

Année 2022-2023

Mention : Biodiversité, écologie et évolution (BEE)

Finalité : Gestion adaptative de la biodiversité (Gabi)

Evaluation de l'efficacité des actions de contrôle de la petite mangouste indienne en Martinique



Réalisé par : Adélie Paris

Encadrants : Kévin Urvoy et Fabian Rateau

Responsables pédagogiques : Agathe Leriche et Alexandre Millon

Année 2022-2023

Mention : Biodiversité, écologie et évolution (BEE)

Finalité : Gestion adaptative de la biodiversité (Gabi)

Evaluation de l'efficacité des actions de contrôle de la petite mangouste indienne en Martinique

Réalisé par : Adélie Paris

Structures d'accueil : Office Français de la Biodiversité

Encadrants : Kévin Urvoy et Fabian Rateau

Charte relative à la lutte contre le plagiat de d'Aix Marseille Université

Approuvée par le Conseil des Etudes et de la Vie Universitaire de l'Université d'Aix-Marseille en date du 4 octobre 2012,
Approuvée par le Conseil Scientifique de l'Université d'Aix-Marseille en date du 16 octobre 2012, Approuvée par le Conseil d'Administration de l'Université d'Aix-Marseille en date du 27 novembre 2012,

Préambule

Afin de garantir la qualité des diplômes délivrés à ses usagers, l'originalité des publications pédagogiques et scientifiques de ses personnels enseignants et/ou chercheurs, et faire respecter les droits de propriété intellectuelle des auteurs, l'Université d'Aix-Marseille est engagée dans la lutte contre le plagiat.

Les travaux réalisés par les usagers et par les personnels de l'Université doivent répondre à l'ambition de produire un savoir inédit et d'offrir une lecture nouvelle et personnelle d'un sujet.

Les travaux concernés par cette obligation sont notamment : les thèses, les mémoires, les articles, les supports de cours, sans que cette liste soit exhaustive.

Article 1

Le plagiat consiste à reproduire un texte, une partie d'un texte, toute production littéraire ou graphique, ou les idées originales d'un auteur, sans lui en reconnaître la paternité

Tout plagiat, quel qu'en soit le support, constitue une faute.

Le plagiat constitue à la fois la violation la plus grave de l'éthique universitaire et un acte de contrefaçon. C'est un délit au sens de l'article L 335-2 du code de la propriété intellectuelle.

En outre, le fait de commettre un plagiat dans un document destiné à être publié constitue une circonstance aggravante.

Article 2

Les usagers et les personnels de l'Université ne doivent pas commettre de plagiat dans leurs travaux.

Article 3

Les reproductions de courts extraits de travaux préexistants en vue d'illustration ou à des fins didactiques sont admises sans nécessité de demander le consentement de l'auteur, uniquement dans le strict respect de l'exception de courte citation.

Dans ce cadre, les usagers et les personnels de l'Université s'engagent, lorsqu'ils reproduisent de courts extraits de tels travaux, à identifier clairement qu'il s'agit d'un emprunt, en apposant des guillemets, et en indiquant le nom de l'auteur et la source de l'extrait.

Article 4

L'Université d'Aix-Marseille est attachée au respect des droits de propriété intellectuelle et se réserve la possibilité de rechercher les tentatives de plagiat, notamment par l'utilisation d'un logiciel adapté.

Article 5

Les cas présumés de plagiat feront l'objet de poursuites engagées par l'Université devant les instances compétentes, et leurs auteurs seront passibles de sanctions disciplinaires.

Ces violations des droits de propriété intellectuelle pourront également donner lieu à des poursuites judiciaires.

Je, soussigné-e, Adélie Paris certifie avoir pris connaissance de la présente charte et l'avoir respectée

Fait à Fort-de-France le 22/08/2023 Signature :

Remerciements

Je remercie mes encadrants, Kévin Urvoy et Fabian Rateau pour cette opportunité, leur soutien tout au long de ce stage, leurs conseils et le CDD ;)

Je remercie aussi Benoit Pisanu chargé de mission "Ecologie et gestion des Espèces Exotiques et Envahissantes" à l'UMS PatriNat (OFB CNRS MNHN) et Jean-François Maillard Chef de l'équipe « vertébrés exotiques envahissants » à la Direction de la Recherche et Appuie Scientifique (DRAS) au sein de l'Office français de la biodiversité pour leur aide sur le protocole et les statistiques.

Je remercie également l'ensemble des Techniciens forestiers et les VSC de l'ONF pour leur aide précieuse sur le terrain.

Enfin, je remercie Mitsiou Grelot-Valade, stagiaire au PNA tortues marines, sans qui cette expérience n'aurait pas été la même. Merci pour tes conseils, ta patience, nos discussions (et tes talents de copilote).

Table des matières

1 Introduction	1
2 Matériel et méthodes	4
2.1 Sites d'étude	4
2.2 Régulation de la petite mangouste indienne	5
2.3 Evaluation de l'efficacité de la régulation	8
2.4 Analyses statistiques	10
2.4.1 Comparaison de l'efficacité de capture des types de pièges	10
2.4.2 Evaluation de l'efficacité du contrôle.....	11
3 Résultats	14
3.1 Comparaison de l'efficacité	14
3.2 Estimation de la densité de mangouste	17
4 Discussion	20
4.1 Comparaison de la stratégie avec les années précédentes	20
4.2 Comparaison de l'efficacité des DOC 250 et des ratières	21
4.3 Evaluation de l'efficacité du contrôle	22
5 Bibliographie	26
6 Table des annexes	31
7 Résumé	36
8 Abstract	37

1 Introduction

L'introduction d'espèces en dehors de leur aire de répartition d'origine est l'une des menaces majeures qui pèsent sur la biodiversité à l'échelle mondiale (Bellard *et al.*, 2016; Reaser *et al.*, 2007). Les espèces exotiques envahissantes (EEE) sont considérées comme l'une des causes principales de l'érosion de la biodiversité dans les milieux insulaires (Doherty *et al.*, 2016; Reaser *et al.*, 2007; Spatz *et al.*, 2017) en effet, 80% des extinctions modernes se sont produites sur des îles (Ricketts *et al.*, 2005). Cette menace est d'autant plus forte dans ces milieux isolés qui abritent généralement un fort taux d'endémisme, des populations de petites tailles, et une faible redondance fonctionnelle (Blackburn *et al.*, 2004; Kier *et al.*, 2009) les rendant particulièrement vulnérables aux modifications de leur habitat et à l'introduction de nouvelles espèces. Parmi les effets provoqués par les EEE on retrouve l'altération de l'habitat, la compétition, la prédation, l'hybridation ou encore la transmission de maladies (Courchamp *et al.*, 2003; Davis *et al.*, 2008; Medina *et al.*, 2014). Parmi les EEE, les prédateurs introduits sont impliqués dans 58 % des extinctions d'espèces d'oiseaux, de mammifères et de reptiles (Doherty *et al.*, 2016) notamment car les espèces natives ont évolué sans prédateurs et n'ont donc pas développé de comportements de défense (Courchamp *et al.*, 2003; Reaser *et al.*, 2007).

La petite mangouste indienne (*Urva auripunctata*) est classée parmi les espèces les plus invasives au monde (Simberloff & Rejmanek, 2019). Ce mammifère originaire d'Asie, a été introduit sur plusieurs îles dont l'archipel d'Hawaii, du Japon, des Antilles, l'île Maurice, et la Croatie, afin de contrôler les populations de rats (Louppe *et al.*, 2020). Sa distribution actuelle témoigne de sa capacité à occuper une diversité d'habitats allant des milieux ouverts aux milieux fermés et aux zones urbanisées (Berentsen *et al.*, 2017). Bien que principalement carnivore, la mangouste est opportuniste et peut se nourrir de petits vertébrés (reptiles, oiseaux, mammifères), d'œufs et de crustacés (Berentsen *et al.*, 2017).

La mangouste est aujourd'hui présente sur 33 îles des Antilles (Barun *et al.*, 2011) où elle est considérée responsable du déclin de nombreuses espèces d'oiseaux, de reptiles, de mammifères et d'amphibiens depuis son introduction (Engeman *et al.*, 2006; Henderson, 1992; Lorvelec *et al.*, 2004; Nellis & Small, 1983). En plus de menacer la faune locale, la mangouste présente également un risque sanitaire car elle est porteuse de la rage et de la leptospirose (Seetahal *et al.* 2018 ; Everard *et al.* 1976).

Le contrôle des populations de mangoustes est donc devenu une priorité afin de réduire les impacts sur la faune locale et les risques sanitaires. A ce jour, 6 programmes d'éradications sur des îles ont été menées avec succès (Barun *et al.*, 2011) cependant, lorsque celle-ci n'est pas réalisable du fait de contraintes techniques, financières ou éthiques, un contrôle local par piégeage est fréquemment mis en place (Barun *et al.*, 2011). C'est le cas à Hawaï (Peters *et al.*, 2011), Virgin Islands (Coblentz & Coblentz, 1985), St Lucie (Morton, 2005) ou encore Porto Rico (Quinn *et al.*, 2006). Un contrôle chimique peut également être envisagé selon le contexte de l'île (Pimentel, 1955).

En Martinique, la mangouste a été introduite à la fin du 19^e siècle afin de lutter contre la prolifération des rats dans les plantations de cannes. Les impacts de son introduction sur les espèces locales sont multiples. En effet, la mangouste est suspectée de se nourrir des œufs du Moqueur gorge-blanche (*Ramphocinclus brachyurus*), endémique de la Martinique dont il ne reste que 200 à 400 couples (Son, 2020) et classé en danger sur la liste rouge des espèces menacées (BirdLife International 2018). Elle prédatrait également les juvéniles et les œufs de l'iguane des Petites Antilles (*Igana delicatissima*), espèce endémique et classé en danger critique d'extinction (IUCN, 2018). 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*), toutes trois en déclin et inscrites sur la liste rouge des espèces menacées (IUCN, 2018). Bien qu'il n'existe pas d'évaluation de la pression de prédation par la mangouste, des nids prédatés sont régulièrement constatés lors des suivis de pontes organisés chaque année (Office National des Forêt, 2021). D'après Lorvelec *et al.* (2004b), la mangouste peut détruire entre 80 et 100 % des nids de tortues lorsque aucune action de régulation n'est mise en place.

Depuis 2012, un contrôle périodique de la population de mangoustes est réalisé par l'ONF lors du pic de pontes dans le cadre du Plan National d'Action (PNA) en faveur des tortues marines. Cette action consiste à mettre en œuvre un réseau de pièges non vulnérants de type « ratières » sur deux à trois sites de ponte où des traces de prédation par la mangouste sont observées. L'efficacité des mesures de régulation sur le succès de nidification et l'abondance de mangoustes n'a jamais été mesurée depuis leur mise en place.

Le suivi de la population ciblée est une étape essentielle de la régulation qui doit être menée avant puis après les opérations de contrôle afin de disposer d'un état initial à partir duquel il sera

possible de comparer l'évolution de la population et ainsi évaluer l'efficacité de la régulation (McFarlane & Ross, 2017; Thomas 2005).

L'efficacité du contrôle peut être évaluée à partir de données de piégeage conventionnel par la méthode de l'épuisement des populations (Pollock, 1991; Seber, 1982; White *et al.*, 1982). A partir de la relation entre l'épuisement du nombre d'individus sur une surface donnée au cours du temps avec un effort constant de piégeage, il était possible d'obtenir une estimation de sa densité. Cependant, cette méthode manque de précision lorsqu'il est difficile d'estimer la surface effective de piégeage car celle-ci est obtenue à partir de données de déplacements ou du domaine vital de l'espèce qui ne sont pas toujours disponibles.

Ainsi, pour réaliser ces suivis pré et post-contrôle, les pièges photographiques sont de plus en plus privilégiés (Glen *et al.*, 2014; Lazenby *et al.*, 2015; Palmas *et al.*, 2020), car ils requièrent peu d'effort sur le terrain et ont un coût d'utilisation relativement faible dans le temps (Bondi *et al.*, 2010). Les pièges photographiques sont des outils peu invasifs contrairement à des techniques plus coûteuses telles que la capture et le marquage des individus ou l'utilisation d'analyses génétiques qui nécessitent la mobilisation de plus de personnel (Burgar *et al.*, 2018). Il est possible à partir de photos d'estimer la densité d'une population dont les individus ne sont pas différenciables grâce à des modèles comme le *Random Encounter Model* (REM, Rowcliffe *et al.*, 2008). Ce modèle est couramment utilisé pour estimer des densités (Cusack *et al.*, 2015; Palencia *et al.*, 2022) et donne des estimations relativement précises et similaires à d'autres modèles comme le *distance sampling* ou le modèle REST (Palencia *et al.*, 2021; Santini *et al.*, 2022; Zero *et al.*, 2013). Des indices d'abondance relative (RAI) estimés à partir de photos peuvent également être utilisés pour suivre l'évolution de la population ciblée ; leur utilisation est recommandée lorsque les hypothèses des modèles ne sont pas respectées (Gilbert *et al.*, 2021).

Parallèlement à l'estimation de l'efficacité des opérations de contrôle sur la densité de mangoustes, deux évolutions de protocole ont été testées. La première concerne l'inter-distance entre les pièges qui a été augmentée par rapport aux années précédentes afin de prendre en compte la taille du domaine vital des mangoustes. La seconde modification concerne l'emploi de pièges vulnérants de type DOC 250. Lorsqu'ils ont été testés en Martinique, ces pièges ont été moins efficaces que les ratières (Vincent, 2021), contrairement à d'autres études qui ont montré qu'ils étaient plus avantageux par rapport au temps passé sur le terrain et autant efficaces (Roerk *et al.*, 2022) voir plus (Kekiwi *et al.*, 2022.; Peters *et al.*, 2011) que des ratières.

Pour informer au mieux les gestionnaires d'espaces naturels impliqués dans le contrôle de la petite mangouste indienne en Martinique, il est crucial d'améliorer nos connaissances sur l'efficacité de la stratégie de piégeage actuellement en place. Pour ce faire, les objectifs de cette étude sont les suivants :

1. Evaluer l'impact de l'action de piégeage sur la population de mangoustes grâce à l'exploitation de données de captures et de piégeage photographique par l'estimation de la densité selon 3 méthodes : REM, RAI et épuisement des populations.
2. Comparer l'efficacité des DOC 250 et des ratières sur la base du nombre de captures et les comparer aux années précédentes.
3. Proposer une stratégie de piégeage efficace et d'analyse de données fiable et facile à mettre en œuvre pour les gestionnaires.

2 Matériel et méthodes

2.1 Sites d'étude

Lors de la campagne de piégeage 2023, deux sites d'études ont été choisis afin de lutter contre la prédation des nids de tortues marines par la petite mangouste indienne. Le choix de ces sites s'est fait en adéquation avec les données des campagnes de régulation précédentes ainsi que celles des suivis de pontes des tortues marines et l'observation de traces de prédateurs sur des nids.

Le premier site se situe au nord de l'île, sur la commune du Prêcheur dans la réserve biologique intégrale (RBI) de la montagne Pelée. Le site des Anses du Nord (AN) regroupe l'Anse Couleuvre, l'Anse Lévrier et l'Anse-à-voile. La forêt mésophile représente la formation végétale principale. Ce site accueille chaque année un grand nombre de pontes de tortues imbriquées et de tortues vertes et abrite également une petite population d'iguane des petites Antilles. Les Anses du Nord ont déjà bénéficié d'actions de capture en 2012, 2014 et chaque année entre 2018 et 2022 (*ONF*, 2021).

Le second site situé sur la commune de Saint-Anne au sud-est de l'île correspond à l'Anse Trabaud (AT) qui a déjà été le lieu de 6 campagnes de régulations (2014 et de 2018 à 2022). L'arrière-plage du site est constitué d'une forêt littorale, d'une forêt sèche et d'une mangrove. Cette plage est un lieu de ponte important pour les tortues imbriquées et les tortues luth. Cependant, cette

anse est victime d'un nombre important de prédatons de nids par la mangouste (Vincent, 2021) alors qu'en 2021, 58% des pontes de tortues luth de Martinique ont été recensées sur cette plage (ONF, 2020).

2.2 Régulation de la petite mangouste indienne

2.2.1 Types de pièges

Deux types de pièges ont été utilisés pour cette campagne :

Les ratières à battant

Les ratières à battant sont des pièges non-vulnérants, adaptés à la capture de mangoustes. Le piège se déclenche lorsque l'animal essaie de retirer l'appât fixé sur un crochet au fond de la cage, en tirant dessus le mécanisme s'actionne et la porte se referme (Annexe 1). Lorsqu'une mangouste est capturée, celle-ci est mise à mort avec une carabine 19,9 joules. Les ratières permettent de libérer les espèces non-ciblées qui peuvent être piégées mais elles doivent être relevées tous les jours pour des raisons de bien-être animal.

Les DOC 250

Les DOC 250 sont des pièges vulnérants à ressort et à réarmement manuel conçus en Nouvelle Zélande pour lutter contre les mustélidés exotiques envahissants. Ils ont été testés avec succès sur la mangouste à Hawaii (Kekiwi *et al.*, 2022; Peters *et al.*, 2011; Roerk *et al.*, 2022) et sur l'île de St Croix (Pollock *et al.*, 2013). Le piège se déclenche lorsque l'animal marche sur la plateforme, une plaque tombe alors sur l'animal qui meurt sur le coup. Les DOC 250 peuvent être calibrés afin de régler le poids minimum à partir duquel ils se déclenchent. Pour cette étude, les pièges étaient calibrés pour se déclencher à partir de 100g. Les DOC 250 sont placés dans un tunnel de piégeage en bois dont l'entrée est constituée d'un grillage percé d'une ouverture puis d'un second grillage également percé d'une ouverture. Ces deux grilles percées permettent de guider la mangouste sur la plateforme et de minimiser le risque qu'une espèce non-ciblée entre dans le piège. L'appât est positionné sur la tête d'une vis au fond du tunnel fermé par une grille (Annexe 1)

Les DOC 250 ont été utilisés pour la première fois par l'ONF en 2021 cependant, le retour d'expérience de cette campagne a montré que ce type de piège n'était pas efficace en termes de nombre de capture par rapport aux ratières (Vincent, 2021). Ils n'ont donc pas été utilisés pour la

campagne de contrôle de 2022. Cette année, afin d'améliorer leur efficacité, des modifications ont été apportées aux tunnels de piégeage. En particulier, le clou où était fixé l'appât a été remplacé par une vis plus longue, afin d'améliorer sa visibilité à l'entrée du piège car les mangoustes chassent plus à la vue qu'à l'odeur (Nellis & Small, 1983). L'ensemble des pièges ont été appâtés avec des saucisses au poulet, ce type d'appât semble le plus efficace pour attirer les mangoustes d'après les précédentes campagnes (Vincent, 2021).

2.2.2 Disposition des pièges

Contrairement aux années précédentes pour lesquelles les pièges étaient restreints à un linéaire en arrière-plage avec un espacement d'environ 25m, il a été décidé d'élargir la zone contrôlée pour couvrir au mieux le domaine vital des mangoustes en augmentant l'inter-distance entre les pièges. En effet, l'efficacité du piégeage dépend principalement de la distance inter-pièges et du milieu dans lequel ils sont placés (Pitt *et al.*, 2015; Sauvé *et al.*, 2022). La distance inter-piège peut être déterminée à partir de la taille du domaine vital ou de la longueur des déplacements moyens maximum (MMDM) parcourus par la mangouste. Selon Sauvé *et al.* (2022), ceux-ci ne semblent pas influencés ni par la densité ni par le type d'habitat mais varie selon la saison. Afin d'optimiser le piégeage, deux pièges par domaine vital ont été installés, la distance inter-piège correspond alors à la moitié de la MMDM (appelée HMMDM). Sauvé *et al.* (2022) estiment à 140m en automne et 240m en été la MMDM des mangoustes sur l'île de Saint Kitts dans un habitat de type forêt sèche mais n'indiquent pas leurs estimations pour la forêt humide. Etant donnée qu'aucune donnée n'est disponible sur les déplacements ou le domaine vital des mangoustes en Martinique, et que ces estimations varient grandement selon les études et la saison (Berentsen *et al.*, 2020; Quinn & Whisson, 2005; Sauvé *et al.*, 2022), il a été supposé que les mangoustes parcourent en moyenne 160 à 180 mètres par jour, une distance inter-piège de 75 à 90m peut alors être utilisée (Benoit Pisanu, comm. pers).

Dans les Anses du Nord, les pièges ont été placés aux intersections d'une grille dont les mailles mesurent 80mx80m à l'aide du logiciel QGIS (version 3.22.11). Sur le terrain, les pièges ont été placés au plus près du point à partir des chemins (Figure 1). Sur l'Anse Trabaud, les pièges ont été placés le long de 3 lignes de piégeage espacées de 100m. Les pièges ont la même inter-distance que dans les Anses du Nord (Figure 2) Les deux types de pièges ont été placés en alternance afin d'avoir une répartition homogène des types de pièges. Leur position a été inversée entre les deux

sessions afin d'éviter un biais de la localisation du piège. Les pièges ont été orientés avec l'ouverture opposée à la mer.

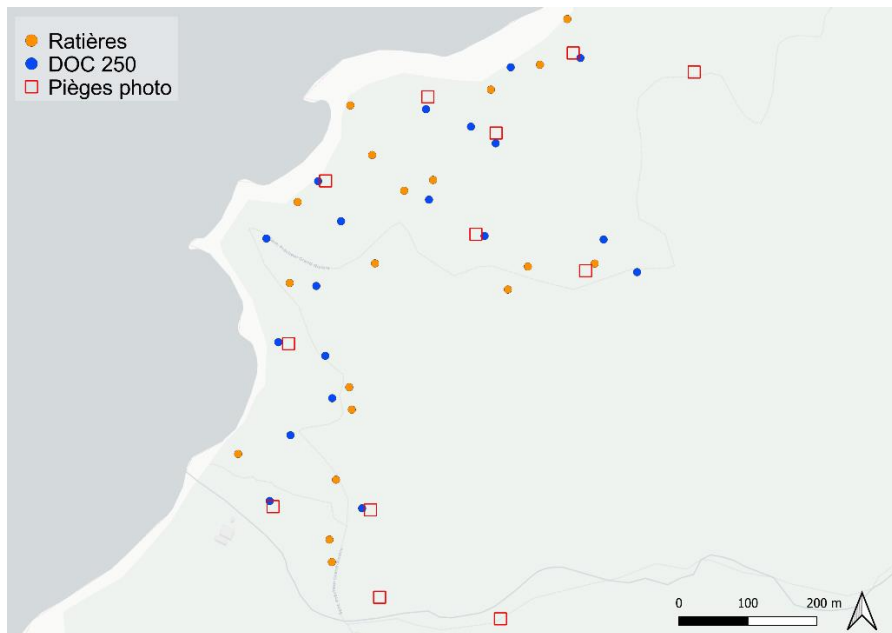


Figure 1. Répartition des pièges à mangoustes et des pièges photo sur les Anses du Nord

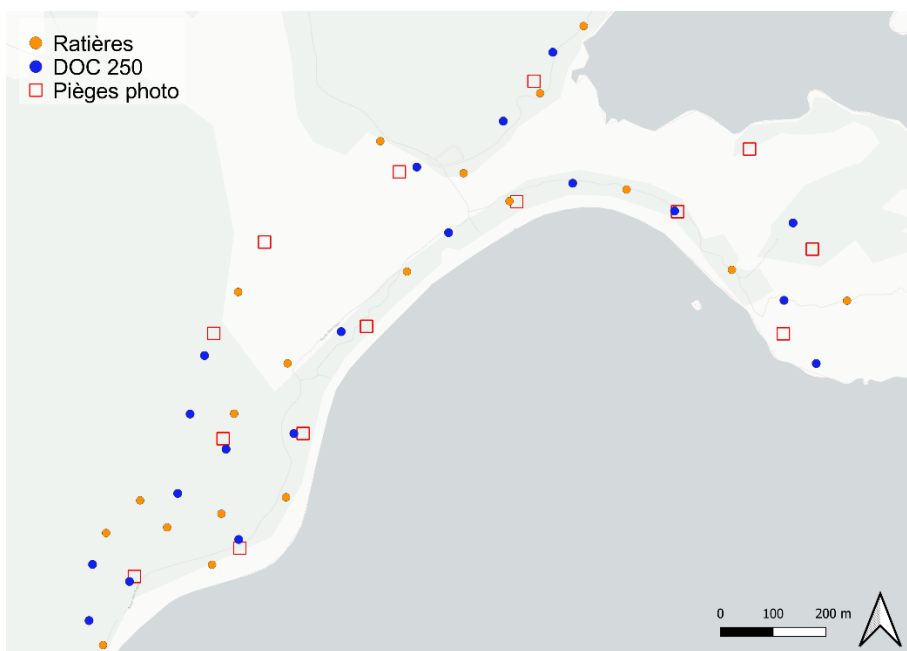


Figure 2. Répartition des pièges à mangoustes et des pièges photo sur l'Anse Traub

Au total 38 pièges ont été déployés sur les deux sites soit 19 ratières et 19 DOC 250.

Les pièges ont été actifs pendant 12 jours consécutifs par session de mars à juillet, période où l'activité de ponte des tortues marines est importante. Deux sessions de piégeage espacées de 8 et

7 semaines ont été réalisées pour les Anses du Nord et l’Anse Trabaud respectivement (Figure 3). Une session comprend 1 jour de pose des pièges, suivi de 10 jours de relève et d’1 jour de relève/dépose des pièges. Les pièges sont actifs jour et nuit et relevés tous les jours à raison d’un passage par jour après la pose, généralement entre 8h30 et 14h.

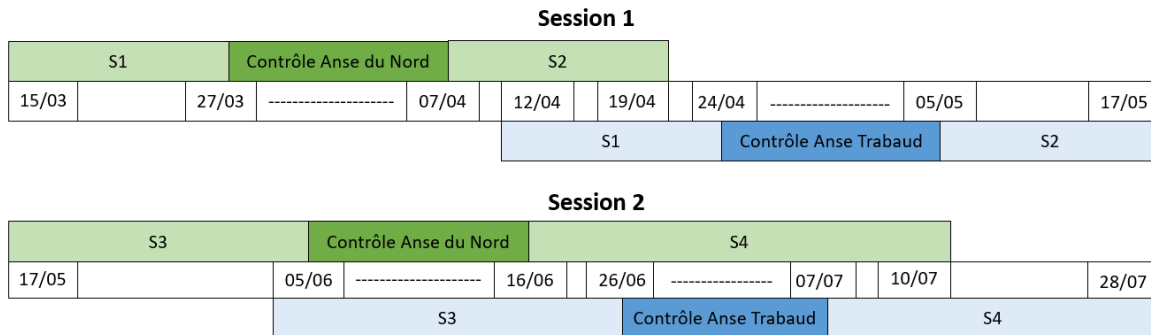


Figure 3. Organisation des opérations de piégeage et du suivi par piégeage photographique (S1 à S4) des mangoustes sur les Anses du Nord et l’Anse Trabaud

Au cours des relèves, chaque mangouste capturée est pesée, la longueur tête - anus ainsi que la longueur totale sont mesurées et le sexe est déterminé. Les individus capturés sont conservés pour être disséqués par la suite afin d’étudier le contenu de leur tractus digestif et le statut reproducteur des femelles.

2.3 Evaluation de l’efficacité de la régulation

2.3.1 Disposition des pièges photo

Afin d’évaluer l’efficacité du contrôle, la densité de mangoustes a été estimée par un suivi par pièges photographiques. 12 pièges photos ont été déployés sur les Anses du Nord (Stealthcam GMAX32NG) et 14 pièges sur l’Anse Trabaud (Bolyguard SG2060-X ; Bushnell 119977C ; Browning Spec OPS EDGE BTC-8E ; Stealthcam GMAX32NG). Certains modèles ont été remplacés entre les sessions à la suite de dysfonctionnements. Les pièges photos ont été placés aux intersections de mailles de 160x160m (Figure 1Figure 2). Ils ont été fixés sur des troncs d’arbres à une hauteur allant de 30 à 60cm du sol. La végétation devant les boîtiers a été nettoyée pour éviter des déclenchements accidentels. L’orientation des pièges a été choisie en fonction de la végétation pour avoir une visibilité linéaire sur au moins 8 mètres devant la caméra. Le piégeage photographique a été mené avant puis après chaque session de capture des mangoustes soit au total

4 sessions par site (appelées S1 à S4, Figure 3), pendant 13 jours pour les sessions 1 et 2. Le déploiement des pièges photo a ensuite été rallongé à 22 ou 25 jours actifs pour les sessions 3 et 4.

2.3.2 Paramétrage des pièges photo

Les pièges ont été configurés pour être actifs jour et nuit, l'horodatage des photos était activé. La sensibilité de détection a été fixée sur une valeur « forte », la résolution a été réglée sur la valeur la plus faible. Les cameras ont été paramétrées de façon à prendre une rafale de 3 photos consécutives à chaque déclenchement avec le minimum de délai possible entre photos et entre déclenchements permis par les modèles. A noter que pour les sessions de piégeage photographique 3 et 4, le paramétrage a été modifié à un maximum de photos par rafales soit 9, 8 ou 3 photos selon les modèles.

2.3.3 Calibration des déploiements

Afin d'utiliser le modèle de *random encounter*, un calibrage de chaque déploiement doit être réalisé lors de l'installation des pièges photo sur le terrain. Ce calibrage correspond au piquetage du champ de détection de chaque piège. La méthode de piquetage employée a évolué au cours de l'étude. La technique recommandée pour les prochains suivis suit les recommandations de Guerrasio *et al.* (2022). Cette méthode consiste à placer un bâton gradué tous les 20cm jusqu'à 1 mètre à différentes distances de la caméra lors de la pose et de la dépose des pièges photo. Le bâton doit être maintenu à la verticale et toucher le sol. Pendant le piquetage, le piège est actif, ces photos permettent de calibrer le déploiement. Cette méthode a été utilisée pour les sessions 3 et 4 de piégeage photographique.

2.3.4 Tri des photos

Le tri des photos a été effectué sur la plateforme Agouti (Casaer *et al.*, 2019), développée pour traiter les données issues de piège photographique. Agouti classe les photos par déploiement (période d'activité d'un piège photo à une station donnée) puis par séquence (toutes les photos prise dans un intervalle de temps inférieur à 2 minutes). Chaque séquence est annotée : lorsqu'une photo présente un animal, l'espèce, le sexe et l'âge lorsque cela est possible, le comportement de l'individu et le nombre d'individu sont caractérisés. Pour chaque passage d'individu observé, la patte au sol la plus en avant est marquée par un repère sur la photo. Le parcours de l'individu dans

le champ de la caméra est ainsi « tracé ». Les séquences sans animal sont annotées « vides ». Ces annotations permettent d'obtenir de manière automatisée la distance de l'animal à la caméra, sa vitesse et l'angle de détection.

2.4 Analyses statistiques

2.4.1 Comparaison de l'efficacité de capture des types de pièges

2.4.1.1 Comparaison de l'efficacité des deux types de piège

Afin de comparer l'efficacité des deux types de piège selon différents paramètres, plusieurs modèles linéaires généralisés avec une distribution de poisson et une fonction de lien logarithmique ont été réalisés. Les variables explicatives testées sont les mêmes pour chaque modèle : le type de piège, la session, le site ainsi que l'interaction du type de piège avec le site afin de vérifier si le nombre de captures varie entre types de piège selon le site. Les variables réponses sont le nombre de mangoustes capturées par jour, le nombre de pièges relevés inactifs par jour et le nombre d'individus d'espèces non ciblées capturés par jour. L'état inactif regroupe les pièges qui ont été relevés sans appât ou fermés avec appât (les pièges avec un animal capturés ne sont pas pris en compte). Les espèces non ciblées correspondent à toutes les espèces autres que les mangoustes ou les rats (les rats étant aussi une EEE, elle est considérée comme une espèce ciblée).

A partir du modèle complet, le meilleur modèle a été sélectionné à partir du Critère d'Information d'Akaike (AIC). Le meilleur modèle étant celui ayant obtenu le $\Delta AICc$ le plus faible. En cas de $\Delta AICc \leq 2$, les modèles ont été comparés sur la base du R^2 marginal. Sinon, le modèle le plus parcimonieux est sélectionné. La sur-dispersion a été vérifiée et les conditions d'applications des modèles, à savoir la distribution des résidus ainsi que l'homogénéité des variances ont été inspectées visuellement. Pour étudier les différences entre chaque groupe au sein des interactions, la fonction « emmeans », du package du *emmeans* a été utilisée, ajustée avec un test de Tukey.

2.4.1.2 Comparaison interannuelle de la régulation

Les données des années précédentes ont d'abord été réorganisées, une base de données interannuelles a été créée pour regrouper toutes les données de captures disponibles depuis 2012. Plusieurs différences de protocole sont à noter entre les campagnes, à savoir que certaines années

les pièges n'ont pas été actifs 24h/24, la durée des sessions dépassait rarement les 5 jours, le nombre de relèves par jour varie également (de 1 à 4) et en 2021 des DOC 250 ont été utilisés. Les années 2012 et 2014 ne sont pas considérées car il manque des données sur le nombre de pièges déployés et le nombre de jours de piégeage. En raison de ces différences, la comparaison ne peut se baser uniquement sur le nombre de mangoustes capturées ni sur l'ensemble de la durée de la campagne. Ainsi, étant donné que la plupart des sessions ont duré 5 jours et que le nombre de captures diminue avec le temps, la comparaison interannuelle du contrôle se base sur le nombre de captures par unité d'effort (capture per unit effort, CPUE) pour les 5 premiers jours de chaque session, par année et par type de pièges. Le CPUE est calculé selon l'équation (2) :

$$(2) \quad \text{Nombre de captures} / (\text{nombre de jours de piégeage} * \text{nombre de pièges déployés})$$

2.4.2 Evaluation de l'efficacité du contrôle

2.4.2.1 Random encounter model (REM)

Le REM se base sur la modélisation des rencontres aléatoires des individus avec des caméras en prenant en compte des variables qui affectent le taux de rencontre : la surface de détection des caméras, définie par le radius et l'angle de détection, et la distance journalière parcourue par l'espèce ciblée (Palencia *et al.*, 2022). Ces deux paramètres sont obtenus à partir des informations issues du piégeage photo. Plusieurs prérequis doivent être respectés pour appliquer le REM (Gilbert *et al.*, 2021): (a) les pièges photo sont déployés indépendamment de la distribution de l'espèce (les habitats et chemins préférentiels ne doivent pas être ciblés). Les pièges sont déployés de manière aléatoire. (b) Les individus à 0 mètre du piège photo sont parfaitement détectés, (c) les mesures des paramètres sont exactes, (d) les individus sont détectés à leur position initiale et (e) la population est fermée. Nous faisons l'hypothèse qu'il n'y a ni mort, ni naissance, ni immigration et d'émigration pendant la période de suivi photographique.

La densité est calculée pour le champ de vision collectif des caméras (Gilbert *et al.*, 2021) selon l'équation (1) :

$$D = \frac{y}{t} \cdot \frac{\pi}{v \cdot r \cdot (2 + \theta)}$$

Où Y correspond au nombre de détections, t à l'effort total du suivi, v à la distance journalière parcourue par un animal de la population, r au radius (soit la distance de détection) et θ à l'angle de détection des caméras. L'effort t correspond au nombre de jours pendant lesquels les caméras ont été actives multiplié par le nombre de caméras actives. La distance journalière peut être estimée à partir du produit de la vitesse de déplacement de l'animal (vitesse moyenne lorsque l'animal est actif) et le niveau d'activité (la proportion de temps pendant laquelle la population est active) tous deux dérivés des informations issues des caméras (Rowcliffe *et al.*, 2016)

Mesure des distances

La distance horizontale entre la caméra et la patte la plus en avant de l'animal détecté a été estimée sur chaque photo tant que l'animal se trouve dans le champ de la caméra. Pour obtenir les distances via Agouti, il est nécessaire de réaliser deux calibrations (Consortium *et al.*, 2022).

Calibration du modèle de piège photo :

Chaque modèle de piège photo utilisé doit être calibré, pour cela le piège photo est déclenché par une personne tenant le bâton de calibration à différentes distances du piège sur un terrain plat et dégagé. La calibration du modèle se fait pour une résolution, si cette résolution change, la calibration du modèle doit de nouveau être effectuée avec cette nouvelle résolution.

Calibration du déploiement :

Le déploiement doit également être calibré, cette calibration s'effectue sur le terrain (cf. partie 2.3.3). Les photos obtenues sont uploadées sur Agouti avec l'ensemble des photos du déploiement, et pour chaque séquence de calibration du déploiement, les hauteurs minimales et maximales visibles marquées par des scotchs sur le bâton sont pointées et leur hauteur est indiquée.

A partir de ces deux calibrations, Agouti réalise une cartographie des pixels de la photo en assignant à chacun une distance réelle.

Estimation de la densité

La densité par REM a été estimée pour les sessions 3 et 4 de piégeage photographique pour lesquelles la calibration avec le bâton gradué a été utilisée.

Des sous jeux de données pour les déploiements des sessions 3 et 4 des deux sites incluant uniquement les observations de mangoustes ont été créés. La précision de chaque déploiement a ensuite été vérifié visuellement à l'aide de graphiques représentant la position des points de calibration sur la photo. Cette vérification permet de choisir les déploiements à exclure de l'analyse

si le nombre de calibration est trop faible ou de corriger sur Agouti l'annotation des hauteurs du bâton de calibration si des points sont aberrants. Plusieurs déploiements ont été corrigés pour les deux sites. Des fonctions de détection sont ensuite ajustées pour les données de distances et d'angles de détection et de l'activité. Puis ils sont inclus dans le modèle REM avec la vitesse moyenne pour l'espèce ainsi que le taux de capture. Enfin, la densité est estimée en appliquant l'équation (1) et 999 itérations pour estimer la variance à l'aide du package *camtraptor*.

2.4.2.2 Estimation de la densité par piégeage par épuisement à effort constant

Les modèles d'épuisement des populations partent du principe qu'à effort de piégeage constant, et en faisant l'hypothèse que la population n'est pas soumise à un événement de mortalité (autre que celui imposé par le piégeage), de naissance, ou d'un flux d'immigration/émigration, la diminution régulière au cours du temps du nombre d'individus par piégeage permet rétrospectivement d'évaluer la taille de la population sur la surface effective de piégeage (Pollock, 1991; Seber, 1982; White *et al.*, 1982).

La densité estimée par piégeage par épuisement est très sensible à l'estimation de la surface effective de piégeage. Si la seule surface du polygone formé par la grille de pièges est prise en compte, alors la densité est surestimée, car des individus vivant à la périphérie de la grille peuvent y être capturés. Pour minimiser cet effet de bord, il est recommandé d'ajouter une bande autour de la grille de piège d'une largeur équivalente à la moitié de la distance moyenne maximale des déplacements d'un individu notée HMMDM (Johnson *et al.*, 2016; Sauvé *et al.*, 2022). La largeur de cette bande peut être déduite empiriquement à partir des données de la taille des domaines vitaux ou de la MMDM connus dans la littérature. En l'absence de la connaissance précise des amplitudes de mouvements des mangoustes en Martinique, la largeur HMMDM a été tir e de la littérature. La MMDM estim e par Sauvé *et al.* (2022) en forêt sèche, en saison sèche a été utilis e, soit 238m pour la MMDM et 119m pour la HMMDM. La surface effective de piégeage est obtenue en regroupant des tampons de 119m autour des pièges. Ainsi, cette surface est de 39 ha dans les Anses du Nord et 64 ha pour l'Anse Trabaud. L'abondance de la population de mangoustes pour chaque session de capture a été estim e par le modèle Mbh dit de *Generalized removal* d'Otis *et al.* (1978)   l'aide des packages *fishmethods* et *secr* puis a été divis e par la surface effective de piégeage.

2.4.2.3 Indice d'abondance relative (RAI)

Un indice d'abondance relative correspond à un indice de présence d'un animal dont on suppose qu'il est corrélé avec la taille de la population étudiée tel qu'un changement des valeurs de l'indice reflète un changement de la taille de la population (Jachmann, 2001; Martin-Garcia *et al.*, 2022; O'Brien *et al.*, 1985).

Le RAI se calcule selon l'équation : $100 * (n/\text{effort})$ où n correspond au nombre d'observations et l'effort au nombre de jours à l'aide du package *camptraptor*. La fonction *get_rai* renvoie les RAI pour chaque caméra de chaque session. Ainsi pour obtenir le RAI global par session, le nombre d'observations de chaque caméra est additionné ainsi que l'effort pour chaque caméra puis, le RAI par session est estimé.

Les analyses ont été réalisées sur R version 4.2.2 (R Core Team, 2021).

3 Résultats

Au total 69 mangoustes ont été capturées sur l'ensemble des sessions des AN, soit en moyenne $3,1 \pm 2,7$ mangoustes par jour avec 46 mangoustes capturées par les DOC 250 contre 23 par les ratières. Sur l'AT, ce sont 72 mangoustes qui ont été capturées sur l'ensemble des sessions, soit en moyenne $3,4 \pm 2,8$ mangoustes par jour dont 32 mangoustes capturées dans les DOC 250 et 40 dans les ratières. Dans les AN, le sexe ratio est très déséquilibré avec 75 % de mâles parmi les individus capturés, tandis qu'il est plus équilibré à l'AT avec 58 % de mâles.

Sur l'ensemble de la campagne de régulation, 7 espèces ont été capturées dont 5 espèces non ciblées : le manicoü (*Didelphis marsupialis*), le Bernard l'ermite (*Coenobita clypeatus*), le chat (*Felis catus*), le crabe de terre (*Cardisoma guanhumi*) et le Quiscale merle (*Quiscalus lugubris*) (Annexe 2). Parmi les espèces ciblées, les mangoustes représentent 46 % du total des captures et les rats 19 %.

3.1 Comparaison de l'efficacité

Comparaison interannuelle du CPUE

Cette année, le nombre de captures par unité d'effort est de 0.13 mangoustes.jours*pièges pour un effort de piégeage de 760 jours*pièges sur les 5 premiers jours de chaque session de la campagne

(Annexe 5. Comparaison de l'effort de piégeage sur les 5 premiers jours de chaque session et par type de piège pour l'ensemble des sessions de régulation de 2018 à 2023 pour les deux sites de piégeage confondus. CPUE = nombre de captures / (nombre de jours * nombre de pièges). Le CPUE augmente depuis 2021, il est supérieur à celui des campagnes précédentes excepté, celle de 2019 dont le CPUE est de 0,15 mangoustes.jours*pièges (Figure 4). En 2023, les DOC 250 ont un CPUE de 0,14 mangoustes.jours.pièges et les ratières de 0,11 mangoustes.jours*pièges. Les DOC 250 ont un nombre de mangoustes capturées par unité d'effort 14 fois plus important qu'en 2021.

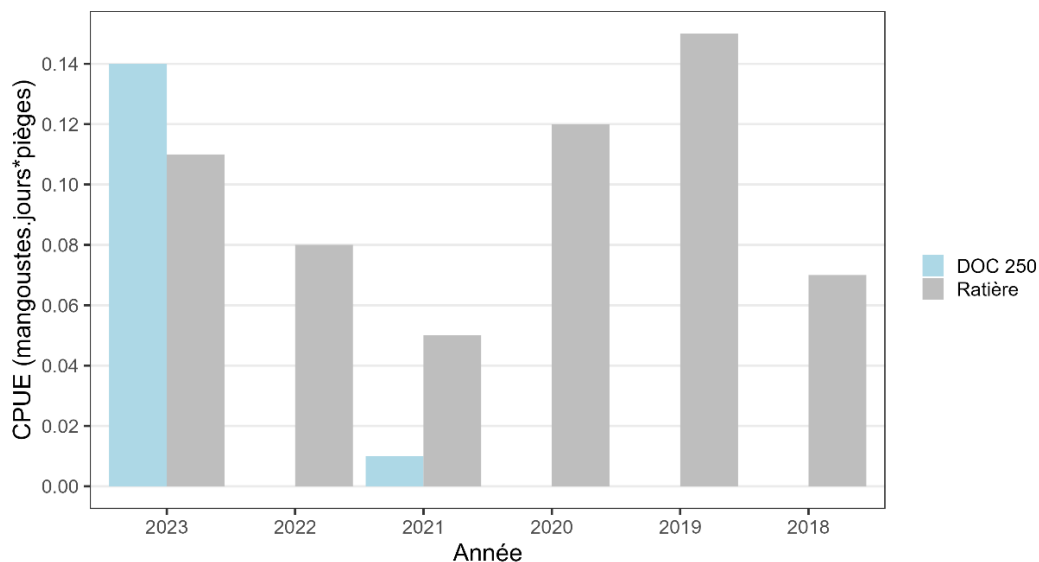


Figure 4. Nombre de mangoustes capturées par unité d'effort sur les 5 premiers jours de chaque session et par types de piège utilisés pour les 6 dernières campagnes de régulation. CPUE = nombre de captures / (nombre de jours * nombre de pièges)

Comparaison du nombre de captures de mangoustes

Dans l'analyse expliquant la variation du nombre de captures de mangoustes par jour, un meilleur modèle a été sélectionné ($r^2 = 0.09$). Les résultats du modèle indiquent que le type de piège et le site n'ont pas d'effet sur le nombre de mangoustes capturées par jour. En revanche, un nombre plus important de mangoustes ont été capturées dans les DOC 250 déployés dans les AN ($p < 0.05$) (Figure 5). De plus, le nombre de captures a été plus important en session 1 ($p = 0.01$).

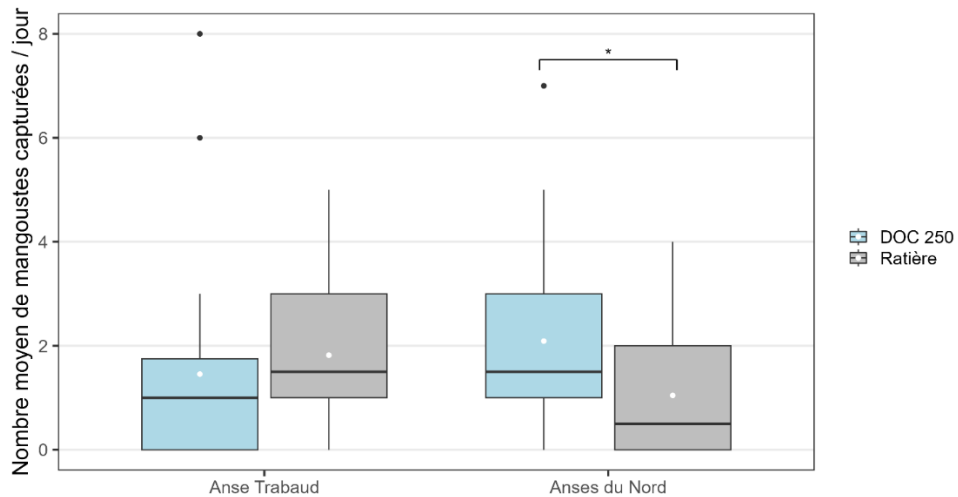


Figure 5. Nombre moyen de mangoustes capturées par jour et par type de piège selon le site. Les barres horizontales représentent la moyenne et les points la médiane, * indique le niveau de significativité <0,05

Comparaison du nombre de pièges inactifs

Dans l'analyse expliquant la variation du nombre de pièges inactifs par jour, un meilleur modèle a été sélectionné ($r^2 = 0,57$). Les résultats du modèle indiquent que toutes les variables testées ont un effet sur le nombre de pièges inactifs relevés par jour ($p < 0.0001$). Des pièges relevés sans appât ou désarmés sans capture ont été plus nombreux durant la seconde session. Les pièges retrouvés inactifs sont majoritairement des ratières et les pièges inactifs étaient en moyenne deux plus fréquent sur l'AT que dans les AN (Figure 6).

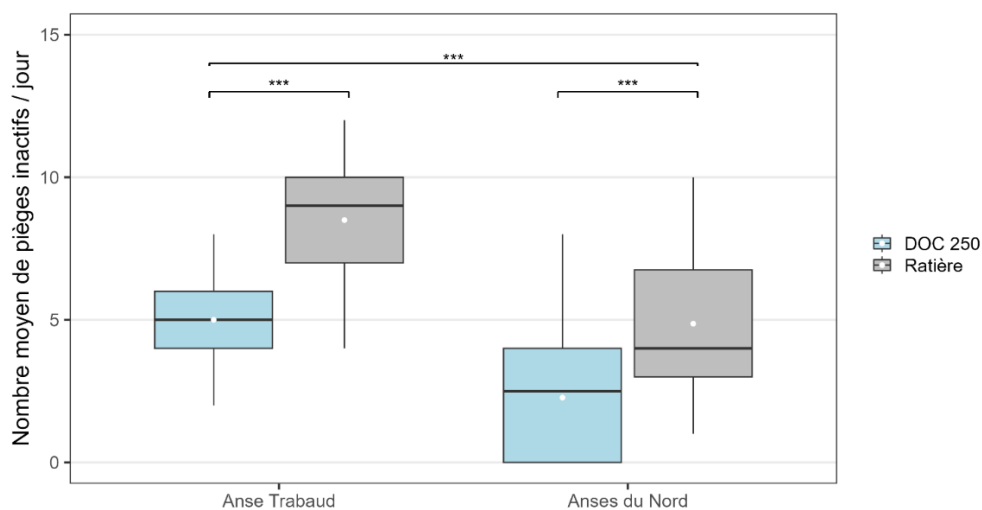


Figure 6. Nombre moyen de pièges relevés inactifs par jour, pour les sites des Anses du Nord et de l'Anse Trabaud selon les deux types de pièges. Les pièges inactifs ont été relevés sans appât ou désactivés sans

animal capturé. Les barres horizontales représentent la moyenne, les points la médiane et les *** un niveau de significativité <0,0001.

Comparaison du nombre d'individus d'espèces non ciblées capturés

Dans l'analyse expliquant la variation du nombre d'individus d'espèces non ciblées capturés par jour, un meilleur modèle a été sélectionné ($r^2 = 0,55$). L'ensemble des variables testées et l'interaction des pièges et du site ont un effet significatif sur le nombre de captures accidentelles ($p < 0,0001$ et $p < 0,01$ respectivement). Globalement, les DOC 250 ont piégés plus d'individus d'espèces non ciblées que les ratières. L'AT concentre la majorité de ces captures, qui ont été en moyenne plus nombreuses dans les DOC 250 (Figure 7). Les Bernard l'ermite représentent 40% des captures sur l'AT.

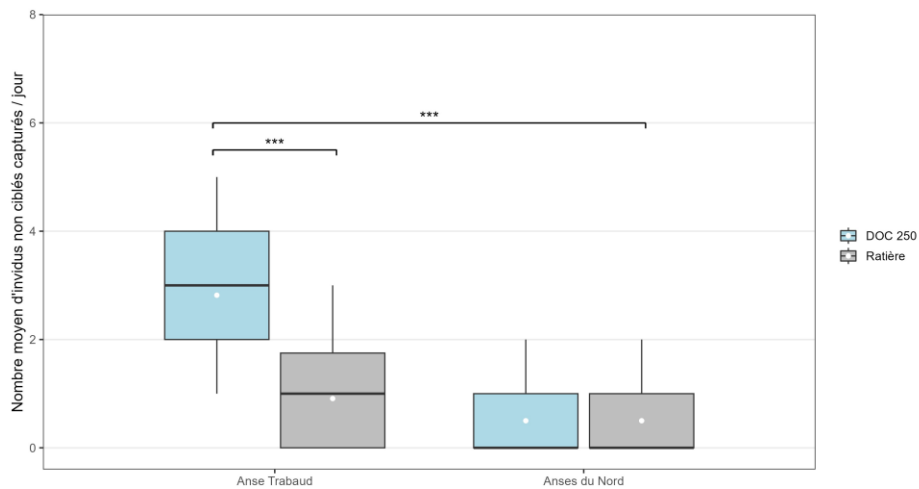


Figure 7. Nombre moyen d'individus d'espèces non ciblées capturés par jour selon le site et le type de piège. Les barres horizontales représentent la moyenne, les points la médiane et les *** le niveau de significativité < 0,0001

3.2 Estimation de la densité de mangouste

358 observations de mangoustes sur 139 jours de piégeage photographique ont été enregistrées. Plusieurs dysfonctionnements des caméras ont eu lieu au cours des 8 sessions de piégeage photo. (Annexe 3).

Estimation de la densité par REM

La densité par REM a été estimée pour les sessions 3 et 4 de piégeage photographique seulement car la calibration des sessions 1 et 2 selon la première méthode ne permet pas d'obtenir les

estimations de vitesse nécessaire pour utiliser le modèle. Aucun déploiement n'a été exclu de l'analyse, la différence du nombre de déploiements entre session est dû à des caméras qui n'ont pas fonctionnées. Le nombre de déploiements pour les sessions 3 et 4 des AN est de 11 et 12, pour l'AT de 14 et 13 respectivement. Les jours de pose et dépose des pièges photo sont inclus.

Les densités moyennes en mangoustes varient peu entre sessions et les écarts type se recoupent. Dans les AN, la densité avant la seconde session de contrôle des mangoustes était de $0,0684 \pm 0,0336$ mangoustes/ha (coefficient de variation = 0,49) puis diminue à $0,0453 \pm 0,0209$ mangoustes/ha (cv=0,46) après le contrôle (Figure 8.a). De même sur l'AT, la densité diminue, elle était de $0,0845 \pm 0,0538$ mangoustes/ ha (cv=0,64) pour la session 3, puis de $0,0303 \pm 0,0149$ mangoustes / ha (cv=49) pour la session 4 (Figure 8.b).

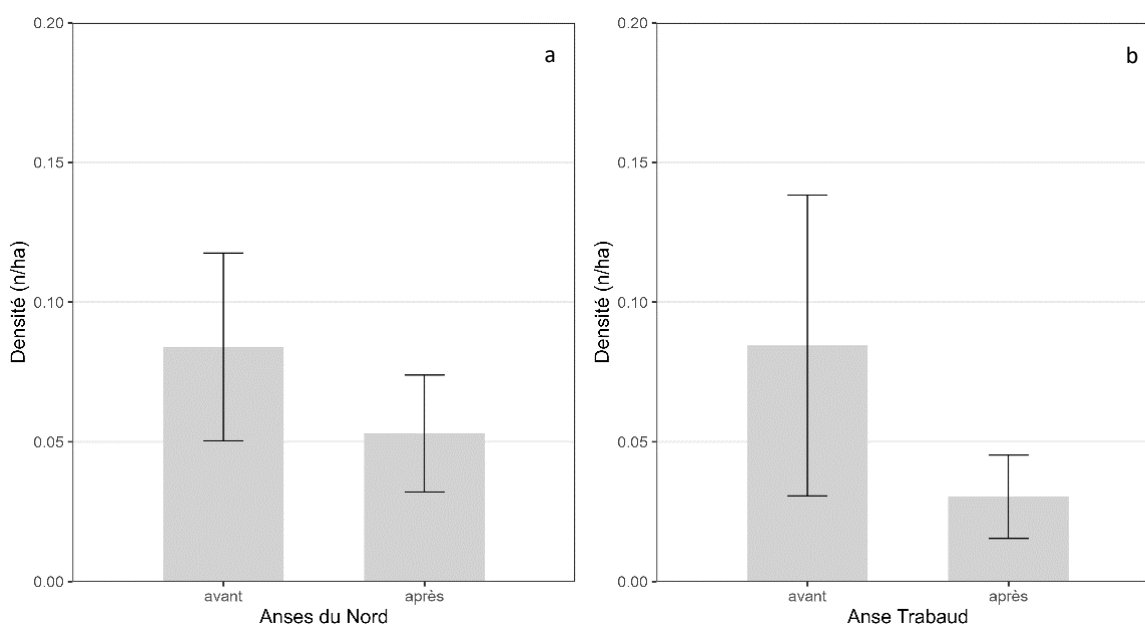


Figure 8. Densités moyennes de mangoustes par hectares estimées par REM et les erreurs standard avant puis après le contrôle pour a. les Anses du Nord et b. l'Anse Tra baud.

Estimation de la densité par la méthode de l'épuisement des populations

Les densités moyennes en mangouste estimées dans les AN par piégeage par épuisement à effort constant sont identiques, avec des intervalles de confiance qui se chevauchent, passant de $1,02 [1-1,22]$ mangoustes/ha à $1 [0,81 - 1,95]$ mangoustes/ha (Tableau 1) pour une surface effective de piégeage de 39 ha. Sur l'AT, la densité augmente mais les intervalles de confiance se recoupent et

sont très étendue pour la session 2. Elle varie de 0,77 [0,73 - 0,97] mangoustes/ha pour la première session de capture à 0,97 [0,45 - 6,48] mangoustes/ha pour la deuxième.

Tableau 1. Estimation de la densité par piégeage par épuisement à effort constant avant et après les sessions de contrôle sur les Anses du Nord et l'Anse Trabaud. La densité est obtenue à partir de l'abondance et de la surface effective de piégeage (39 ha pour AN et 64 ha pour AT). La densité est présentée avec un intervalle de confiance à 95%.

		abondance (se)	densité [CI] (ha)
Anses du Nord	session 1	39,71 (1,45)	1,02[1 - 1,22]
	session 2	39,01 (9,03)	1 [0,81 - 1,95]
Anse Trabaud	session 1	49, 37 (3,23)	0,77 [0,73 - 0,97]
	session 2	62,16 (66,56)	0,97 [0,45 - 6,48]

Indice d'abondance relative

Les RAI obtenus pour les AN varient fortement entre la session 1 et 2 (Figure 9.a), en raison d'un nombre important de dysfonctionnements des caméras, seulement 5 caméras sur 12 ont correctement fonctionné (Annexe 3). 8 semaines après la régulation, le RAI d'avant régulation reste plus faible que celui de la session 1 qui était de 67,37 contre 27,61 en session 3. Le nombre d'observations est similaire pour les sessions 3 et 4 mais la dernière session a été plus longue (25 jours contre 20 en session 3) (Annexe 4: Nombre d'observations et l'effort par session pour a. Anses du Nord et b. Anse Trabaud).

Les RAI obtenus pour l'AT varient très peu au cours des sessions (Figure 9.b). Les RAI des sessions 1 et 2 sont similaires en raison d'un même nombre d'observations et d'un effort similaire (Annexe 4). 7 semaines après la fin de la première session de contrôle des mangoustes, le RAI augmente par rapport aux premières sessions passant de 13,80 à 24,62 puis diminue à 17, 37 en session 4.

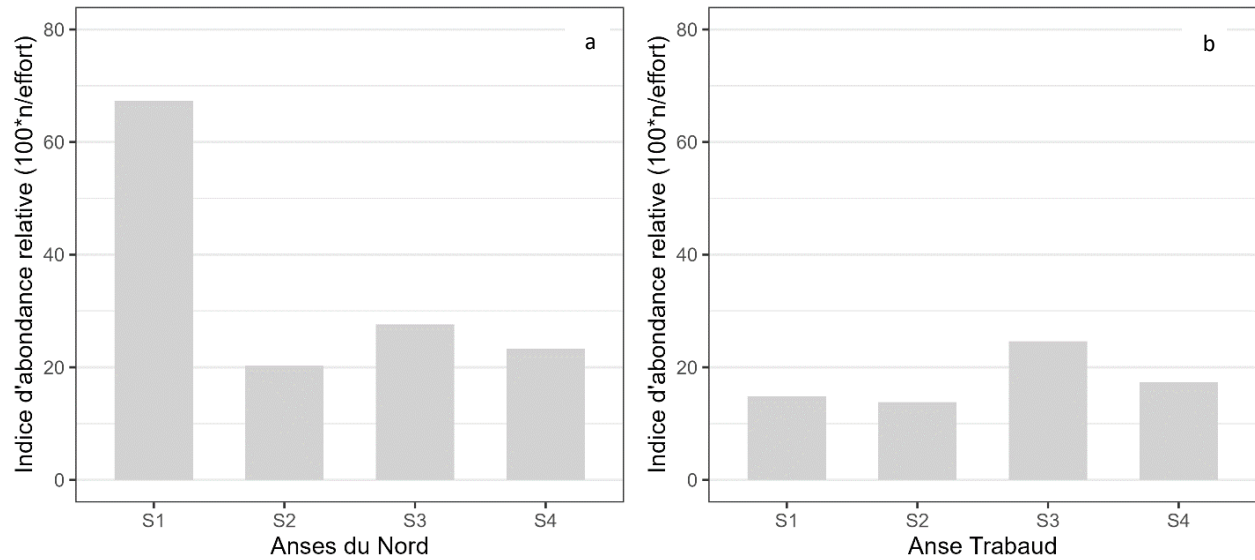


Figure 9. Indice d'abondance relative (RAI) par session sur a. les Anses du Nord et b. l'Anse Trabaud. Le RAI correspond aux nombres d'observations par session divisé par l'effort de toutes les caméras d'une session.

4 Discussion

4.1 Comparaison de la stratégie avec les années précédentes

Le nombre de mangoustes capturées par unité d'effort durant la campagne de 2023 est supérieur à celui des campagnes précédentes et particulièrement à celui des 2 dernières années. A noter que notre calcul du CPUE ne prend pas en compte le nombre de relèves de pièges par jour alors que plusieurs passages dans la journée modifient la disponibilité des pièges. En 2021 et 2022, 2 et 3 relèves pas jour étaient réalisées respectivement et durant la campagne de 2019 dont le CPUE est le plus élevé pour un effort apparent plus faible que 2023, 4 relèves par jours étaient effectuées (Gerard & Rateau, 2019). La campagne de 2023 atteint presque le CPUE de 2019 pour un effort sur le terrain réduit (1 relève par jour seulement). Il semble donc que le choix d'augmenter la distance inter-pièges à 80 mètres, ce qui a permis de doubler la surface de pigeage par rapport à 2020, 2021 et 2022, a contribué à la réussite de cette campagne. En effet, l'efficacité du pigeage dépend en partie de la distance inter-piège et va dans le sens des résultats de Pitt *et al.* (2015) qui conseillent d'agrandir la distance entre les pièges afin de capturer des mangoustes qui iraient prospecter de la nourriture sur de plus grandes distances ou des individus aux déplacements journaliers plus petits qui ne se déplaceraient pas jusqu'à la plage. La surface de pigeage de cette

année est plus représentative du domaine vital de la mangouste et des habitats qu'elle occupe (Berentsen *et al.*, 2017). Cette modification est importante car la densité de mangoustes varie selon les habitats (Sauvé *et al.*, 2022).

Toutefois, la distance inter-pièges reste à affiner, étant donnée l'absence de connaissances sur les déplacements journaliers et les domaines vitaux des mangoustes en Martinique. Bien que d'après Sauvé *et al.* (2022), la MMDM des mangoustes serait plus influencée par la saison que par l'habitat, une meilleure connaissance de l'amplitude de leurs déplacements est essentielle, notamment au moyen de suivi par balises GPS permettant une caractérisation fine de l'utilisation de l'espace. La connaissance de ces distances permettra d'améliorer la stratégie de piégeage.

4.2 Comparaison de l'efficacité des DOC 250 et des ratières

Nos résultats indiquent qu'il n'y a pas un type de piège plus efficace que l'autre pour capturer des mangoustes à l'échelle des deux sites mais qu'il existe des différences au niveau local. En effet, les DOC 250 ont été plus efficaces que les ratières uniquement dans les Anses du Nord. Cette différence d'efficacité relative des types de pièges entre site s'explique probablement par l'abondance plus élevée de crustacés terrestres (*Coenobita clypeatus*, *Gecarcinus lateralis* et *Cardisoma guanhumi*) sur l'Anse Trabaud. Ces espèces concurrencent les mangoustes dans l'usage des pièges et engendrent de nombreuses captures accidentelles et désarmements. Sur l'Anse Trabaud, les pièges sont donc moins disponibles pour capturer des mangoustes, le gain d'efficacité procuré par l'usage des DOC 250 est probablement réduit. Afin de réduire les captures accidentelles, la sensibilité des DOC 250 peut être corrigée pour limiter les déclenchements par les crustacés cependant cela pourrait réduire les captures des plus jeunes mangoustes qui sont plus légères.

Cette année le nombre de captures par les DOC 250 est largement supérieur à celui de la première session de test en 2021 qui n'avait permis de capturer qu'un seul individu (Vincent, 2021). La modification de la distance inter-piège mais aussi les modifications apportées aux pièges sont probablement à l'origine de l'augmentation des captures. En effet, en 2021 le positionnement de l'appât ne le rendait pas assez visible de l'entrée du piège ce qui dissuadait peut-être les mangoustes d'y entrer alors qu'elles chassent principalement à vue (Nellis & Small, 1983). Nos résultats rejoignent ceux d'études qui concluent également à une efficacité similaire des pièges de type DOC et des ratières, comme Roerk *et al.* (2022) qui ont piégé 0.008 mangoustes/jour avec les ratières et

0.012 mangouste/jour avec les DOC 200 (voir aussi Clayton & Hairston 2013; Nishimoto *et al.*, 2021). Cependant ils diffèrent de ceux de Kekiwi *et al.* (2022) qui ont observé une efficacité de piégeage des pièges de type DOC plus importante (3,99 mangoustes/jour pour les DOC 250 ; 2,41 mangoustes/jour).

4.3 Evaluation de l'efficacité du contrôle

Cette étude fournit les premières estimations de densités en mangoustes de Martinique. Les estimations de densité dans les Caraïbes varient énormément (0.19–9.0 mangoustes / ha ; Berentsen *et al.*, 2017) selon les méthodes d'estimations utilisées, les habitats et la saison considérés. Nos estimations moyennes de densité par REM apparaissent extrêmement faibles par rapport aux densités enregistrées dans des habitats similaires. Sauvé *et al.* (2022) estiment à 5.43 ± 0.42 mangoustes/ha en forêt sèche et 1.42 (IC95 = 1.07–1.87) mangoustes/ha en forêt humide sur l'île de St Kitts. Johnson *et al.* (2016) estiment quant à eux la densité en forêt sèche à 1.3 ± 0.55 mangoustes/ha et 0.96 ± 0.02 mangoustes/ha en forêt humide à Porto Rico. Nos estimations sont également peu cohérentes avec celles obtenues par épuisement de la population qui apparaissent quant à elles plus proches des estimations de la littérature.

Evolution des estimations entre les sessions

L'absence de diminution de la densité par épuisement dans les AN indiquerait que le piégeage n'a pas permis de diminuer significativement la densité de mangoustes, la différence de captures entre les deux sessions est effectivement faible (39 captures contre 30 en session 2). A l'inverse les estimations pour l'AT indiqueraient une augmentation de la densité à la suite du premier contrôle avec un intervalle de confiance très large en session 2 de capture $0,97$ [0,45 - 6,48]. Ce résultat est difficile à expliquer alors que significativement moins de mangoustes ont été capturées en session 2 (47 contre 25). Cependant, le nombre de mangoustes capturées par jour diminue peu, une courbe cumulée des captures montre que nous étions encore loin d'atteindre un plateau indiquant que la population n'est pas encore épuisée.

De la même manière que les estimations de densité par épuisement, le RAI évolue peu entre sessions. La diminution importante entre les S1 et S2 de l'AN est peu interprétable car l'effort en session 2 est très réduit par rapport à la session 1 à cause de dysfonctionnements des caméras. En revanche, les RAI estimés des sessions 1 et 3 de l'AN correspondant aux sessions de piégeage photo

avant le contrôle des mangoustes, ne suivent pas la même tendance que les estimations de densité par épuisement de la population, les RAI diminuent. Les RAI estimés pour les mêmes sessions à AT évoluent quant à eux de la même manière que la densité par épuisement, le RAI de la session 3 est supérieur à celui de la session 1 avant le contrôle. a

L'augmentation du RAI dans les AN cet de la densité par épuisement à Trabaud, 8 et 7 semaines respectivement après la fin de la première session de capture, laisse supposer que des individus ont remplacé ceux qui ont été capturés. Les mangoustes peuvent parcourir de longues distances (Berentsen *et al.*, 2020), la ré-invasion de la zone contrôlée par l'immigration d'individus provenant de l'extérieur de la grille de piégeage représente une source de nouveaux individus. En effet, les captures des 3 derniers jours de chaque session ont été prises dans des pièges situés en bordure de la grille de pigeage. Les jeunes individus sont probablement également à l'origine de cette augmentation, en effet la moitié des femelles capturées durant la campagne présentaient des traces de reproduction récentes (mamelles gonflées, embryons en développement) et sur l'AT les jeunes mangoustes capturées ont été plus nombreuses durant la session 2.

Un élément à considérer avec le RAI est qu'il ne prend pas en compte la détectabilité imparfaite (Burton *et al.*, 2015) liée à l'utilisation de caméras. En effet, les individus qui traversent le champ de détection des caméras peuvent ne pas être détectés si la réactivité de la caméra est trop faible, l'indice est alors sous-estimé. Le manque de réactivité pose un problème également pour le REM, bien qu'il soit recommandé d'utiliser un maximum de photo par déclenchement (Palencia *et al.*, 2021), si la caméra n'est pas assez réactive, et qu'une seule photo de l'animal est prise, l'estimation de la vitesse ne pourra pas être obtenue pour cette observation. Ces données manquantes ont pour effet de diminuer la précision du modèle (Rowcliffe *et al.*, 2008). Ce manque de précision témoigné par les coefficients de variation élevés ($>0,40$) de nos estimations, est peut-être à l'origine des différences avec celles obtenues par épuisement et celles de la littérature. Il est aussi probable que l'estimation des distances ne soient pas correcte pour certains déploiements, la visualisation de nos distances en fonction des angles de détection montre que certaines distances calculées par Agouti sont anormalement élevées, malgré une vérification des annotations des calibrations avant de conduire le REM. Ces erreurs peuvent être liées au relief escarpé des sites d'étude, qui rendent l'estimation de la position de l'animal difficile sur les photos. A noter que l'estimation des densités réalisées par REM sur deux sites de pontes de tortues marines de

Guadeloupe faisant l'objet d'une régulation et ayant une topographie plane donne des densités cohérentes avec celles de la littérature (0,3 à 1,7 individus/ha ; Rateau comm. pers.)

Le choix de la calibration des pièges photo pour les sessions 1 et 2 ne nous a pas permis d'avoir une « vrai » densité initiale de la population avant les opérations de captures à partir du REM. Cependant, grâce à ces différents tests, la technique est maintenant maîtrisée, et elle pourra être appliquée pour les prochains suivis. L'avantage de cette calibration avec Agouti est qu'elle permet d'utiliser également le modèle de *camera trap distance sampling* qui contrairement au REM se base sur la surface effective de piégeage pour estimer la densité (Howe *et al.*, 2017) et qui pourra être testé si le REM n'est définitivement pas adapté à nos données et/ou sites.

Une alternative pour évaluer l'efficacité de la régulation consisterait à suivre la prédation sur les nids de tortues. Bien que, les plages soient prospectées régulièrement pendant la saison, ce suivi ne permet pas d'évaluer la pression de prédation de manière standardisée. Pour cela, un sous échantillon de nids pourrait être suivis jusqu'à l'éclosion. A chaque suivi des traces de pontes de tortues marines, les traces de prédation sur ces nids surveillés seraient relevées et les éventuelles coquilles d'œuf prédatés retirées. 2 mois et demi à 3 mois après la ponte, les coquilles seraient déterrées afin de confirmer la présence ou l'absence de prédation par les traces laissées sur les œufs. Cette méthode présenterait l'avantage d'être moins coûteuse en temps agent.

L'estimation de la densité par des données de captures, donne des résultats interprétables mais qui dépendent d'informations, sur le domaine vital et les déplacements journaliers de l'espèce qui ne sont actuellement pas connues pour les mangoustes en Martinique. De plus, l'obtention de données de capture requiert un piégeage en continu, y compris les weekends et donc la mobilisation d'un nombre important de personnes. Au vu des résultats de cette campagne, la stratégie actuelle qui consiste à piéger ponctuellement durant quelques jours ne suffit pas à diminuer significativement la densité de mangoustes. Il est donc conseillé d'envisager un piégeage continu sur une plus grande période de la saison de ponte afin de maintenir une pression constante sur la population de mangoustes. Les DOC 250 présentent l'avantage de ne pas nécessiter de relèves quotidiennes, ce qui réduit le temps agent à mobiliser. Une stratégie de piégeage continu avec des DOC 250 pour les mêmes contraintes de temps agent que cette année, c'est-à-dire 26 jours et pour un site est proposée :

Durant la semaine 1, un piégeage intensif à raison d'une relève par jour est conduit, en déployant 40 pièges sur le site, ce qui permet de couvrir la même surface que cette année. Les semaines 2 et 3 font l'objet de 2 relèves hebdomadaires puis les pièges restent sur site encore 16 semaines avec 1 relève hebdomadaire. Cette stratégie sur 19 semaines permet de couvrir 5 mois de la saison de pontes des tortues (par exemple d'avril à août). Selon le nombre de capture en fin de session, il peut être envisagé de laisser les pièges jusqu'à la fin de la saison en espaçant encore les relèves. L'idéal étant de commencer la session de capture au début de la saison de ponte des tortues (début mars) et de maintenir une pression de piégeage tout au long de cette période jusqu'à la fin des émergences des tortillons (fin décembre) (ONF 2021). Le nombre de jours de terrain et donc le personnel mobilisé et le coût que cela représente sont réduits. Le nombre de relèves par semaine peut être modulé en fonction du nombre de mangoustes capturées. Cette stratégie nécessite l'achat de 61 nouveaux DOC 250 et 61 tunnels de piégeage devront être construits qui s'ajoutent aux 19 DOC 250 déjà utilisés. Le coût total estimé est compris entre 10 et 20 000€ (hors frais de douanes). Ainsi, les équipes du PNA disposeront de 80 DOC 250 qui pourront être déployés en même temps sur 2 sites sensibles.

En revanche, réduire le nombre de passages sur le terrain implique d'utiliser un appât dont l'appétence résiste dans le temps. Les saucisses utilisées cette année ne seront pas le bon choix car elles sèchent rapidement mais d'autres appâts comme du poisson séché peuvent être considérés (Coolman, 2016). D'autres part, pour améliorer l'efficacité du piégeage, le positionnement des pièges devrait prendre en compte les résultats de Grelot-Valade (2023) qui indique que les pièges placés loin de la plage dans les Anses du Nord ont une probabilité plus importante de capturer une mangouste et que les pièges proches des chemins ont une probabilité de capture plus importante sur les deux sites. La météo est également un paramètre à prendre en compte dans l'organisation des relèves en effet, lorsqu'il a plu la veille d'une relève la probabilité de capturer une mangouste est diminuée (Grelot-Valade, 2023; Vincent, 2021).

Le piégeage continu permettra également d'améliorer les connaissances sur l'écologie de la mangouste, les dissections de cette année ont permis de constater que les mangoustes se reproduisent au moins sur la période de mars à juillet, ce qui concorde avec d'autres îles des Caraïbes (Barun *et al.*, 2011) mais les informations sur le reste de l'année sont non-existantes en Martinique alors que cela pourrait être bénéfique à la régulation.

5 Bibliographie

- 10.2305_IUCN.UK_.2018-1.RLTS_T10800A122936983.en_.pdf. (n.d.). Retrieved July 29, 2023, from https://www.dcbd.nl/sites/default/files/documents/10.2305_IUCN.UK_.2018-1.RLTS_T10800A122936983.en_.pdf
- 891b35_a6b28c3f316a444eb65a89d359d038dd.pdf. (n.d.). Retrieved February 21, 2023, from https://www.tortues-marines-antilles.org/_files/ugd/891b35_a6b28c3f316a444eb65a89d359d038dd.pdf
- Alexis, G. (n.d.). Regulation of the small Indian mongoose in Martinique: Assessing the effectiveness of two types of traps to optimise population management.
- Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands | Science. (n.d.). Retrieved August 10, 2023, from <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1101617>
- Barun, A., Hanson, C. C., Campbell, K. J., & Simberloff, D. (n.d.). A review of small Indian mongoose management and eradications on islands. 10.
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(2), 20150623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>
- Berentsen, A. R., Pitt, W. C., & Sugihara, R. T. (2017). Ecology of the Small Indian Mongoose (*Herpestes auropunctatus*) in North America. In W. C. Pitt (Ed.), *Ecology and Management of Terrestrial Vertebrate Invasive Species in the United States* (1st ed., pp. 251–268). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315157078-12>
- Berentsen, A. R., Rivera-Rodriguez, M. J., McClure, K. M., Torres-Toledo, F. B., Garcia-Cancel, J. G., & Gilbert, A. T. (2020). Home Range Estimates for Small Indian Mongooses (*Urva auropunctata*) in Southwestern Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science*, 50(2), 225. <https://doi.org/10.18475/cjos.v50i2.a4>
- Bondi, N., White, J., Stevens, M., & Cooke, R. (2010). A comparison of the effectiveness of camera trapping and live trapping for sampling terrestrial small-mammal communities. *Wildlife Research*, 37, 456–465. <https://doi.org/10.1071/WR10046>
- Burgar, J. M., Stewart, F. E. C., Volpe, J. P., Fisher, J. T., & Burton, A. C. (2018). Estimating density for species conservation: Comparing camera trap spatial count models to genetic spatial capture-recapture models. *Global Ecology and Conservation*, 15, e00411. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00411>
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., Bayne, E., & Boutin, S. (2015). REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675–685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Casaer, J., Milotic, T., Liefing, Y., Desmet, P., & Jansen, P. (2019). Agouti: A platform for processing and archiving of camera trap images. *Biodiversity Information Science and Standards*, 3. <https://doi.org/10.3897/biss.3.46690>
- Coblentz, B. E., & Coblentz, B. A. (1985). Control of the Indian Mongoose *Herpestes auropunctatus* on St John, US Virgin Islands. *Biological Conservation*, 33(3), 281–288. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(85\)90018-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(85)90018-7)
- Consortium, E., Liefing, Y., Casaer, J., Desmet, P., Rowcliffe, J. m., & Jansen, P. a. (2022). Update on the development of the Agouti platform for collaborative science with camera traps and a tool for wildlife abundance estimation. *EFSA Supporting Publications*, 19(5), 7327E. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2022.EN-7327>
- Coolman, A. (n.d.). An Honors Thesis (HONR 499).
- Courchamp, F., Chapuis, J.-L., & Pascal, M. (2003). Mammal invaders on islands: Impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78(3), 347–383. <https://doi.org/10.1017/S1464793102006061>
- Cusack, J. J., Swanson, A., Coulson, T., Packer, C., Carbone, C., Dickman, A. J., Kosmala, M., Lintott, C., & Rowcliffe, J. M. (2015). Applying a random encounter model to estimate lion density from camera traps in Serengeti National Park, Tanzania. *The Journal of Wildlife Management*, 79(6), 1014–1021. <https://doi.org/10.1002/jwmg.902>

- Davis, N. E., O’dowd, D. J., Green, P. T., & Nally, R. M. (2008). Effects of an Alien Ant Invasion on Abundance, Behavior, and Reproductive Success of Endemic Island Birds. *Conservation Biology*, 22(5), 1165–1176. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00984.x>
- Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., & Dickman, C. R. (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(40), 11261–11265. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602480113>
- Engeman, R., Whisson, D., Quinn, J., Cano, F., Quiñones, P., & Jr, T. H. W. (2006). Monitoring invasive mammalian predator populations sharing habitat with the Critically Endangered Puerto Rican parrot *Amazona vittata*. *Oryx*, 40(1), 95–102. <https://doi.org/10.1017/S0030605305001286>
- Gerard, P. A., & Rateau, F. (n.d.). Régulation de la petite mangouste indienne sur trois sites de pontes de tortues marines en Martinique.
- Gilbert, N. A., Clare, J. D. J., Stenglein, J. L., & Zuckerberg, B. (2021). Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data. *Conservation Biology*, 35(1), 88–100. <https://doi.org/10.1111/cobi.13517>
- Glen, A., Warburton, B., Cruz, J., & Coleman, M. (2014). Comparison of camera traps and kill traps for detecting mammalian predators: A field trial. *New Zealand Journal of Zoology*, 41(3), 155–160. <https://doi.org/10.1080/03014223.2014.898667>
- Guerrasio, T., Blanco-Aguilar, J., Casaer, J., Palencia, P., Acevedo, P., Jansen, P., Rowcliffe, M., Scandura, M., Apollonio, M., Preite, L., & Vicente, J. (2022). Report of the ENETWILD training “Second online course on the use of camera trapping for monitoring wildlife and density estimation in the framework of the European Observatory of Wildlife-EOW.” EFSA Supporting Publications, 19. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2022.EN-7708>
- Henderson, R. (1992). Consequences of Predator Introductions and Habitat Destruction on Amphibians and Reptiles in the Post-Columbus West Indies. *Caribbean Journal of Science*, 28.
- Howe, E. J., Buckland, S. T., Després-Einspenner, M.-L., & Kühn, H. S. (2017). Distance sampling with camera traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1558–1565. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12790>
- Jachmann, H. (2001). Introduction to Estimating Wildlife Abundance. In: *Estimating Abundance of African Wildlife*. Springer, Boston, MA. 1, 3-12.
- Johnson, S. R., Berentsen, A. R., Ellis, C., Davis, A., & Vercauteren, K. C. (2016). Estimates of small Indian mongoose densities: Implications for rabies management. *The Journal of Wildlife Management*, 80(1), 37–47. <https://doi.org/10.1002/jwmg.998>
- Kekiwi, E., Purdy, K., Kaholoaa, R., & Bailey, C. N. (n.d.). An assessment of lethal trap performance and efficacy at Haleakalā National Park. 51.
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T. M., Jetz, W., Ibsch, P. L., Nowicki, C., Mutke, J., & Barthlott, W. (2009). A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(23), 9322–9327. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810306106>
- Lazenby, B. T., Mooney, N. J., Dickman, C. R., Lazenby, B. T., Mooney, N. J., & Dickman, C. R. (2015). Effects of low-level culling of feral cats in open populations: A case study from the forests of southern Tasmania. *Wildlife Research*, 41(5), 407–420. <https://doi.org/10.1071/WR14030>
- Leptospirosis in Trinidad and Grenada, with special reference to the mongoose | Transactions of The Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene | Oxford Academic. (n.d.). Retrieved August 23, 2023, from <https://academic.oup.com/trstmh/article-abstract/70/1/57/1900249>
- Lorvelec, O., Delloue, X., Pascal, M., & Mège, S. (2004). Impacts des mammifères allochtones sur quelques espèces autochtones de l’île Fajou (réserve naturelle du grand cul-de-sac marin, Guadeloupe), établis à l’issue d’une tentative d’éradication. *Revue d’Écologie (La Terre et La Vie)*, 59(1), Article 1. <https://doi.org/10.3406/revec.2004.6397>
- Louppe, V., Leroy, B., Herrel, A., & Veron, G. (2020). The globally invasive small Indian mongoose *Urva auropunctata* is likely to spread with climate change. *Scientific Reports*, 10(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64502-6>

- Martin-Garcia, S., Rodríguez-Recio, M., Peragón, I., Bueno, I., & Virgós, E. (2022). Comparing relative abundance models from different indices, a study case on the red fox. *Ecological Indicators*, 137, 108778. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108778>
- McFarlane, L., & Ross, D. J. (n.d.). Purple Peaks Curry Reserve Pest Animal Management Plan.
- Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., & Nogales, M. (2014). Underlying impacts of invasive cats on islands: Not only a question of predation. *Biodiversity and Conservation*, 23(2), 327–342. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0603-4>
- MTN 139:3-6 Mongoose Trap Preference at Sandy Point National Wildlife Refuge, US Virgin Islands. (n.d.). Retrieved March 8, 2023, from <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn139/mtn139-2.shtml>
- Nellis, D. W., & Small, V. (1983). Mongoose Predation on Sea Turtle Eggs and Nests. *Biotropica*, 15(2), 159–160. <https://doi.org/10.2307/2387964>
- O'Brien, T. G., Pollock, K. H., Davidson, W. R., & Kellogg, F. E. (1985). A Comparison of Capture-Recapture with Capture-Removal for Quail Populations. *The Journal of Wildlife Management*, 49(4), 1062–1066. <https://doi.org/10.2307/3801396>
- Office National des Forêts. (2020). Récapitulatif des actions menées sur la lutte mangouste Martinique/Guadeloupe. Directions territoriales de la Martinique et de la Guadeloupe [Internal report]
- Office National des Forêts. (2021). Base de données du suivi des traces de pontes de tortues marines. Direction territoriale de la Martinique. [Base de données interne].
- Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C., & Anderson, D. R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. In *Wildlife Monographs* (Issue 62, p. 133).
- Palencia, P., Barroso, P., Vicente, J., Hofmeester, T. R., Ferreres, J., & Acevedo, P. (2022). Random encounter model is a reliable method for estimating population density of multiple species using camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 8(5), 670–682. <https://doi.org/10.1002/rse2.269>
- Palencia, P., Rowcliffe, J. M., Vicente, J., & Acevedo, P. (2021). Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology*, 58(8), 1583–1592. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13913>
- Palmas, P., Gouyet, R., Oedin, M., Millon, A., Cassan, J.-J., Kowi, J., Bonnaud, E., & Vidal, E. (2020). Rapid recolonisation of feral cats following intensive culling in a semi-isolated context. *NeoBiota*, 63, 177–200. <https://doi.org/10.3897/neobiota.63.58005>
- Peters, D., Wilson, L., Mosher, S., Rohrer, J., Hanley, J., Nadig, A., Silbernagle, M., Nishimoto, M., & Jeffrey, J. (n.d.). Small Indian mongoose – management and eradication using DOC 250 kill traps, first lessons from Hawaii.
- Pimentel, D. (1955). Biology of the Indian Mongoose in Puerto Rico. *Journal of Mammalogy*, 36(1), 62–68. <https://doi.org/10.2307/1375723>
- Pitt, W. C., Sugihara, R. T., & Berentsen, A. R. (2015). Effect of travel distance, home range, and bait on the management of small Indian mongooses, *Herpestes auropunctatus*. *Biological Invasions*, 17(6), 1743–1759. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0831-x>
- Pollock, K. H. (1991). Modeling Capture, Recapture, and Removal Statistics for Estimation of Demographic Parameters for Fish and Wildlife Populations: Past, Present, and Future. *Journal of the American Statistical Association*, 86(413), 225–238. <https://doi.org/10.2307/2289733>
- Quinn, J. H., & Whisson, D. A. (2005). The effects of anthropogenic food on the spatial behaviour of small Indian mongooses (*Herpestes javanicus*) in a subtropical rainforest. *Journal of Zoology*, 267(4), 339–350. <https://doi.org/10.1017/S0952836905007491>
- Quinn, J. H., Whisson, D. A., & 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(22). <https://doi.org/10.5070/V422110005>
- R core team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

- Reaser, J. K., Meyerson, L. A., Cronk, Q., Poorter, M. D., Eldrege, L. G., Green, E., Kairo, M., Latasi, P., Mack, R. N., Mauremootoo, J., O'dowd, D., Orapa, W., Sastroutomo, S., Saunders, A., Shine, C., Thrainsson, S., & Vaiutu, L. (2007). Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*, 34(2), 98–111. <https://doi.org/10.1017/S0376892907003815>
- Rex-regulation-mangouste-martinique.pdf. (n.d.). Retrieved February 21, 2023, from <http://especies-exotiques-envahissantes.fr/wp-content/uploads/2021/04/rex-regulation-mangouste-martinique.pdf>
- Ricketts, T. H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Morrison, J., Parr, M., Pilgrim, J. D., Rodrigues, A. S. L., Sechrest, W., Wallace, G. E., Berlin, K., Bielby, J., Burgess, N. D., Church, D. R., Cox, N., Knox, D., ... Wikramanayake, E. (n.d.). Pinpointing and preventing imminent extinctions. 5.
- Roerk, L. S., Nietmann, L., & 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), Article 2. <https://doi.org/10.2984/76.2.8>
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228–1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>
- Rowcliffe, J. M., Jansen, P. A., Kays, R., Kranstauber, B., & Carbone, C. (2016). Wildlife speed cameras: Measuring animal travel speed and day range using camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(2), 84–94. <https://doi.org/10.1002/rse2.17>
- Santini, G., Abolaffio, M., Ossi, F., Franzetti, B., Cagnacci, F., & Focardi, S. (2022). Population assessment without individual identification using camera-traps: A comparison of four methods. *Basic and Applied Ecology*, 61, 68–81. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2022.03.007>
- Sauvé, C. C., Berentsen, A. R., Gilbert, A. T., Conan, A., Cruz-Martinez, L., & Leighton, P. A. (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), Article 1. <https://doi.org/10.18475/cjos.v52i1.a6>
- Seber, G. A. F. (n.d.). The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters.
- Simberloff, D., & 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* (pp. 715–716). University of California Press. <https://doi.org/10.1525/9780520948433-159>
- Son, S. (2020). ÉCOLOGIE ET CONSERVATION D'UNE ESPECE ENDEMIQUE A LA MARTINIQUE, LE MOQUEUR GORGE-BLANCHE (*RAMPHOCINCLUS BRACHYURUS BRACHYURUS*). 306.
- Spatz, D. R., Zilliacus, K. M., Holmes, N. D., Butchart, S. H. M., Genovesi, P., Ceballos, G., Tershy, B. R., & Croll, D. A. (2017). Globally threatened vertebrates on islands with invasive species. *Science Advances*, 3(10), e1603080. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1603080>
- Tech Report 13—Management of critical species on Saint Lucia.pdf. (n.d.). Retrieved July 29, 2023, from https://bananatrustslu.com/doccentre/National_Forest_Demarcation/Tech%20Report%2013%20-%20Management%20of%20critical%20species%20on%20Saint%20Lucia.pdf
- Thomas, M. (2005). Improved vertebrate pest control in Port Hills reserves. Pest Control Research Ltd, Christchurch, New Zealand.
- TropicalMed | Free Full-Text | Rabies in the Caribbean: A Situational Analysis and Historic Review. (n.d.). Retrieved August 23, 2023, from <https://www.mdpi.com/2414-6366/3/3/89>
- White-breasted Thrasher (*Ramphocinclus brachyurus*)—BirdLife species factsheet. (n.d.). Retrieved July 29, 2023, from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/22711137>
- Yumpu.com. (n.d.). Predator Trap Efficiencies at Kealia Pond National Wildlife Refuge. Yumpu.Com. Retrieved March 12, 2023, from <https://www.yumpu.com/en/document/read/46495014/predator-trap-efficiencies-at-kealia-pond-national-wildlife-refuge>

Zero, V. H., Sundaresan, S. R., O'Brien, T. G., & Kinnaird, M. F. (2013). Monitoring an Endangered savannah ungulate, Grevy's zebra *Equus grevyi*: Choosing a method for estimating population densities. *Oryx*, 47(3), 410–419. <https://doi.org/10.1017/S0030605312000324>

6 Table des annexes

Annexe 1 : Photos des pièges utilisés	32
Annexe 2 : Liste des espèces capturées.....	33
Annexe 3 : Durée des déploiements	33
Annexe 4 : Nombre d'observations et l'effort par session.....	35
Annexe 5 . Comparaison de l'effort de piégeage sur les 5 premiers jours de chaque session et par type de piège pour l'ensemble des sessions de régulation de 2018 à 2023 pour les deux sites de piégeage confondus	35

Annexe 1 : Photos des pièges utilisés

a) Ratière à battant



b) DOC 250

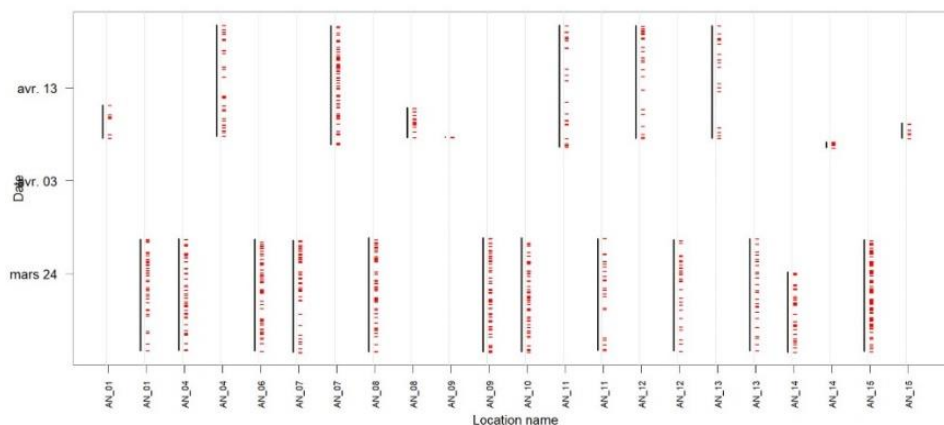


Annexe 2 : Liste des espèces capturées hors mangoustes

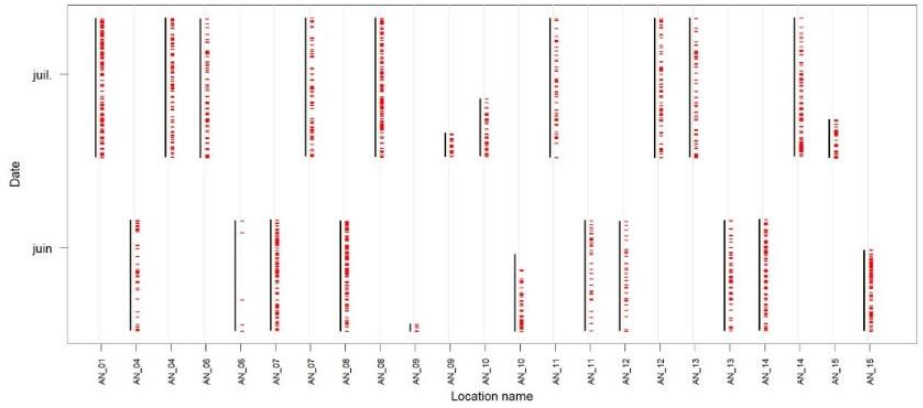
Espèces	DOC 250	Ratière	% capture Anses du Nord	% capture Anse Traud
Bernard l'ermite <i>Coenobita clypeatus</i>	55	14	3	40
Chat domestique <i>Felis catus</i>	3	2	2	1
Crabe de terre <i>Cardisoma guanhumi</i>	4	1	0	3
Rat <i>rattus</i> sp	31	28	36	4
Manicou <i>Didelphis marsupialis</i>	11	13	11	5
Quiscale merle <i>Quiscalus lugubris</i>	0	2	0	1

Annexe 3 : Durée des déploiements. Les traits rouges représentent les observations toutes espèces confondues.

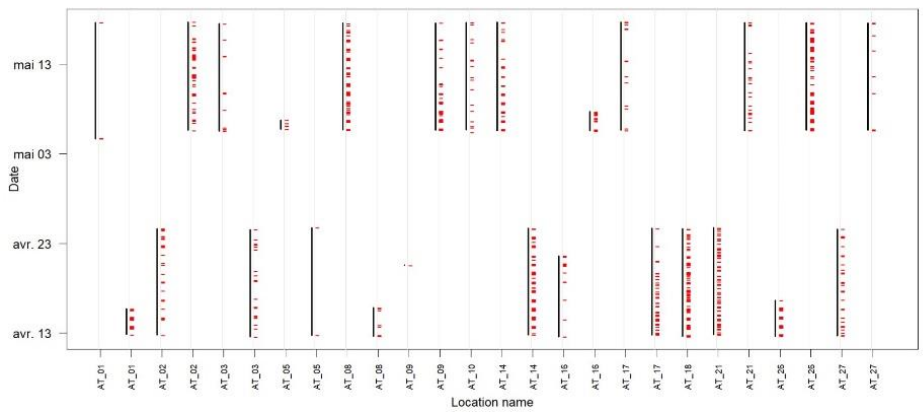
a. Anses du Nord session 1 et 2



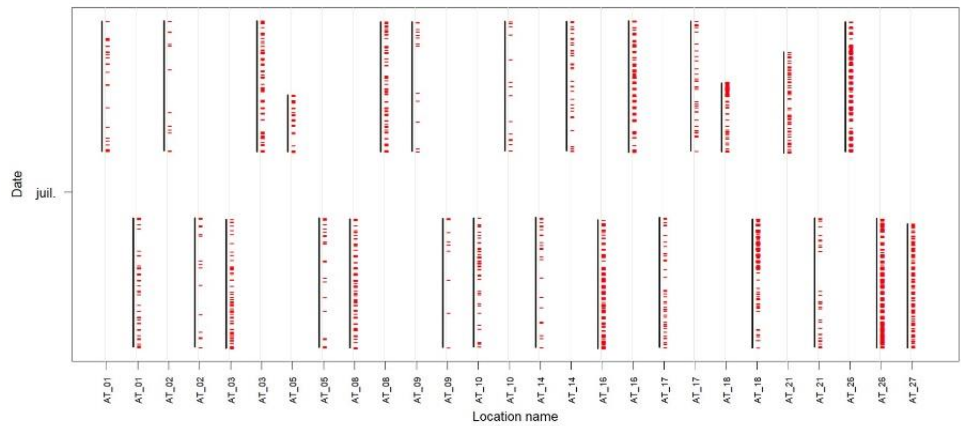
b. Anses du Nord session 3 et 4



c. Anse Traud sessions 1 et 2



d. Anse Traud sessions 3 et 4



Annexe 4: Nombre d'observations et l'effort par session pour a. Anses du Nord et b. Anse Trabaud

a.

Anses du Nord	Effort (en jour)	Nombre observations	RAI
session 1	141,02	95,00	67,37
session 2	44,41	9,00	20,27
session 3	181,09	50,00	27,61
session 4	236,07	55,00	23,30

b.

Anse Trabaud	Effort (en jour)	Nombre d'observations	RAI
session 1	114,54	17,00	14,84
session 2	123,21	17,00	13,80
session 3	292,43	72,00	24,62
session 4	247,62	43,00	17,37

Annexe 5. Comparaison de l'effort de piégeage sur les 5 premiers jours de chaque session et par type de piège pour l'ensemble des sessions de régulation de 2018 à 2023 pour les deux sites de piégeage confondus. CPUE = nombre de captures / (nombre de jours * nombre de pièges)

Année	Type de piège	NB pièges	NB jour	Effort à 5 jours	NB mangoustes	CPUE
2018	ratière	70,00	20,00	700,00	50,00	0,07
2019	ratière	63,00	19,68	337,76	51,00	0,15
2020	ratière	72,00	12,80	512,00	63,00	0,12
2021	DOC 250	20,00	8,00	160,00	1,00	0,01
2021	ratière	76,00	21,10	801,80	39,00	0,05
2022	ratière	72,00	11,58	417,00	32,00	0,08
2023	DOC 350	19,00	20,00	380,00	55,00	0,14
2023	ratière	19,00	20,00	380,00	40,00	0,11

7 Résumé

La petite mangouste indienne (*Urva aurupunctata*) est classée parmi les espèces les plus invasives au monde. En Martinique, depuis 2012, un contrôle périodique des mangoustes est réalisé mais l'efficacité des mesures de régulation sur leur abondance n'a jamais été mesurée depuis leur mise en place. A l'aide de données de captures (estimation par épuisement des populations) et de piégeage photographique (Random Encounter model, REM et indice d'abondance relative, RAI), la densité de mangoustes a été estimée avant puis après les opérations de contrôle sur deux sites. Les densités obtenues par REM sont extrêmement faibles et ne peuvent pas être utilisées pour évaluer l'efficacité du piégeage. En revanche, les estimations par épuisement de la population sont de 1,02 [1 - 1,22] mangoustes/ha avant la première session de capture puis de 1 [0,81 - 1,95] après dans le nord et de 0,77 [0,73 - 0,97] avant, puis 0,97 [0,45 - 6,48] mangoustes/ha après dans le sud. Le RAI varie lui de 67,37 à 23,30 dans le nord et de 14,84 à 17,37 dans le sud. Durant la campagne de régulation, deux types de pièges ont été testé : les ratières et les DOC 250, leur efficacité à capturer des mangoustes a été comparée sur la base du nombre de captures. Les DOC 250 sont autant efficaces que les ratières, mais ont l'avantage de mobiliser moins de personnel pour leur utilisation. Il est donc conseillé d'envisager un piégeage continu sur une plus grande période de la saison de ponte afin de maintenir une pression constante sur la population de mangoustes en privilégiant les DOC250.

Mots clé : *Urva aurupunctata* ; régulation ; DOC 250 ; piégeage ; densité

8 Abstract

The small Indian mongoose (*Urva aurupunctata*) is ranked as among the most invasive species in the world. In Martinique, since 2012, periodic monitoring of mongooses has been carried out but the effectiveness of the regulation measures on their abundance has never been measured since their implementation. Using capture data (estimation by population depletion) and camera trapping (Random Encounter model, REM and relative abundance index, RAI), mongoose density was estimated before and after control operations at two sites. Densities obtained by REM are extremely low and cannot be used to assess trapping efficiency. On the other hand, population depletion estimates are 1.02 [1 - 1.22] mongooses/ha before the first capture session then 1 [0.81 - 1.95] after in the north and 0.77 [0.73 - 0.97] before, then 0.97 [0.45 - 6.48] mongooses/ha after in the south. The RAI varies from 67.37 to 23.30 in the north and from 14.84 to 17.37 in the south. During the regulation campaign, two types of traps were tested: cage traps and DOC 250, their effectiveness in capturing mongooses was compared based on the number of captures. The DOC 250 are as effective as cages, but have the advantage of mobilizing less personnel for their use. It is therefore advisable to consider continuous trapping over a longer period of the nesting season to maintain constant pressure on the mongoose population by using DOC250.

Key words: *Urva aurupunctata*; regulation; trapping; DOC 250; density