

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES



MASTER EN SCIENCES – TECHNOLOGIES – SANTÉ

MENTION BIODIVERSITÉ, ÉCOLOGIE, ÉVOLUTION

Dynamique d'invasion du gecko nain, *Lepidodactylus lugubris*, en Guadeloupe : aspects spatiaux et temporels

Réalisé par **Gloria CHANCE**



Responsables de stage :

Vivien LOUPPE

Post-doctorant du projet MERCI (Maîtrise des Espèces de Reptiles envahissants dans la Caraïbe Insulaire)

Étienne BEZAULT

Maître de Conférence (Université des Antilles, UMR BOREA)

Christopher CAMBRONE

Doctorant (Université des Antilles, UMR BOREA)

Frank Cézilly

Professeur (P2RCE2, Université de Bourgogne-Franche-Comté, UMR Biogéosciences) et Président de l'association Caribaea Initiative

Université des Antilles

Fouillole, Pointe-à-Pitre 97157, Guadeloupe

Mémoire soutenu le 24 juin 2022



UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES
REMERCIEMENTS

Merci,

Au Professeur Frank CÉZILLY, (P2RCE2, Université de Bourgogne-Franche-Comté, UMR Biogéosciences) et Président de l'association Caribaea Initiative, qui m'a accompagnée dans l'élaboration de mon stage et qui m'a proposé ce sujet, qui je sais lui tient à cœur. Je suis ravie d'avoir travaillé sur ce sujet qui m'était inconnu au départ et sur lequel j'ai pris énormément de plaisir à étudier. Grâce à ses qualités scientifiques et ses conseils, j'ai beaucoup appris. Il a toujours été patient et plus que disponible. Je le remercie grandement.

À mon tuteur de stage, Vivien LOUPPE, Post-doctorant du projet MERCI, d'avoir accepté avec enthousiasme de me guider pour ce travail qui marque la fin de plusieurs mois d'études. Il a su me transmettre des compétences qui m'ont permis de réaliser efficacement mon travail. Je lui suis vraiment reconnaissante.

À mes co-encadrants, Étienne BEZAULT, Maître de Conférence (Université des Antilles, UMR BOREA) et Christopher CAMBRONE, Doctorant (Université des Antilles, UMR BOREA), d'avoir relu mon mémoire et pour leurs conseils avisés. Je resterai marquée par leurs qualités humaines et leur professionnalisme. Leur aide m'a été d'une utilité indispensable dans l'aboutissement de ce travail.

À l'équipe de Caribaea Initiative, en particulier à Aurélie JEAN-PIERRE, Annabelle VIDAL et Jeffrey MACKENZY PAUL, pour toutes leurs connaissances scientifiques et leurs précieux conseils.

À ma famille, ma mère, mon père, mes frères et sœurs pour leurs conseils et tous ceux et celles qui m'ont soutenue durant toute la durée de ce stage !

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

RÉSUMÉ

Le gecko nain, *Lepidodactylus lugubris*, est un reptile considéré comme espèce exotique envahissante parthénogénétique largement répandue dans les régions tropicales et subtropicales. Nous avons examiné la dynamique d'invasion de *L. lugubris* sur l'archipel de la Guadeloupe dans trois habitats : naturels, péri-urbains et urbains. Les résultats indiquent que la dynamique de dispersion du reptile tourne autour du point d'introduction centré, qu'est la Grande-Terre, puis le front de colonisation de l'espèce s'étend sur la Basse-Terre. Nous avons également trouvé que *L. lugubris* avait une aire de répartition plus large et plus nombreuse que *H. mabouia* et que la cohabitation de ces deux espèces est possible. Nous avons aussi procédé à un suivi de la population de geckos nains à l'hôtel La Créole Beach & Spa, pour reprendre le protocole de Borroto-Páez réalisé en 2018. Les résultats montrent qu'il y a eu une forte augmentation des individus adultes quatre ans après. Grâce à la mise en œuvre de ce suivi, nous concluons que l'espèce est toujours présente et semble bien adaptée à cet environnement. Sa répartition est en expansion. Son impact sur la biodiversité autochtone reste inconnu. Il s'agit d'une préoccupation importante pour les autorités de conservation puisqu'il est fort probable qu'elle continue de se multiplier au fil des années.

Mots clés : Espèce exotique envahissante ; Reptile ; Gecko nain ; Guadeloupe ; Régions tropicales ; Répartition ; Comportement ; Conservation ; Biodiversité ; Impacts ; Invasions

ABSTRACT

The mourning gecko, *Lepidodactylus lugubris*, is a reptile considered as a parthenogenetic invasive alien species widely distributed in tropical and subtropical regions. We examined the invasion dynamics of *L. lugubris* on the Guadeloupe archipelago in three habitats: natural, peri-urban and urban. The results indicate that the dispersal dynamics of the reptile revolves around the central point of introduction, which is Grande-Terre, and then the colonization front of the species extends to Basse-Terre. We also found that *L. lugubris* had a wider and more numerous range than *H. mabouia* and that the cohabitation of these two species is possible. We also monitored the mourning gecko population at the La Creole Beach & Spa Hotel, to repeat the Borroto-Páez protocol conducted in 2018. The results show that there was a large increase in adult individuals four years later. Through the implementation of this monitoring, we conclude that the species is still present and seems well adapted to this environment. Its distribution is expanding. Its impact on native biodiversity remains unknown. This is an important concern for conservation authorities as it is likely to continue to multiply over the years.

Key words : Invasive alien species; Reptile; Mourning gecko; Guadeloupe; Tropical regions; Distribution; Behavior; Conservation; Biodiversity; Impacts; Invasions

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES
TABLE DES MATIÈRES

<i>Présentation de l'établissement d'accueil</i>	6
1. INTRODUCTION	1
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES	5
2.1. Site d'étude	5
2.2. Analyse et traitement des données	9
3. RÉSULTATS	11
3.1. Résultats des prospections	11
3.2. Motifs/robes de <i>L. lugubris</i>	14
3.3. Motifs/robes de <i>H. mabouia</i>	15
3.4. Résultats des comptages	16
3.5. Répétabilité des comptages	17
3.6. Évolution des effectifs entre 2018 et 2022 : analyse des données de comptages réalisés à l'Hôtel La Créole Beach & Spa	21
4. DISCUSSION	23
<i>Les limites de l'étude</i>	27
5. CONCLUSION	28
6. BIBLIOGRAPHIE	30
7. ANNEXES	A

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 : Carte de l'archipel de la Guadeloupe	5
Figure 2 : Localisation de l'hôtel La Créole Beach & Spa.....	8
Figure 3 : Graphique en mosaïque du type d'habitat par la localisation	11
Figure 4 : Graphique en mosaïque de <i>L. lugubris</i> par la localisation	13
Figure 5 : Carte de l'archipel de la Guadeloupe avec les zones de présence et d'absence de <i>L. lugubris</i> et les zones de présence des autres espèces de lézards présents.....	13
Figure 6 : Photos d'individus adultes de <i>Lepidodactylus lugubris</i> avec patterns sombres et clairs repérés en Grande-Terre et en Basse-Terre	14
Figure 7 : Photos d'individus adultes de <i>Hemidactylus mabouia</i> avec patterns sombre et clairs repérés en Guadeloupe.....	15
Figure 8 : Abondance de <i>L. lugubris</i> et <i>H. mabouia</i> à l'échelle des 34 zones échantillonnées au premier et au second comptages.	16
Figure 9 : Densité absolue de <i>L. lugubris</i> et <i>H. mabouia</i> dans les 34 sites (après regroupement des données de tous les comptages)	20
Figure 10 : Carte des prospections sur les 160 sites de la présence et absence de <i>L. lugubris</i> (sites de comptages non compris).....	A
Figure 11 : Carte de la Guadeloupe (A) avec les zones d'observations avec présence de <i>L. lugubris</i> dans différents types d'habitats	B
Figure 12 : Carte de la Guadeloupe (B) avec les zones d'observations avec absence de <i>L. lugubris</i> dans différents types d'habitats	B
Figure 13 : Carte de la Guadeloupe (C) avec les zones d'observations avec présence de <i>H. mabouia</i> dans différents types d'habitat	C
Figure 14 : Carte de la Guadeloupe (D) avec les zones d'observations avec absence de <i>H. mabouia</i> dans différents types d'habitat	C

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Contingence de la distribution du type d'habitat de <i>L. lugubris</i> par la localisation	11
Tableau 2 : Régression logistique avec variable nominale pour <i>L. lugubris</i>	12
Tableau 3 : Répartition des présences et absences entre les deux comptages pour <i>L. lugubris</i>	17
Tableau 4 : Répartition des sites selon la présence ou l'absence de <i>H. mabouia</i> lors du premier et du second comptage	17
Tableau 5 : Comparaison des effectifs par espèce et classe d'âge entre le second comptage et le premier comptage	18
Tableau 6 : Présence/absence des deux espèces sur les 34 sites prospectés	20
Tableau 7 : Comparaison de la structure d'âge chez <i>L. lugubris</i> à l'Hôtel La Créole Beach & Spa entre 2018 et 2022	21
Tableau 8 : Comparaison des taux de rencontre avec <i>L. lugubris</i> entre l'étude de Borroto-Páez (2018) et la présente étude (2022).....	22

UNIVERSITÉ DES ANTILLES

FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

Présentation de l'établissement d'accueil

Le laboratoire de Biologie des organismes et écosystèmes aquatiques (BOREA) a pour objectif l'étude de l'écologie et de la biologie des organismes et des habitats aquatiques dans des écosystèmes naturels et contraints. Il est affilié au Muséum National d'Histoire Naturelle (MHNN), au Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS 8067), à l'Université de Caen Normandie (UCN), à Sorbonne Université (SU), à l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD-207) et à l'Université des Antilles (UA).

À l'aide d'une approche multidisciplinaire et intégrative, l'établissement cherche à comprendre l'origine, le rôle et les mécanismes de l'évolution de la biodiversité aquatique (des molécules aux écosystèmes), les interactions des organismes entre eux et avec leurs milieux de vie et les réponses aux changements globaux, anthropiques et climatiques.

Les modèles biologiques aquatiques sont ceux d'un large panel incluant micro-organismes (bactéries et diatomées) et métazoaires (cnidaires, annélides, mollusques, crustacés, échinodermes, poissons chondrichthyens, téléostéens). Ces modèles sont sélectionnés par des critères de position phylogénétique, cycle biologique, intérêt écologique ou importance économique.

Les écosystèmes aquatiques étudiés couvrent également un large spectre avec divers milieux : côtiers, dulçaquicoles tempérés, tropicaux ou polaires ainsi que naturels ou anthropisés.

BOREA est une Unité construite autour de l'interdisciplinaire pouvant varier de la biochimie à la biologie, ainsi qu'à l'écologie, et à la modélisation.

Les travaux de recherche fondamentale conduits dans BOREA permettent la valorisation, la gestion, l'enrichissement, l'acquisition de connaissances, le développement et la préservation des milieux.

1. INTRODUCTION

Les espèces exotiques envahissantes (EEE) constituent aujourd'hui une des principales menaces sur la biodiversité, aussi bien dans les milieux aquatiques que terrestres (Vilà *et al.*, 2010; Simberloff *et al.*, 2013). Les mouvements des EEE et leur introduction hors de leurs aires de répartition d'origine sont facilités par la mondialisation, au travers de la création de corridors et des activités humaines comme le transport et le commerce (Tatem, Rogers and Hay, 2006; Hulme, 2009; Pyšek *et al.*, 2010; Early *et al.*, 2016). Le changement climatique favorise aussi leur déplacement en modifiant les aires de répartition des espèces, en affectant leurs interactions et les processus des écosystèmes (Walther *et al.*, 2002; T. Root *et al.*, 2003; Slabber *et al.*, 2007; Hellmann *et al.*, 2008; Diez *et al.*, 2012; Louppe *et al.*, 2020). L'introduction de façon délibérée ou accidentelle d'espèces non indigènes représente un fléau pour le bon fonctionnement des écosystèmes (Moller, 1995; Simberloff *et al.*, 2013; Bellard, Cassey and Blackburn, 2016). Elle peut en effet, être responsable de l'augmentation du nombre d'extinctions, d'une augmentation de la compétition intra-spécifique et de la prédation (Bellard, Cassey and Blackburn, 2016; Holmes *et al.*, 2019). En termes économiques, l'impact des espèces exotiques envahissantes peut résulter en une perte au plan économique (Jackson, 2015; Diagne *et al.*, 2021), pouvant atteindre jusqu'à 26,8 milliards de dollars US par an dans le monde entier. En termes d'impact sanitaire, les espèces exotiques envahissantes peuvent être vectrices de pathogènes transmissibles à l'homme, mais également aux espèces animales autochtones (leptospirose, salmonellose) et à l'agriculture (champignons, bactéries) (Glosser and Green, 1976; Don M. Huber *et al.*, 2002; Keller *et al.*, 2011; Hulme, 2014; Schindler *et al.*, 2015; De Wit *et al.*, 2017).

Les phénomènes d'invasion biologique sont fréquents dans la Caraïbe insulaire (Wilson, Horrocks and Hailey, 2011) où ils représentent une menace conséquente pour les espèces locales (Gurevitch and Padilla, 2004). Les écosystèmes insulaires abritent des richesses naturelles exceptionnelles avec un taux d'endémisme très élevé, mais sont plus menacées par la propagation intense des espèces envahissantes (Loope and Mueller-Dombois, 1989; Denslow, 2003; Reaser *et al.*, 2007; Richardson and Pyšek, 2007; Doherty *et al.*, 2016), que les écosystèmes continentaux (D'Antonio and Dudley, 1995; Reaser *et al.*, 2007; Pyšek *et al.*, 2012; Rojas-Sandoval *et al.*, 2017). Il s'agit en effet d'écosystèmes particuliers, dysharmoniques, souvent sans prédateurs natifs, avec des espèces dites « naïves », c'est-à-dire

UNIVERSITÉ DES ANTILLES

FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

sans système de défense. À titre d'illustration, l'invasion de l'iguane vert, *Iguana iguana*, commercialisé (Alberts *et al.*, 2004; Pounder *et al.*, 2020; De Jesús Villanueva *et al.*, 2021) en Amérique centrale (Krysko *et al.*, 2007), dans les Petites Antilles et, plus largement, dans la Caraïbe (Rivero, 1998), a mis en danger critique d'extinction l'Iguane des Petites Antilles, *Iguana delicatissima*, via la compétition et l'hybridation (Alberts *et al.*, 2004; Pounder *et al.*, 2020; Van den Burg *et al.*, 2021). Si l'iguane vert est bien connu pour être un important facteur de déstabilisation des écosystèmes insulaires avec un large spectre d'habitats en milieu insulaire (Vuillaume *et al.*, 2015; De Jesús Villanueva *et al.*, 2021), le gecko nain, *Lepidodactylus lugubris*, a reçu moins d'attention. Il s'agit toutefois d'un reptile envahissant, largement distribué au niveau mondial et récemment identifié en Guadeloupe (2010) (Lorvelec, Barré and Bauer, 2017; Borroto-Páez, 2018).

Le gecko nain, *Lepidodactylus lugubris*, est un reptile nocturne de petite taille (33 à 48 mm) (Ineich and Ota, 1993; Sakai, 2016), dont la couleur varie du clair au sombre, selon son état ou son type de robe. L'espèce est caractérisée par la présence de griffes sur quatre des cinq doigts (le pouce en est dépourvu). Le corps a un aspect lisse, sans tubercules, avec un motif dorsal à base de taches noires symétriques, parfois discrètes, en forme de « V », de « W » ou sous forme de points. La base de la queue est légèrement élargie en forme de carotte (HerpMe, Société Herpétologique de France). *L. lugubris* est originaire des îles Indo-Pacifique (Behm *et al.*, 2019), depuis Hawaï (Bursey and Goldberg, 1996) à l'Ouest au Japon à l'Est (Sakai, 2019b), et jusqu'en Indonésie au Sud (Ota *et al.*, 2000). Il a été introduit dans un grand nombre de régions tropicales et sub-tropicales à travers le globe, tel que le Brésil (2014-2021) (Hoogmoed and Avila-Pires, 2015; Rocha Bandeira, Felipe and Missassi, 2022), le Nicaragua (1976) (Sunyer *et al.*, 2013), le Vénézuéla (2009) (Señaris *et al.*, 2017), Trinidad et Tobago (2020) (Auguste and Fifi, 2020) et les îles Cayman (2018) (Goetz and Burton, 2018). La distance entre les îles s'accorde avec le fait que l'introduction du *L. lugubris* en Guadeloupe est d'origine humaine, plutôt que la conséquence d'une colonisation par étapes (Lorvelec, Barré and Bauer, 2017). L'expansion de *L. lugubris* au plan mondial se poursuit rapidement (Nania, Flecks and Rödder, 2020).

La répartition actuelle du gecko nain reflète sa capacité à occuper une large gamme d'habitats naturels tels que les mangroves, les environnements côtiers et les forêts humides (Sakai, 2019a). Il est également observé dans les zones anthropisées urbaines et péri-urbaines où les éclairages artificiels offrent une source de nourriture facilement accessible et abondante (Martín, Pérez and Ferrer, 2018; Baxter-Gilbert *et al.*, 2021). Son régime alimentaire est principalement insectivore, mais l'espèce peut aussi se nourrir de nectar et de fruits. Son régime

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

alimentaire peut toutefois varier selon la taille des individus (Briggs *et al.*, 2012) et le microhabitat dans lequel ils se trouvent (Sakai, 2019a). Il a été en particulier démontré que la température est capable de modifier l'impact de prédation du gecko dans les écosystèmes. Il a été constaté que pour les juvéniles *L. lugubris*, la consommation de proies est plus importante à une température de 26°C qu'à 20°C, ce qui est le contraire pour les individus adultes. Également, pour les juvéniles, les taux d'attaque ont fortement tendance à augmenter avec la température, tandis que les taux d'attaque des adultes sont très cohérents à travers les températures (Haubrock *et al.*, 2020). *L. lugubris* a la capacité de se reproduire de façon parthénogénétique (Griffing *et al.*, 2019), c'est-à-dire de façon clonale, ce qui permet aux femelles de pondre des œufs qui vont donner naissance à des jeunes, sans qu'ils aient été fécondés par les mâles (Cuellar and Kluge, 1972; Boissinot *et al.*, 1997), ce qui favorise fortement l'essor démographique des populations. De par ce type de reproduction asexuée, le gecko nain présente une faible diversité génétique censée le rendre plus vulnérable aux parasites, aux maladies et à la prédation en raison de sa faible capacité à s'adapter à des environnements changeants (Lively, 2010; Murakami *et al.*, 2015). Il est connu pour transmettre des parasites intestinaux (helminthes et coccidies) aux autres geckos comme au gecko asiatique, *Hemidactylus frenatus* (Hanley, Vollmer and Case, 1995) et constitue un hôte paraténique (hôte intermédiaire) pour certains parasites qui utilisent les mammifères en tant qu'hôtes définitifs (Dornburg *et al.*, 2019). La compréhension de la capacité de dispersion de l'espèce est donc un objectif majeur de conservation compte tenu du risque potentiel que cette espèce représente pour les écosystèmes insulaires. Ceci est particulièrement vrai en Guadeloupe qui, avec les autres territoires français d'Outre-mer, abrite environ 80% de la biodiversité française d'après l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN). La Guadeloupe est située au sein de la Caraïbe insulaire qui constitue l'un des principaux foyers (« hotspots ») mondiaux de biodiversité (Myers *et al.*, 2000).

Malgré le fait que l'espèce ait été introduite dans un grand nombre de régions et d'îles à travers le monde, l'impact du gecko nain sur les écosystèmes autochtones reste méconnu, surtout en Guadeloupe, et aucune mesure de contrôle ciblée n'est à ce jour établie (Lorvelec, Barré and Bauer, 2017). Les mécanismes d'interaction entre les espèces de geckos exotiques présentes dans la région des Caraïbes et les geckos résidents ont toutefois été documentés dans les aires de répartition natives de ces espèces en dehors de la Caraïbe. Par exemple, à Hawaï, des essais expérimentaux ont montré qu'une augmentation de la densité de *L. lugubris* avait un effet négligeable sur *H. frenatus*, mais que le succès de la recherche de nourriture de *L. lugubris* était significativement réduit en présence de *H. frenatus*. Cela a entraîné des impacts légèrement

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

négatifs sur la condition corporelle moyenne, la fécondité et la survie de *L. lugubris* (Petren and Case, 1996; Perella and Behm, 2020).

L'objectif initial de la présente étude était d'analyser la dynamique d'invasion spatiale et temporelle de *L. lugubris* en Guadeloupe. À cette fin, nous avons recherché et observé l'espèce dans différents types d'habitats. Nous nous sommes attachés à déterminer la répartition actuelle de l'espèce sur l'archipel en évaluant les potentielles variations spatiales d'abondance à partir d'observations directes et de comptages d'individus. Afin de pouvoir documenter l'amplitude de son expansion sur un pas de temps relativement court, nous avons repris le suivi d'une population de gecko nain de l'Hôtel La Créole Beach & Spa au Gosier, initié en 2018 par observation directe (Borroto-Páez 2018) en reprenant le même protocole d'étude quatre ans après. Ce travail s'inscrit dans le cadre du projet MERCI (Maîtrise des Espèces de Reptile envahissants dans la Caraïbe Insulaire), piloté par l'association Caribaea Initiative.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1. Site d'étude

2.1.1. L'archipel de Guadeloupe

La présente étude s'est déroulée en Guadeloupe, archipel des Caraïbes (**Figure 1**).

Cet archipel est composé de deux îles, la Grande-Terre à l'est et la Basse-Terre à l'ouest, avec une élévation variant de 0 à 1467 m (Lahitte, Samper and Quidelleur, 2012).

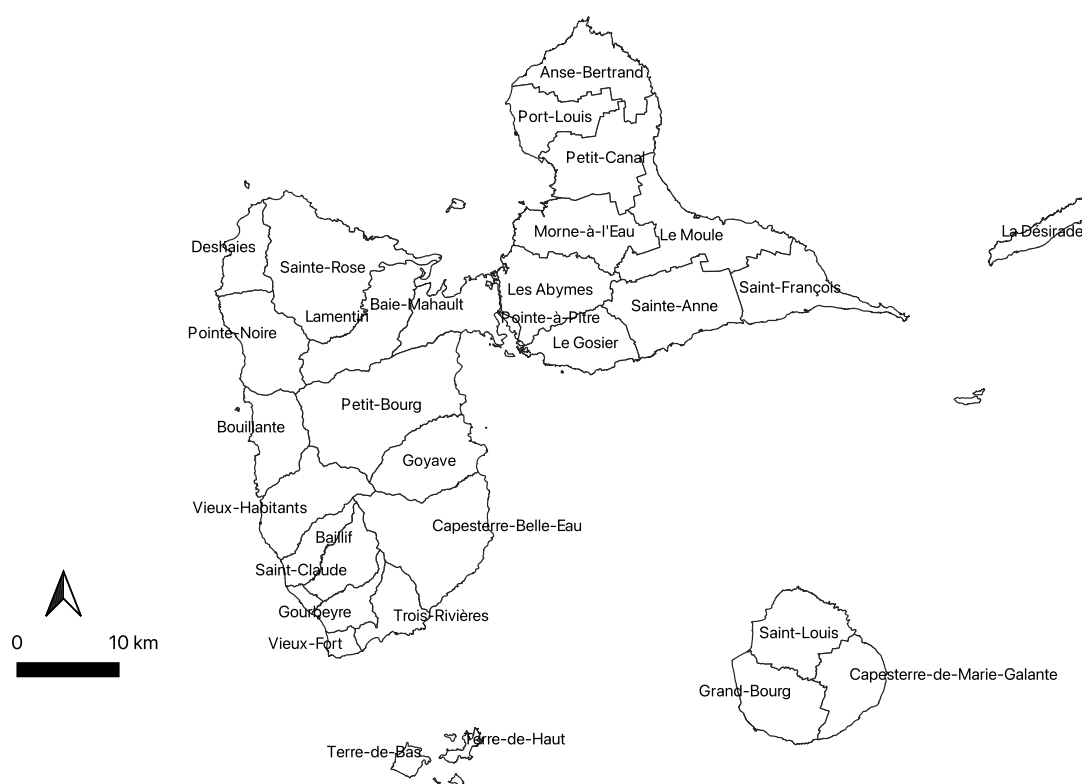


Figure 1 : Carte de l'archipel de la Guadeloupe

Au XXe siècle les villes des Antilles françaises deviennent de plus en plus attractives. La Guadeloupe, île des Petites-Antilles, concentre la majorité de ses habitants dans ses villes et continue de connaître une forte croissance urbaine (Mario Sélise, 2010)(Terral and Sélise, 2018).

Depuis les 50 dernières années, la commune de Pointe-à-Pitre a pourtant connu une évolution particulière, par rapport aux communes voisines (Abymes, Baie-Mahault, Gosier) qui forment ce qu'on appelle la région pointoise. Pointe-à-Pitre est passée de 30 000 habitants en

UNIVERSITÉ DES ANTILLES

FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

1967 (Grenier, 2021) à 15,181 habitants en 2019 (INSEE, 2019), sa population n'a cessé de décroître. À l'inverse, la population des Aymes est passée à plus de 60 000 personnes contre 39 000 en 1967 (Grenier, 2021). L'archipel de la Guadeloupe abrite une biodiversité remarquable confrontée à de nombreuses menaces. Sur 574 espèces de la faune de la Liste rouge nationale, près de 15 % d'entre elles sont menacées (UICN, 2022). Une grande majorité des écosystèmes de l'archipel sont représentés au sein du territoire du Parc National de la Guadeloupe (PNG), du sommet de la Soufrière aux formations littorales, des forêts marécageuses aux herbiers marins, récifs coralliens et mangroves (Magnin and Hervé, 2018).

Afin d'analyser la présence/absence de *L. lugubris*, nous avons eu recours à des prospections sur l'ensemble de l'archipel en prospectant au sein des habitats naturels, péri-urbains et urbains.

2.1.2. Répartition en présence/absence à l'échelle de l'archipel

Afin de mieux connaître la répartition de l'espèce, nous avons procédé à l'aide d'une simple lampe frontale à des prospections nocturnes sur les deux îles de l'archipel (**Figure 1**) en notant la présence ou l'absence de l'espèce sur les lieux, indépendamment de la densité. Ces observations ont été effectuées entre 17h30 et 1h du matin, sur un intervalle de trois mois (Décembre-Février) sur 160 sites différents au total. Les coordonnées GPS des différents points d'observation des sites ont été relevées. Cette première analyse devait permettre de définir la répartition spatiale de l'espèce et d'identifier les sites propices pour les étapes suivantes de comptages lors de l'étude de l'abondance relative.

Les sites de prospections ont été sélectionnés afin de représenter les habitats typiques de la Guadeloupe : le milieu naturel, le milieu urbain et le milieu péri-urbain (ici défini comme un milieu peu fréquenté, non loin des habitations, en périphérie de la ville, par exemple un bâtiment abandonné près d'un champ agricole). Les zones ciblées correspondaient à des zones isolées, telles que des bâtiments abandonnés, des châteaux d'eau, des zones de pique-nique, des carbets en bords de plage ou d'étang, de vieux moulins, des églises, des mairies, la forêt marécageuse, etc.

La présence et l'absence du *Hemidactylus mabouia* sur les lieux a également été enregistrée. Il s'agit d'une autre espèce de gecko nocturne, également introduit en Guadeloupe, présent depuis plus longtemps que le gecko nain sur l'ensemble du territoire (Lorvelec et al. 2017) (**Figure 1**).

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

2.1.3. Estimation des paramètres populationnels

Une seconde campagne de collecte de données a été conduite sur un échantillon plus réduit de 34 sites avec deux répliques du 23 Février au 25 Avril 2022, toujours entre 17h30 jusqu'à 1h du matin, pour étudier plusieurs paramètres populationnels telles que : les différences d'abondance, la structure d'âge des populations, les répartitions spatiales et la densité. Nous avons alors sélectionné des points à la fois situés au cœur de la répartition spatiale de l'espèce, mais également au niveau du front d'invasion. En arrivant sur nos sites, nous avons sélectionné des surfaces visibles pour compter tous les individus présents en marchant d'un point A à un point B avec un chronomètre. Nous avons porté attention à ne pas compter deux fois un même individu au cours d'une même session. Nous avons conservé les trois catégories d'habitats, naturel, urbain, péri-urbain. Les habitats naturels comprenaient les forêts, les mangroves, les abris, les carbets en bord de plage et les aires de pique-nique en zone naturelle. Les habitats urbains comprenaient les surfaces visibles des murs et les toitures des bâtiments. Les habitats péri-urbains comprenaient les cimetières et les maisons abandonnées. Dans chaque habitat, les surfaces observées ont été notées et les mesures de largeur et hauteur ont été prélevées à l'aide d'un décimètre dans le but de faire une estimation de l'aire observée par site. Les longueurs ont été extraites grâce au portail web Géoportail.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

2.1.4. Dynamique temporelle : étude de la population au sein de l'Hôtel La Créole Beach & Spa, Le Gosier

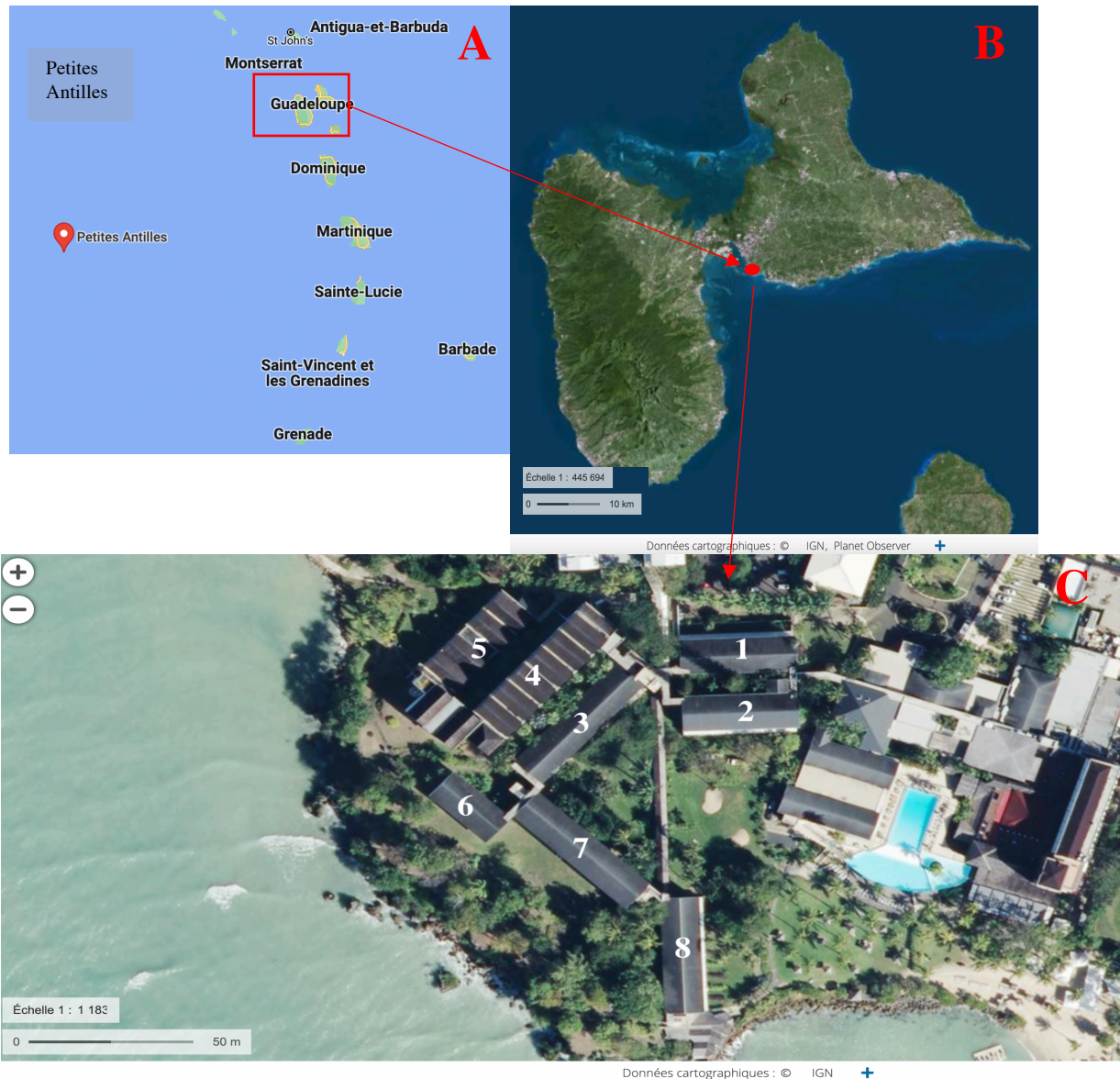


Figure 2 : Localisation de l'hôtel La Créole Beach & Spa

(A) Carte des Petites Antilles avec la Guadeloupe encadrée en rouge.

(B) Image Google Maps de la Guadeloupe montrant la position de l'hôtel La Créole Beach & Spa au Gosier, dans le Sud-Ouest de la Grande-Terre (point rouge).

(C) Prise de vue aérienne de l'hôtel La Créole Beach & Spa au Gosier montrant les bâtiments où ont été aperçus les geckos nains (*Lepidodactylus lugubris*) : 1 = Gorgones ; 2 = Acelia ; 3 = Manicina ; 4 = Mahogany ; 5 = Mahogany 2 ; 6 = Atya ; 7 = Chenolia ; 8 = Corail.

L'hôtel est situé au croisement de Grande-Terre et Basse-Terre au niveau de la Pointe de la Verdure.

Au sein de ce troisième volet de l'étude, nous avons récolté des données sur le site de l'hôtel La Créole Beach & Spa (**Figure 2**), afin de pouvoir comparer nos résultats à ceux obtenus au même

UNIVERSITÉ DES ANTILLES

FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

endroit par le chercheur cubain Rafael Borroto-Páez en 2018 (Borroto-Páez, 2018). À cette fin, nous avons procédé à un suivi régulier pendant trois nuits non consécutives (21 février 2022 ; 7 mars 2022 ; 14 mars 2022) permettant le comptage des individus sur l'ensemble des huit bâtiments de l'hôtel dans l'ordre qui suit : Gorgones, Acelia, Manicina, Mahogany, Mahogany 2, Atya, Chenolia et Corail (**Figure 2, C**). Le protocole de comptage a repris fidèlement celui utilisé par Borroto-Páez (2018) en y ajoutant toutefois un bâtiment (Mahogany 2). Les individus comptés ont tous été considérés comme étant des femelles, car les mâles sont très rares. Les individus identifiés étaient notés comme adultes ou comme juvéniles. Sur les huit bâtiments, nous en avons aperçu sur la surface des murs, les toitures, et certains plafonds selon l'endroit. La surface du plafond et des toitures a donc été prise en compte pour le calcul de l'aire des surfaces observées. La surface totale des 8 bâtiments a été estimée à 9713,875 m² pour un périmètre de 714,1 m. La largeur a été mesurée à l'aide d'un décimètre et les longueurs de chaque bâtiment ont été extraites du portail web Géoportail (IGN 2022). Nous avons estimé l'abondance relative par le nombre de geckos observés dans chaque bâtiment chaque nuit, le nombre total d'individus observés pendant les trois nuits et le ratio d'individus observés par mètre carré. Les taux de rencontre ont été déterminés par la somme du nombre d'individus observés dans chaque bâtiment divisé par le temps total de prospection.

2.2. Analyse et traitement des données

Afin d'analyser la répartition de *L. lugubris* dans les différents types d'habitats et sur les deux îles, nous avons employé une régression logistique avec la présence/absence comme variable à expliquer et la localisation (Basse-Terre vs. Grande-Terre), le type d'habitat (naturel, péri-urbain ou urbain) et leur interaction comme variables explicatives. Un test exact de Fisher a été utilisé pour évaluer si les fréquences observées sur nos deux échantillons étaient identiques.

L'analyse des paramètres populationnels sur les 34 sites a privilégié l'emploi de tests statistiques non-paramétriques, du fait que les données d'abondance des deux espèces dénombrées ne suivaient pas une distribution normale. La répétabilité de l'abondance relative (nombres d'individus comptés dans chaque site en tenant compte des sites où aucun individu n'est observé) des adultes, des juvéniles et du total pour chaque espèce entre la première et la seconde session, a été évaluée à l'aide du test de corrélation des rangs de Spearman. Nous avons pu voir si une relation existe entre le nombre d'individus détectés à la première session et le nombre d'individus détectés à la seconde session. Nous avons ensuite procédé à un test apparié

UNIVERSITÉ DES ANTILLES

FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

de Wilcoxon pour évaluer si les effectifs dans les différents sites différaient (augmentation ou diminution) entre la première et la seconde session.

La structure d'âge a été calculée comme la proportion d'adultes observés dans chaque site, soit le nombre d'adultes divisé par le nombre total d'individus observés. Pour étudier l'influence de l'habitat sur la structure d'âge nous avons utilisé un test de Kruskal-Wallis. Il est ici utilisé pour comparer une variable dépendante (médiane de la structure d'âge des 2 sessions) en fonction du type d'habitat (avec trois modalités correspondant aux trois types d'habitats).

Nous avons analysé les abondances relatives et la cooccurrence des deux espèces sur les 34 sites en procédant à une comparaison des abondances globales puis des densités absolues. La densité absolue correspond ici au nombre d'individus par site pour les seuls sites où les deux espèces sont présentes. La comparaison s'effectuant site par site via un test apparié (Wilcoxon), il n'est pas nécessaire de diviser le nombre observé par la superficie ou le temps de prospection qui est le même pour chacune des deux espèces pour un site et une session donnée.

Enfin, nous avons utilisé différents tests non-paramétriques (Khi-deux, test exact de Fisher, corrélation des rangs de Spearman) afin de comparer nos données à celles de Borroto-Páez (2018).

Le rejet de l'hypothèse nulle s'est fait au seuil de 0,05 pour chaque test. Les logiciels utilisés tout au long de cette étude sont : R version 1.4.1717 2021 (R Core Development Team, 2015), QGIS version 3.16.11-Hannover 2020 (Rosas-Chavoya *et al.*, 2022). Le logiciel QGIS, version 3.16.11-Hannover 2020 (Rosas-Chavoya *et al.* 2022) est un système d'information géographique (SIG) « open source » capable d'organiser et de présenter des données alphanumériques spatialement référencées, ainsi que de produire des plans et des cartes. Ce logiciel est destiné au traitement des données géographiques.

3. RÉSULTATS

3.1. Résultats des prospections

Les sites où nous avons réalisé uniquement de la prospection sont au nombre de 160/194, dont 91 étaient en Basse-Terre et 69 sur Grande Terre (*Annexe A : Figure 10*). Les sites où nous avons réalisé à la fois de la prospection et du comptage avec deux répliques sont au nombre de 34/194 (*Annexe B : Figure 11, Figure 12 ; Annexe C : Figure 13, Figure 14*).

3.1.1. Analyse de la distribution de *L. lugubris* sur 160 sites (34 sites de comptages non compris) en Guadeloupe

Tableau 1: Contingence de la distribution du type d'habitat de *L. lugubris* par la localisation

Localisation	Type d'habitat				
		naturel	periurbain	urbain	total
Basse-Terre		17	42	32	91
Grande-Terre		8	29	32	69
total		25	71	64	160

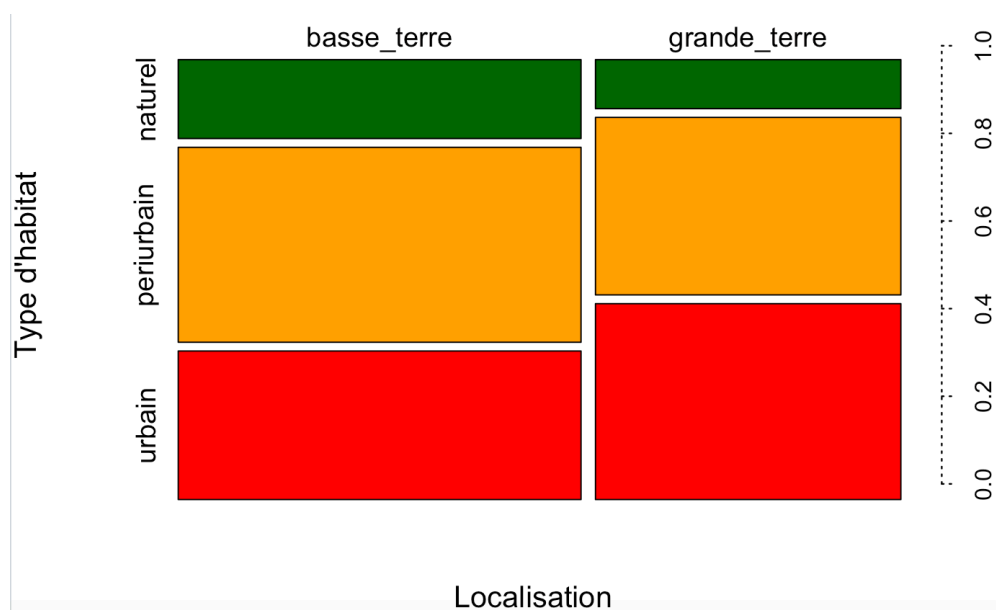


Figure 3 : Graphique en mosaïque du type d'habitat par la localisation

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

Les proportions des différents types d'habitat (naturel, péri-urbain ou urbain) parmi les sites prospectés ne différaient pas significativement entre Basse-Terre et Grande-Terre ($X^2 = 2,6453$; $d.d.l. = 2$; $p\text{-value} = 0,2664$).

Tableau 2 : Régression logistique avec variable nominale pour *L. lugubris*

Coefficients:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-2.3394	0.3702	-6.319	2.63e-10 ***
Localisationgrande_terre	1.7741	0.4470	3.969	7.21e-05 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)				
Null deviance: 162.86 on 159 degrees of freedom				
Residual deviance: 144.53 on 158 degrees of freedom				
AIC: 148.53				
Number of Fisher Scoring iterations: 5				

Seule la localisation (GT vs. BT) influence significativement la présence/absence de l'espèce, (régression logistique $P < 0,0001$). La proportion de sites occupés par *L. lugubris* est de 8,8% sur Basse-Terre contre 36,2% sur Grande-Terre (**Figure 4**; $X^2 = 16,413$, $d.d.l. = 1$; $p\text{-value} < 0,0001$). Le type d'habitat et l'interaction entre habitat et localisation n'ont pas d'effet significatif. La probabilité de présence de *L. lugubris* ne diffère donc pas entre les différents types de site et les probabilités de présence au sein des trois types d'habitats ne diffèrent pas entre Grande-terre et Basse-Terre.

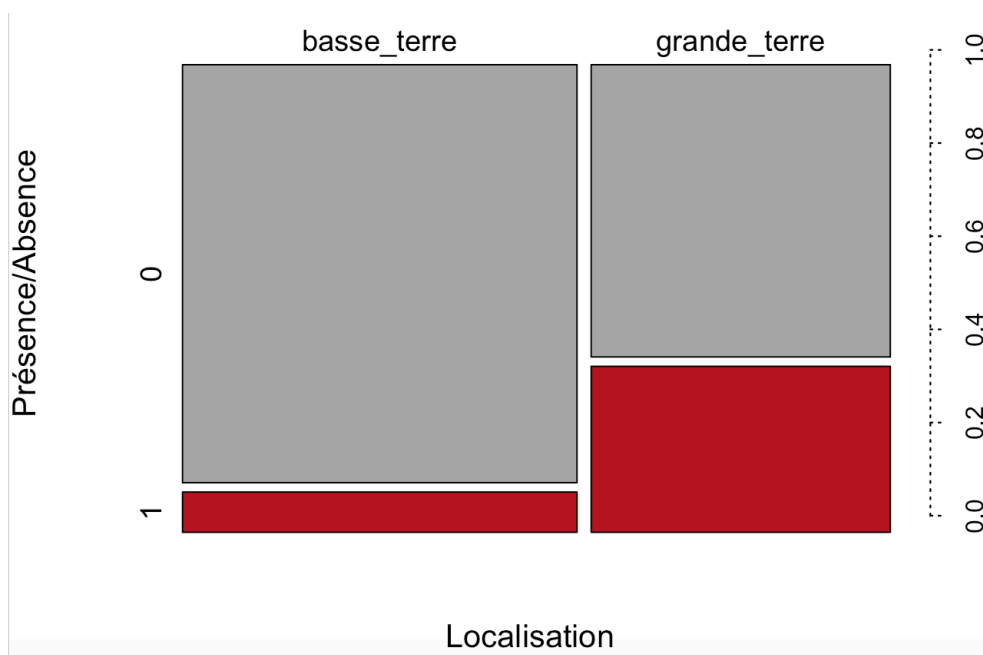


Figure 4 : Graphique en mosaïque de la présence de *L. lugubris* par la localisation

3.1.2. Répartition de *L. lugubris* sur 194 sites (34 sites de comptages compris)

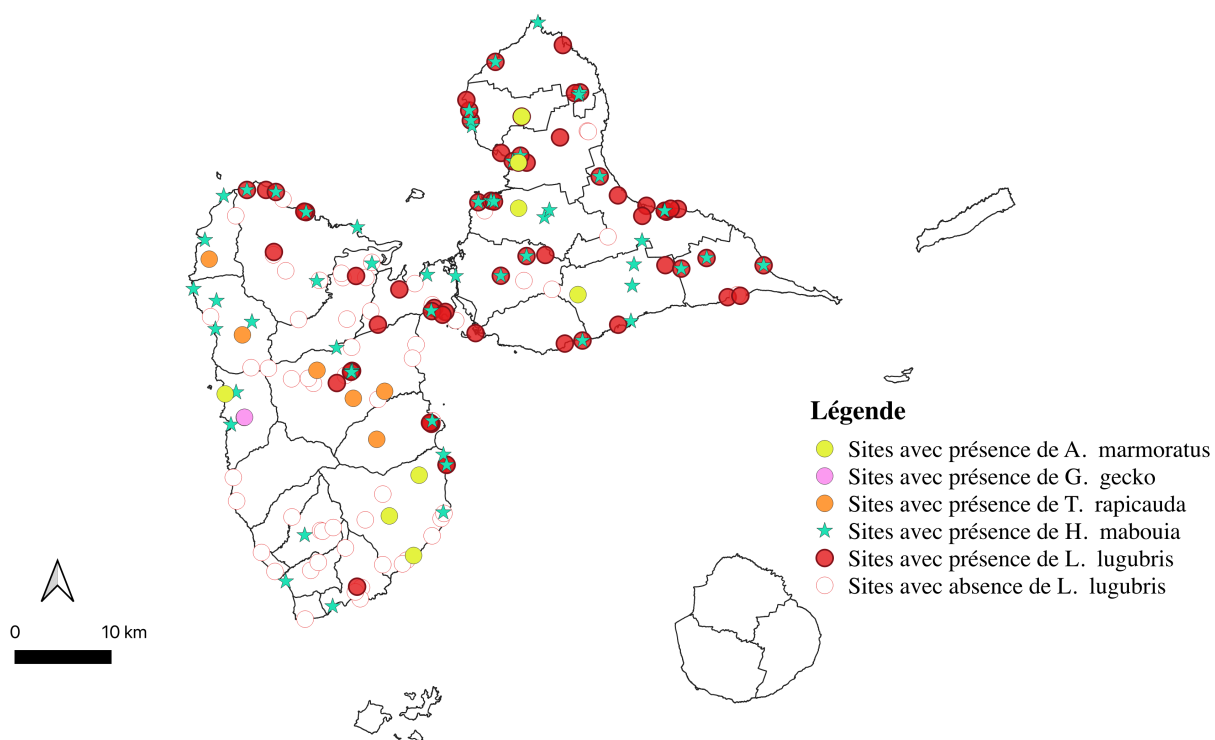


Figure 5 : Carte de l'archipel de la Guadeloupe avec les zones de présence et d'absence de *L. lugubris* et les zones de présence des autres espèces de lézards présents

La carte a été éditée avec le logiciel QGIS. Les points rouges correspondent aux observations de *L. lugubris*. Sur les 194 sites prospectés, *L. lugubris* a été observé sur 61 sites et absent sur 57 sites. Puis, *H. mabouia* a été observé sur 60 sites.

3.2. Motifs/robes de *L. lugubris*

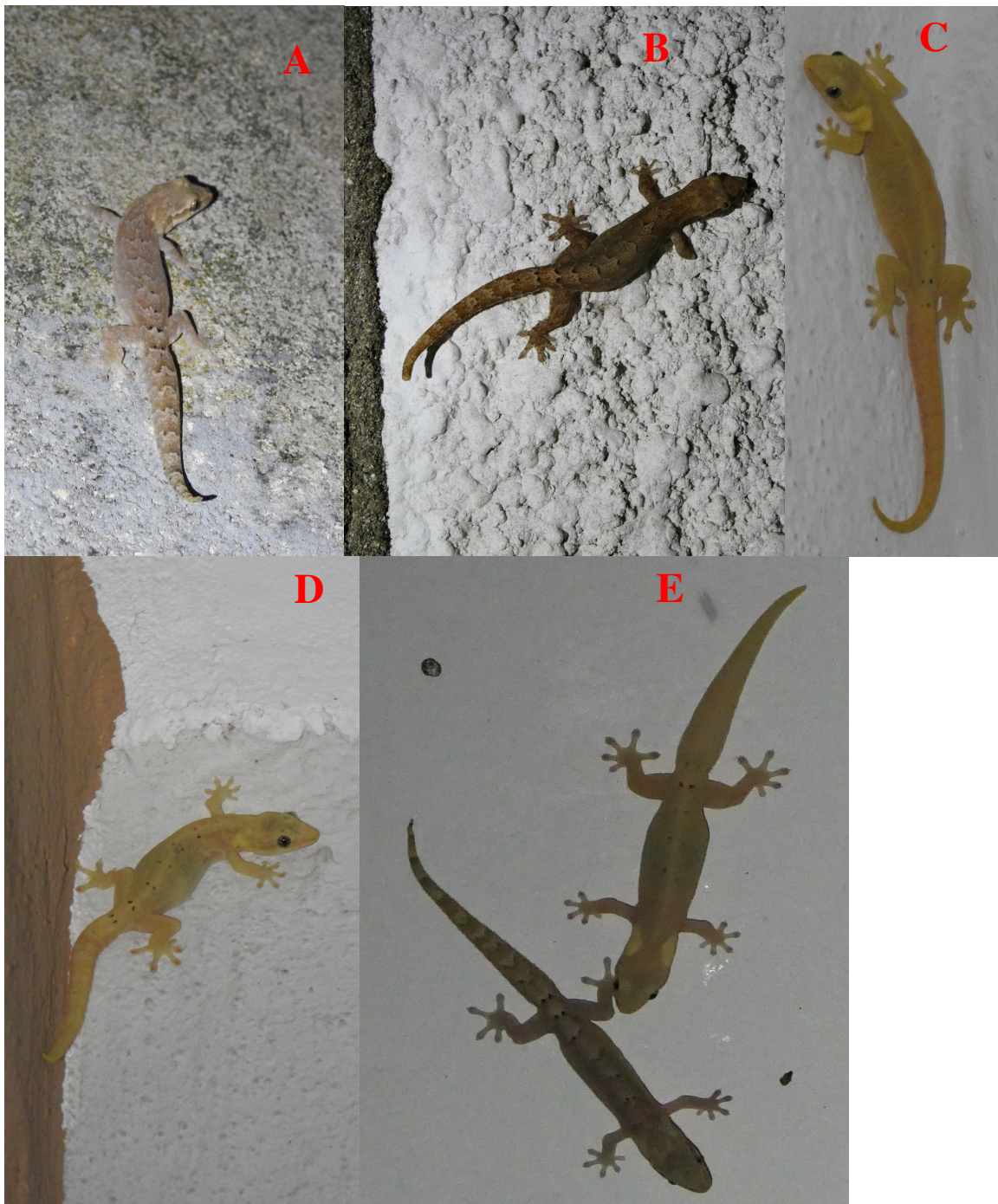


Figure 6 : Photos d'individus adultes de *Lepidodactylus lugubris* avec patterns sombres et clairs repérés en Grande-Terre et en Basse-Terre

(A) Pattern sombre à Beautiran. (B) Pattern sombre à la campagne de Richeplaine. (C) Pattern clair à la mairie de Goyave. (D) Pattern clair au centre-ville de Petit-Canal. (E) Patterns clair et pattern sombre à l'église d'Anse-Bertrand.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

Nous avons constaté deux types de patterns différents lors de nos prospections, ce qui sous-entend qu'au moins deux lignées clonales seraient présentes en Guadeloupe. Une lignée avec une robe claire, où l'individu présente des points marqués ou pas, rangés de façon alignée sur sa partie dorsale. Puis, une lignée avec une robe sombre où les motifs en W ou V sont bien marqués sur la partie dorsale de l'animal.

3.3. Motifs/robes de *H. mabouia*



Figure 7 : Photos d'individus adultes de *Hemidactylus mabouia* avec patterns sombre et clairs repérés en Guadeloupe

(A et B) Patterns clairs (C) Pattern sombre.

3.4. Résultats des comptages

3.4.1. Analyse des données de suivi de *L. lugubris* et *H. mabouia* sur les 34 sites de comptages, avec deux réplifications

Les distributions de fréquence des effectifs de *L. lugubris* et *H. mabouia*, pour chaque comptage, par catégorie d'âge (excepté pour les juvéniles de *H. mabouia* au second comptage : pas de données) et globalement, ne suivaient pas une distribution normale (test de Shapiro : $0,304 < W < 0,716$; $P < 0,0001$ pour chaque test. Les analyses suivantes ont donc été basées sur des tests non-paramétriques. (**Figure 8**).

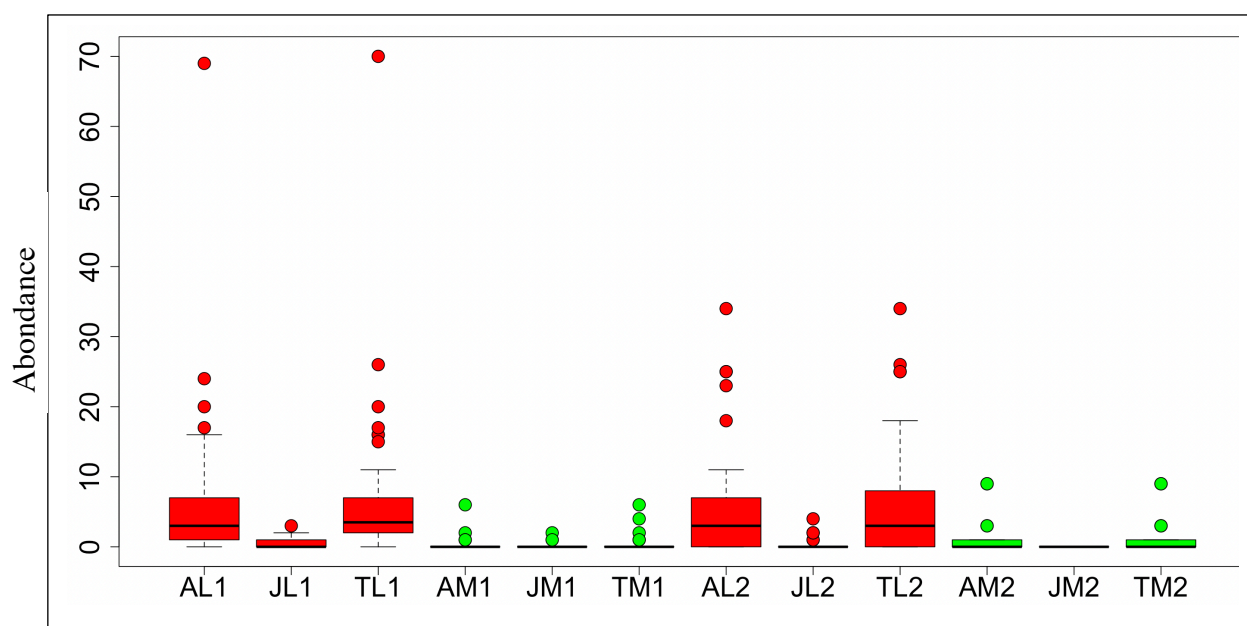


Figure 8 : Abondance de *L. lugubris* et *H. mabouia* à l'échelle des 34 zones échantillonnées au premier et au second comptages.

L'abondance (médiane, écart interquartile et les valeurs aberrantes/extrêmes) des deux espèces (*L. lugubris* L et *H. mabouia* M) est présentée par structure d'âge (A=Adulte, J= Juvénile) et globalement (T) durant la session 1 (1) et la session 2 (2).

Nous retrouvons la distribution de ces deux espèces dans les 34 sites sur la carte de la Guadeloupe sur la liste des figures suivante : **Figure 11, Figure 12, Figure 13, Figure 14**.

3.5. Répétabilité des comptages

3.5.1. Répétabilité de la présence/absence des deux espèces

Le **Tableau 3** présente la répartition des sites selon la présence ou l'absence de *L. lugubris* a été notée lors du premier et du second comptage.

Tableau 3 : Répartition des présences et absences entre les deux comptages pour *L. lugubris*

		2 nd comptage	
		Absent	Présent
1 ^{er} comptage	Présent	3	24
	Absent	6	1

Du fait que deux cases dans le tableau ont un effectif inférieur à 5, un test exact de Fisher a été utilisé pour tester l'indépendance des lignes et des colonnes. Le calcul donne une probabilité associée de 0,0004. L'hypothèse nulle est donc rejetée. Il n'y a pas indépendance entre le fait d'observer ou pas l'espèce en un site au second comptage et le fait de l'y avoir observé ou pas au second comptage. Le pourcentage de "désaccords" peut être évalué à partir de cet échantillon comme étant égal à 4/34, soit 11,8%. On peut conclure que la présence/absence de *L. lugubris* en un site est estimée avec une marge d'erreur raisonnable.

Tableau 4 : Répartition des sites selon la présence ou l'absence de *H. mabouia* lors du premier et du second comptage

		2 nd comptage	
		Absent	Présent
1 ^{er} comptage	Présent	3	2
	Absent	22	7

L'hypothèse nulle d'indépendance des lignes et des colonnes ne peut pas être rejetée (test exact de Fisher : $P = 0,5908$). Le taux de "désaccords" est estimé à $10/34 = 29,4\%$. La marge d'erreur semble être trop importante pour considérer avoir bien cartographié la présence de *H. mabouia*.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

3.5.2. Répétabilité de l'abondance relative (nombres d'individus comptés) des adultes, juvéniles et du total pour chaque espèce entre la première et la seconde session

L'hypothèse nulle considère que le nombre d'individus détectés à la première session est indépendant du nombre d'individus détectés à la seconde session. Les corrélations entre les effectifs dénombrés sur chacun des 34 sites au premier et au second comptage sont estimées à partir du test de Spearman. Seules les variations d'abondance globale des geckos nains ($r_s = 0,825$; $n = 34$, $P < 0,0001$) et des adultes de geckos nains ($r_s = 0,830$, $n = 34$, $P < 0,0001$) sont corrélées entre elles entre les deux sessions. Toutes les autres corrélations sont non significatives ($0 \leq r_s \leq 0,239$; $1 \leq P \leq 0,1734$).

3.5.3. Stabilité des effectifs globaux et par catégorie d'âge pour chaque espèce entre les deux comptages

Aucune tendance à l'augmentation ou à la diminution des effectifs entre les deux comptages n'a été observée (**Tableau 5**).

Tableau 5 : Comparaison des effectifs par espèce et classe d'âge entre le second comptage et le premier comptage

Comparaison	Test de Wilcoxon, V	d.d.l.	P
Total <i>L. lugubris</i> (2 vs. 1)	140,5	33	0,3934
Ad <i>L. lugubris</i> (2 vs.1)	160,5	33	0,5016
Juv <i>L. lugubris</i> (2 vs. 1)	55,5	33	0,4974
Total <i>H. mabouia</i> (2 vs. 1)	19	33	0,2244
Ad <i>H. mabouia</i> (2 vs.1)	9	33	0,0623
Juv <i>H. mabouia</i> (2 vs. 1)	6	33	0,1736

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

3.5.4. Structure d'âge de la population

La structure d'âge moyenne chez *L. lugubris* sur l'ensemble des deux sessions était de 0,914 ; indiquant une large prédominance des adultes. La comparaison de la structure d'âge entre le premier et le second comptage est limitée à 24 sites, du fait que pour 10 sites aucun individu n'ait été détecté au moins à une des deux sessions. La structure d'âge au sein des sites ne diffère pas significativement entre le second et le premier comptage (test apparié de Wilcoxon, $S = 19,5$; $n = 24$, $P = 0,1846$). La structure d'âge ne diffère pas non plus significativement entre les trois types d'habitat (péri-urbain, urbain, naturel) chez *L. lugubris*, (test de Kruskal-Wallis, 1ère session : $X^2 = 2,7876$; $d.d.l. = 2$; $P = 0,2481$; 2ème session : $X^2 = 4,2251$; $d.d.l. = 2$; $P = 0,1209$)

Globalement, la moyenne de la structure d'âge chez *H. mabouia* est de 0,857. Le faible nombre de détections au premier (5 sites au total) et deuxième comptage (6 sites au total) ne permet pas d'analyser la variation de la structure d'âge entre les deux sessions, ni l'influence du type d'habitat.

3.5.5. Abondances relatives et cooccurrence des deux espèces

Au cours du premier comptage, *L. lugubris* était présent sur 27 des 34 sites prospectés alors que *H. mabouia* n'était présents que sur 5 sites. La présence de *L. lugubris* était significativement supérieure à celle de *H. mabouia* (test exact de Fisher, $P < 0,0001$). La même prédominance de *L. lugubris* (présent sur 25 sites) sur *H. mabouia* (présent sur 9 sites) a été observée au second comptage (test exact de Fisher, $P = 0,0002$).

L'abondance de *L. lugubris* était significativement supérieure à celle de *H. mabouia*, aussi bien à la première session (médiane *L. lugubris* = 3,5 [interquartile : 1,75 – 8], médiane *H. mabouia* = 0 [interquartile : 0 – 1,5], test de Wilcoxon, $S = -164$, $n = 34$, $P < 0,0001$) qu'à la seconde (médiane *L. lugubris* = 3 [interquartile : 0 – 8], médiane *H. mabouia* = 0 [interquartile : 0 – 1], test de Wilcoxon, $S = -154$, $n = 34$, $P < 0,0001$).

Les deux espèces étaient présentes ensemble dans 5 sites sur 34 au premier comptage et dans 7 sites sur 34 au second. Afin d'approuver l'hypothèse nulle (H_0) d'absence de différence dans la médiane du nombre d'individus de chaque espèce observée dans les sites où toutes deux sont présentes (**Figure 9**) les données des deux comptages ont été regroupées. La densité absolue de *L. lugubris* (médiane = 7,5 ; interquartile : 4 – 17,25) dépassait significativement

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

celle de *H. mabouia* (médiane = 2,5 ; interquartile : 1 – 5,5 ; test des rangs appariés de Wilcoxon, $S = -25,3$; $n = 12$; $P = 0,0332$).

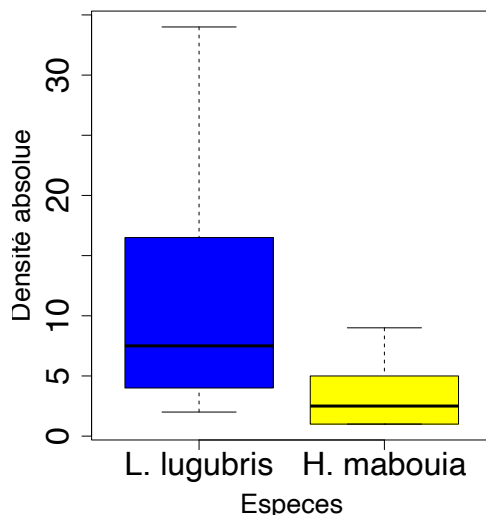


Figure 9 : Densité absolue de *L. lugubris* et *H. mabouia* dans les 34 sites (après regroupement des données de tous les comptages)

3.5.6. Indépendance de la présence des deux espèces sur les 34 sites

L'analyse des présence/absence des deux espèces sur les 34 sites prospectés **Tableau 6** montre que leurs répartitions sur l'ensemble des sites sont indépendantes l'une de l'autre (Test exact de Fisher, $P = 0,3891$). Il n'y a donc aucune évidence pour un phénomène d'agrégation ou d'exclusion entre les deux espèces.

Tableau 6 : Présence/absence des deux espèces sur les 34 sites prospectés

		<i>H. mabouia</i>	
		Absent	Présent
<i>L. lugubris</i>	Absent	5	1
	Présent	17	11

3.6. Évolution des effectifs entre 2018 et 2022 : analyse des données de comptages réalisés à l'Hôtel La Créole Beach & Spa

Lors de ces trois soirées, nous avons observé un total de 404 geckos (*L. lugubris* et *H. mabouia*) sur l'ensemble des bâtiments.

3.6.1. Répétabilité des différences de dénombrements entre bâtiments (étages regroupés)

Les trois comptages (adultes et juvéniles) successifs effectués au sein des différents bâtiments étaient significativement et positivement corrélés entre eux pour ce qui concerne *L. lugubris* (coefficient de corrélation de Spearman ; $0,8383 \leq r_s \leq 0,9762$, $0,0093 \leq P \leq 0,0001$; nombre d'adultes : $0,8383 \leq r_s \leq 0,9762$; $0,0093 \leq P \leq 0,0001$), mais seulement entre le troisième et le second comptage pour *H. mabouia* ($r_s = 0,8940$; $P = 0,0027$; $r_s > 0,5$ pour les deux autres corrélations).

3.6.2. Structure en âge de la population de *L. lugubris*

Afin de comparer nos résultats à ceux obtenus par Borroto-Páez en 2018, nous avons regroupé l'ensemble des données récoltées sur l'ensemble des bâtiments au cours de nos trois comptages. Les données sont présentées dans le **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** La proportion d'adultes au sein de la population de *L. lugubris* observée en 2022 (81,09%) est significativement supérieure à celle observée en 2018 (71,05% ; $X^2 = 6,8498$; $d.d.l. = 1$, $P = 0,0089$).

On obtient le tableau de contingence suivant :

Tableau 7: Comparaison de la structure d'âge chez *L. lugubris* à l'Hôtel La Créole Beach & Spa entre 2018 et 2022

	2018 (Borroto-Páez)	2022
Adultes	135	313
Juvéniles	55	73

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

3.6.3. Comparaison du taux de rencontre avec *L. lugubris* entre 2018 et 2022

Afin de comparer le taux de rencontre avec *L. lugubris* entre l'étude de Borroto-Páez (2018) et la nôtre (2022), nous avons analysé les données présentées dans le **Tableau 8**.

Tableau 8 : Comparaison des taux de rencontre avec *L. lugubris* entre l'étude de Borroto-Páez (2018) et la présente étude (2022)

	N total de <i>L. lugubris</i> observés	Temps total de prospection (min)
2018 (Borroto-Páez)	190	185
2022	387	173

Le taux de rencontre en 2022 (2,46 ind./min) est significativement supérieur à celui calculé en 2018 (1,03 ind./min ; $X^2 = 31,548$; $d.d.l. = 1$; $P < 0,0001$). La densité apparente (taux de rencontre) a doublé en l'espace de quatre ans.

4. DISCUSSION

Répartition de *L. lugubris* et *H. mabouia*

Notre étude montre que la répartition de *L. lugubris* s'étend de la Grande-Terre vers la Basse-Terre et elle n'est influencée que par sa localisation. La forte présence de *L. lugubris* en Grande-Terre (i.e. 36,2%) et faible présence en Basse-Terre (i.e. 8,8%) peut s'expliquer par le fait qu'en Grande-Terre, l'activité et le déplacement de l'homme sont intenses. La Grande-Terre représente le point principal/historique de l'introduction de l'espèce, et la dynamique de dispersion tourne autour de ce point d'introduction centré, puis le front d'invasion/colonisation de l'espèce s'étend vers/sur la Basse-Terre. On sait déjà grâce à la littérature que l'espèce se déplace entre les îles avec l'aide du déplacement de l'homme (Hulme, 2009; Jiménez and Abarca, 2015; Behm *et al.*, 2019), via le transport dans les véhicules, les bateaux, ou le commerce. La Grande-Terre semble être la partie de l'archipel la plus propice à la colonisation du gecko nain. C'est le point focal de l'introduction et les taux de fragmentation d'habitats (routes, chemins, constructions) et les déplacements économiques et touristiques sont probablement plus importants, en Grande-Terre qu'en Basse-Terre.

Sur l'ensemble de la Guadeloupe, *L. lugubris* est présente à environ 88% entre nos deux sessions sur la totalité de nos sites prospectés. Sa présence avait déjà été affirmée par Lorvelec et al (2017) et Borroto-Páez (2018). Les auteurs ont déclaré que l'espèce avait réussi à s'installer en Grande-Terre depuis 2010 (Lorvelec, Barré and Bauer, 2017; Borroto-Páez, 2018) et en Basse-Terre depuis 2013 (Lorvelec, Barré and Bauer, 2017). Notre étude confirme donc sa présence actuelle sur l'île.

L. lugubris et *H. mabouia* sont deux espèces de geckos invasifs (Behm *et al.*, 2019) qui occupent à la fois des milieux naturels et des milieux anthropisés. Lors des deux sessions, nous avons pu apercevoir des individus adultes et juvéniles pour chacune des espèces. La présence des juvéniles peut sous-entendre que ces espèces arrivent à se développer dans l'un ou plusieurs type d'habitat de notre étude. D'ailleurs, certains travaux montrent que dans leur aire de répartition naturelle, les geckos nains sont plutôt forestiers (Sakai, 2019b), alors qu'en dehors, comme dans les Caraïbes, l'espèce se retrouve aussi dans des habitats urbains et péri-urbains (Krysko and MacKenzie-Krysko, 2016; Alonso Bosch and Borroto Páez, 2017). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les zones anthropisées ou semi-anthropisées, grâce aux éclairages artificiels, offriraient une source de nourriture facilement accessible et abondante car les insectes y sont attirés (Martín, Pérez and Ferrer, 2018; Baxter-Gilbert *et al.*, 2021). D'autres

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

études montrent que les mabouias sont également bien adaptés aux milieux naturels et anthropisés (Meshaka, 2000; Rocha, Anjos and Bergallo, 2011; Lyakurwa, 2018).

Il semblerait alors que ces deux espèces peuvent occuper une large gamme d'habitats. Cela pourrait conduire à une nuisibilité pour la biodiversité autochtone puisqu'elles ont un fort pouvoir de colonisation (Yamashiro, Toda and Ota, 2000; Bauer *et al.*, 2007; Kraus, 2009; Fitzsimons, 2011) et se reproduisent rapidement (Griffing *et al.*, 2019).

Enfin, nous avons pu voir que, que ça soit en Grande-Terre ou en Basse-Terre, l'interaction entre la localisation et le type d'habitat n'affecte pas la présence/absence du gecko nain. L'explication peut être dû à un trait du comportement, comme le sous-entend Sakai, O. (2019). L'auteur a travaillé sur les différences individuelles dans les traits comportementaux qui influencent le choix de l'habitat chez *L. lugubris*. Ces résultats ont montré qu'on ne pouvait pas exclure la possibilité que les différences individuelles soient causées par d'autres facteurs et que la personnalité des individus influençait le choix de leur microhabitat. Cependant, bien que nous ayons travaillé sur le comportement de l'espèce, nous ne pouvons pas affirmer que les traits du comportement influencent le choix de l'habitat puisque nous n'avons pas pu obtenir assez de données dans cette étude à ce sujet.

Reproduction et abondance relative des deux espèces

La capacité qu'a l'espèce d'occuper une large gamme d'habitats peut s'expliquer par sa manière de se reproduire de façon parthénogénétique (Griffing *et al.*, 2019). Griffing *et al.* (2019) et Brown. S (1988) expliquent dans leurs articles que le gecko nain a une ponte fixe de deux œufs. L'espèce est composée presque exclusivement de femelles qui se reproduisent/clonent avec succès sans gamètes mâles. Il est donc fort possible que cela puisse expliquer que dans nos résultats, *L. lugubris* ait une aire de répartition plus large et qu'elle soit plus nombreuse que *H. mabouia*.

Par opposition, *H. mabouia* a une reproduction sexuée, qui se précède d'une série de comportements sociaux et sexuels. De ce fait, il semble plus difficile pour *H. mabouia* de se reproduire à la même vitesse que *L. lugubris* étant donné que sa reproduction est plus complexe (Regalado, 2003). *L. lugubris* se multiplierait donc plus rapidement que *H. mabouia* et possède de ce fait une expansion plus rapide de sa population et a un fort potentiel d'invasion (Rodrigoero *et al.*, 2016; Liebgold *et al.*, 2019). Ceci expliquerait pourquoi le gecko nain reste l'un des reptiles qui réussit le mieux à envahir les îles de la Caraïbe (Alonso Bosch and Borroto Páez, 2017).

UNIVERSITÉ DES ANTILLES

FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

Il serait alors intéressant d'étudier les facteurs environnementaux agissant sur *L. lugubris* puisqu'on sait déjà que la reproduction chez les lézards est grandement affectée par le climat, et la saisonnalité apporte un modèle de reproduction cyclique (Sakai, 2016). On a également pu voir que dans les travaux de Lardner *et al.*, (2015) que l'effet de la lune, de l'heure de la nuit, ou du type de lampe frontale utilisé lors des observations peuvent affecter les études de comptages de geckos nains. Par exemple, dans son analyse, les geckos ont été observés en plus grand nombre pendant et après la pluie, ce qui suggère qu'ils sont plus actifs et donc plus fréquemment détectés après et pendant la pluie. Or, lors de notre étude, nous n'avons pas pris en compte tous ses facteurs pour nos comptages.

D'autre part, nos résultats montrent qu'aucune augmentation ou diminution des effectifs n'est observée pour chacune des espèces entre les sessions consécutives d'observations. L'abondance de chaque espèce est donc restée stable au cours de la période de l'étude. Nous supposons donc qu'il n'y a pas eu dans ce laps de temps (i.e. 2 mois), ni de phénomène de recrutement ni de prédation ou mortalité différentielle.

Morphologie de *L. lugubris* et *H. mabouia*

Les photographies montrent que deux types de lignées se distinguent chez *L. lugubris* : on trouve une lignée avec un pattern sombre, l'autre un pattern clair. Toutes deux avec des motifs différents (V/W ou points noirs alignés) sur la partie dorsale de l'animal. Plusieurs études ont déjà montré que l'individu pouvait avoir ces motifs V/W ou points noirs alignés (Yamashiro, Toda and Ota, 2000; Hoogmoed and Avila-Pires, 2015; Nguyen *et al.*, 2016; Lapwong and Juthong, 2018; Murakami and Hayashi, 2019; Urra *et al.*, 2020). Apparemment, les motifs V ou W et pointillés sont associés à trois types de clones différents. Outre cela, ces formes peuvent apparaître et disparaître, devenir plus claires ou plus foncées selon l'activité du gecko (Ineich, 2015). Même si nous n'avons pas pu observer ce changement, nous souhaiterions pousser nos recherches améliorant notre technique d'observations et peut-être prolongeant les durées de ses observations.

Deux patrons de coloration ont été également distingués chez *H. mabouia*, ce qui signifierait qu'il y a peut-être présence de deux populations ou sous-espèces de *H. mabouia* en Guadeloupe.

Néanmoins, on sait que la coloration du corps peut changer à la fois pour *H. mabouia* et pour *L. lugubris*, surtout avec le stress (Behm *et al.*, 2019), mais dans notre cas présent, nous pensons que ces colorations ne sont pas dues au stress, mais correspondent bien à deux patrons

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

de coloration distincts pour chaque espèce. Cependant, une étude plus approfondie nous permettrait de savoir si le pattern varie en fonction du type d'habitat, et/ou de la couleur du support sur lequel perche l'animal et/ou de la localisation, et chercher quelle est la base génétique et évolutive de ce polymorphisme de patron de coloration.

Comportement de *L. lugubris* face à *H. mabouia* et face aux autres espèces de geckos

Nous avons pu voir que la présence/absence de *L. lugubris* ne dépendait pas de la présence/absence de *H. mabouia*, et vis-versa. Nous avons également observé que *L. lugubris* est très répandu sur l'ensemble des sites (i.e. seulement 11,8% d'absence) quel que soit les types de sites que nous avons prospectés, tandis que *H. mabouia* était un peu moins présent sur l'ensemble des sites prospectés (i.e. 29,4%). Au vu de nos résultats, nous ne pouvons pas encore expliquer la cause de ce phénomène. Il se peut qu'il y ait eu une différence entre les comportements des individus de ces deux espèces. *H. mabouia* est peut-être une espèce plus craintive que *L. lugubris* et donc ses individus se cacheraient peut-être plus en notre présence. Tandis que les individus de *L. lugubris* pourraient être plus téméraires et donc n'hésitaient pas à rester sur les lieux, même quand l'habitat était perturbé par notre présence. On pourrait vérifier cela en réalisant un suivi d'observation basé sur le comportement essentiellement. Il existe des preuves dans la littérature qui mentionne les différences de personnalités chez *L. lugubris* (shy vs. bold; Sakai, 2019a). L'autre explication est plus biologique et s'expliquerait par le fait que *L. lugubris* se reproduit de façon parthénogénétique et que *H. mabouia* ait une reproduction, comme dit précédemment (Regalado, 2003; Anjos and Rocha, 2008).

La cohabitation des deux espèces est possible. Nous pouvons citer comme exemple des essais expérimentaux à Hawaï, qui ont montré qu'une augmentation de la densité de *L. lugubris* avait un effet négligeable sur *H. frenatus* (Petren and Case, 1996; Perella and Behm, 2020). Il est aussi émis que lorsque *H. frenatus* et *L. lugubris* cohabitent, l'aptitude phénotypique de l'un et de l'autre peut être affectée négativement (Brown *et al.*, 2002).

Hôtel La Créole Beach & Spa : quatre ans après (2018 – 2022)

Concernant le suivi de la population de geckos nains à l'hôtel La Créole Beach & Spa, nous avons pu montrer qu'il y avait plus d'adultes de *L. lugubris* en 2022 (i.e. 81,09%) qu'en 2018 (i.e. 71,05%).

Plusieurs hypothèses sont possibles : (1) on suppose que les juvéniles ont été moins aperçus car ils sont de petite taille et/ou présentent un comportement plus craintif/cryptique, offrant la possibilité de mieux se camoufler. Il était donc plus difficile de les détecter lors de nos

UNIVERSITÉ DES ANTILLES

FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

observations ; (2) la distinction entre adultes et juvéniles ne s'est pas faite sur les mêmes critères entre les deux comptages. Borroto-Páez (2018) indique seulement qu'il a différencié les deux classes d'âge sur la base de la taille des individus, sans donner plus de précisions. Dans la présente, nous nous sommes basés sur les critères de taille et d'aspect de l'animal tels que la présence de ligne blanche bien marquée sur le dos si l'individu était juvénile. Par ailleurs, les comptages n'ont pas eu lieu à la même période de l'année (28 mai – 1er juin en 2018 ; 21 février, 7 et 14 mars en 2022). La différence observée entre ces deux études pourrait être due à une activité reproductrice différente entre ces deux périodes. Enfin, elles pourraient aussi correspondre à une évolution de la structure d'âge au sein de la population (meilleure survie adulte et/ou baisse de la fécondité des femelles). Il est nécessaire de poursuivre le suivi sur une période de temps plus longue pour mieux évaluer la pertinence de ces explications, mais également faire un suivi individualisé de type CMR.

Les limites et perspectives de l'étude

L'objectif initial de la présente étude était d'analyser la répartition spatiale de *L. lugubris* en Guadeloupe, d'évaluer son rythme de propagation et de préciser son impact potentiel sur la biodiversité autochtone. Cependant, des obligations administratives nous ont contraint à repenser le protocole initialement prévu. Par exemple, nous avons prévu d'étudier le régime alimentaire des geckos en analysant leur contenu stomacal, mais cela ne fut pas possible car nous n'avons pas pu obtenir les autorisations de capture et d'euthanasie ou de manipulation nécessaires.

Ensuite, nous avons sélectionné certains sites de comptages pour étudier l'activité de chasse du gecko nain en fonction de l'abondance et du patron de coloration des individus. À cette fin, nous sommes allés sur nos sites de comptages et avons utilisé un piège photographique (BROWNING, Modèle BTC-BE). Malheureusement, les enregistrements vidéo ne nous ont pas permis d'observer de façon assez nette les différents comportements sélectionnés pour apprécier l'activité de chasse des individus focaux tels que : s'arrêter, déplacement lent, déplacement rapide et capture d'une proie.

Nous avons aussi mis en place un protocole afin de mesurer l'effet d'un pointeur laser rouge sur les geckos afin d'étudier le comportement alimentaire et/ou la personnalité des geckos. Cependant, bien que le protocole semble prometteur puisque les deux espèces de geckos répondaient positivement au stimulus et de manières plus ou moins différentes, que ce soit au niveau inter ou intraspécifique, les données collectées ne permettaient pas pour le

UNIVERSITÉ DES ANTILLES

FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

moment de réaliser une analyse statistique fine et suffisamment robuste pour répondre aux objectifs initiaux. Néanmoins, comme fait intéressant, nous avons pu voir que le pointeur laser nous permettait d'initier des interactions inter- et intra-spécifiques entre *L. lugubris* et *H. mabouia* et ainsi mesurer via différents variables comportementales ces interactions comme la fuite.

Enfin, lors de nos prospections, nous avons pu observer une nouvelle espèce exotique de gecko, pas encore répertoriée en Guadeloupe, *Gehyra mutilata*. Il serait intéressant d'inclure cette espèce dans le projet d'étude initial afin d'étudier plus précocement sa dynamique d'invasion via le suivi de l'évolution temporelle de sa répartition spatiale et de son abondance relative, conjointement à celles des autres espèces de geckos exotiques en Guadeloupe. Enfin, des études supplémentaires sont nécessaires pour évaluer l'impact de la prédation de ces geckos exotiques sur la biodiversité indigène.

5. CONCLUSION

Dans ce mémoire, nous avons voulu analyser la répartition spatiale de *L. lugubris* en Guadeloupe, évaluer son rythme de propagation et préciser son impact potentiel sur la biodiversité autochtone. Grâce à la mise en œuvre d'un protocole scientifique, nous avons pu montrer que : l'espèce est toujours présente sur les deux parties de l'archipel (Grande-Terre et Basse-Terre) depuis 2010 ; l'espèce semble être adaptée à cet environnement ; sa répartition est en expansion ; l'espèce se retrouve dans les milieux naturels, péri-urbains et urbains ; ainsi elle peut cohabiter avec d'autres espèces de gecko exotiques, tel que *H. mabouia*.

En plus de cela, nous avons pu acquérir des données sur la morphologie de l'espèce. Nous pensons que nous avons fait un bon choix pour l'espèce d'étude, puisque les geckos sont des animaux intéressants pour la biologie évolutionniste. Ils sont riches en espèces et présentent un ensemble de morphologies diverses, dont beaucoup ont évolué indépendamment plusieurs fois chez les geckos (Griffing *et al.*, 2019).

Nous sommes dorénavant presque certains que la distance entre les îles s'accorde avec le fait que l'introduction de *L. lugubris* en Guadeloupe est d'origine humaine (Lever, 2003), plutôt que la conséquence d'une colonisation par étapes.

Le choix des sites à prospector s'est avéré très judicieux et nous a permis d'obtenir des résultats nouveaux non publiés auparavant. En effet, comme le montre cette présente étude, des données quantitatives et qualitatives ont ainsi été collectées sur différentes espèces exotiques

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

envahissantes, telles que *Lepidodactylus lugubris*, *Hemidactylus mabouia*, *Anolis marmoratus*, *Gekko gecko*, *Thecadactylus rapicauda* et *Gehyra mutilata*.

Les données obtenues ne nous permettent pas de dire qu'il y a un impact de *L. lugubris* sur la biodiversité indigène et sur l'ensemble des espèces exotiques résidentes. Cependant, les premiers résultats obtenus nous offrent plusieurs options, tant d'un point de vue comportemental qu'écologique, quant à l'étude de l'impact de *L. lugubris* sur la biodiversité autochtone. De plus, les démarches pour obtenir les autorisations de capture, d'expérimentation sur faune sauvage et d'euthanasie sont en cours. L'analyse des contenus stomacaux devrait donc se faire prochainement.

Pour finir, *L. lugubris* est l'un des reptiles ayant les plus fortes capacités d'invasion dans la Caraïbe (Alonso Bosch and Borroto Páez, 2017). Cependant, à ce jour, aucune mesure de gestion n'est mise en place pour gérer cette espèce, tout comme beaucoup d'autres espèces de lézard exotique, à l'exception de l'Iguane commun, *Iguana iguana*. Il s'agit d'une priorité d'acquérir des connaissances sur ces espèces afin que les autorités impliquées dans la gestion de la biodiversité puissent juger de leurs nuisances sur les écosystèmes autochtones. Les efforts de gestion sont donc à concentrer sur l'étude de ces espèces et sur les moyens d'empêcher de nouvelles espèces exotiques de s'introduire sur le territoire de la Guadeloupe, tout comme sur celui de la Caraïbe.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

6. BIBLIOGRAPHIE

Alberts, A. C. *et al.* (2004) *Iguanas: Biology and Conservation*. University of California Press.

Alonso Bosch, R. and Borroto Páez, R. (2017) 'First record from Cuba of the introduced mourning gecko, *Lepidodactylus lugubris* (Duméril and Bibron, 1836)', *BioInvasions Records*, 6(3), pp. 297–300. doi: 10.3391/BIR.2017.6.3.16.

Anjos, L. A. and Rocha, C. F. D. (2008) 'Reproductive ecology of the invader species gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* in an area of southeastern Brazil', *Iheringia - Serie Zoologia*, 98(2), pp. 205–209. doi: 10.1590/S0073-47212008000200006.

Auguste, R. and Fifi, A. (2020) *Additional record of the invasive mourning gecko *Lepidodactylus lugubris* (Duméril and Bibron, 1836) from Trinidad and Tobago, with comments on citizen science observations*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/347979538_Additional_record_of_the_invasive_mourning_gecko_Lepidodactylus_lugubris_Dumeril_and_Bibron_1836_from_Trinidad_and_Tobago_with_comments_on_citizen_science_observations (Accessed: 14 February 2022).

Bauer, A. M. *et al.* (2007) 'First record of *Lepidodactylus lugubris* in Suriname', *Applied Herpetology*, 4(1), pp. 84–85. doi: 10.1163/15707540779766660.

Baxter-Gilbert, J. *et al.* (2021) 'Nocturnal foraging and activity by diurnal lizards: Six species of day geckos (*Phelsuma* spp.) using the night-light niche', *Austral Ecology*, 46(3), pp. 501–506. doi: 10.1111/aec.13012.

Behm, J. E. *et al.* (2019) 'First records of the mourning gecko (*Lepidodactylus lugubris* Duméril and Bibron, 1836), common house gecko (*Hemidactylus frenatus* in Duméril, 1836), and Tokay gecko (*Gekko gekko* Linnaeus, 1758) on Curaçao, Dutch Antilles, and remarks on their Caribbean di', *BioInvasions Records*, 8(1), pp. 34–44. doi: 10.3391/BIR.2019.8.1.04.

Bellard, C., Cassey, P. and Blackburn, T. M. (2016) 'Alien species as a driver of recent extinctions', *Biology Letters*, 12(4). doi: 10.1098/rsbl.2015.0623.

Boissinot, S. *et al.* (1997) 'Hybrid origin and clonal diversity in the parthenogenetic gecko, *Lepidodactylus lugubris* in French Polynesia', *Journal of Herpetology*, 31(2), pp. 295–298. doi: 10.2307/1565401.

Borroto-Páez, R. (2018) 'High abundance of the introduced Mourning Gecko (*Lepidodactylus lugubris*) in southwestern Grande Terre, Guadeloupe, French West Indies', *Reptiles & Amphibians*, 25(3), pp. 184–187. doi: 10.17161/randa.v25i3.14297.

Briggs, A. A. *et al.* (2012) 'Effects of Spatial Subsidies and Habitat Structure on the Foraging Ecology and Size of Geckos', *PLOS ONE*, 7(8), p. e41364. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0041364.

Brown, S. G. *et al.* (2002) 'Indirect competition between a resident unisexual and an invading bisexual gecko', *Behaviour*, 139(9), pp. 1161–1173. doi: 10.1163/15685390260437317.

Brown, S. G. and Sakai, T. J. Y. (1988) 'Social Experience and Egg Development in the Parthenogenic Gecko, *Lepidodactylus lugubris*', *Ethology*, 79(4), pp. 317–323. doi: 10.1111/J.1439-0310.1988.TB00720.X.

Van den Burg, M. P. *et al.* (2021) 'A genus-wide analysis of genetic variation to guide population

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

management, hybrid identification, and monitoring of invasions and illegal trade in Iguana (Reptilia: Iguanidae)', *Conservation Genetics Resources*, 13(4), pp. 435–445. doi: 10.1007/S12686-021-01216-5.

Burse, C. R. and Goldberg, S. R. (1996) 'Pharyngodon lepidodactylus sp. n. (Nematoda: Pharyngodonidae) from the Mourning Gecko, *Lepidodactylus lugubris* (Lacertilia: Gekkonidae), from Hawaii', *J. Helminthol. Soc. Wash*, 63(1), pp. 51–55.

Cuellar, O. and Kluge, A. G. (1972) 'Natural parthenogenesis in the gekkonid lizard *Lepidodactylus lugubris*', *Journal of Genetics* 1972 61:1, 61(1), pp. 14–26. doi: 10.1007/BF02984098.

D'Antonio, C. M. and Dudley, T. L. (1995) 'Biological Invasions as Agents of Change on Islands Versus Mainlands', pp. 103–121. doi: 10.1007/978-3-642-78963-2_9.

Denslow, J. S. (2003) 'Weeds in paradise: Thoughts on the invasibility of tropical islands', *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 90(1), pp. 119–127. doi: 10.2307/3298531.

Diagne, C. *et al.* (2021) 'High and rising economic costs of biological invasions worldwide', *Nature*, 592(7855), pp. 571–576. doi: 10.1038/s41586-021-03405-6.

Diez, J. M. *et al.* (2012) 'Will extreme climatic events facilitate biological invasions?', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(5), pp. 249–257. doi: 10.1890/110137.

Doherty, T. S. *et al.* (2016) 'Invasive predators and global biodiversity loss', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(40), pp. 11261–11265. doi: 10.1073/pnas.1602480113.

Don M. Huber *et al.* (2002) *Invasive pest species: impacts on agricultural production, natural resources, and the environment*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/237522784_Invasive_pest_species_impacts_on_agricultural_production_natural_resources_and_the_environment (Accessed: 27 May 2022).

Dornburg, A. *et al.* (2019) 'Are Geckos Paratenic Hosts for Caribbean Island Acanthocephalans? Evidence from *Gonatodes antillensis* and a Global Review of Squamate Reptiles Acting as Transport Hosts', <https://doi.org/10.3374/014.060.0103>, 60(1), pp. 55–79. doi: 10.3374/014.060.0103.

Early, R. *et al.* (2016) 'Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities', *Nature Communications*, 7. doi: 10.1038/ncomms12485.

Fitzsimons, J. A. (2011) 'Southward range expansion of the Mourning Gecko *Lepidodactylus lugubris* on mainland Australia and nearshore islands', *Australian Zoologist*, 35(3), pp. 619–621. doi: 10.7882/AZ.2011.013.

Glosser, J. W. and Green, A. E. (1976) 'Leptospirosis in Trinidad and Grenada, with special reference to the mongoose', *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 70(1), pp. 57–61. doi: 10.1016/0035-9203(76)90008-0.

Goetz, M. and Burton, F. J. (2018) 'First record of the Mourning Gecko, *Lepidodactylus lugubris* (Duméril & Bibron 1836), on Grand Cayman, Cayman Islands', *Reptiles & Amphibians*, 25(2), pp. 158–159. doi: 10.17161/randa.v25i2.14285.

Grenier, N. (2021) *Puissance, hubris et marginalité : ethnographie de la zone urbaine de Pointe à Pitre en Guadeloupe - TEL - Thèses en ligne*. Available at: <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02042378> (Accessed: 29 May 2022).

Griffing, A. H. *et al.* (2019) 'Embryonic development of a parthenogenetic vertebrate, the mourning

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

gecko (*Lepidodactylus lugubris*), *Developmental Dynamics*, 248(11), pp. 1070–1090. doi: 10.1002/dvdy.72.

Gurevitch, J. and Padilla, D. K. (2004) 'Are invasive species a major cause of extinctions?', *Opinion TRENDS in Ecology and Evolution*, 19(9). doi: 10.1016/j.tree.2004.07.005.

Hanley, K. A., Vollmer, D. M. and Case, T. J. (1995) 'The distribution and prevalence of helminths, coccidia and blood parasites in two competing species of gecko: implications for apparent competition', *Oecologia*, 102(2), pp. 220–229. doi: 10.1007/BF00333254.

Haubrock, P. J. *et al.* (2020) 'Predatory functional responses under increasing temperatures of two life stages of an invasive gecko', *Scientific Reports*, 10(1), pp. 1–10. doi: 10.1038/s41598-020-67194-0.

Hellmann, J. J. *et al.* (2008) 'Five potential consequences of climate change for invasive species', *Conservation Biology*, 22(3), pp. 534–543. doi: 10.1111/J.1523-1739.2008.00951.X.

Holmes, N. D. *et al.* (2019) 'Globally important islands where eradicating invasive mammals will benefit highly threatened vertebrates', *PLoS ONE*, 14(3), pp. 1–17. doi: 10.1371/journal.pone.0212128.

Hoogmoed, M. S. and Avila-Pires, T. C. S. (2015) '*Lepidodactylus lugubris* (Duméril & Bibron 1836) (Reptilia: Gekkonidae), an introduced lizard new for Brazil, with remarks on and correction of its distribution in the New World', *Zootaxa*, 4000(1), pp. 90–110. doi: 10.11646/zootaxa.4000.1.4.

Hulme, P. E. (2009) 'Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization', *Journal of Applied Ecology*, 46(1), pp. 10–18. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x.

Hulme, P. E. (2014) 'Invasive species challenge the global response to emerging diseases', *Trends in Parasitology*, 30(6), pp. 267–270. doi: 10.1016/J.PT.2014.03.005.

Ineich, I. (2015) 'New data about the triploid clone C of the unisexual-bisexual *Lepidodactylus lugubris* (Duméril & Bibron, 1836) complex (Gekkonidae)'.

Ineich, I. and Ota, H. (1993) 'Morphological variation and distribution of the unisexual-bisexual complex of the gecko, *Lepidodactylus lugubris*, in French Polynesia and Eastern island', *Bulletin of the College of Science, University of the Ryukyus*, 56(August 2014), pp. 113–120.

INSEE (2019) *Populations légales 2019 – Ces données sont disponibles sur toutes les communes de France hors Mayotte | Insee*. Available at: <https://www.insee.fr/fr/statistiques/6005800?geo=COM-97120> (Accessed: 30 May 2022).

Jackson, T. (2015) 'Addressing the economic costs of invasive alien species: Some methodological and empirical issues', *International Journal of Sustainable Society*, 7(3), pp. 221–240. doi: 10.1504/IJSSOC.2015.071303.

De Jesús Villanueva, C. N. *et al.* (2021) 'Origin of the green iguana (*Iguana iguana*) invasion in the greater Caribbean Region and Fiji', *Biological Invasions*, 23(8), pp. 2591–2610. doi: 10.1007/s10530-021-02524-5.

Jiménez, R. R. and Abarca, J. G. (2015) *Records for the Mourning Gecko (*Lepidodactylus lugubris*) and its expansion in Costa Rica*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/278728077_Records_for_the_Mourning_Gecko_Lepidodactylus_lugubris_and_its_expansion_in_Costa_Rica (Accessed: 8 June 2022).

Keller, R. P. *et al.* (2011) 'Invasive species in Europe: Ecology, status, and policy', *Environmental Sciences Europe*, 23(1), pp. 8–11. doi: 10.1186/2190-4715-23-23.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

- Kraus, F. (2009) 'Alien reptiles and amphibians : a scientific compendium and analysis'.
- Krysko, K. L. *et al.* (2007) 'Distribution, natural history, and impacts of the introduced Green iguana (*Iguana iguana*) in Florida', *Iguana*, 14(3), pp. 142–151.
- Krysko, K. L. and MacKenzie-Krysko, C. (2016) 'First report of the Mourning Gecko, *Lepidodactylus lugubris* (Duméril & Bibron 1836), from The Bahamas', *Caribbean Herpetology*. doi: 10.31611/CH.54.
- Lahitte, P., Samper, A. and Quidelleur, X. (2012) 'DEM-based reconstruction of southern Basse-Terre volcanoes (Guadeloupe archipelago, FWI): Contribution to the Lesser Antilles Arc construction rates and magma production', *Geomorphology*, 136(1), pp. 148–164. doi: 10.1016/J.GEOMORPH.2011.04.008.
- Lapwong, Y. and Juthong, W. (2018) 'New records of *lepidodactylus lugubris* (Duméril and Bibron, 1836) (Squamata, Gekkonidae) from Thailand and a brief revision of its clonal composition in southeast Asia', *Current Herpetology*, 37(2), pp. 143–150. doi: 10.5358/HSJ.37.143.
- Lardner, B. *et al.* (2015) 'Detection Rates of Geckos in Visual Surveys: Turning Confounding Variables into Useful Knowledge', *Journal of Herpetology*, 49(4), pp. 522–532. doi: 10.1670/14-048.
- Lever, C. (2003) 'Naturalized reptiles and amphibians of the world', p. 318.
- Liebgold, E. B. *et al.* (2019) 'The spread of the parthenogenetic mourning gecko, *Lepidodactylus lugubris* (Duméril and Bibron, 1836) to paradise island, the Bahamas, with comments on citizen science observations of non-native herpetofauna', *BioInvasions Records*, 8(1), pp. 45–49. doi: 10.3391/BIR.2019.8.1.05.
- Lively, C. M. (2010) 'Parasite virulence, host life history, and the costs and benefits of sex', *Ecology*, 91(1), pp. 3–6. doi: 10.1890/09-1158.1.
- Loope, L. and Mueller-Dombois, D. (1989) 'Characteristics of Invaded Islands, with Special Reference to Hawaii', *Biological Invasions: a Global Perspective*, (October), pp. 257–280.
- Lorvelec, O., Barré, N. and Bauer, A. M. (2017) 'The status of the introduced Mourning Gecko (*Lepidodactylus lugubris*) in Guadeloupe (French Antilles) and the high probability of introduction of other species with the same pattern of distribution', *Caribbean Herpetology*, 2012(July 2012), pp. 1–6. doi: 10.31611/ch.57.
- Loupe, V. *et al.* (2020) 'The globally invasive small Indian mongoose *Urva auropunctata* is likely to spread with climate change', *Scientific Reports*, 10(1), pp. 1–11. doi: 10.1038/s41598-020-64502-6.
- Lyakurwa, J. (2018) *Cannibalism in Tropical House Gecko (Hemidactylus mabouia) and Dermatophagy in Lygodactylus*. Available at: https://www.researchgate.net/publication/329864473_Cannibalism_in_Tropical_House_Gecko_Hemidactylus_mabouia_and_Dermatophagy_in_Lygodactylus (Accessed: 8 June 2022).
- Magnin and Hervé (2018) 'Le Parc national de la Guadeloupe : un territoire insulaire unique dédié à la protection de la biodiversité', <http://journals.openedition.org/etudescaribeennes>, (41). doi: 10.4000/ETUDESCARIBEENNES.13187.
- Mario Sélise (2010) *theses.fr – Mario Sélise, La dynamique comparée de quatre villes principales des Petites Antilles : les exemples de Fort-de-France (Martinique), Pointe-à-Pitre (Guadeloupe), Castries (Sainte-Lucie) et Roseau (Dominique)*. Available at: <http://www.theses.fr/2010AGUY0383> (Accessed: 29 May 2022).

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

Martín, B., Pérez, H. and Ferrer, M. (2018) 'Effects of natural and artificial light on the nocturnal behaviour of the wall gecko', *Animal Biodiversity and Conservation*, 41(2), pp. 209–215. doi: 10.32800/ABC.2018.41.0209.

Meshaka, W. E. (2000) 'Colonization dynamics of two exotic geckos (*Hemidactylus garnotii* and *H. mabouia*) in Everglades National Park', *Journal of Herpetology*, 34(1), pp. 163–168. doi: 10.2307/1565258.

Moller, A. P. (1995) 'Lever, C. 1994. Naturalized Animals: The Ecology of Successfully Introduced Species, T. & A. D. Poyser, London, xiii + 354 pp., £25,00 (hardback). ISBN: 0-85661-087-9.', *Journal of Evolutionary Biology*, 8(4), pp. 533–534. doi: 10.1046/J.1420-9101.1995.8040533.X.

Murakami, Y. *et al.* (2015) 'Population genetic structure and distribution patterns of sexual and asexual gecko species in the Ogasawara Islands', *Ecological Research*, 30(3), pp. 471–478. doi: 10.1007/S11284-015-1246-6.

Murakami, Y. and Hayashi, F. (2019) 'Molecular discrimination and phylogeographic patterns of clones of the parthenogenetic gecko *Lepidodactylus lugubris* in the Japanese Archipelago', *Population Ecology*, 61(3), pp. 315–324. doi: 10.1002/1438-390X.1030.

Myers, N. *et al.* (2000) 'Biodiversity hotspots for conservation priorities', *Nature* 2000 403:6772, 403(6772), pp. 853–858. doi: 10.1038/35002501.

Nania, D., Flecks, M. and Rödder, D. (2020) 'Continuous expansion of the geographic range linked to realized niche expansion in the invasive Mourning gecko *Lepidodactylus lugubris* (Duméril & Bibron, 1836)', *PLoS ONE*, 15(7), pp. 1–16. doi: 10.1371/journal.pone.0235060.

Nguyen, L. T. *et al.* (2016) *A new population of Lepidodactylus lugubris (Duméril & Bibron, 1836) from Quang Nam Province and diagnosis of the genus Lepidodactylus from morphologically similar gecko genera.* Available at: https://www.researchgate.net/publication/311821489_A_new_population_of_Lepidodactylus_lugubris_Dumeril_Bibron_1836_from_Quang_Nam_Province_and_diagnosis_of_the_genus_Lepidodactylus_from_morphologically_similar_gecko_genera (Accessed: 7 June 2022).

Ota, H. *et al.* (2000) *Reevaluation of the Taxonomic Status of Two Lepidodactylus Species (Squamata: Gekkonidae) from the Lesser Sunda Archipelago, Indonesia on JSTOR.* Available at: <https://www.jstor.org/stable/1448025?seq=1> (Accessed: 28 May 2022).

Perella, C. D. and Behm, J. E. (2020) 'Understanding the spread and impact of exotic geckos in the greater Caribbean region', *Biodiversity and Conservation*, 29(4), pp. 1109–1134. doi: 10.1007/S10531-020-01939-1/FIGURES/4.

Petren, K. and Case, T. J. (1996) 'An experimental demonstration of exploitation competition in an ongoing invasion', *Ecology*, 77(1), pp. 118–132. doi: 10.2307/2265661.

Pounder, K. C. *et al.* (2020) 'Testing for hybridisation of the Critically Endangered Iguana delicatissima on Anguilla to inform conservation efforts', *Conservation Genetics*, 21(3), pp. 405–420. doi: 10.1007/s10592-020-01258-6.

Pyšek, P. *et al.* (2010) 'Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(27), pp. 12157–12162. doi: 10.1073/pnas.1002314107.

Pyšek, P. *et al.* (2012) 'A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment', *Global Change Biology*, 18(5), pp. 1725–1737. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x.

R Core Development Team (2015) 'R: a language and environment for statistical computing, 3.2.1', *Document freely available on the internet at: <http://www.r-project.org>*. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.

Reaser, J. K. *et al.* (2007) 'Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems', *Environmental Conservation*, 34(2), pp. 98–111. doi: 10.1017/S0376892907003815.

Regalado, R. (2003) 'Roles of Visual, Acoustic, and Chemical Signals in Social Interactions of the Tropical House Gecko (*Hemidactylus mabouia*)'

Richardson, D. M. and Pyšek, P. (2007) 'Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen', *Progress in Physical Geography*, 31(6), pp. 659–666. doi: 10.1177/0309133307087089.

Rivero, J. A. (1998) 'Los anfibios y reptiles de Puerto Rico = The amphibians and reptiles of Puerto Rico', p. 510.

Rocha Bandeira, V., Felipe, A. and Missassi, R. (2022) 'Sailing by boat: a second arrival point of the exotic gecko *Lepidodactylus lugubris* (Duméril & Bibron, 1836) (Squamata, Gekkonidae) in the Brazilian Atlantic Forest', *Check List* 18(2): 419-424, 18(2), pp. 419–424. doi: 10.15560/18.2.419.

Rocha, C. F. D., Anjos, L. A. and Bergallo, H. G. (2011) 'Conquering Brazil: The invasion by the exotic gekkonid lizard *hemidactylus mabouia* (squamata) in Brazilian natural environments', *Zoologia*, 28(6), pp. 747–754. doi: 10.1590/S1984-46702011000600007.

Rodriguero, M. S. *et al.* (2016) 'Out of the forest: past and present range expansion of a parthenogenetic weevil pest, or how to colonize the world successfully', *Ecology and Evolution*, 6(15), pp. 5431–5445. doi: 10.1002/ECE3.2180.

Rojas-Sandoval, J. *et al.* (2017) 'Invasive plant species in the West Indies: geographical, ecological, and floristic insights', *Ecology and Evolution*, 7(13), pp. 4522–4533. doi: 10.1002/ece3.2984.

Rosas-Chavoya, M. *et al.* (2022) 'QGIS a constantly growing free and open-source geospatial software contributing to scientific development', *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 48(1), pp. 197–213. doi: 10.18172/CIG.5143.

Sakai, O. (2016) 'Size Distribution Suggests a Seasonal Effect on Reproduction of *Lepidodactylus lugubris* on Okinawajima Island, Japan, the Northernmost Distributional Area', <https://doi.org/10.5358/hsj.35.59>, 35(1), pp. 59–63. doi: 10.5358/HSJ.35.59.

Sakai, O. (2019a) 'Behavioural tendencies associated with microhabitat use in a clonal gecko species living in the wild', *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 73(5). doi: 10.1007/S00265-019-2679-7.

Sakai, O. (2019b) 'Population Density of a Clonal Gecko Species in Its Northernmost Range, the Ryukyus in Japan', <https://doi.org/10.5358/hsj.38.180>, 38(2), pp. 180–186. doi: 10.5358/HSJ.38.180.

Schindler, S. *et al.* (2015) 'Alien species and public health impacts in Europe: A literature review', *NeoBiota*, 27, pp. 1–23. doi: 10.3897/neobiota.27.5007.

Señaris, C. *et al.* (2017) 'Second record of the invasive gecko *Lepidodactylus lugubris* (Duméril & Bibron, 1836) (Squamata: Gekkonidae) from Venezuela', *Check List*, 13(2), pp. 2–6. doi:

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

10.15560/13.2.2082.

Simberloff, D. *et al.* (2013) 'Impacts of biological invasions: What's what and the way forward', *Trends in Ecology and Evolution*, 28(1), pp. 58–66. doi: 10.1016/j.tree.2012.07.013.

Slabber, S. *et al.* (2007) 'Acclimation effects on thermal tolerances of springtails from sub-Antarctic Marion Island: Indigenous and invasive species', *Journal of Insect Physiology*, 53(2), pp. 113–125. doi: 10.1016/j.jinsphys.2006.10.010.

Sunyer, J. *et al.* (2013) 'Lizards (Reptilia: Squamata) of the Corn Islands, Caribbean Nicaragua', *Check List*, 9(6), pp. 1383–1390. doi: 10.15560/9.6.1383.

T. Root *et al.* (2003) 'Fingerprints of global warming on wild animals and plants', *Nature*, 421(6918), pp. 54–57. doi: 10.1038/nature01309.1.

Tatem, A. J., Rogers, D. J. and Hay, S. I. (2006) 'Global Transport Networks and Infectious Disease Spread', *Advances in Parasitology*, 62(January), pp. 293–343. doi: 10.1016/S0065-308X(05)62009-X.

Terral, R. and Sélise, M. (2018) 'Dynamiques urbaines communes et spécificités des villes des Antilles françaises (Guadeloupe, Martinique) des origines de la colonisation (1635) à nos jours', <http://journals.openedition.org/etudescaribeennes>, (39–40). doi: 10.4000/ETUDESCARIBEENNES.12811.

UICN (2022) *Visites virtuelles : découvrez les mares de Guadeloupe et Martinique! - UICN France*. Available at: <https://uicn.fr/visite-virtuelle-mares/> (Accessed: 30 May 2022).

Urta, F. A. *et al.* (2020) 'First record of the invasive gecko, *Lepidodactylus lugubris* Duméril & Bibron, 1836 in mainland Chile (Squamata, Gekkonidae)', *Herpetozoa*, 33, pp. 125–129. doi: 10.3897/HERPETOZOA.33.E53625.

Vilà, M. *et al.* (2010) 'How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3), pp. 135–144. doi: 10.1890/080083.

Vuillaume, B. *et al.* (2015) 'Genetic Evidence of Hybridization between the Endangered Native Species Iguana delicatissima and the Invasive Iguana iguana (Reptilia, Iguanidae) in the Lesser Antilles: Management Implications', *PloS one*, 10(6). doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0127575.

Walther, G. *et al.* (2002) 'Ecological response to recent climate change', *Nature*, 416, pp. 389–395.

Wilson, B. S., Horrocks, J. A. and Hailey, A. (2011) 'Introduction: Conservation of insular herpetofaunas in the West Indies', *Conservation of Caribbean Island Herpetofaunas*, 1, pp. 9–25. doi: 10.1163/ej.9789004183957.i-228.

De Wit, L. A. *et al.* (2017) 'Estimating burdens of neglected tropical zoonotic diseases on islands with introduced mammals', *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 96(3), pp. 749–757. doi: 10.4269/ajtmh.16-0573.

Yamashiro, S., Toda, M. and Ota, H. (2000) 'Clonal Composition of the Parthenogenetic Gecko, *Lepidodactylus lugubris*, at the Northernmost Extremity of Its Range', <https://doi.org/10.2108/zsj.17.1013>, 17(7), pp. 1013–1020. doi: 10.2108/ZSJ.17.1013.

7. ANNEXES

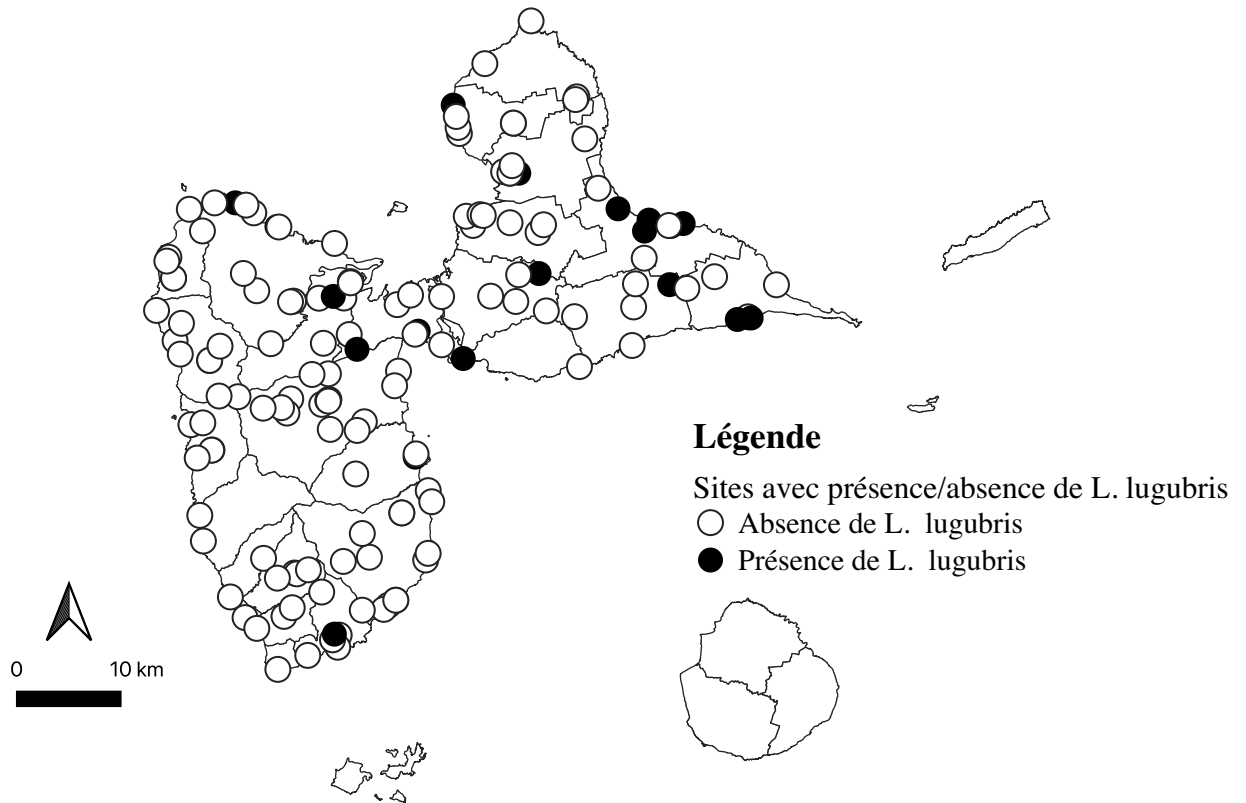


Figure 10 : Carte des prospections sur les 160 sites de la présence et absence de *L. lugubris* (sites de comptages non compris)

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

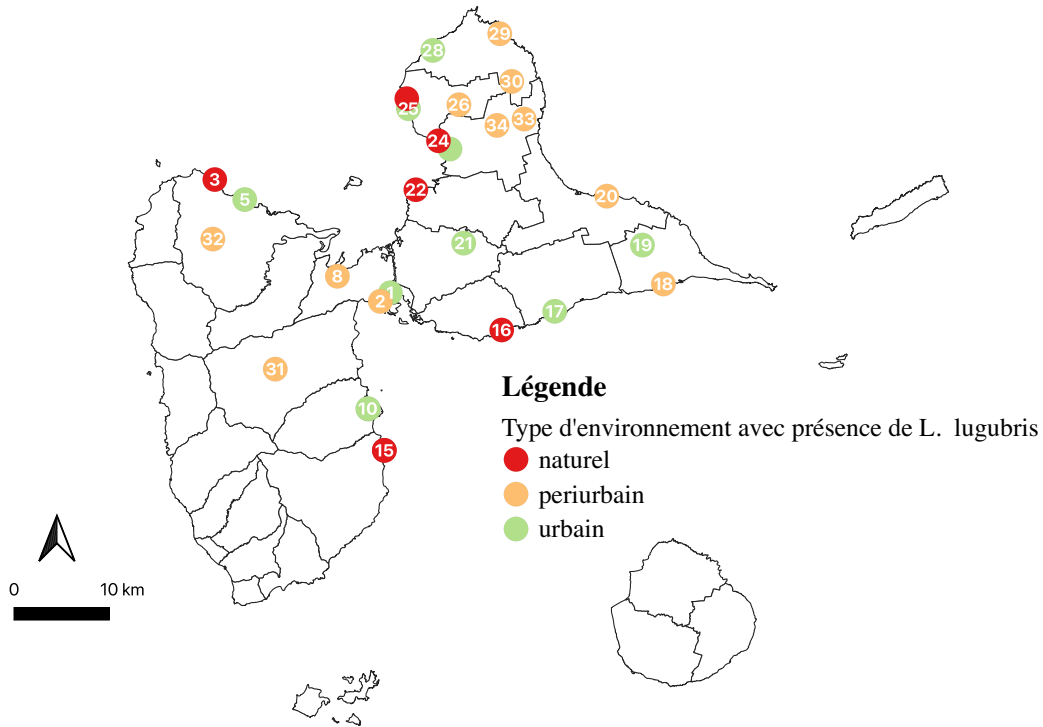


Figure 11 : Carte de la Guadeloupe (A) avec les zones d'observations avec présence de *L. lugubris* dans différents types d'habitats

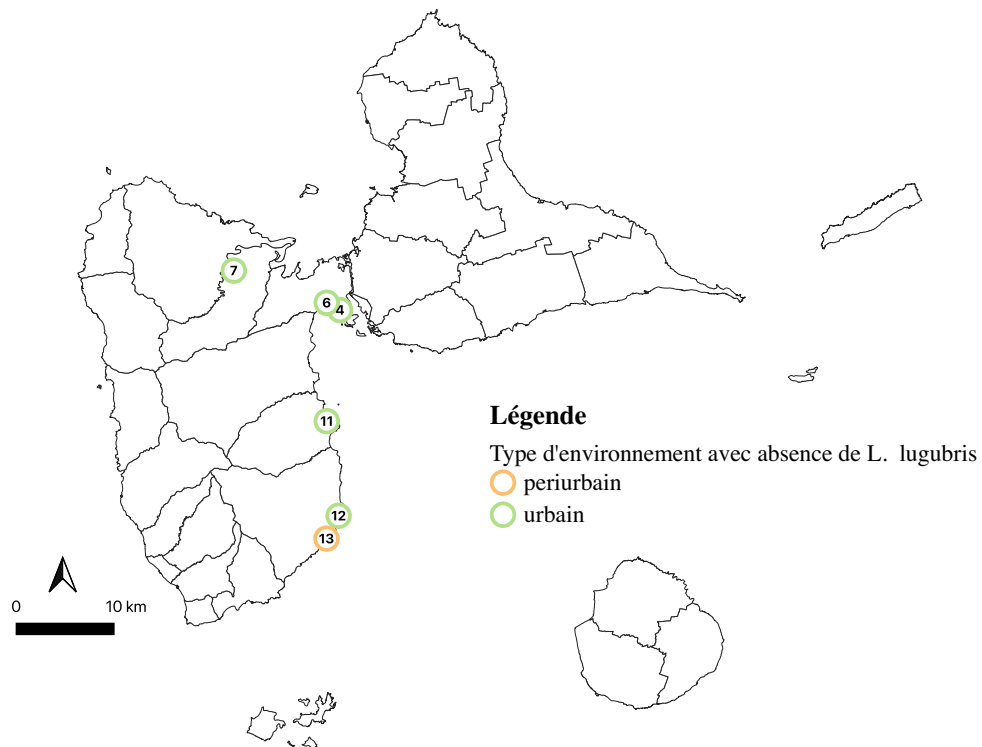


Figure 12 : Carte de la Guadeloupe (B) avec les zones d'observations avec absence de *L. lugubris* dans différents types d'habitats

(A) Les cercles pleins correspondent aux observations avec présence de *L. lugubris*.

(B) Les cercles vides correspondent aux observations avec absence de *L. lugubris*.

Les chiffres correspondent au numéro du site.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

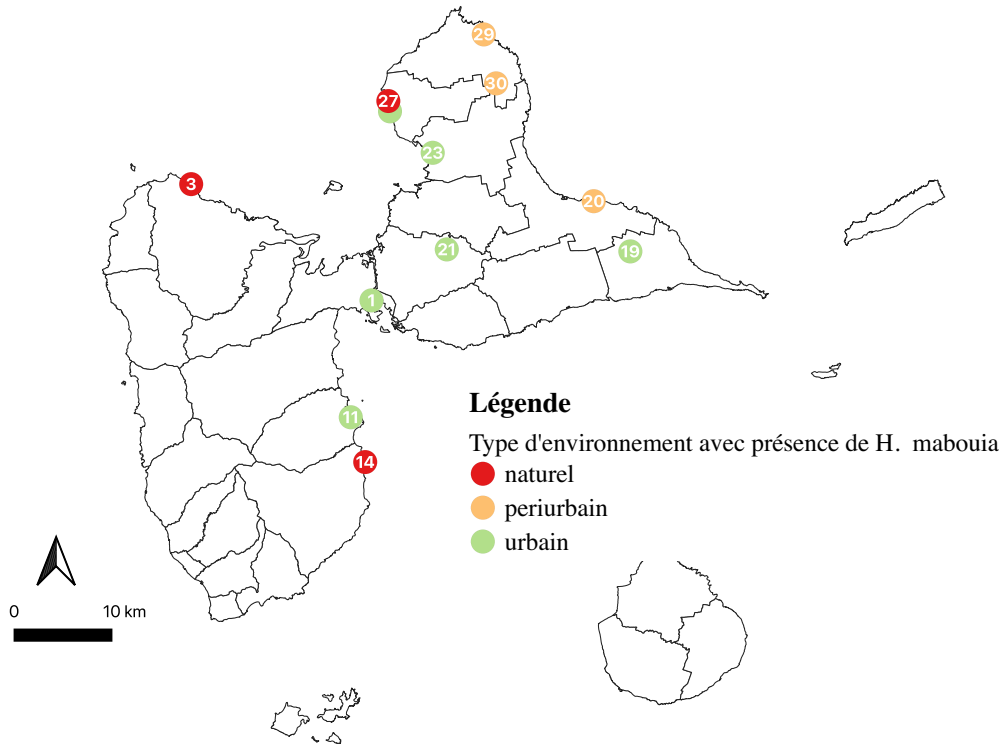


Figure 13 : Carte de la Guadeloupe (C) avec les zones d'observations avec présence de *H. mabouia* dans différents types d'habitat

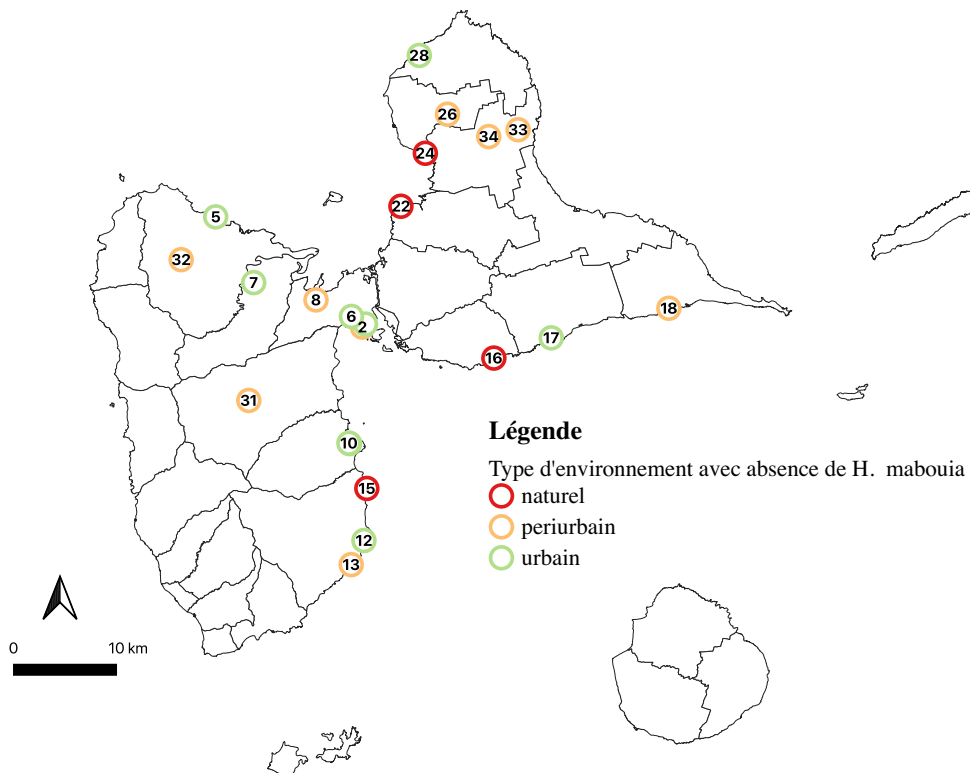


Figure 14 : Carte de la Guadeloupe (D) avec les zones d'observations avec absence de *H. mabouia* dans différents types d'habitat

(C) Les cercles pleins correspondent aux observations avec présence de *L. lugubris*.

(D) Les cercles vides correspondent aux observations avec absence de *L. lugubris*.

Les chiffres correspondent au numéro du site.