ces analyses pendant les mois de juillet et août permettrait de mieux comprendre la situation. La

question est de savoir si les mangoustes sont encore présentes sur le site en raison d'une efficacité de piégeage insuffisante, ou s'il s'agit d'une forte recolonisation du milieu, liée à l'ouverture de la niche écologique.

L'abondance initiale à Anse Trabaud est deux fois plus faible en comparaison avec celle des Anses du Nord, et diminue de trois fois après la première session de piégeage. Ce RAI est similaire à celui de 2023, peut-être en raison d'une faible détection des mangoustes ou du fait que l'arrière-plage d'Anse Trabaud est principalement un site d'alimentation pour les mangoustes, contrairement aux Anses du Nord.

Le site d'Anse des Galets présente un indice d'abondance relative extrêmement élevé par rapport aux autres sites, trois fois plus élevé. Cela peut indiquer une préférence des mangoustes pour les endroits reculés avec peu de perturbations humaines (Sauvé, 2022) ou refléter l'efficacité limitée des campagnes précédentes. Étant donné que ce site n'est pas régulé, les valeurs de RAI devraient être constantes ; cependant, des variations importantes entre les sessions ont été observées. Cela est principalement dû au faible nombre de caméras installées sur le site (n=6) et à leur fonctionnement (Burton et al. 2015). Enfin, de manière générale, les équipements de pièges photographiques ont été insuffisamment fonctionnels au cours des sessions, entraînant des variations d'abondance difficiles à interpréter.

Le RAI ne prend pas en compte la détectabilité imparfaite, si la réactivité de la caméra est trop faible, des individus ne sont pas détectés et l'indice est alors sous-estimé (Burton *et al.*, 2015). Les RAI obtenus permettent d'affirmer que les actions de régulation ont un impact négatif sur l'abondance relative des mangoustes. Cependant, il serait nécessaire de confirmer cette affirmation avec des analyses plus fiables, telles que des analyses de densité (Calenge, 2023). Malheureusement, les analyses de densité n'ont pas pu être réalisées à temps en raison d'un problème d'autorisation avec les gestionnaires du logiciel AGOUTI. L'analyse des données doit continuer, pour comparer les densités avec celles obtenus en 2023. D'une manière générale, les estimations densité de la petite mangouste Indienne dans les Caraïbes variant entre $0,96 \pm 0,02$ et $1,42$ mangoustes/ha en forêt humide et entre $1,3 \pm 0,55$ et $5,43 \pm 0,42$ mangoustes/ha en forêt sèche. (Berentsen *et al.*, 2017 ; Sauvé *et al.* 2022). Les études similaires effectuées en Guadeloupe montrent des résultats allant de 0,3 à 1,7 individus/ha (Rateau comm pers.).

Il est crucial d'uniformiser les modèles de pièges photographiques et d'en acquérir de nouveaux pour assurer des prises de données plus rigoureuses. Sur les différents sites des Anses du Nord

et d'Anse Trabaud, l'ensemble des caméra-pièges déployés n'ont jamais été fonctionnel en même temps, ce qui affaiblit les modèles d'analyses.

4. Suivi trace et activité de prédation

Pour évaluer l'impact de la prédation et le corrélérer aux actions de régulation, le site témoin d'Anse des Galets a été prospecté cette année. Le nombre de suivis de traces par site est inégal. Il est donc normal que plus de traces soient recensées aux Anses du Nord. L'accès à l'Anse des Galets est très limité, ce qui ne permet pas de statuer sur l'activité réelle de ponte et de prédation. Sur ce dernier site, les suivis de traces étaient réalisés uniquement une fois par mois, lors du relevé des caméra-pièges. Malgré cet écart de suivi, des indices de prédation ont été relevés à chaque passage sur Anse des Galets, alors qu'il n'y a eu que très peu d'indices de prédation aux Anses du Nord.

L'objectif principal, qui est de limiter la prédation des nids de tortues marines par les mangoustes, est un succès. Le protocole visant à maintenir une pression constante sur la population de mangoustes s'est révélé efficace. L'activité de ponte n'a pas été calculée sur Anse Trabaud, car les suivis de traces sont répartis en sessions et ne permettent pas d'avoir une estimation complète de l'activité de ponte.

Il s'agit de la première année où l'activité de prédation est prise en compte pour mesurer l'impact des actions de lutte. Les résultats sont concluants mais à nuancer et devraient aboutir à la formation des agents. De plus, ces actions pourraient être couplées à la détection des nids d'iguanes des Petites Antilles.

En plus de la prédation des nids par les mangoustes, d'autres facteurs impactent grandement les populations de tortues lors de la saison de ponte. Parmi les activités anthropiques, on compte les aménagements sur les plages, la pollution lumineuse et le braconnage. Le changement climatique impacte indirectement les pontes, avec la formation d'événements cycloniques plus prononcés qui peuvent inonder les nids et éroder considérablement les plages. Il y a aussi la présence d'autres espèces, comme les sargasses, qui gênent les émergences, ou les cochons féroces qui peuvent excaver les nids (ONF, 2007).

5. Retour d'expérience

Avec la collaboration du Parc Naturel Régional de la Martinique, la campagne de régulation aux Anses du Nord a pu couvrir une période d'avril à septembre, durant le pic de pontes des tortues marines. La participation de nombreux agents sur le terrain a pu introduire des biais

entre les observateurs. Les pièges vulnérants et le hareng saur ont permis de prolonger la période de régulation avec un coût temps/agent abordable. Cependant, ce protocole implique la gestion de cadavres en décomposition avancée. Pour éviter ces situations, un nouveau protocole pourrait être mis en place. Celui-ci consisterait en une première phase intensive avec des relevés quotidiens sur 10 jours, suivie d'une phase où les pièges seraient laissés sur place et réactivés trois fois par semaine, chaque mois, sur une période allant de mars à octobre.

La mise à mort des mangoustes pourrait être fait avec un pistolet à plomb 19.9 joules, plutôt qu'une carabine, pour alléger les agents sur le terrain. Il semble que plus un piège est discret et ouvert, plus les mangoustes sont susceptibles d'y entrer. Il est crucial de revoir le caisson du DOC200. Il faudrait un type de caisson ouvert en bois, comme celui du DOC250, où l'appât est visible et propage mieux l'odeur.

V. Conclusion

En 2024, l'étude de la campagne de régulation de la petite mangouste indienne (*Urva auropunctata*) a atteint les objectifs fixés. Elle a permis d'évaluer les protocoles mis en place tout en limitant la prédation des oeufs de tortues marines par la petite mangouste indienne, espèce exotique envahissante dont l'impact sur la biodiversité indigène est mondialement reconnu.

La mise en place d'un protocole avec un effort de piégeage continu a permis de maintenir une pression constante sur les Anses du Nord, empêchant ainsi une recolonisation complète du site par les mangoustes et limitant la prédation des nids de tortues marines, avec un coût journalier par agent équivalent à celui de 2023. L'ajout d'un site témoin à cette étude a permis de comparer et d'estimer l'importance des opérations de lutte sur la régulation de l'activité de prédation.

En revanche, le nouveau modèle de piège DOC200 déployé s'est révélé peu performant sur l'Anse Trabaud et laisse supposer une régulation partiellement efficace dans sur les Anses du Nord. Cette étude a permis de lister des améliorations à opérer pour les prochaines campagnes.

Le protocole mis en œuvre sur les Anses du Nord a introduit de nouvelles contraintes de terrain qui doivent être prises en compte pour le bon déroulement des futures opérations. La concertation des différents partenaires impliqués dans ces opérations permettrait de mieux d'appréhender les réalités du terrain et d'aboutir à un protocole consensuel.

Les données récentes indiquent que les mesures de régulation entraînent une diminution de l'abondance des mangoustes sur le site. La conclusion des actions entreprises et la poursuite des analyses permettront d'avoir une meilleure vue d'ensemble des résultats de cette campagne 2024, afin d'orienter au mieux les futures actions.

La préservation de la biodiversité martiniquaise constitue un enjeu majeur, d'autant plus que les tortues marines, espèces emblématiques, représentent un bien commun dont la sauvegarde nécessite de nombreux efforts.

VI. Bibliographie

- Antaky, C. *et al.* (2023) 'Development and Evaluation of Prototype Toxicant-Delivery Bait Stations for the Control of the Small Indian Mongoose', *USDA Wildlife Services: Staff Publications* [Preprint]. Available at: https://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/2722.
- Barun, A. *et al.* (2011) 'Impact of the introduced small Indian mongoose (*Herpestes auropunctatus*) on abundance and activity time of the introduced ship rat (*Rattus rattus*) and the small mammal community on Adriatic islands, Croatia', *NeoBiota*, 11, pp. 51–61. Available at: <https://doi.org/10.3897/neobiota.11.1819>.
- Beauvais, G.P. and Buskirk, S.W. (1999) 'Modifying Estimates of Sampling Effort to Account for Sprung Traps', *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 27(1), pp. 39–43.
- Bellard, C., Cassey, P. and Blackburn, T. (2016) 'Alien species as a driver of recent extinctions', *Biology letters*, 12. Available at: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>.
- Berentsen, A. *et al.* (2015) 'Exposure to Rabies in Small Indian Mongooses (*Herpestes auropunctatus*) from Two Regions in Puerto Rico', *Journal of wildlife diseases*, 51. Available at: <https://doi.org/10.7589/2015-01-016>.
- Berentsen, A.R. *et al.* (2023) 'Population Density of the Small Indian Mongoose (*Urva auropunctata*) Across Multiple Habitat Types and Seasons in Puerto Rico', *Caribbean Journal of Science*, 53(2), pp. 358–373. Available at: <https://doi.org/10.18475/cjos.v53i2.a17>.
- Bondi, N. *et al.* (2010) 'A comparison of the effectiveness of camera trapping and live trapping for sampling terrestrial small-mammal communities', *Wildlife Research*, 37, pp. 456–465. Available at: <https://doi.org/10.1071/WR10046>.
- Burton, A.C. *et al.* (2015) 'REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes', *Journal of Applied Ecology*, 52(3), pp. 675–685. Available at: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>.

Calenge, C.C. (2023) ‘Estimer l’effectif d’une population non-marquée de chevreuils à l’aide de pièges photographiques’.

Clavero, M. *et al.* (2009) ‘Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss’, *Biological Conservation*, 142(10), pp. 2043–2049. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.034>.

Coblentz, B.E. and Coblentz, B.A. (1985) ‘Control of the Indian Mongoose *Herpestes auropunctatus* on St John, US Virgin Islands’, *Biological Conservation*, 33(3), pp. 281–288. Available at: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(85\)90018-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(85)90018-7).

Cohen, J. (1962) ‘The Statistical Power of Abnormal-Social Psychological Research: A Review’, *Journal of abnormal and social psychology*, 65, pp. 145–53. Available at: <https://doi.org/10.1037/h0045186>.

Coolman, A.A. (2016) ‘Finding effective bait for trapping small Indian mongoose in Haiti’, in. Available at: <https://www.semanticscholar.org/paper/Finding-effective-bait-for-trapping-small-Indian-in-Coolman/766ffad52010ebf43d876b9692b86c1ed10ee1df> (Accessed: 19 August 2024).

Courchamp, F., Chapuis, J.-L. and Pascal, M. (2003) ‘Mammal invaders on islands: impact, control and control impact’, *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 78(3), pp. 347–383. Available at: <https://doi.org/10.1017/s1464793102006061>.

Cranford, H. *et al.* (2021) ‘Mongooses (*Urva auropunctata*) as reservoir hosts of *Leptospira* species in the United States Virgin Islands, 2019–2020’, *PLOS Neglected Tropical Diseases*, 15, p. e0009859. Available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0009859>.

Doherty, T.S. (2016) *Invasive predators and global biodiversity loss* | *PNAS*. Available at: <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.1602480113> (Accessed: 21 July 2024).

Fordham, D.A. and Brook, B.W. (2010) ‘Why tropical island endemics are acutely susceptible to global change’, *Biodiversity and Conservation*, 19(2), pp. 329–342. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9529-7>.

Gallardo, B. *et al.* (2019) ‘InvasiBES: Understanding and managing the impacts of Invasive alien species on Biodiversity and Ecosystem Services’, *NeoBiota*, 50, pp. 109–122. Available at: <https://doi.org/10.3897/neobiota.50.35466>.

Gilbert, N. *et al.* (2020) ‘Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data’, *Conservation Biology*, 35. Available at: <https://doi.org/10.1111/cobi.13517>.

Glen, A. *et al.* (2014) ‘Comparison of camera traps and kill traps for detecting mammalian predators: A field trial’, *New Zealand Journal of Zoology*, 41, pp. 155–160. Available at: <https://doi.org/10.1080/03014223.2014.898667>.

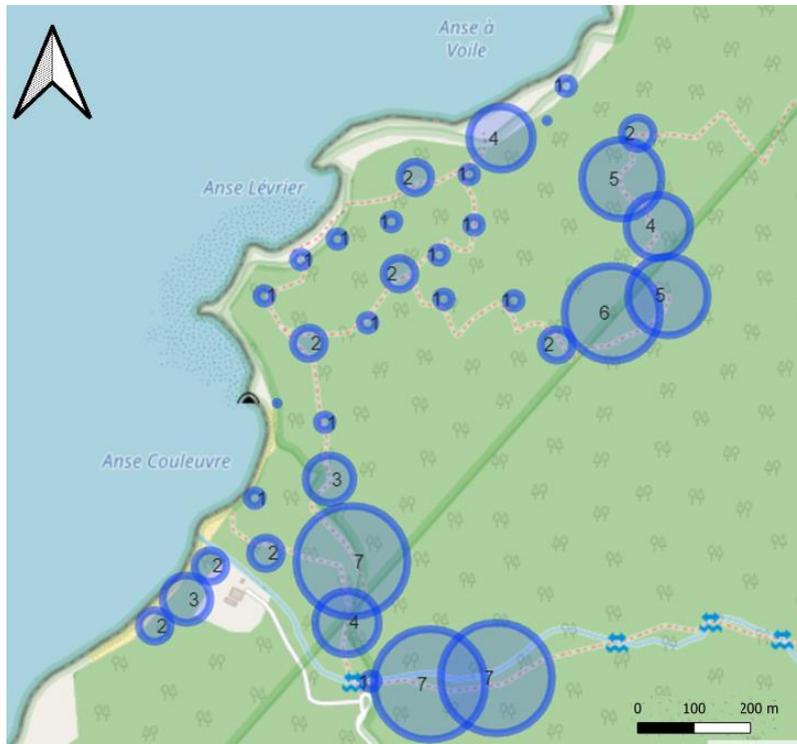
Grelot, M. (2023). Regulation of the small Indian mongoose in Martinique: Assessing the effectiveness of two types of traps to optimise population management.

- Kekiwi, E. *et al.* (2022) ‘An assessment of lethal trap performance and efficacy at Haleakala National Park’. Available at: <https://hdl.handle.net/10125/102123> (Accessed: 17 August 2024).
- Kier, G. *et al.* (2009) ‘A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions’, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(23), pp. 9322–9327. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.0810306106>.
- Kirk, A. and Gillies, C. (2008) *Animal Pest Field Trial Report for the efficacy of single set DOC200 traps versus single set Fenn Mk 6 traps set in wooden tunnels in the Te Urewera Mainland Island September 2004 - April 2007*. Available at: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19397.55520>.
- Lorvelec, O. *et al.* (2004) ‘Impacts des mammifères allochtones sur quelques espèces autochtones de l’îlet Fajou (réserve naturelle du Grand Cul-de-sac Marin, Guadeloupe), établis à l’issue d’une tentative d’éradication’, *Revue d’Écologie*, 59(1–2), pp. 293–306.
- Lorvelec, O., Yvon, T. and Arnaud, L. (2021) ‘Histoire de la petite mangouste indienne *Urva auropunctata* (Hodgson, 1836) dans les Antilles : une introduction aux conséquences sociétales et écologiques majeures’, *Anthropozoologica*, 56. Available at: <https://doi.org/10.5252/anthropozoologica2021v56a1>.
- McFarlane, L. and Ross, D.J. (no date a) ‘Purple Peaks Curry Reserve Pest Animal Management Plan’.
- Meyerson, L. and Mooney, H. (2007) ‘Invasive alien species in an era of globalization’, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, pp. 199–208. Available at: [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[199:IASIAE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[199:IASIAE]2.0.CO;2).
- Mooney, H.A. and Cleland, E.E. (2001) ‘The evolutionary impact of invasive species’, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(10), pp. 5446–5451. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.091093398>.
- B., Ardops Environnement, 2017, Plan National d’Actions pour le rétablissement de l’iguane des petites Antilles, *Iguana delicatissima*, 2018-2022. 67p.
- Myers, N. *et al.* (2000) ‘Biodiversity hotspots for conservation priorities’, *Nature*, 403(6772), pp. 853–858. Available at: <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Nellis, D.W. and Everard, C.O.R. (1983) ‘The biology of the mongoose in the Caribbean’, *Studies on the Fauna of Curaçao and other Caribbean Islands*, 64(1), pp. 1–162.
- O’Brien, T. (2011) ‘Camera Traps in Animal Ecology’, in, pp. 71–96. Available at: https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_6.
- Palencia, P. *et al.* (2021) ‘Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations’, *Journal of Applied Ecology*, 58. Available at: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13913>.

- Paris, A. (2023) 'Evaluation de l'efficacité des actions de contrôle de la petite mangouste indienne en Martinique'
- Quinn, J., Whisson, D. and Cano, F. (2006) 'Managing the Small Indian Mongoose (*Herpestes javanicus*) in the Midst of Human Recreation: What is the Optimal Approach?', *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, 22. Available at: <https://doi.org/10.5070/V422110005>.
- Roerk, L., Nietmann, L. and Works, A. (2022) 'Efficiency and Efficacy of DOC-200 Versus Tomahawk Traps for Controlling Small Indian Mongoose, *Herpestes auropunctatus* (Carnivora: Herpestidae) in Wetland Wildlife Sanctuaries', *Pacific Science*, 76. Available at: <https://doi.org/10.2984/76.2.8>.
- Roerk, L.S., Nietmann, L. and Works, A.J. (2022) 'Efficiency and Efficacy of DOC-200 Versus Tomahawk Traps for Controlling Small Indian Mongoose, *Herpestes auropunctatus* (Carnivora: Herpestidae) in Wetland Wildlife Sanctuaries', *Pacific Science*, 76(2), pp. 201–207. Available at: <https://doi.org/10.2984/76.2.8>.
- Roy, H.E. *et al.* (2023) *IPBES Invasive Alien Species Assessment: Summary for Policymakers*. Zenodo. Available at: <https://doi.org/10.5281/ZENODO.10127924>.
- Sauvé, C.C. *et al.* (2022) 'Capture-Recapture Reveals Heterogeneity in Habitat-Specific Mongoose Densities and Spatiotemporal Variability in Trapping Success in St. Kitts, West Indies', *Caribbean Journal of Science*, 52(1). Available at: <https://doi.org/10.18475/cjos.v52i1.a6>.
- Simberloff, D. and Rejmanek, M. (eds) (2019) '100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection From The Global Invasive Species Database', in *Encyclopedia of Biological Invasions*. University of California Press, pp. 715–716. Available at: <https://doi.org/10.1525/9780520948433-159>.
- Siqueira-Silva, I.S. *et al.* (2020) 'Environmental and anthropogenic factors affecting nesting site selection by sea turtles', *Marine Environmental Research*, 162, p. 105090. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105090>.
- Son, S. (no date) 'Écologie et conservation d'une espèce endémique à la Martinique, le Moqueur gorge-blanche (*Ramphocinclus brachyurus brachyurus*).'
- Soubeyran, Y. (2011) 'Les vertébrés terrestres introduits en outre-mer et leurs impacts : Guide illustré des principales espèces envahissantes. Comité français de l'UICN, ONCFS, Paris'.
- Ueda, A. (2024) 'Competitive exclusion of a burying beetle by mongoose', *Biological Invasions*, 26(2), pp. 605–617. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03195-0>.
- Vincent, R. (2021) 'Régulation de la petite mangouste indienne (*Urva auropunctata*) en vue de la protection des nids de tortues marines en Martinique'
- Warziniack, T. *et al.* (2021) 'Economics of Invasive Species', in, pp. 305–320. Available at: https://doi.org/10.1007/978-3-030-45367-1_14.

VII. Annexe

Annexe 1 : Cartographies des captures de mangoustes sur les sites



a. Cartographie des captures de mangoustes Anses du Nord



b. Cartographie des captures de mangoustes Anse Trabaud

Annexe 2 : Photographies des types de pièges utilisés :

(a) ratière ; (b) DOC250 ; (c) DOC200

