

Rapport de stage de Master 2

Sciences pour l'environnement
Parcours gestion de l'environnement et écologie du littoral

La Rochelle Université
23 avenue Albert Einstein BP 33060
17031, La Rochelle

ETUDE PRÉLIMINAIRE DE LA DISTRIBUTION, DES MOUVEMENTS ET DE
L'ABONDANCE DE LA POPULATION DE GLOBICÉPHALES TROPICAUX,
Globicephala macrorhynchus, DANS LES PETITES ANTILLES.



Janvier-Juin 2023

Salomé Martin-Marin

Sous la responsabilité de Valentin Teillard
Caribbean Cetacean Society

Mots clés :

Capture-marquage-recapture, Photo-identification, Cétacés, Habitat, Modélisation

Résumé :

Peu d'études ont été réalisées sur le globicéphale tropical dans les Petites Antilles et les paramètres démographiques de cette population ne sont à ce jour pas connus. Ces paramètres, mesurés ou estimés à partir de données récoltées lors de suivis écologiques, fournissent pourtant des indications objectives pouvant contribuer à la mise en place de mesures de conservation. L'objectif de ce travail était de réaliser une étude préliminaire de la distribution, de l'abondance et des mouvements de la population de globicéphale tropical dans les Petites Antilles à l'aide des données d'observation et de photo-identification du programme "Ti Whale An Nou" réalisé en 2021 et 2022 dans toutes les Petites Antilles. Dans ce but, un catalogue d'individus et une base de données de recapture ont été produits, permettant de réaliser une première estimation d'abondance de l'espèce à 1 305 individus [803 - 3 483]. Les données de recapture obtenues ont également été utilisées afin de tester l'hypothèse que les groupes de globicéphales des Petites Antilles appartiennent à des communautés composées d'individus résidents et transients et de visualiser les mouvements inter-îles des individus. Les données d'observation ont permis, quant à elles, de tester l'hypothèse d'une distribution de globicéphale non-homogène et dépendante de facteurs environnementaux. Après comparaison de 12 variables environnementales à l'aide d'un modèle de distribution d'espèces de type GAM, la distribution de la population de globicéphales tropicaux dans les Petites Antilles a été estimée en fonction de la distance à l'isobathe 200, la matière organique dissoute, la salinité et la distance à l'isobathe 1000. Cette prédiction a permis d'obtenir une déviance expliquée de 37.5% et de mettre en évidence l'importance de plusieurs zones d'intérêt pour les globicéphales, notamment dans le sud de la Martinique et le nord de Sainte-Lucie. L'utilisation de ces résultats afin de caractériser les différentes menaces qui pèsent sur cette espèce dans les Petites Antilles a également été discutée.

Abstract:

PRELIMINARY STUDY OF THE DISTRIBUTION, MOVEMENTS AND ABUNDANCE OF THE SHORT-FINNED PILOT WHALE POPULATION, *Globicephala macrorhynchus*, IN THE LESSER ANTILLES.

Few studies have been conducted on the short-finned pilot whale in the Lesser Antilles and the demographic parameters of this population are still unknown. These parameters, measured or estimated from data collected during ecological monitoring, provide objective indications that can contribute to the implementation of conservation measures. The objective of this project was to conduct a preliminary study of the distribution, abundance and movements of the short-finned pilot whale population in the Lesser Antilles, using observation and photo-identification data from the "Ti Whale An Nou" program, which took place throughout the Lesser Antilles in 2021 and 2022. To this end, a catalog of individuals and a database of recaptures were created, allowing a first estimate of the species' abundance of 1 305 individuals [803 - 3 483]. Recapture data were also used to test the hypothesis that pilot whale groups in the Lesser Antilles belong to communities composed of resident and transient individuals, and to visualize inter-island movements of individuals. Observational data were used to test the hypothesis of a non-homogeneous distribution of pilot whales as a function of environmental factors. After comparing 12 environmental variables using a GAM species distribution model, the distribution of the short-finned pilot whale population in the Lesser Antilles was estimated as a function of distance from the 200 isobath, dissolved organic matter, salinity, and distance from the 1000 isobath. This prediction allowed the explanation of 37.5% of the deviance, and highlighted the importance of several zones of interest, particularly in southern Martinique and northern Saint Lucia. The use of these results to characterize the various threats to this species in the Lesser Antilles was also discussed.

Présentation de la structure d'accueil :

La *Caribbean Cetacean Society* est une organisation non gouvernementale, composée principalement d'un réseau local de Caribéens, dédiée à l'étude et la protection des différentes populations de cétacés de la Caraïbe. Leurs actions visent à développer les capacités locales et à combler les manques de connaissances pour contribuer à la mise en place de mesures adéquates de protection avec les gouvernements. Pour cela la CCS a mis en place des bases de données régionales ainsi que des protocoles standardisés permettant une meilleure coopération entre les acteurs des différentes îles. Ces protocoles sont notamment appliqués dans le cadre du programme "Ti Whale An Nou", comportant six campagnes scientifiques annuelles dans toutes les Petites Antilles et permettant de récolter des données sur toutes les espèces. Les résultats obtenus permettent ensuite d'établir des recommandations adaptées pour la protection des cétacés. La CCS est également investie dans l'éducation des jeunes, à travers la production de vidéos pédagogiques et la réalisation de *Sea Camps*, principalement proposés aux jeunes de territoires isolés ou à proximité desquels les cétacés subissent les pressions les plus importantes.

Remerciements :

Cette étude n'aurait pas été possible sans le soutien généreux du WWF Pays-Bas, de la Collectivité territoriale de Martinique, du Parc Naturel Régional de Martinique, de la Région Guadeloupe, de la Dutch Caribbean Nature Alliance, de Corail Caraïbes, de la Fondation Groupe EDF, de la Société Anonyme de Raffinerie des Antilles, de la Blue Marine Foundation, de l'Animal Welfare Institute, du ministère de l'Éducation nationale et de la jeunesse, du Muséum national d'Histoire naturelle et du CAR.SPAW.RAC qui ont financé ces recherches, merci à eux.

Je tiens à remercier toute l'équipe de la CCS : Valentin, Rocío et Jeff pour leur gentillesse, leur patience et leur accueil chaleureux, mais surtout pour m'avoir offert autant d'opportunités et tout particulièrement la chance de travailler à leurs côtés sur ce sujet passionnant. J'espère avoir de nouveau cette chance un jour.

Merci tout particulièrement à Valentin et à Rocío, merci d'avoir partagé vos connaissances avec moi, merci pour votre joie et votre bonne humeur à toute épreuve, merci pour vos conseils et vos encouragements, merci finalement d'avoir été plus que des encadrants, mais bel et bien des amis. À très bientôt j'espère !

Merci à la coloc. Même si je pense que « merci » n'est pas un mot suffisant pour vous. Plus que des amis, vous êtes une partie de ma vie à présent, un bout de mon histoire. Vivre ensemble jour et nuit pendant 5 mois ça tisse des liens, et j'espère que les nôtres sont de ceux qui durent longtemps. Merci pour les randonnées, les bivouacs et les jeux de cartes. Merci pour les repas et les soirées films. Merci pour les joies, merci pour les rires, merci pour les prises de bec et les moments de cohésion. Finalement merci d'être vous et d'avoir fait de ces moments des souvenirs impérissables. Je vous aime fort. Prenez soin de vous.

Merci également à mes parents, pour avoir fait de moi la personne que je suis aujourd'hui, de m'avoir rendu forte et autonome, de m'avoir laissé libre de choisir ma voie et de m'avoir toujours soutenue quoi qu'il arrive. Merci pour votre amour inconditionnel, aqelendessi.

Pour finir merci à mon amoureux. Merci pour ton soutien, merci pour ta patience, merci pour ton amour et surtout merci de m'avoir attendue. Ne t'inquiète pas, je rentre bientôt. Je t'aime.

Table des figures

| | |
|---|----|
| Figure 1 : Distribution mondiale du globicéphale tropical (<i>Globicephala macrorhynchus</i>) et du globicéphale noir (<i>Globicephala melas</i> (Traill, 1809)). Adapté par Nina Lisowski à partir du travail d'Olson et Reilly (2018)..... | 2 |
| Figure 2: Cartographie des Aires Marines Protégées dans les Petites Antilles..... | 5 |
| Figure 3 : Zone d'étude du programme "Ti Whale An Nou" (2021-2022) localisé dans les Petites Antilles..... | 8 |
| Figure 4 : Disposition du bateau et visualisation de la zone observée durant l'effort de recherche du programme "Ti Whale An Nou" (2021-2022). | 9 |
| Figure 5 : Le globicéphale tropical, <i>G. macrorhynchus</i> (deux illustrations du haut) et le globicéphale noir, <i>Globicephala melas</i> (illustration du bas) (Olson, 2018). | 9 |
| Figure 6 : Représentation schématique du déroulement de la modélisation de la distribution des cétacés..... | 11 |
| Figure 7 : Formule de l'indicateur de Chapman (1951). | 16 |
| Figure 8 : Distribution des distances de première observation de globicéphales tropicaux dans les Petites Antilles associées aux probabilités de détection..... | 16 |
| Figure 9 : Cartographies du tracé du bateau en rouge (à gauche) et de l'effort d'échantillonnage associé à la probabilité de détection allant de 0% (bleu) à 100% (rouge) (à droite) lors du programme "Ti Whale An Nou" (2021 et 2022). | 17 |
| Figure 10 : Répartition des sommes standardisées de l'effort d'échantillonnage par zone économique exclusive de chaque île prospectée en 2021-2022 lors du programme "Ti Whale An Nou". Chaque point représente une cellule hexagonale de la grille d'étude, et une lettre différente au-dessus de chaque île indique une différence significative (tests de Wilcoxon). | 18 |
| Figure 11 : Répartition des sommes standardisées de l'effort d'échantillonnage dans chaque zone prospectée lors du programme "Ti Whale An Nou" (2021-2022) (une lettre différente au-dessus de chaque zone indique une différence significative)..... | 18 |
| Figure 12 : Cartographie de la taille des groupes de globicéphale tropical observés lors du programme "Ti Whale An Nou" dans les Petites Antilles (2021-2022). | 20 |
| Figure 13 : Matrice des corrélations (corrélation de Pearson) entre les variables environnementales testées pour la modélisation de la distribution du globicéphale tropical dans les Petites Antilles (à gauche) et leurs abréviations (à droite). | 21 |
| Figure 14 : Importance (%) des variables environnementales dans l'explication de la distribution des globicéphales tropicaux dans les Petites-Antilles calculée à partir de la somme des poids d'Akaike des modèles dans lesquels les variables sont retrouvées..... | 22 |
| Figure 15 : Prédiction (observation/5,8 km ²) et coefficient de variation de la distribution de la population de globicéphale tropical dans les Petites Antilles produite en fonction de distance à l'isobathe 200, la matière organique dissoute moyenne, la salinité moyenne et la distance à l'isobathe 1000..... | 25 |
| Figure 16 : Prédiction (observation/5,8 km ²) de la distribution de la population de globicéphale tropical dans les Petites Antilles pour les zones nord (en haut à gauche), centre (en haut à droite) et sud (en bas à gauche) produite en fonction de distance à l'isobathe 200, la matière organique dissoute moyenne, la salinité moyenne et la distance à l'isobathe 1000..... | 26 |
| Figure 17 : Cartographie des recaptures de globicéphale tropical dans les Petites-Antilles entre 2021 et 2022. | 28 |
| Figure 18: Prédiction de la densité des grands globicéphalins dans les Antilles Françaises obtenues par le model (DSM) annuel de 2017 (Laran et al., 2019). | 31 |
| Figure 19 : Cartographies de l'exposition des globicéphales tropicaux au trafic maritime dans les Petites Antilles (Gauducheau, 2023). | 39 |

Table des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1 : Estimations d'abondance des populations de globicéphale tropical à travers le monde. | 3 |
| Tableau 2 : Récapitulatif des variables environnementales utilisées pour la modélisation de la distribution du globicéphale tropical dans les Petites Antilles. | 13 |
| Tableau 3 : Récapitulatif des observations de globicéphale tropical lors du programme "Ti Whale An Nou" dans le Petites Antilles (2021-2022). | 19 |
| Tableau 4 : Récapitulatif des meilleures combinaisons de variables environnementales expliquant le mieux la distribution des globicéphales tropicaux dans les Petites Antilles selon le score de d'AIC. | 21 |
| Tableau 5 : Cartographies des quatre variables environnementales sélectionnées pour la modélisation de la distribution du globicéphale tropical dans les Petites Antilles (Figures du haut dans chaque case) et les relations fonctionnelles entre la densité d'observation de globicéphale tropical dans les Petites Antilles et les quatre variables environnementales les plus impactantes et non corrélés. (Figures du bas dans chaque case). Les lignes continues représentent les fonctions de lissage estimées et les zones bleues correspondent aux intervalles de confiance à 95%. La densité d'observation relative (observation/5.8 km2) est indiquée sur l'axe des Y (zéro indique un effet nul de la variable). Les bandes noires sur l'axe des X montrent la distribution des données. | 23 |
| Tableau 6 : Valeurs minimales, moyennes et maximales des variables environnementales associées aux observations de globicéphale tropical dans les Petites Antilles. | 24 |
| Tableau 7 : Nombre de globicéphales tropicaux individuels identifiés par île. | 26 |
| Tableau 8 : Récapitulatif des recaptures de globicéphale tropical dans les Petites Antilles entre 2021 et 2022. | 27 |
| Tableau 9 : Plages de profondeurs des espèces de céphalopodes consommés par les globicéphales tropicaux, comparées à la profondeur moyenne d'observation des globicéphales dans les Petites Antilles. | 34 |
| Tableau 10 : Prises déclarées de globicéphales tropicaux par un bateau baleinier surveillé à Saint-Vincent-et-les-Grenadines entre 2007 et 2017 (Fielding, 2022). | 38 |

Table des annexes

| | |
|--|----|
| Annexe 1 : Liste des 15 territoires et leur pays associé, prospectés durant les expéditions "Ti Whale An Nou" en 2021 et 2022 (du Nord au Sud). | 57 |
| Annexe 2 : Effort de prospection des expéditions du programme "Ti Whale An Nou" (2021 et 2022). | 58 |
| Annexe 3 : Résultats du test de Wilcoxon montrant les différences significatives d'échantillonnage entre les zone économique exclusive de chaque île prospectée en 2021-2022 lors du programme "Ti Whale An Nou". | 59 |

Table des matières

| | |
|--|----|
| I - Introduction..... | 2 |
| II - Matériel et méthodes..... | 8 |
| II.1 - Zone d'étude..... | 8 |
| II.2 - Protocole d'échantillonnage..... | 8 |
| II.3 - Reconnaissance du globicéphale tropical..... | 9 |
| II.4 - Effort d'échantillonnage..... | 10 |
| II.5 - Modèles de distribution d'espèces..... | 11 |
| II.5.1 - Variables environnementales..... | 12 |
| II.5.2 - Modèle GAM..... | 14 |
| II.5.3 - Prédiction..... | 15 |
| II.6 - Capture-Marquage-Recapture..... | 15 |
| II.6.1 - Photo-identification..... | 15 |
| II.6.2 - Abondance..... | 15 |
| III - Résultats..... | 16 |
| III.1 - Effort d'échantillonnage..... | 16 |
| III.2 - Données d'observation et caractérisation de la population..... | 18 |
| III.3 - Modèle de distribution d'espèce..... | 20 |
| III.3.1 - Tri des variables environnementales..... | 20 |
| III.3.2 - Sélection du meilleur model..... | 21 |
| III.3.3 - Prédiction..... | 25 |
| III.4 - Photo-identification..... | 26 |
| III.4.1 - Mouvements..... | 27 |
| III.4.2 - Abondance..... | 28 |
| IV - Discussion :..... | 29 |
| IV.1 - Effort d'échantillonnage..... | 29 |
| IV.2 - Données d'observation et caractérisation de la population..... | 30 |
| IV.3 - Modèle de distribution d'espèce..... | 31 |
| IV.3.1 - Variables environnementales sélectionnées..... | 31 |
| IV.3.3 - Prédiction..... | 34 |
| IV.3.4 - Incertitude..... | 35 |
| IV.4 - Photo-identification..... | 35 |
| IV.4.1 - Mouvements..... | 36 |
| IV.4.2 - Abondance..... | 36 |
| IV.5 - Application dans la conservation de l'espèce..... | 37 |
| V - Conclusion :..... | 40 |
| VI - Références :..... | 41 |
| VII - Annexes :..... | 57 |

I - Introduction

En tant que prédateurs supérieurs, l'abondance et la distribution des cétacés jouent un rôle important dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins (Bowen, 1997). Les cétacés sont ainsi des espèces parapluie grâce auxquelles, par le maintien de leurs populations, on préserve également les autres espèces qui dépendent du même écosystème. Les paramètres mesurés ou estimés à partir de données récoltées lors de suivis écologiques tels que la distribution, les mouvements ou l'abondance, fournissent des indications objectives pouvant contribuer à la mise en place de mesures de conservation pour les espèces aux enjeux prioritaires (Besnard, 2013 ; Nichols et Williams, 2006). Ce sont notamment ces paramètres qui ont permis la création en 1946 de la Commission Baleinière Internationale (IWC) pour pallier une baisse massive des populations de plusieurs espèces de baleines à cause de la chasse (Reeves, 2018). Les menaces liées à l'activité humaine (captures accidentelles, ingestion de déchets, diminution des ressources, pollutions chimique et biologique, collisions, bruit, perte ou dégradation d'habitat (Notabartolo di Sciara et al., 2016)) sont responsables d'une baisse importante des populations de mammifères marins à travers le globe (McCauley et al., 2015). Aujourd'hui, sur 93 espèces de cétacés, 25% sont considérées comme « Vulnérables », « En danger » ou « En danger critique » par la liste rouge mondiale de l'UICN et près de 11% sont "data deficient" (UICN, 2019).

Le globicéphale tropical, *Globicephala macrorhynchus* (Gray, 1846) ou encore "Short-finned pilot whale" en anglais, est un cétacé odontocète de la famille des delphinidés, que l'on retrouve dans les eaux chaudes et tempérées de tous les océans du monde (Figure 1) (Jefferson et al., 2008). Bien que considérée comme une espèce pantropicale, *G. macrorhynchus* est parfois observé à des latitudes élevées, comme en Colombie britannique (Baird et Stacey, 1993) dans l'Atlantique nord-ouest, ou dans l'Atlantique nord-est au large de la Galice (Gonzalez et Lopez, 2000) et de la France (Aulagnier, 2009 ; Spitz et al., 2016)

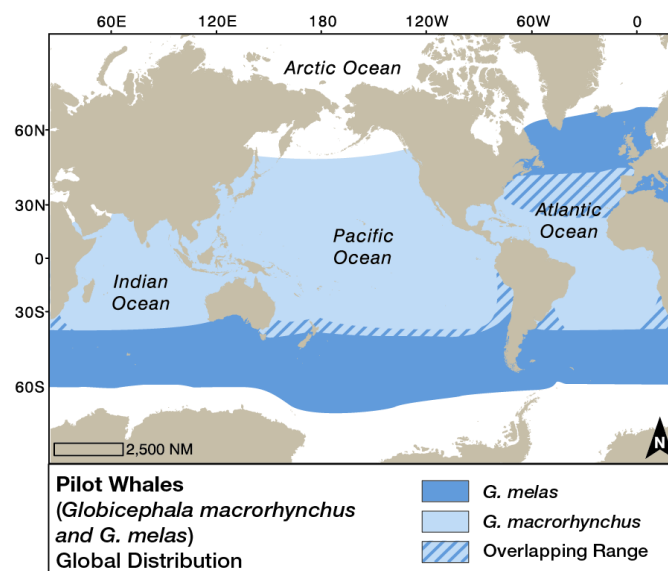


Figure 1 : Distribution mondiale du globicéphale tropical (*Globicephala macrorhynchus*) et du globicéphale noir (*Globicephala melas* (Traill, 1809)). Adapté par Nina Lisowski à partir du travail d'Olson et Reilly (2018).

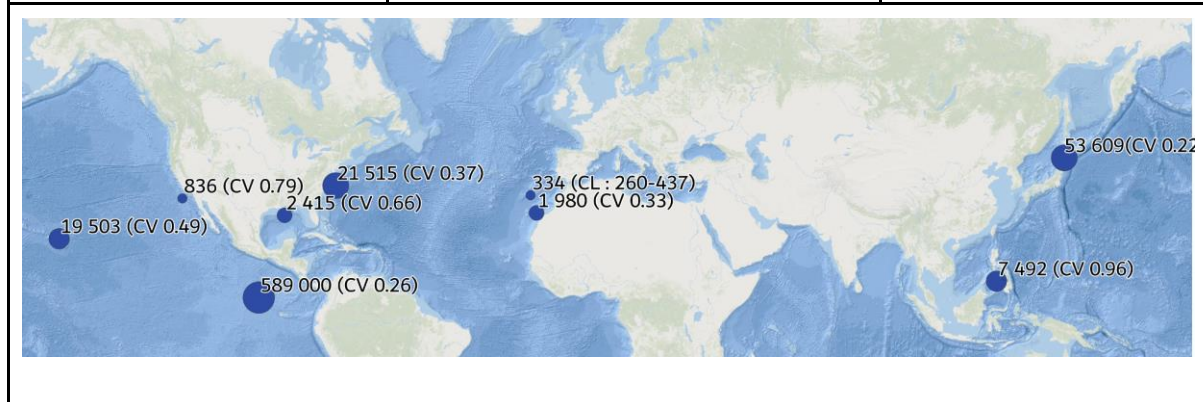
On trouve principalement les globicéphales tropicaux dans les eaux océaniques au large, bien qu'il existe également des rapports d'individus passant de longues périodes dans des zones côtières peu profondes (Home, 1980). De plus, des études ont montré que les globicéphales tropicaux ont une préférence particulière pour les zones où la bathymétrie présente un fort relief et autour du contour de 1000 m de profondeur (Dohl et al., 1983 ; Hui, 1985 ; Heimlich-Boran, 1993 ; Montero et Arechavaleta, 1996 ; Olson et Reilly, 2002 ; Wells et al., 2013). La préférence de cette espèce pour une plage de profondeurs spécifique pourrait être le résultat de leur régime alimentaire, composé principalement de céphalopodes et notamment de calamars (Hui, 1985 ; Sergeant, 1962a), bien qu'il existe des variations dans le choix des espèces de proies et dans les profondeurs auxquelles on les retrouve (néritique ou océanique) (Seagars et Henderson, 1985 ; Overholtz et Waring, 1991 ; Gannon et al., 1997a ; Gannon et al., 1997b ; Mintzer et al., 2008 ; Fernández et al., 2009). On observe généralement les globicéphales tropicaux dans les eaux tempérées à chaudes allant de minimum 8°C jusqu'à 29°C (Miyazaki et Wada, 1978 ; Kasuya et Marsh, 1984 ; Baird et Stacey, 1993). Une hausse soudaine de la température de l'eau pourrait affecter de façon importante la distribution des globicéphales comme il a été documenté au large de la Californie du Sud en 1982-1983, où le phénomène El Niño avait modifié la fraie des calamars provoquant ainsi une absence quasi-totale des globicéphales dans la région cette année-là (Olson et Reilly, 2018).

Plusieurs estimations d'abondances de globicéphale tropical ont déjà été réalisées à travers le monde, principalement au niveau d'îles et d'archipels (Tableau 1). Pour le moment aucune estimation d'abondance du globicéphale tropical n'a été réalisée dans l'océan Indien, l'Atlantique sud-est et les Caraïbes. Le taille des populations est variable en fonction de la taille des zones d'étude et vont de moins de 200 individus (Dolar et al., 2006) à plusieurs centaines de milliers (Gerrodette et Forcada, 2002).

Tableau 1 : Estimations d'abondance des populations de globicéphale tropical à travers le monde.

| Localisation | Estimation d'abondance | Sources |
|-----------------------------|--|------------------------------|
| Japon | Forme méridionale : 53 609 (CV = 22%) Forme septentrionale : 4 321 (CV = 61%) | Miyashita, 1993 IWC, 1992 |
| Philippines | Mer de Sulu orientale : 7 492 (CV = 29%) Déroit de Tañon : 179 (CV = 96%) | Dolar et al., 2006 |
| Pacifique tropical oriental | 589 000 (CV = 26%) | Gerrodette et Forcada, 2002 |
| Hawaï | 19 503 (CV = 49%) | Bradford et al., 2017 |
| Côte ouest des États-Unis | 836 (CV = 79%) | Barlow, 2016 |

| | | |
|---|------------------------------|---|
| ZEE des États-Unis dans le golfe du Mexique | 2 415 (CV = 66%) | Waring et al., 2016 |
| Atlantique Ouest (centre Floride - baie de Fundy) | 21 515 (CV = 37%) | Palka, 2012. Garrison et Rosel, 2017 |
| Archipel des Canaries | 1 980 individuals (CV = 33%) | Servidio, 2013 |
| Archipel de Madère | 334 animals (CI : 260-437) | Alves et al., 2015 |



Les groupes de globicéphales sont généralement nomades et l'espèce ne réalise pas de migration fixe, bien que certains mouvements nord-sud, ainsi que des mouvements saisonniers "inshore-offshore" aient été observés dans différentes régions en fonction des mouvements des proies et des apports de masses d'eau chaudes (Abend et Smith, 1999 ; Olson et Reilly, 2002). Certaines populations résidentes ont également été documentées au Japon (Kasuya et Tai, 1993), vers les côtes Californiennes et Haïtiennes (Olson et Reilly, 2002 ; Shane et McSweeney, 1990), à Madère (Alves et al., 2013), et dans les îles Canaries (Servidio, 2013). Parallèlement, une étude a montré qu'au sein d'une même population les individus pouvaient présenter des schémas de résidence différents, certains n'étant rencontrés qu'une seule fois (dit "visiteurs" ou "transients"), tandis que d'autres présentaient un degré élevé de fidélité au site, avec de multiples observations sur plusieurs années (dit "résidents principaux") (Mahaffy, 2012).

Les Caraïbes et notamment les Petites Antilles ont une grande importance pour la conservation des cétacés. En effet, 33 espèces de cétacés fréquentent la grande région Caraïbe (MMAF, 2021) et 26 soit 1/3 des espèces mondiales, résident ou migrent par les Petites Antilles (AGOA, 2019). Parmi les espèces de la grande région Caraïbe, sept sont considérées comme « Vulnérables », « En danger » ou « En danger critique » par la liste rouge mondiale de l'IUCN et au moins 8 sont "data deficient" (UICN, 2022). En raison de la faible distance géographique entre les îles et de la complexité de la mise en place d'aires protégées à une échelle internationale, la taille des AMP dans les Petites Antilles est limitée (Figure 2). La plus étendue est une AMP Française : le Sanctuaire pour les mammifères marins AGOA, mis en place en 2010 avec une superficie de 143 256 km². Ce sanctuaire couvre les eaux de la Martinique, la Guadeloupe, Saint-Martin et Saint-

Barthélemy (AGOA, 2019). La réalisation de suivis réguliers dans cette zone est donc nécessaire afin de pallier ce manque de données et d'estimer l'évolution des populations de cétacés.

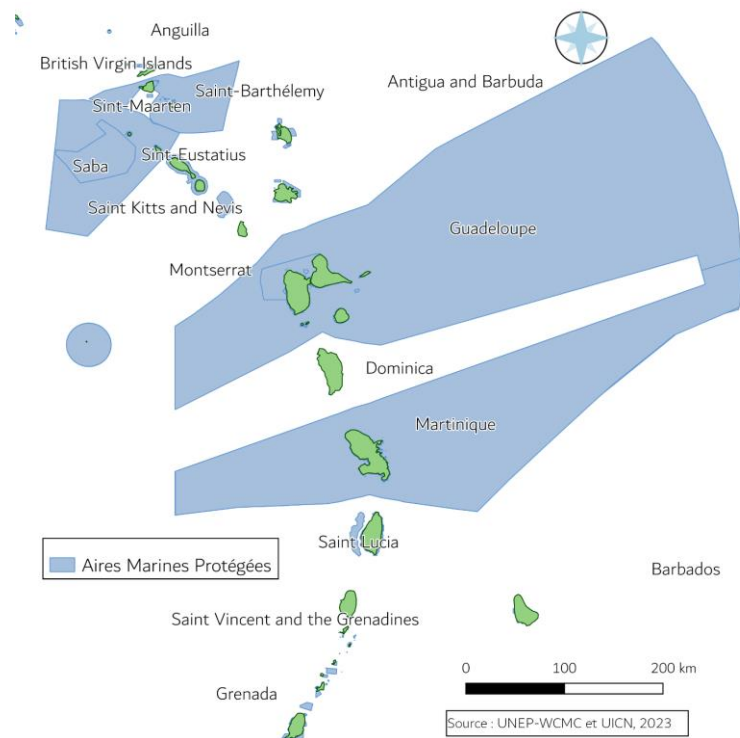


Figure 2: Cartographie des Aires Marines Protégées dans les Petites Antilles.

Relativement peu d'études ont été réalisées sur le globicéphale tropical dans les Petites Antilles. Plusieurs rapports d'échantillonnage visuel et acoustique des populations de cétacés des eaux territoriales de la Martinique, réalisés par la SEPANMAR, témoignent de la présence de groupes (n=11), d'en moyenne 21.7 ± 5.7 individus, régulièrement observés en Martinique entre 2003 et 2011 (Jérémy (SEPANMAR), 2003 ; 2004a ; 2004b ; 2005 ; 2007 ; 2008 ; 2009 ; 2010 ; 2011). Ces rapports suggèrent la présence d'une population résidente dans les eaux Martiniquaises avec une fréquence d'observation plus forte en saison sèche (de décembre à avril), très probablement en réponse à l'abondance et à la reproduction des proies (Olson & Reilly, 2002). La taille de la population en Martinique n'a pour le moment pas été étudiée mais est estimée relativement réduite (SEPANMAR, 2008). Une étude, menée par Flechet et ses collaborateurs en 2019, confirme l'existence d'une petite population de *G. macrorhynchus* dans les eaux Martiniquaises et indiquent que cette population serait composée à la fois de groupes résidents et transients. Parallèlement, plusieurs groupes, pouvant aller jusqu'à une cinquantaine d'individus, ont été observés près des côtes de la Guadeloupe et de la Dominique (Boisseau et al., 2006). La campagne d'observation aérienne REMMOA, réalisée en 2008, a quant à elle permis d'effectuer cinq observations de globicéphale tropical avec des groupes allant de 2 à 20 individus dans toutes les Antilles françaises. Un second recensement aérien réalisé en 2017 dans les Antilles Françaises (Laran et al., 2019) a permis une estimation d'abondance de grands globicéphalins (c., -à-d., le globicéphale tropical,

le pseudorque (*Pseudorca crassidens* (Owen, 1846)) et l'orque (*Orcinus orca* (Linnaeus, 1758)) de près de 5 000 individus (IC 95% : 1 200 -22 300) pour les deux années (2008-2017). Des observations ponctuelles ont également été référencées à proximité d'Aruba (Luksenburg, 2013), Nevis (Caldwell et Erdwan, 1963), Barbade (Turner, 1912 ; Van Bree, 1975), Saint-Vincent et les Grenadines (Morice, 1958, Caldwell et al., 1971), Sainte-Lucie (Morice, 1958 ; FAO, 2008), la Dominique (Morice, 1958 ; Boisseau et al., 2006 ; FAO, 2008), les Îles Vierges Britanniques et Anguilla (Roden et Mullin, 2000 ; FAO, 2008). Aucune estimation d'abondance des globicéphales n'a pour le moment été réalisée pour la région des Petites Antilles.

Les globicéphales tropicaux sont considérés comme "*Least concern*" sur la liste rouge mondiale de l'UICN et "*Near threatened*" sur les listes rouges de Martinique et de Guadeloupe (UICN, 2020). En France, le globicéphale tropical apparaît dans l'arrêté du 1er juillet 2011 fixant la liste des mammifères marins protégés sur le territoire national et les modalités de leur protection, ainsi que dans plusieurs articles de loi portant sur la protection des espèces et les dispositifs sonores anti-collision. (Art. L. 411-1 et art. L. 334-2-2 C.Env). Il est ainsi interdit, sur tout le territoire national Français, de tuer, détenir, transporter, vendre ou perturber les individus morts ou vivants et de détruire ou dégrader les sites de reproduction et de repos des animaux, ou tout autre action d'altération compromettant la conservation de l'espèce en remettant en cause le bon accomplissement de ces cycles biologiques. L'espèce apparaît également au niveau européen dans la directive habitats-faune-flore (15 juin 1992) et le règlement relatif à la protection des espèces de faune et de flore sauvages par le contrôle de leur commerce (J.O 03 mars 1997). Au niveau international, le globicéphale tropical apparaît dans la convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS, 1979), dans le cadre de l'accord d'ASCOBANS de 1992, ainsi que dans le "*Marine Mammal Protection Act*" de 1972. Le globicéphale est également listé comme une espèce protégée dans les Annexes I et II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES,1973) et apparaît dans le protocole SPAW (*Specially Protected Areas and Wildlife*) mis en place en 2000 dans les Caraïbes.

Malgré ces mesures de protection, les globicéphales tropicaux des Petites Antilles sont soumis à de nombreuses menaces, directes et indirectes, telles que la pollution marine, la surpêche (chasse, captures accidentelles et enchevêtrements), le changement climatique, la croissance exponentielle du tourisme et notamment le dérangement par du tourisme baleinier (*whale-watching*) non-responsable ou encore le bruit sous-marin (études sismiques géophysiques et exercices militaires) (Bleichner, 2008 ; Van Weelden et al., 2021 ; Ward et al., 2013). Parmi ces menaces, la chasse est la plus directe pesant sur le globicéphale tropical dans les Petites Antilles. Cette dernière a principalement lieu dans le village de Barrouallie, à Saint Vincent et les Grenadines. La communauté locale y pratique une chasse de subsistance sur plusieurs espèces de cétacés, regroupés sous la dénomination "*blackfish*", afin de consommer viande et graisse et de

commercialiser une partie de cette dernière (Fielding, 2018 ; Caldwell et al., 1971). Le globicéphale tropical étant listé les annexes I et II de la CITES, les produits dérivés de sa chasse ne peuvent techniquement être vendus qu'à l'intérieur du pays (CITES, 1973). Selon les informations rapportées, en moyenne 85 globicéphales (minimum 51 et maximum 203) sont chassés chaque année dans cette zone (Fielding, 2022). Depuis 1949 ce sont ainsi minimum 5 896 individus qui ont été chassés (Fielding et Kiszka, 2021). Ces chiffres sont cependant probablement sous-estimés au vu de la sensibilité du sujet et de la difficulté pour récolter ces informations. En France la chasse aux cétacés est strictement interdite et cela est supposé être également le cas de tous les pays de l'OECS (*Organisation of Eastern Caribbean States*) ayant ratifié le Protocole "*Specially Protected Areas and Wildlife*" (SPAW) de la Convention de Carthagène le 26 juillet 1991. Ce protocole déclare, en effet, 23 espèces de petits cétacés comme "strictement protégées" dans son annexe II. Bien que des quotas soient proposés pour les baleines (mysticètes) par la Commission baleinière internationale (AGOA, 2019), aucun quota n'a pour le moment été instauré pour la chasse des odontocètes tels que les globicéphales. D'une manière générale, les populations de cétacés des Petites Antilles sont peu connues et peu de documentation existe sur leur distribution, leur abondance et leur diversité. De ce manque de données découle un manque de connaissances sur l'impact que cette chasse pourrait avoir sur les différentes populations locales de cétacés. Ainsi, une étude de la population de globicéphale des Petites Antilles et l'estimation de ses paramètres démographiques pourrait permettre, à terme, la mise en place de mesures de protection de l'espèce dans la zone avec notamment l'application de quotas de chasse afin de ne pas voir la population décliner à l'avenir.

L'objectif de ce travail était de réaliser une étude préliminaire de la distribution, de l'abondance et des mouvements de la population de globicéphale tropical dans les Petites Antilles à l'aide de données d'observation et de photo-identification obtenues dans le cadre du programme "Ti Whale An Nou" réalisé en 2021 et 2022 dans toutes les Petites Antilles. Les résultats obtenus ont permis de faire des suggestions pour poursuivre et améliorer l'effort de recherche dans les années à venir, afin de permettre une meilleure protection de l'espèce.

Dans ce but, les données de photo-identification récoltées entre 2021 et 2022 ont été analysées afin de créer un catalogue d'individus ainsi qu'une base de données de recapture permettant de réaliser une première estimation d'abondance de l'espèce dans la zone. Les données de recapture obtenues ont également été utilisées afin de tester l'hypothèse que les groupes de globicéphales des Petites Antilles appartiennent à des communautés composées d'individus résidents et d'individus transients et de visualiser, auquel cas, les mouvements inter-îles des individus. Les données d'observation ont permis, quant à elles, de tester l'hypothèse selon laquelle la distribution spatiale des globicéphales n'est pas homogène dans les Petites Antilles et dépend de facteurs environnementaux. Afin d'estimer et prédire cette distribution, un modèle de distribution d'espèce a été généré permettant d'estimer l'influence de différents paramètres

environnementaux. Dans ce but, l'impact de 12 variables environnementales, statiques et dynamiques, pouvant influencer la distribution des cétacés, a été comparé.

II - Matériel et méthodes

II.1 - Zone d'étude

La zone d'étude est située dans les Caraïbes, au niveau des Petites Antilles entre 11 à 19°N et 57 à 65° W et s'étend sur une surface de 94 974 km². La zone d'étude a été délimitée en prenant une distance de 25 km autour du plateau des îles concernées (c.-à-d. toutes les zones comprises entre 0 et 200m de profondeur). La zone est divisée en trois parties : le Nord (entre Anguilla et Montserrat), le Centre (de la Guadeloupe à la Martinique) et le Sud (de Sainte Lucie à Grenade) (Figure 3).

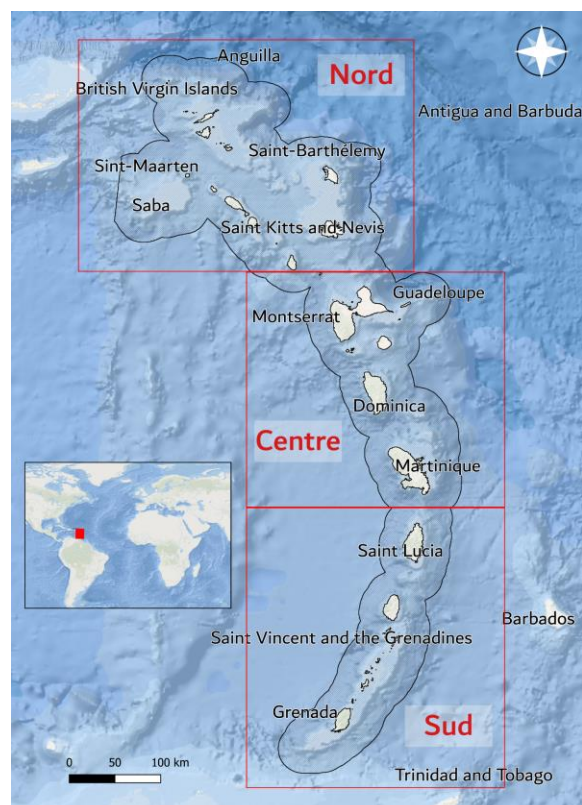


Figure 3 : Zone d'étude du programme "Ti Whale An Nou" (2021-2022) localisé dans les Petites Antilles.

II.2 - Protocole d'échantillonnage

Le programme "Ti Whale An Nou", comporte six campagnes scientifiques annuelles dans toutes les Petites Antilles et permet de récolter des données sur toutes les espèces de cétacés. Il s'agit du programme d'étude des cétacés le plus étendu des Caraïbes couvrant 15 territoires insulaires de 9 pays différents (Annexe 1). Les deux premières années de prospection ont été réalisées en 2021 et 2022 durant 15 jours, tous les mois entre mars et octobre. Quelques observations ponctuelles, réalisées lors de formations mais toujours en suivant le protocole d'échantillonnage, ont également été utilisées (Annexe 2). Lors de l'effort, des observations visuelles sont combinées à un système d'hydrophones tracté de 100 mètres permettant une détection plus efficace des cétacés (Figure 4). Les transects n'ont pas été définis de manière aléatoire ni systématique, mais dépendent à la fois des conditions météorologiques, des objectifs scientifiques, des contraintes logistiques et des objectifs de coopération. Une stratégie d'échantillonnage identique a été utilisée sur la totalité de l'effort tout au long de la période d'étude et à bord des différents bateaux (Catamarans de la marque Fontaine Pajot et Lagoon d'une taille allant de 40 à 45 pieds). La vitesse moyenne de prospection a été définie à cinq nœuds. L'effort d'observation visuel, limité par la lumière du jour, a lieu de de 06h00 à 18h00. Durant toute cette période, deux observateurs bénévoles équipés de jumelles couvrent en permanence les 180° avant du bateau, en étant relayés toutes les 2 heures. La prise de données lors d'observations a été

réalisée à l'aide du logiciel ObsEnMer (Altitude Cherbourg ObsEnMer version 3.08: <http://www.obsenmer.org/>) en mode expert sur un iPad 8ème génération. L'utilisation de ce logiciel permet d'enregistrer en temps réel la position du bateau pendant le relevé, ainsi que celle de chacune des observations de cétacés. La position GPS ainsi que les données suivantes sont alors saisies : identification de l'espèce, distance de l'observation, direction des individus, nombre estimé d'individus et nombre estimé de juvéniles. L'équipe procède parallèlement à la photo-identification grâce à trois appareils photo : un Canon 5D, un Canon 90D et un Sony A7RIV équipés d'un objectif 70-300 mm ou 100-400 mm. L'approche des cétacés effectuée dépend de l'espèce et de la nageoire à photographier pour la photo-identification (caudale ou dorsale) mais en respectant toujours l'arrêté préfectoral réglementant l'approche des cétacés dans les Antilles françaises (Arrêté n°R-02-2017-03-15-003).

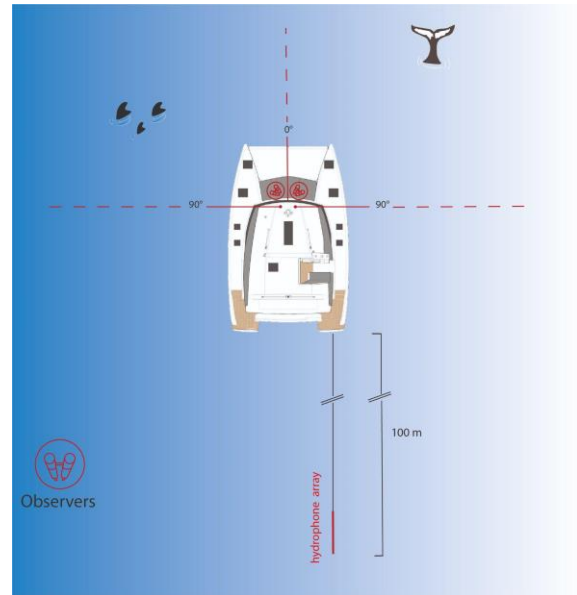


Figure 4 : Disposition du bateau et visualisation de la zone observée durant l'effort de recherche du programme "Ti Whale An Nou" (2021-2022).

II.3 - Reconnaissance du globicéphale tropical

Deux espèces appartiennent au genre *Globicephala* (*Globicephala macrorhynchus* et *Globicephala melas* (Traill, 1809)) et font partie de la sous-famille des *Globicephalinae* qui inclut les dauphins de Risso (*Grampus griseus* (Cuvier, 1812)), les pseudorques (*Pseudorca crassidens* (Owen, 1846)), l'orque pygmée (*Feresa attenuata* (Gray, 1874)) et le dauphin d'Électre (*Peponocephala electra* (Gray, 1846)). Les deux espèces de globicéphales sont toutes deux de couleur noires à gris brunâtre avec trois zones plus claires : au niveau de la gorge, de la selle post-dorsale et de la zone post-oculaire (Mitchell, 1970) (Figure 5). Ces zones de dépigmentation sont variables entre individus chez les globicéphales tropicaux (Yonekura et al., 1980). Les caractéristiques morphologiques les plus remarquables des globicéphales sont

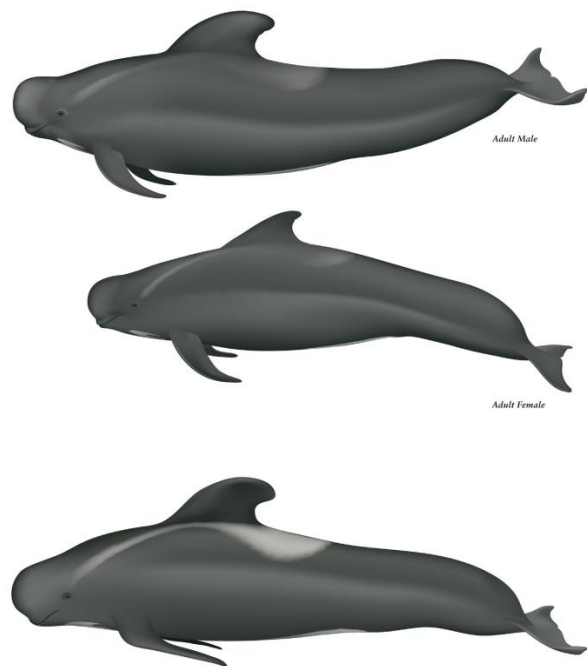


Figure 5 : Le globicéphale tropical, *G. macrorhynchus* (deux illustrations du haut) et le globicéphale noir, *Globicephala melas* (illustration du bas) (Olson, 2018).

leur tête bulbeuse avec un melon proéminent, un petit bec et une ligne de bouche incurvée vers le haut (Yonekura et al., 1980). Les globicéphales possèdent une queue épaisse ainsi qu'une nageoire dorsale à base large et falciforme située à un tiers de la longueur du corps (Sergeant, 1962 ; Jefferson et al. 2008). Un dimorphisme sexuel a longtemps été supposé en ce qui concerne la taille des globicéphales tropicaux (Kasuya et Matsui, 1984 ; Yonekura et al., 1980 ; Jefferson et al., 1993), bien qu'une source récente réfute cette hypothèse (Arranz et al., 2022). Ainsi les individus les plus volumineux de cette espèce peuvent mesurer au maximum près de 7 mètres pour un poids de 2 300 kg (Jefferson et al., 1993). Il existe, de plus, des variations morphologiques au sein même de l'espèce, comme au Japon, où les différentes populations possèdent des variations de motifs, de couleurs, de taille, de forme et de caractéristiques crâniennes (Kasuya et al., 1988).

II.4 - Effort d'échantillonnage

Les données d'observation, ont été regroupées dans une grille hexagonale, couvrant toute la zone d'étude, d'1.5 km de côté soit 5,8 km². Cela a permis de déterminer à la fois si (1) une cellule de la grille était considérée comme échantillonnée, et (2) si elle contenait des observations de globicéphale.

La probabilité de détecter des cétacés diminue avec l'augmentation de la distance à l'observateur. Afin de représenter cette diminution, quatre zones tampon perpendiculaires au bateau ont été générées. Ces zones tampons ont été associées arbitrairement à une probabilité de détection de 1, 0.75, 0.5 et 0.25. Les épaisseurs de ces zones tampons ont été définies en fonction de la distribution des distances radiales à laquelle les cétacés ont été détectés. La probabilité de détection était par conséquent de 1 pour la distance où le maximum de la distribution des distances observées ajustées a été atteint (c.-à-d. la distance à partir de laquelle la probabilité de détection devient incertaine). À cette distance, il a ainsi été supposé que tous les cétacés présents dans la zone étaient détectés. Une fois le percentile du premier seuil de la zone tampon estimé, le reste de la distribution des distances a été divisé en trois quantiles équivalents. Ces percentiles ont défini les limites de distance pour chaque seuil de la zone tampon. Afin d'éviter au mieux les problèmes de chevauchement des zones tampons, des micro-segments rectilignes ont été créés à chaque point d'inflexion du tracé du bateau. Ces micro-segments correspondent aux moments où le bateau avance tout droit. Les zones tampon ont ensuite été générées autour de ces segments puis découpées par les cellules de la grille hexagonale d'1.5 km. Ainsi, dans chaque hexagone de la grille, il est possible de calculer la surface échantillonnée et à quelle "intensité" (c.-à-d., à quelle probabilité de détection). Ainsi, dans chaque cellule de la grille, la probabilité de détection de chaque niveau de zone tampon a été multipliée par la surface de ce dernier. Les valeurs obtenues pour chaque zone tampon sont ensuite additionnées au sein de chaque hexagone. Cette somme, correspondant à l'effort total par hexagone, a ensuite été divisée par la surface de chaque hexagone afin d'obtenir l'effort d'échantillonnage. Les valeurs d'effort de chaque hexagone ont par la suite été standardisées en les divisant par la valeur maximale. Cet effort d'échantillonnage sur la

grille a lui-même servi à pondérer le modèle de distribution des globicéphales. Une estimation des différences significatives d'échantillonnage entre les îles et entre les différentes zones a été réalisée à l'aide de tests de Kruskal-Wallis. Pour cela les sommes des probabilités de détection standardisées au sein de chaque cellule de la grille appartenant à une zone économique exclusive ont été comparées. Ces sommes ont ensuite été divisées par le nombre de cellules de la grille appartenant à chaque ZEE. Un test de Wilcoxon a également été réalisé par paires d'îles afin de montrer lesquelles ont été significativement sur-échantillonnées. Un second test a également été réalisé afin d'estimer les différences significatives d'échantillonnage entre les zones nord, centre et sud.

Dans un second temps, afin de déterminer si une cellule de la grille contenait des observations de cétacés, la présence ou l'absence de cétacés dans la zone échantillonnée a été associée à chaque cellule de la grille. Lorsqu'une observation a eu lieu, elle a été considérée comme une seule occurrence, quel que soit le nombre d'animaux observés. Le nombre d'observations a ensuite été additionné au sein de chaque cellule de la grille et un zéro a été attribué aux cellules échantillonnées ne comportant aucune observation.

II.5 - Modèles de distribution d'espèces

La relation entre le nombre d'observations (corrigé par l'effort d'échantillonnage) et les facteurs environnementaux a été utilisée afin de modéliser la distribution de la population de globicéphale tropical dans les Petites Antilles (Figure 6). Pour cela un modèle de distribution d'espèce de type modèle additif généralisé (GAM) a été utilisé via le logiciel R (R Core Team, 2021) à l'aide du package "mgcv" (Wood, 2017). Un modèle de distribution des espèces ou "*species distribution models*" (SDM) est un modèle qui décrit ou prévoit la probabilité de la présence d'une espèce à travers des paramètres environnementaux dans une zone géographique donnée (Pearman et al., 2008). Ces modèles partent du postulat que l'adéquation de l'habitat va influencer la démographie de la population (Lee-Yaw, 2022). Ainsi un SDM nécessite à la fois des observations géo-référencées (ici l'emplacement des observations) et des couches géographiques d'informations environnementales (température, salinité, profondeur etc...).

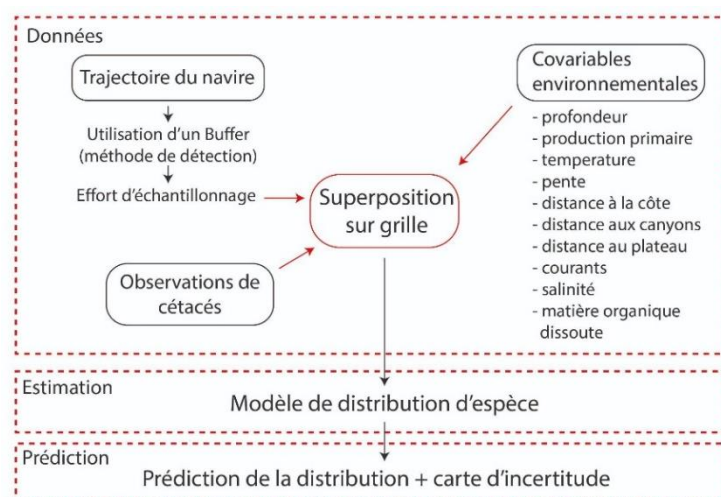


Figure 6 : Représentation schématique du déroulement de la modélisation de la distribution des cétacés.

II.5.1 - Variables environnementales

Dans le cadre de cette étude, des modèles additifs généralisés (GAM) ont été utilisés afin de décrire la relation non linéaire entre la variable-réponse (c.-à-d. l'observation de globicéphales tropicaux) et 12 variables environnementales, statiques et dynamiques, jugées les plus pertinentes pour la distribution des globicéphales ou, plus largement, des cétacés (Tableau 2) : La température de surface (Hamazaki, 2002 ; Maglietta et al., 2023 ; Sahri et al., 2021 ; Torreblanca et al., 2022) ; la profondeur (Cañadas et al., 2002 ; Hamazaki, 2002 ; Roberts et al., 2016 ; Fernandez et al., 2021) ; la pente (Cañadas et al., 2002 ; Hamazaki, 2002 ; Roberts et al., 2016 ; Fernandez et al., 2021) ; la chlorophylle a (Maglietta et al., 2023 ; Sahri et al., 2021 ; Torreblanca et al., 2022 ; Fernandez et al., 2021) ; la salinité (Maglietta et al., 2023 ; Torreblanca et al., 2022) ; la distance aux canyons (Roberts et al., 2016 ; Moors-Murphy, 2014 ; Fernandez et al., 2021) ; la profondeur de la couche de mélange (Maglietta et al., 2023 ; Stephenson et al., 2020) ; le courant de surface vers l'est (Maglietta et al., 2023) ; La matière organique dissoute (Maglietta et al., 2023, Chavez-Rosales et al., 2022 ; Stephenson et al., 2020) ; la distance à l'isobathe 200 (Sahri et al., 2021 ; Viddi et al., 2010) ; la distance à l'isobathe 1000 (Servidio, 2014) ; la distance à la côte (Sahri et al., 2021 ; Roberts et al., 2016) et la lumière émise par les navires de nuit (Global Fishing Watch, 2023)

Les variables statiques sont celles qui restent stables dans le temps, telles que la profondeur, la pente, la distance à la côte, la distance aux canyons, les distances à l'isobathe 200 et à l'isobathe 1000. La profondeur (Gebco, 2022) a été extraite à une résolution de 15 secondes d'arc (de 437 à 455 m entre les latitudes 11 et 19 degrés N respectivement). La pente (inclinaison du fond marin) a été calculée via la profondeur à l'aide de la fonction 'terrain' du package R 'raster' (Hijmans, 2023). Les variables de distance aux canyons, distance à la côte et distances à l'isobathe 200 et 1000 mètres ont été créées à l'aide de la fonction "Distance" du package R "raster", respectivement à partir d'un fichier de formes des canyons (Blue Habitat) et de la profondeur.

Les variables dynamiques comprennent la température de surface, la chlorophylle, la salinité, la vitesse de courants vers l'est, la profondeur de la couche de mélange, la lumière détectée de nuit et la matière organique dissoute. Pour chacune de ces variables la moyenne, et l'écart-type ont été calculés sur les deux années de suivi. Toutes les variables environnementales ont ensuite été enregistrées au sein des cellules de la grille d'1.5 km en récupérant la valeur centrale de chaque cellule.

Tableau 2 : Récapitulatif des variables environnementales utilisées pour la modélisation de la distribution du globicéphale tropical dans les Petites Antilles.

| Variables environnementales | Résolution | Détails | Source |
|---|--------------------------|---|---|
| <u>Variables statiques</u> | | | |
| Profondeur (m) | 15 arcsec | | Gebco 2022 https://download.gebco.net/ |
| Pente (degrés) | 15 arcsec | Fonction "terrain" du package "terra" sur R à partir de la bathymétrie. | Gebco 2022 |
| Distance à la côte (m) | 15 arcsec | Distance euclidienne à la côte à partir de la bathymétrie. | Gebco 2022 |
| Distance à l'isobathe 200 (m) | 15 arcsec | Distance euclidienne l'isobathe 200 à partir de la bathymétrie. | Gebco 2022 |
| Distance à l'isobathe 1000 (m) | 15 arcsec | Distance euclidienne l'isobathe 1000 à partir de la bathymétrie. | Gebco 2022 |
| Distance au canyon (m) | 15 arcsec | Distance euclidienne au canyon le plus proche. | Gebco 2022 & Blue Habitats https://www.bluehabitats.org |
| <u>Variables dynamiques</u> | | | |
| Température de surface (°C) | 4 km, mensuelle | Moyenne et écart-type de la température de surface entre 2021 et 2022. | Marine traffic https://gmtms.maplarge.com |
| Vitesse des courants vers l'est (m.s ⁻¹) | 0.083 d'arc, mensuelle | Moyenne et écart-type de la vitesse des courants entre 2021 et 2022. | Copernicus https://data.marine.copernicus.eu/products |
| Profondeur de la couche de mélange (m) | 0.083 d'arc, journalière | Moyenne, et écart-type de la profondeur de la couche de mélange entre 2021 et 2022. | Copernicus https://data.marine.copernicus.eu/products |
| Concentration en chlorophylle a (mg.m ⁻³) | 4 km, journalière | Moyenne et écart-type de la concentration en chlorophylle a entre 2021 et 2022. | Copernicus https://data.marine.copernicus.eu/products |
| Coefficient d'absorption de la matière organique dissoute colorée (CDOM) (m ⁻¹) | 4km mensuelle | Moyenne et écart-type du coefficient d'absorption de la CDOM entre 2021 et 2022. | Copernicus https://data.marine.copernicus.eu/products |
| Salinité (g.kg ⁻¹) | 0.083 d'arc, mensuelle | Moyenne et écart-type de la salinité entre 2021 et 2022. | Copernicus https://data.marine.copernicus.eu/products |
| Lumières de nuit | 0.01 d'arc, mensuelle | Somme des intensités lumineuses détectées de nuit entre 2021 et 2022. | Global Fishing Watch https://globalfishingwatch.org/ |

Toutes les variables environnementales ont été normalisées pour standardiser l'échelle, sans fausser les différences dans les plages de valeurs. La force de la relation linéaire entre chaque paire de variables environnementales a été testée à l'aide de la corrélation de Pearson. Les variables fortement corrélées, avec des coefficients de corrélation dont la valeur absolue était supérieure à 0,7 n'ont pas été testées au sein du même modèle (Dormann et al., 2013). Après observation et comparaison des résultats du modèle, les variables apportant des biais ont également été éliminées des analyses.

II.5.2 - Modèle GAM

Les GAM, contrairement aux modèles linéaires généralisés, permettent d'étudier la relation entre les différentes variables environnementales et la variable expliquée de manière non linéaire, à l'aide de fonctions de lissage, ou *smooth functions*. Différentes lois de distributions peuvent être utilisées, comme une loi Binomiale, de Poisson, etc. Ici la famille de distribution de Tweedie a été utilisée, comme cette dernière comprend plusieurs types de distributions tels que les distributions Normale, Gamma, de Poisson exclusivement discrète, et la classe de distributions composées mixtes Poisson-Gamma (Tweedie, 1984). La fonction de liaison d'un modèle GAM, entre la variable expliquée et les variables explicatives est la suivante :

$$g(\mu) = \beta_0 + f(x_1) + f(x_2) + \dots$$

g = fonction de liaison

μ = moyenne de la réponse

β = poids des fonctions des spines, estimés en fonction des données

$f(x_i)$ = fonction non-linéaire

Dans le cadre de cette étude une fonction de liaison logarithmique a été utilisée. Le maximum de vraisemblance restreint (REML) a été utilisé pour optimiser les estimations des paramètres. Pour éviter un sur-ajustement, le nombre maximal de degrés de liberté (mesurés en nombre de nœuds k) autorisés pour les fonctions de lissage a été limité à quatre (Wood, 2006). Toutes les combinaisons possibles de variables environnementales ont été testées avec une limite maximale fixée à quatre variables afin d'éviter des modèles trop complexes et de s'assurer que ces derniers soient toujours biologiquement explicables (Mannocci et al., 2014).

La sélection du meilleur modèle a été réalisée par comparaison des scores d'AIC (Akaike information criterion (Akaike, 1974)). Ce score permet de pénaliser les modèles en fonction du nombre de paramètres et du maximum de la fonction de vraisemblance afin de satisfaire le critère de parcimonie. Le meilleur modèle correspond ainsi au score d'AIC le plus faible (Akaike, 1974). Le score d'AIC a été généré parallèlement au modèle à l'aide du package "mgcv" (Wood, 2017). L'importance de chaque variable dans l'explication de la distribution a également été évaluée en sommant les "*Akaike weight*" de chaque modèle dans lequel ces variables apparaissent. Les "*Akaike weight*" ont été calculés sur R via la fonction "akaike.weights" du package "qpcR" (Spiess, 2018).

II.5.3 - Prédiction

L'application du modèle précédemment sélectionné a permis de réaliser une prédiction spatiale de la distribution attendue des globicéphales tropicaux dans la zone d'étude. Cette prédiction a été réalisée à l'aide de la fonction "predict" du package "mgcv". L'incertitude associée à cette prédiction a également été générée à partir du coefficient de variation.

II.6 - Capture-Marquage-Recapture

Le principe de la détermination de l'abondance par capture-marquage-recapture (CMR) est le suivant : Si nous avons une population fermée de taille "N", alors la proportion d'animaux marqués "M" présente dans cette population sera égale à la proportion d'individus marqués "R" présente dans un échantillon aléatoire de taille "C", tiré de la même population.

$$N/M = C/R \rightarrow N = (C * M)/R$$

II.6.1 - Photo-identification

La photo-identification est une méthode de capture-marquage-recapture non invasive basée sur la reconnaissance de marques naturelles sur le corps de l'animal. Cette méthode, déjà utilisée chez les globicéphales tropicaux (Shane et McSweeney, 1990) consiste à identifier les individus à l'aide de photographies des marques distinctives permanentes sur les nageoires dorsale et/ou caudale selon les espèces, telles que des griffures, des encoches et des dépigmentations (Würsig et Würsig, 1977). Ainsi lors d'observations, des photographies sont prises du côté gauche et droit de l'aileron dorsal de chaque individu adulte. Un "matching" de chaque individu est alors réalisé à l'aide de la plateforme Flukebook (2015). Les encoches, marques, griffures, dépigmentation et la forme de l'aileron sont utilisés par deux intelligences artificielles, "CurvRank" et "finFindR", afin de déterminer si l'individu a déjà été observé. Un individu vu une première fois est "capturé", si le même individu est vu et identifié lors d'une seconde observation il est alors « recapturé ». Seules les meilleures photos de chaque individu sont sélectionnées pour permettre la création d'un catalogue d'identification.

II.6.2 - Abondance

Au vu de la quantité de données disponibles, les options d'analyse ont été limitées à l'utilisation d'un estimateur à deux échantillons, méthode qui a été largement utilisée pour les études de populations de cétacés (Hammond, 1986 ; Read et al., 2003 ; Calambokidis et Barlow, 2004, Williams et Thomas, 2009). Les années 2021 et 2022 ont ainsi été considérées comme deux occasions de captures.

On définit une population comme "fermée" lorsqu'il n'y a pas de naissances ou d'immigration, ni de décès ou d'émigration, et que tous les individus de la population ont la même probabilité d'être échantillonnés. Les globicéphales tropicaux étant une espèce transiente mais

non migratrice et ayant une longue durée de vie, la population a été considérée comme fermée entre les deux événements d'échantillonnage. Ainsi l'estimateur de Chapman (1951) à deux échantillons (modification de l'estimateur de Lincoln-Petersen (Figure 7)) et les intervalles de confiance à 95 % qui lui sont associés ont été utilisés afin d'estimer l'abondance de la population (Seber, 1982 ; Hammond, 1986).

$$\hat{N}_c = \frac{(M+1)(C+1)}{R+1} - 1$$

Figure 7 : Formule de l'indicateur de Chapman (1951).

III - Résultats

III.1 - Effort d'échantillonnage

Au total entre 2021 et 2022, 12 expéditions ont été réalisées, soit quatre dans chaque zone. Plus de 200 jours de prospections ont été effectués pour 1 709.49 heures d'effort à une vitesse moyenne de 5.86 nœuds (CV = 64%). Au total 16 385.86 km ont été parcourus soit approximativement 9 700 km² prospectés (Annexe 2). Afin d'évaluer l'effort réel d'échantillonnage, le trajet du bateau a été associé à la probabilité de détection des globicéphales. Ces probabilités de détection ont été calculées en prenant en compte la densité des distances de première observation (Figure 8). Des seuils tampons ont ainsi été définis à 150 m, 200 m, 280 m et 500 m, distances pour lesquels on obtient respectivement des probabilités de détections de 100% (estimée par modélisation de la densité) 75%, 50% et 25% (densité observée). Grâce aux résultats obtenus on peut observer une sous-représentation de la classe des 400m et une distance moyenne de première observation de 217.72 m (CV = 70%).

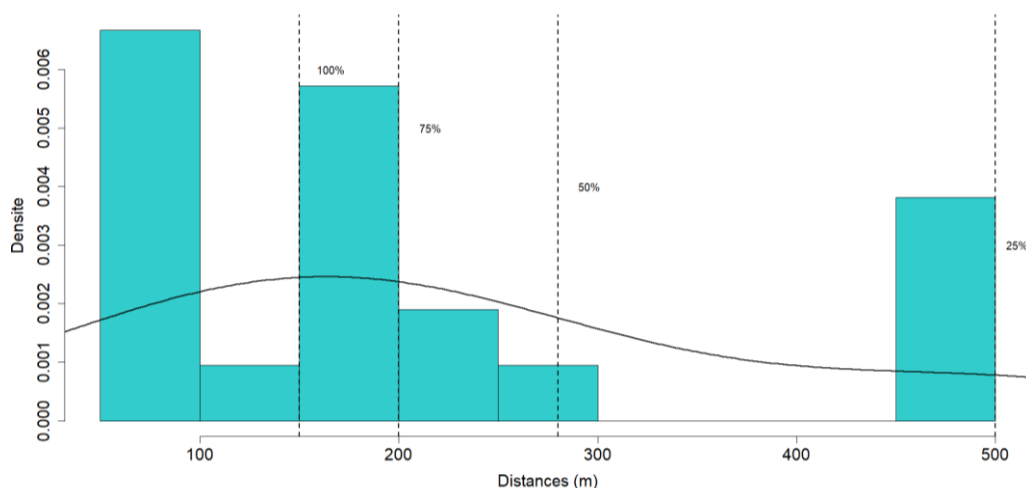


Figure 8 : Distribution des distances de première observation de globicéphales tropicaux dans les Petites Antilles associées aux probabilités de détection.

La somme pondérée des différentes probabilités de détection présentes dans une cellule de la grille donne l'effort d'échantillonnage du programme "Ti Whale An Nou" pour les années 2021-2022 permettant ainsi de pondérer les données d'observation (Figure 9). On observe un effort plus important au niveau de la Martinique et de la Guadeloupe par rapport aux autres îles, ainsi qu'un sous-échantillonnage du côté atlantique (est) des Petites Antilles. La zone nord semble également sous-échantillonnée comparée aux zones centre et sud.

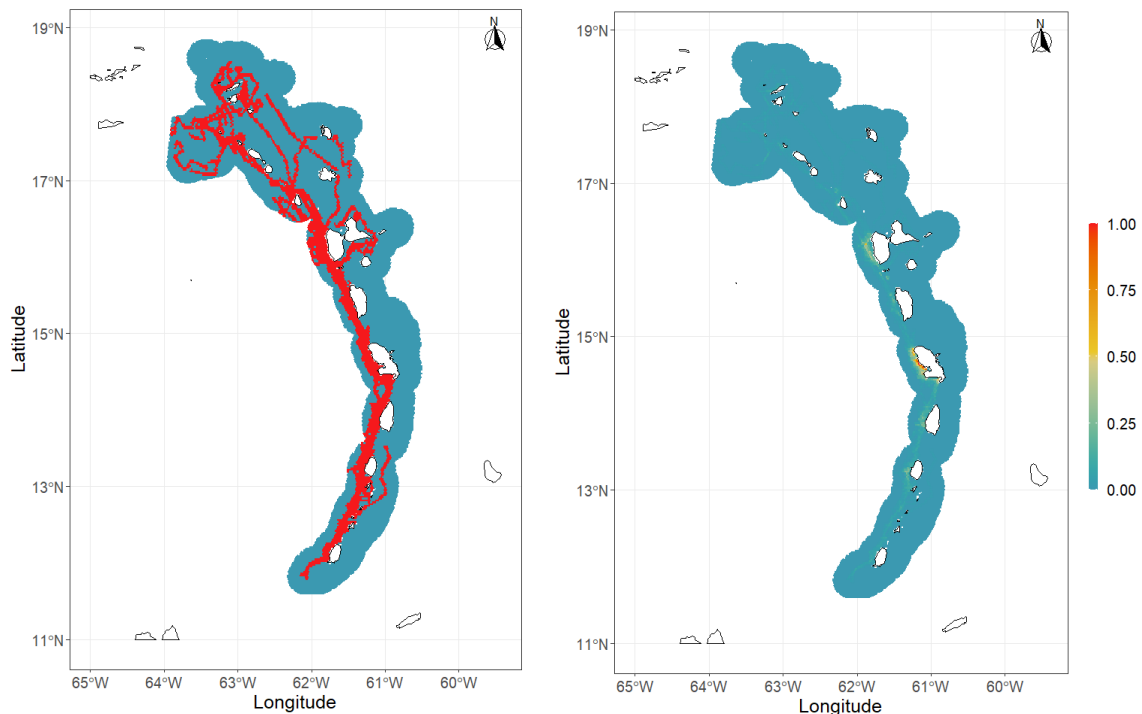


Figure 9 : Cartographies du tracé du bateau en rouge (à gauche) et de l'effort d'échantillonnage associé à la probabilité de détection allant de 0% (bleu) à 100% (rouge) (à droite) lors du programme "Ti Whale An Nou" (2021 et 2022).

Une estimation des différences significatives d'échantillonnage entre les îles a été réalisée à l'aide d'un test de Kruskal-Wallis, les données ne suivant pas une loi normale ($p < 0.0001$). Ainsi, il existe une différence significative de l'effort d'échantillonnage entre les îles ($p < 0.0001$; $F = 830$; $df = 14$). Un test de Wilcoxon a été réalisé par paires d'îles afin de montrer quelles îles ont été significativement plus échantillonnées que les autres (Annexe 3). La zone économique exclusive de Sint-Maarten (partie néerlandaise de Saint-Martin) semble avoir été significativement plus échantillonnée que celle de la plupart des autres îles (Figure 10). La Martinique semble également avoir été significativement plus échantillonnée que toutes les autres îles excepté Saint-Martin (partie française).

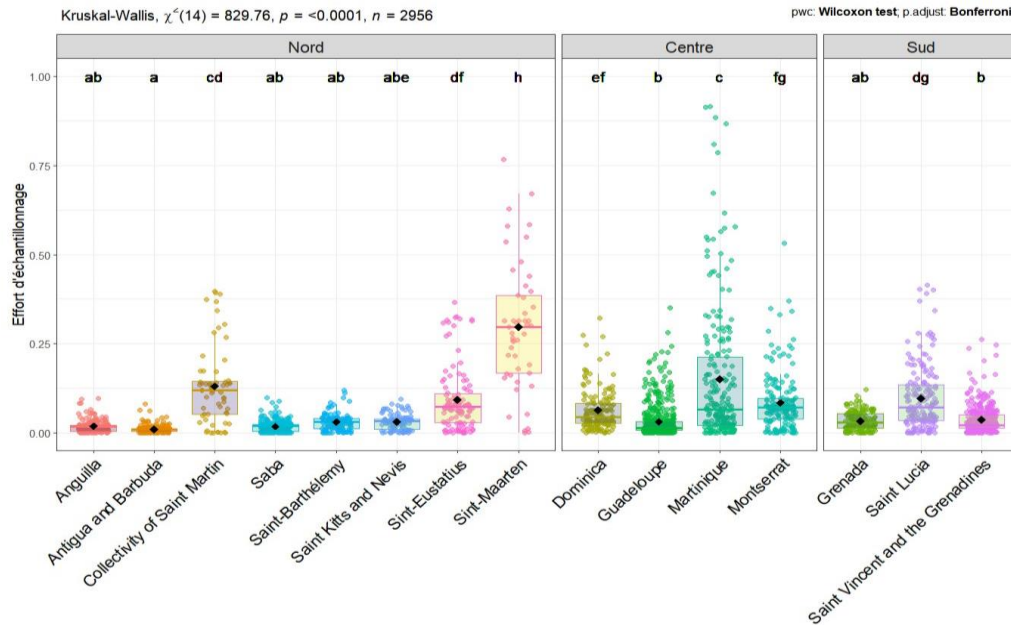


Figure 10 : Répartition des sommes standardisées de l'effort d'échantillonnage par zone économique exclusive de chaque île prospectée en 2021-2022 lors du programme "Ti Whale An Nou". Chaque point représente une cellule hexagonale de la grille d'étude, et une lettre différente au-dessus de chaque île indique une différence significative (tests de Wilcoxon).

D'une manière plus générale on observe également une différence significative entre les différentes zones (Figure 11), la zone centre ayant été significativement plus échantillonnée que les zones nord et sud ($p < 0.0001$)

III.2 - Données d'observation et caractérisation de la population

25 observations de globicéphales tropicaux ont été obtenues dans la zone d'étude entre 2021 ($n=7$) et 2022 ($n= 18$). Selon l'estimation de la taille des groupes, 834 individus auraient été observés au sein de groupes d'en moyenne 34.52 (CV = 103%) individus adultes et 5.28 juvéniles (CV = 142%) (Tableau 3). La densité relative d'observation sur la zone prospectée (9 706 km²) est de 0,26 observations/100 km².

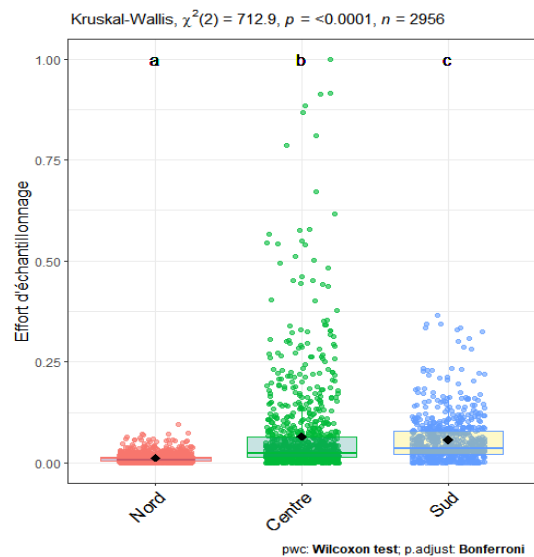


Figure 11 : Répartition des sommes standardisées de l'effort d'échantillonnage dans chaque zone prospectée lors du programme "Ti Whale An Nou" (2021-2022) (une lettre différente au-dessus de chaque zone indique une différence significative).

Tableau 3 : Récapitulatif des observations de globicéphale tropical lors du programme "Ti Whale An Nou" dans le Petites Antilles (2021-2022).

| Date | Heure | Durée (hh:mm) | Photo-id | Distance (m) | Nombre d'individu estimés | Nombre d'individu maximal | Nombre d'individu minimal | Présence de juvéniles | Nombre de juvéniles |
|------------|-------|---------------|----------|--------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-----------------------|---------------------|
| 23/05/2021 | 07:06 | 00:11 | Oui | NA | 20 | 40 | 15 | Oui | NA |
| 13/06/2021 | 08:15 | NA | Oui | 150 | 50 | NA | 40 | Oui | NA |
| 15/06/2021 | 18:42 | 00:04 | Non | 10 | 5 | 8 | 4 | NA | NA |
| 05/07/2021 | 14:05 | 01:08 | Oui | 250 | 15 | 20 | 9 | Oui | 2 |
| 09/09/2021 | 12:03 | 00:08 | Non | 200 | 4 | NA | NA | Oui | NA |
| 12/09/2021 | 07:08 | 00:41 | Oui | 500 | 50 | 70 | 40 | Oui | 3 |
| 18/09/2021 | 09:15 | NA | Oui | 500 | 10 | 30 | 8 | Oui | 3 |
| 28/01/2022 | 10:53 | 00:46 | Oui | 200 | 20 | NA | NA | Oui | 3 |
| 08/03/2022 | 09:20 | 00:21 | Oui | 100 | 150 | 170 | 80 | Oui | 30 |
| 26/03/2022 | 11:30 | 00:30 | Oui | 300 | 15 | 18 | 13 | Oui | 6 |
| 23/04/2022 | 15:17 | 01:14 | Oui | 500 | 60 | 100 | 30 | NA | 5 |
| 26/04/2022 | 14:04 | 00:58 | Oui | 80 | 15 | 25 | 10 | NA | 0 |
| 26/04/2022 | 16:10 | 00:26 | Oui | 100 | 30 | 25 | 35 | NA | NA |
| 26/04/2022 | 16:51 | NA | Non | NA | NA | NA | NA | NA | NA |
| 23/05/2022 | 06:51 | 01:37 | Oui | 100 | 120 | 170 | 50 | Oui | 10 |
| 17/06/2022 | 07:35 | 00:12 | Oui | 100 | 10 | 20 | 3 | NA | NA |
| 17/06/2022 | 08:10 | 00:18 | Oui | 100 | 8 | 10 | 5 | Oui | 2 |
| 14/07/2022 | 07:32 | 00:17 | Oui | 200 | 30 | 40 | 20 | Oui | 1 |
| 14/07/2022 | 08:04 | 00:12 | Oui | 200 | 45 | 50 | 30 | Oui | 2 |
| 14/07/2022 | 08:25 | 00:18 | Non | NA | NA | NA | NA | NA | NA |
| 16/07/2022 | 06:56 | NA | Oui | 500 | 12 | 15 | 10 | Oui | 3 |
| 25/07/2022 | 07:31 | 00:57 | Oui | 200 | 30 | 45 | 30 | NA | NA |
| 25/07/2022 | 13:13 | 00:46 | Oui | NA | 40 | 50 | 30 | Oui | 4 |
| 20/09/2022 | 12:23 | NA | Oui | 50 | 35 | 50 | 20 | Non | NA |
| 23/09/2022 | 08:48 | 00:58 | Oui | 200 | 20 | 30 | 40 | Non | NA |

Les observations ont été réalisées dans les zones économiques exclusives de différentes îles : Saba (n = 1), La Guadeloupe (n = 1), La Dominique (n = 2), La Martinique (n = 15) et Sainte-Lucie (n = 6) (Figure 12). Aucune observation n'a été réalisée plus au sud que l'île de Sainte-Lucie et la zone nord ne comprend qu'une seule observation, située au niveau du Banc de Saba. La Martinique est la zone où le plus de groupes de globicéphales ont été observés. Les observations ont été réalisées à une bathymétrie moyenne de -1 192.95 m (CV = 38%) et une distance à la côte moyenne de 7.85 km (CV = 104%). Les groupes de globicéphales tropicaux ont parfois été observés en association avec d'autres espèces de delphinidés tels que le dauphin de Fraser (*Lagenodelphis hosei* (Fraser, 1956) ; n=4), le dauphin tacheté pantropical (*Stenella attenuata* (Gray, 1846) ; n=3) et le grand dauphin (*Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) ; n=1).

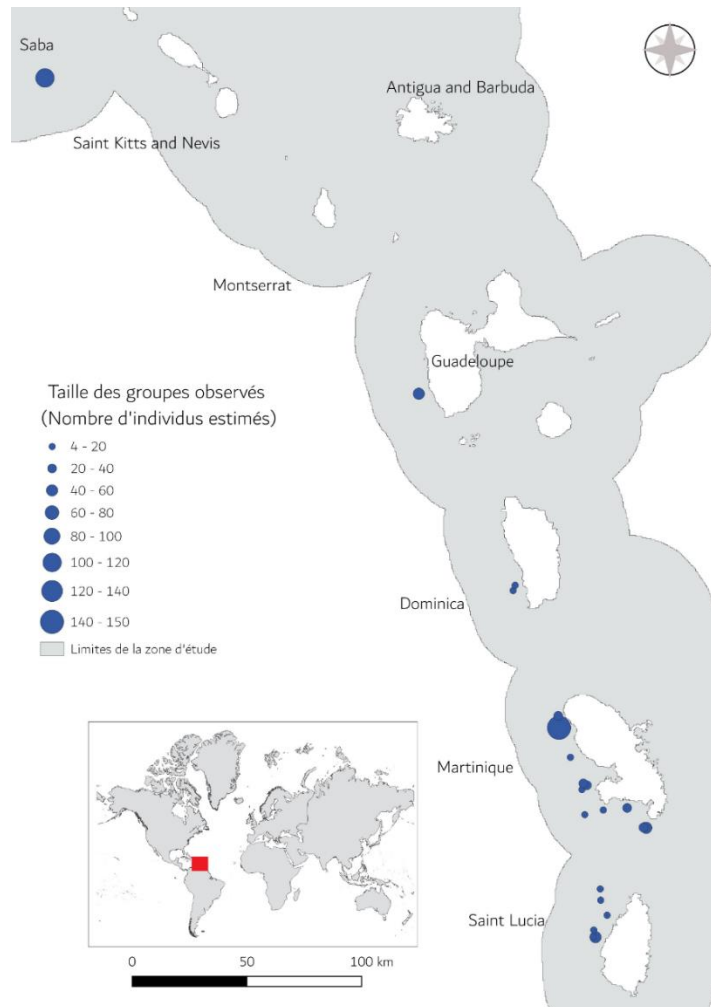


Figure 12 : Cartographie de la taille des groupes de globicéphale tropical observés lors du programme "Ti Whale An Nou" dans les Petites Antilles (2021-2022).

III.3 - Modèle de distribution d'espèce

III.3.1 - Tri des variables environnementales

Afin de modéliser la distribution des globicéphales tropicaux, 12 paramètres environnementaux ont été étudiés. Cependant, la concentration en chlorophylle a s'est révélée créer un biais important dans la réalisation du modèle et a donc été éliminée des analyses. La corrélation entre des paramètres restant a été testée à l'aide de la corrélation de Pearson (Figure 13). On observe ainsi une forte corrélation positive entre la matière organique dissoute et la température de surface et la salinité ainsi qu'une forte corrélation négative entre la salinité et la variation de température. De la même manière, la distance à l'isobathe 200 semble corrélée positivement avec la profondeur. Les combinaisons de variables fortement corrélées (coefficients de corrélation absolu supérieure à 0,7) n'ont pas été retenues au sein du même modèle. Après élimination de ces variables, 3 208 combinaisons de paramètres environnementaux ont été

comparées afin de définir l'assemblage de variables environnementales qui ont la plus grande influence sur la distribution de la population de globicéphales tropicaux.

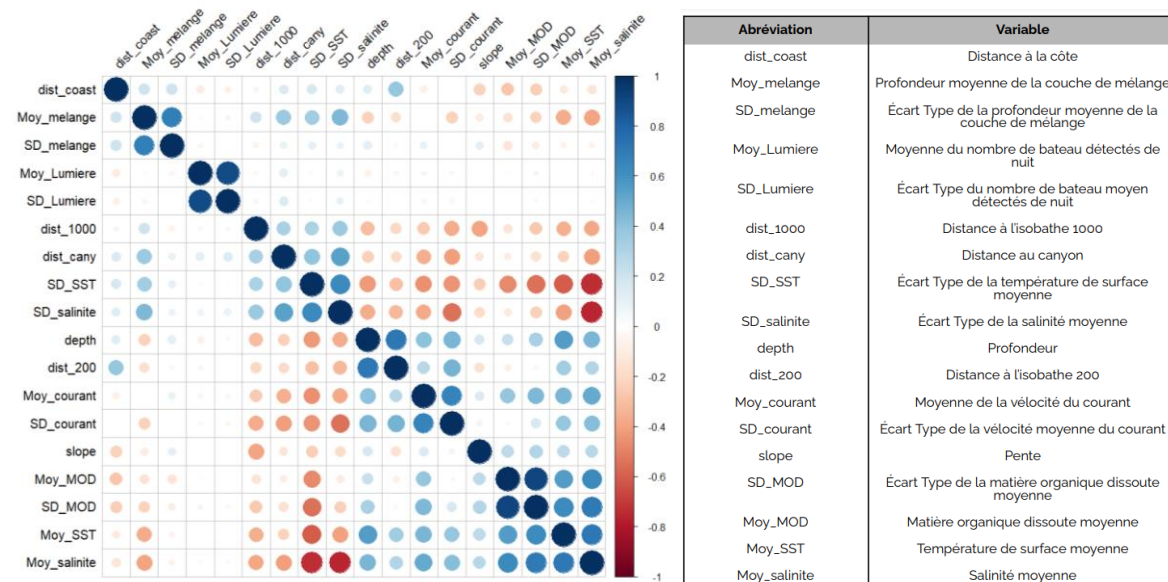


Figure 13 : Matrice des corrélations (corrélation de Pearson) entre les variables environnementales testées pour la modélisation de la distribution du globicéphale tropical dans les Petites Antilles (à gauche) et leurs abréviations (à droite).

III.3.2 - Sélection du meilleur modèle

Le plus faible score d'AIC (Tableau 4), permettant de pénaliser les modèles en fonction du nombre de paramètres afin de satisfaire le critère de parcimonie, indique comme plus pertinent un modèle prenant en compte : la distance à l'isobathe 200, la matière organique moyenne, la salinité moyenne et la distance à l'isobathe 1000 (Annexe 4)

Tableau 4 : Récapitulatif des meilleures combinaisons de variables environnementales expliquant le mieux la distribution des globicéphales tropicaux dans les Petites Antilles selon le score de d'AIC.

| Modèle | AIC | REML | Déviance expliquée (%) | Delta AIC | Akaike weight |
|---|--------|-------|------------------------|-----------|---------------|
| Distance à l'isobathe 200 + Matière organique moyenne + Salinité moyenne + Distance à l'isobathe 1000 | 113,02 | 49,95 | 37,5 | 0 | 0,135675 |
| Pente + Distance à l'isobathe 200 + Matière organique moyenne + Salinité moyenne | 113,18 | 52,63 | 37,8 | 0,166481 | 0,124839 |
| Distance à l'isobathe 200 + Écart-type de la profondeur de la couche de mélange + Matière organique dissoute moyenne + Salinité Moyenne | 113,34 | 51,67 | 37,1 | 0,371883 | 0,112654 |

L'importance de chaque variable a été évaluée en sommant les poids d'Akaike de chaque modèle dans lesquels ces variables environnementales apparaissent. Ainsi la distance à l'isobathe 200, la matière organique dissoute moyenne et la salinité moyenne sont les paramètres expliquant le plus la distribution de la population de globicéphale tropical (Figure 14).

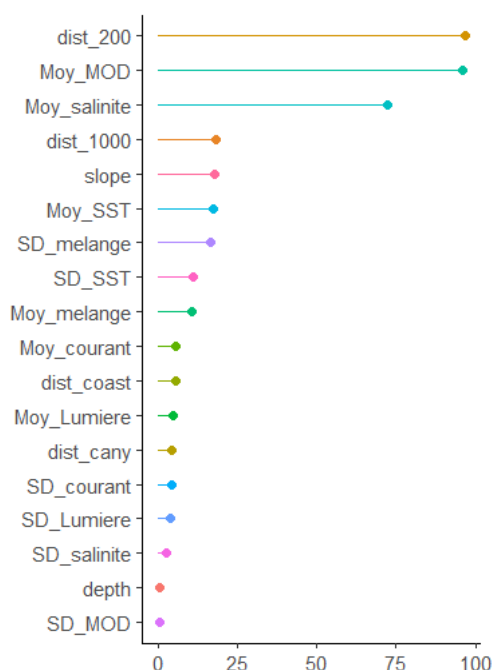


Figure 14 : Importance (%) des variables environnementales dans l'explication de la distribution des globicéphales tropicaux dans les Petites-Antilles calculée à partir de la somme des poids d'Akaike des modèles dans lesquels les variables sont retrouvées.

La distance à l'isobathe 200 s'étend de 0 à maximum 497 km. Le coefficient d'absorption médian de la matière organique dissoute colorée est de 0.0176 m^{-1} et s'étend de 0.00665 m^{-1} minimum à 0.329 m^{-1} maximum. Avec de fortes concentrations localisées dans le sud de la zone en dessous de Grenade et à proximité des îles (Tableau 5). La salinité médiane est de 34.74 g.kg^{-1} avec un maximum de 36.74 et un minimum de 31.66 g.kg^{-1} . La distance à l'isobathe 1000 s'étend de 0 à maximum 487 km.

Le modèle sélectionné nous propose une densité d'observation maximale de globicéphale pour une distance moyenne à l'isobathe 200 de 4.26 km (CV = 45 %), un coefficient d'absorption moyen de la matière organique dissoute colorée de 0.019 m^{-1} (CV = 19%), une salinité moyenne de 34.74 g.kg^{-1} (CV = 0.2%) et une distance moyenne à l'isobathe 1000 de 1.79 km (CV = 86%) (Tableau 6).

Tableau 5 : Cartographies des quatre variables environnementales sélectionnées pour la modélisation de la distribution du globicéphale tropical dans les Petites Antilles (Figures du haut dans chaque case) et les relations fonctionnelles entre la densité d'observation de globicéphale tropical dans les Petites Antilles et les quatre variables environnementales les plus impactantes et non corrélés. (Figures du bas dans chaque case). Les lignes continues représentent les fonctions de lissage estimées et les zones bleues correspondent aux intervalles de confiance à 95%. La densité d'observation relative (observation/5,8 km²) est indiquée sur l'axe des Y (zéro indique un effet nul de la variable). Les bandes noires sur l'axe des X montrent la distribution des données.

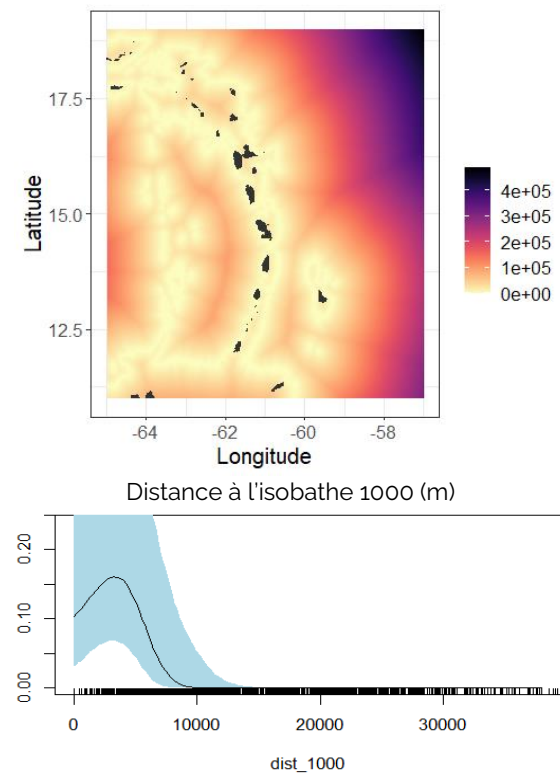
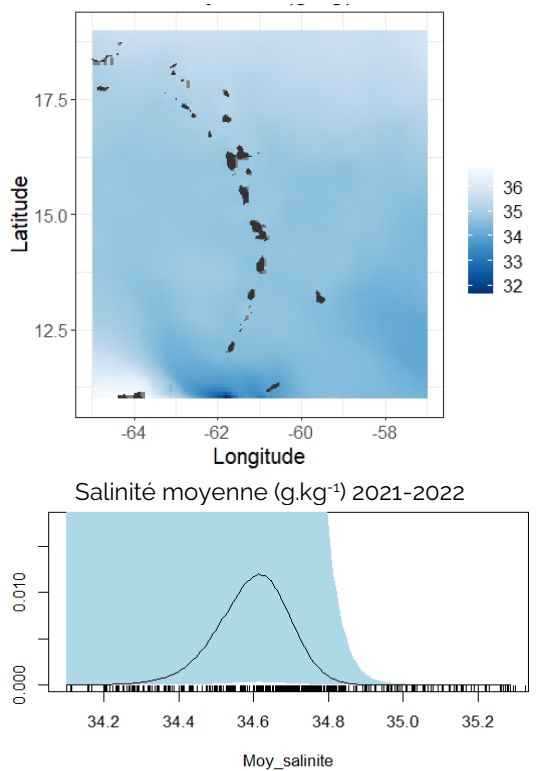
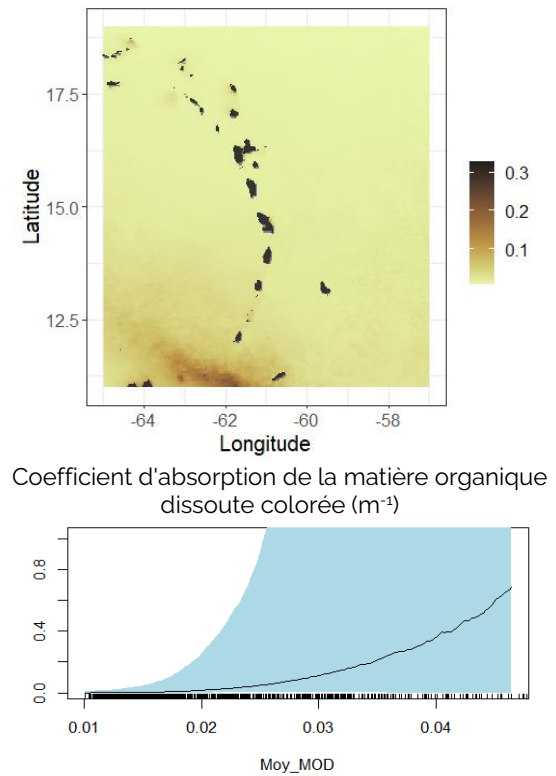
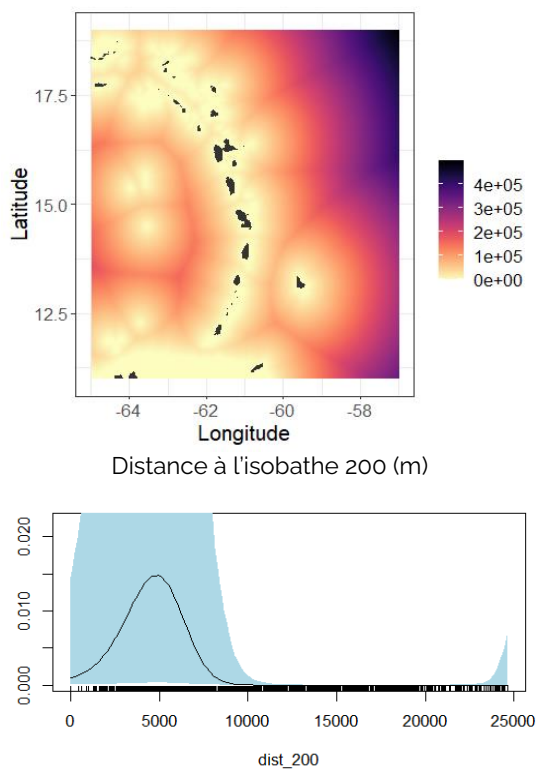


Tableau 6 : Valeurs minimales, moyennes et maximales des variables environnementales associées aux observations de globicéphale tropical dans les Petites Antilles.

| Variables environnementales | Minimum | Moyenne | Maximum |
|---|----------------|----------------|----------------|
| <u>Variables statiques</u> | | | |
| Profondeur (m) | 474 | 1192 | 2012 |
| Pente (degrés) | 4.99 | 10.5 | 21.67 |
| Distance à la côte (m) | 2267 | 7850 | 42557 |
| Distance à l'isobathe 200 (m) | 922 | 4256 | 7735 |
| Distance à l'isobathe 1000 (m) | 0.0 | 1791.6 | 4503.0 |
| Distance au canyon (m) | 3642 | 9837 | 25169 |
| <u>Variables dynamiques</u> | | | |
| Moyenne de la température de surface (°C) | 27.35 | 27.41 | 27.45 |
| Écart-type de la température de surface | 0.96 | 1.04 | 1.14 |
| Moyenne de la vitesse des courants vers l'est (m.s ⁻¹) | 0.02 | 0.10 | 0.28 |
| Écart-type de la vitesse de courants vers l'est | 0.06 | 0.11 | 0.19 |
| Moyenne de la profondeur de la couche de mélange (m) | 19.28 | 23.84 | 28.47 |
| Écart-type de la profondeur de la couche de mélange | 8.730 | 10.55 | 13.10 |
| Moyenne du coefficient d'absorption de la matière organique dissoute colorée (m ⁻¹) | 0.0139 | 0.0194 | 0.0251 |
| Écart-type du coefficient d'absorption de la matière organique dissoute colorée | 0.0046 | 0.0087 | 0.015 |
| Moyenne de la salinité (g.kg ⁻¹) | 34.51 | 34.74 | 34.80 |
| Écart-type de la salinité | 0.84 | 0.98 | 1.33 |
| Moyenne des détection lumières de nuit (Nombre de détection par cellule de la grille) | 0.000 | 0.014 | 0.089 |
| Écart-type de la détection lumières de nuit | 0.000 | 0.056 | 0.236 |

III.3.3 - Prédiction

La prédiction obtenue à partir de ces variables nous permet de visualiser la densité d'observation de globicéphale tropical par cellule de la grille, soit sur une surface de 5,8 km² (Figure 15). La prédiction obtenue a été associée à son incertitude, estimée grâce au coefficient de variation. Les valeurs d'incertitude les plus élevées sont observées dans la zone nord, dans les eaux situées entre les différentes îles de Saint-Barthélemy, Antigua-et-Barbuda et Saint-Kitts-et-Nevis. Un plus fort coefficient de variation est également observé aux limites de la zone d'étude.

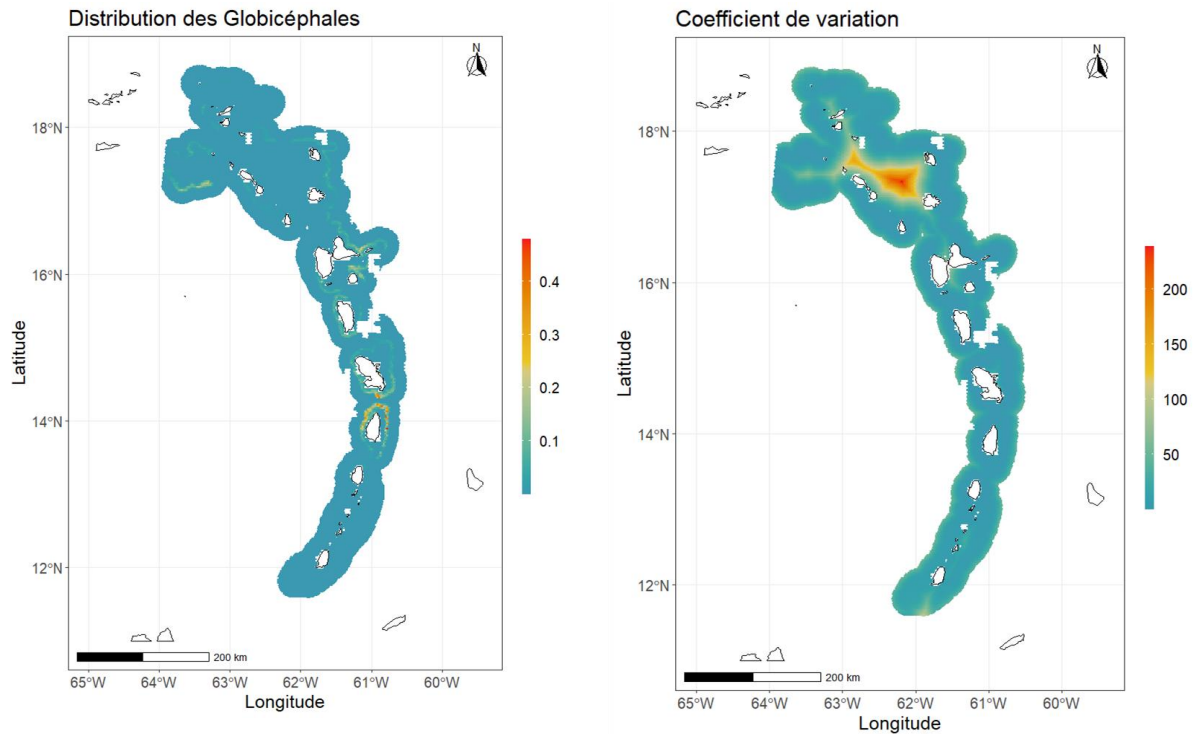


Figure 15 : Prédiction (observation/5,8 km²) et coefficient de variation de la distribution de la population de globicéphale tropical dans les Petites Antilles produite en fonction de distance à l'isobathe 200, la matière organique dissoute moyenne, la salinité moyenne et la distance à l'isobathe 1000.

Pour la zone nord, on observe les plus fortes densités d'observation principalement au niveau de la limite de l'isobathe 1000 avec un pic à 0,25 observation autour du Banc de Saba (Figure 16). Dans la zone centre, on observe de plus fortes densités d'observation à proximité des îles et au niveau de l'isobathe 1000 avec un pic à 0,39 au sud de la Martinique (Figure 16). Pour la zone sud on observe les plus fortes densités d'observation au niveau des côtes nord-ouest, nord et nord-est de Sainte-Lucie avec une valeur de densité d'observation maximale atteignant les 0,48 soit 0,08 observation/km² (Figure 16). Plus au sud, au-delà de Sainte-Lucie, les densités d'observation prédites sont presque nulles.

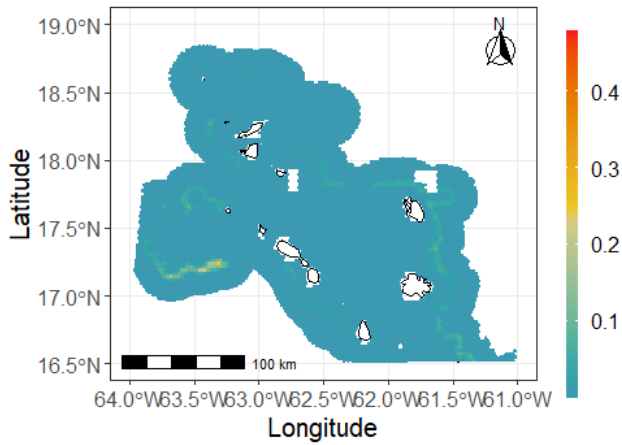
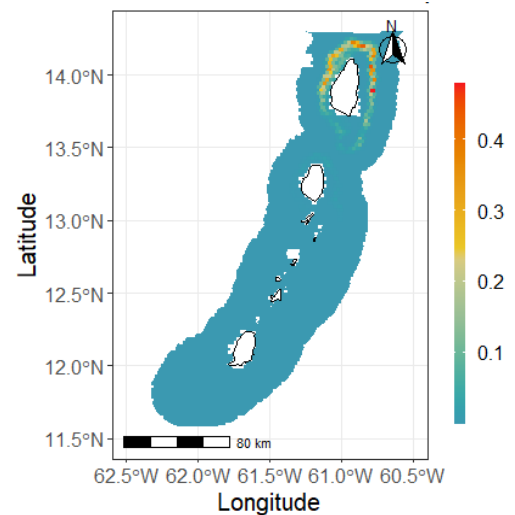
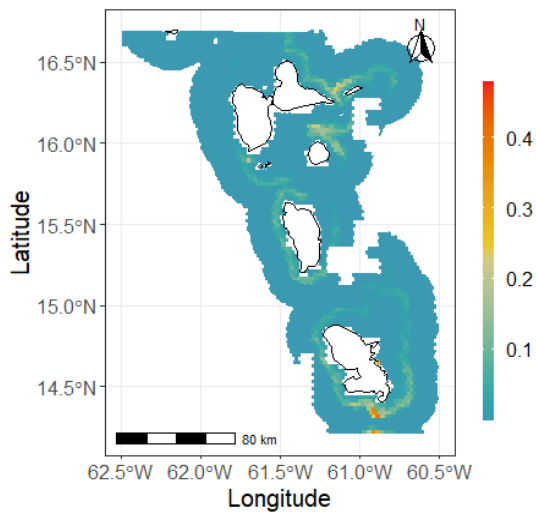


Figure 16 : Prédiction (observation/5,8 km²) de la distribution de la population de globicéphale tropical dans les Petites Antilles pour les zones nord (en haut à gauche), centre (en bas à gauche) et sud (en bas à droite) produite en fonction de distance à l'isobathe 200, la matière organique dissoute moyenne, la salinité moyenne et la distance à l'isobathe 1000.



III.4 - Photo-identification

Des données de photo-identification ont pu être récoltées dans 21 des 25 observations réalisées. Après importation dans Flukebook des 2 230 photos récoltées, 2 592 ailerons ont pu être détectés permettant d'identifier 214 individus uniques localisés près de différentes îles (Tableau 7).


Tableau 7 : Nombre de globicéphales tropicaux individuels identifiés par île.

| Localisation | Nombre d'individus identifiés |
|--------------|-------------------------------|
| Martinique | 117 |
| Guadeloupe | 14 |
| Sainte-Lucie | 40 |
| Dominique | 24 |
| Saba | 19 |

III.4.1 - Mouvements

Au total, 66 individus ont été observés en 2021 et 155 en 2022. Dix individus ont été recapturés durant des occasions de captures différentes. Sept individus capturés en 2021 ont été revus en 2022 avec un temps de recapture le plus long de six mois et sept jours (Tableau 8 : CCS_Gm_0050).

Tableau 8 : Récapitulatif des recaptures de globicéphale tropical dans les Petites Antilles entre 2021 et 2022.

| Individu | CCS_Gm_0010 | | CCS_Gm_0045 | | CCS_Gm_0047 | | CCS_Gm_0048 | |
|---------------|---|---|---|---|--|---|--|--|
| Photos |  |  |  |  |  |  |  |  |
| Dates | 2021-09-18 | 2022-03-26 | 2021-09-18 | 2022-03-26 | 2021-09-18 | 2022-03-26 | 2021-09-18 | 2022-03-26 |
| Localisations | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie |
| Individu | CCS_Gm_0050 | | CCS_Gm_0052 | | CCS_Gm_0054 | | CCS_Gm_0098 | |
| Photos |  |  |  |  |  |  |  |  |
| Dates | 2021-09-18 | 2022-03-26 | 2022-07-25 | 2022-03-26 | 2021-09-18 | 2022-03-26 | 2021-09-18 | 2022-03-26 |
| Localisations | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Martinique | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie | Sainte-Lucie |
| Individu | CCS_Gm_0154 | | CCS_Gm_0176 | | | | | |
| Photos |  |  |  |  | | | | |
| Dates | 2022-04-26 | 2022-07-19 | 2022-07-14 | 2022-07-16 | | | | |
| Localisations | Dominique | Martinique | Martinique | Martinique | | | | |

Deux individus ont été recapturés à proximité d'une île différente que lors de leur première capture avec une distance maximale entre les recaptures de 94.43 km entre la Dominique et la Martinique (Figure 17 : CCS_Gm_0154).

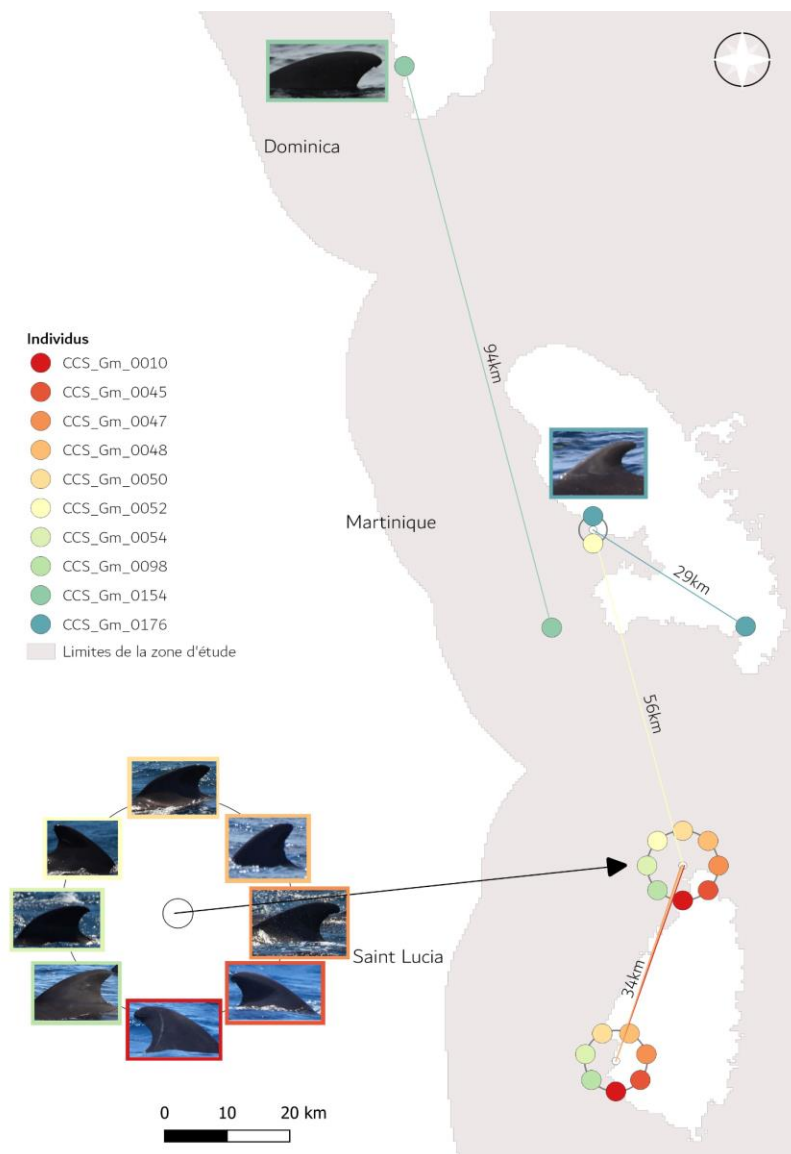


Figure 17 : Cartographie des recaptures de globicéphale tropical dans les Petites-Antilles entre 2021 et 2022.

III.4.2 - Abondance

66 individus ont été identifiés à partir de photographies en 2021 et 155 en 2022, dont sept ont été identifiés les deux années. Cela correspond ainsi à une estimation de l'abondance via l'estimateur de Chapman de 1 305 individus (soit $((66 + 1)(155 + 1) / (7 + 1)) - 1$) avec un intervalle de confiance à 95 % estimé par "bootstrap" de 803 - 3483 individus, ainsi qu'un coefficient de variation de 30%.

IV - Discussion :

IV.1 - Effort d'échantillonnage

Les distances de première observation ont permis l'estimation de probabilité de détection à associer à l'effort d'échantillonnage. Cependant ces distances ont été estimées par les observateurs à l'œil nu et sont donc grandement approximatives. On peut notamment observer une sous-représentation de la classe 400m, biais probablement dû à l'observateur. En effet, plus les distances sont grandes, plus l'estimation est approximative, 500 mètres étant une valeur "ronde" plus facilement estimable que 400. Ce biais a été limité pour les nouvelles expéditions de 2023 grâce à utilisation de jumelles pourvues d'un réticule permettant une estimation plus précise de la distance. Il a également été montré précédemment que La Martinique et Sint-Marteen (partie néerlandaise de Saint-Martin) ont été significativement plus échantillonnées que la plupart des autres îles. Dans le cas de Sint-Marteen cette sur-représentation peut être due au fait que la zone économique exclusive de cette partie de l'île de Saint-Martin est la plus petite de toute la zone d'étude et que par conséquent la quasi-totalité de sa surface a été échantillonnée. En ce qui concerne la Martinique, cette différence s'explique par le fait qu'il s'agit du point de départ des expéditions "Ti Whale An Nou". De plus, la zone Caraïbe, située sous le vent à l'ouest des îles, a principalement été échantillonnée au détriment de la zone Atlantique du fait que les conditions météorologiques y sont plus favorables à l'observation. La contrainte temporelle et budgétaire de ces expéditions empêche pour le moment une prospection homogène de toute la zone d'étude. À l'avenir, si une plus grande coopération inter-îles est mise en place, ou que des budgets supplémentaires sont alloués à l'étude des cétacés dans les Petites Antilles, un échantillonnage systématique pourrait être envisagé afin d'obtenir des données plus représentatives de la population.

Dans le cadre de cette étude, la probabilité de détection a été calculée en utilisant les distances d'observations recueillies sur le terrain. Cependant, pour que cette probabilité soit représentative de la zone d'étude, il faudrait que l'échantillonnage effectué ait une couverture uniforme, cette probabilité de détection étant ensuite appliquée à l'ensemble de la zone. Ce qui n'est pas le cas ici. Un meilleur échantillonnage de la zone permettrait de valider les hypothèses nécessaires pour utiliser cette technique, communément appliquée dans le *distance sampling*. Cependant, comme indiqué précédemment, les contraintes temporelles et budgétaires empêchent pour le moment une amélioration de l'homogénéité de l'effort d'échantillonnage. Une autre technique permettant d'estimer cette probabilité de détection doit alors être envisagée. La poursuite de l'effort de recherche et notamment la récolte de données de photo-identification durant de multiples occasions de captures pourrait, à l'avenir, permettre l'estimation de cette probabilité de détection (ou probabilité de capture), notamment via l'utilisation de modèle de Cormack Jolly Seber pour populations ouvertes (Cormack, 1964 ; Jolly, 1965 ; Seber, 1965). Parallèlement, l'état de la mer (le vent, les vagues, les moutons, l'éblouissement...) est également l'un des paramètres limitant le plus la détection des espèces de cétacés en surface. Lors des

expéditions "Ti Whale An Nou", des données sur l'état de la mer sont récoltées et pourraient permettre, à terme, la création d'un indice de l'état de la mer permettant également de pondérer la détectabilité.

IV.2 - Données d'observation et caractérisation de la population

La taille moyenne de groupes observés lors du programme "Ti Whale An Nou" (34.52 individus (CV = 103%)) entre 2021 et 2022 semble concorder avec celles référencées dans la littérature pour cette zone, bien que ces dernières soient généralement légèrement moins élevées : 21.7 +/- 5.7 (Jérémie (SEPANMAR), 2003-2011), 2 à 20 individus (Laran et al., 2019), 10 à 35 individus (Flechet et al., 2019) et jusqu'à 50 (Boisseau et al., 2006). La densité d'observation (0,26 observations/100 km²) semble elle aussi concorder avec celles estimées pour la population en Martinique (SEPANMAR, 2003-2011) allant de 0.20 à 0.39 observation/100 km². Deux observations exceptionnelles, de 120 et 150 individus, augmentent cependant la taille moyenne des groupes observés. Ces deux observations de grands groupes peuvent correspondre à des interactions de sociabilisation, durant lesquelles plusieurs unités sociales se rassemblent pour interagir avant de se séparer. En effet, les globicéphales tropicaux vivent en groupe stable de 15 à 50 individus (Carwardine, 2019) basés sur une structure matrilineaire. Les groupes se réunissent cependant momentanément durant les périodes des mises bas et d'accouplement, afin d'éviter une consanguinité, avant de se subdiviser de nouveau. Plusieurs groupes ont également été observés voyageant occasionnellement ensemble (Heimlich-Boran, 1993). La proportion de juvéniles dans les groupes (15%) semble relativement équivalente, bien que légèrement plus faible, que celle évoquée dans la littérature (19.1 à 20.3%, Servidio, 2014)

Les groupes de globicéphales tropicaux ont parfois été observés en association avec d'autres espèces de delphinidés tels que le dauphin de Fraser (n = 4), le dauphin tacheté pantropical (n = 3) et le grand dauphin (n = 1), ce qui confirme la capacité sociable de cette espèce, déjà mentionnée dans la littérature (Roden et Mullin, 2000 ; Olson, 2009).

Les observations réalisées ont également eu lieu proche d'îles où l'espèce avait déjà été référencée, telles que : la Guadeloupe (Boisseau et al., 2006), la Dominique (Morice, 1958 ; Boisseau et al., 2006), la Martinique (Jérémie (SEPANMAR), 2003-2011 ; Flechet et al., 2019) et Sainte-Lucie (Morice, 1958). Aucune observation de globicéphale n'avait encore été référencée à proximité de Saba, l'observation la plus proche disponible dans la littérature se trouvant à Anguilla (Roden et Mullin, 2000 (~60 km)). La plupart des observations de globicéphale ont été réalisées dans les eaux de la Martinique (n = 15). Cette surreprésentation pourrait cependant ne pas provenir d'une véritable densité plus importante mais d'un effort d'échantillonnage non-uniforme, la Martinique ayant été significativement plus échantillonnées que la plupart des autres îles.

IV.3 - Modèle de distribution d'espèce

Plusieurs modélisations et études de l'habitat des globicéphales tropicaux ont été réalisées à travers le monde, notamment proche de la côte est des Etats-Unis (Hamazaki, 2002 ; Thorne et al., 2019) à Hawaii (Abecassis et al., 2015), dans le Pacifique nord (Kanaji et al., 2015), les Philippines (Senigaglia et al., 2022) et l'archipel de Madère (Fernandez et al., 2021). Selon ces différentes études, les paramètres influençant le plus la distribution du globicéphale tropical sont la bathymétrie, avec une profondeur légèrement supérieure à 1000 mètres (Hamazaki, 2002 ; Abecassis et al., 2015 ; Fernandez et al., 2021), la température en profondeur, avec une préférence pour les zones à plus de 18°C (Hamazaki, 2002 ; Abecassis et al., 2015 ; Kanaji et al., 2015 ; Thorne et al. 2019 ; Fernandez et al., 2021) et une pente moyenne à forte (Hamazaki, 2002 ; Senigaglia et al., 2022 ; Fernandez et al., 2021). D'autres paramètres tels qu'une forte densité de micronecton (Abecassis et al., 2015), la proximité de caractéristiques océanographiques à méso-échelle (fronts thermiques et anomalies du niveau de la mer) (Thorne et al., 2019), des valeurs de concentration en chlorophylle basse à moyenne (Fernandez et al., 2021), ainsi qu'une proximité aux canyons (Fernandez et al., 2021) semblent également influencer la distribution des globicéphales dans ces zones. Un modèle de distribution d'espèces a également été réalisé sur les grands globicéphalinés (globicéphale, pseudorque et orque) dans les Antilles Françaises (Figure 18, Laran et al., 2019). Pour ce modèle, la pente et la température mensuelle ont été les deux variables environnementales montrant le plus d'influence sur la distribution de ce groupe d'espèces pour l'année 2017. Dans le cadre de cette étude, les paramètres les plus impactant sur la distribution des globicéphales sont la distance à l'isobathe 200, la matière organique moyenne, la salinité moyenne et la distance à l'isobathe 1000.

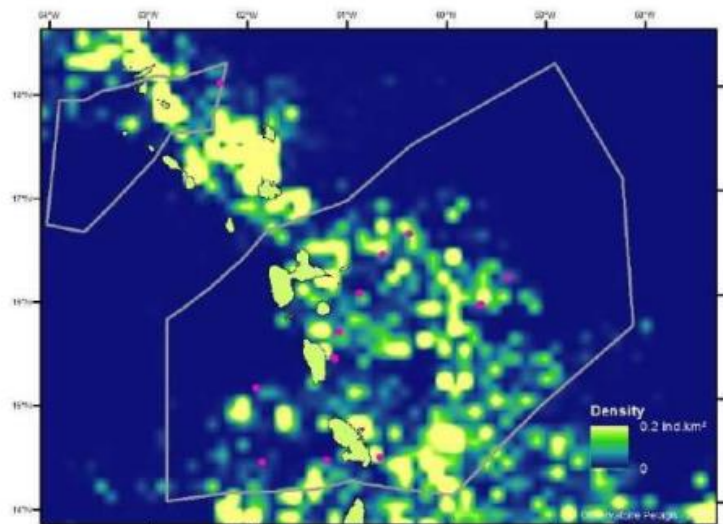


Figure 18: Prédiction de la densité des grands globicéphalinés dans les Antilles Françaises obtenues par le modèle (DSM) annuel de 2017 (Laran et al., 2019).

IV.3.1 - Variables environnementales sélectionnées

Il semble bon de rappeler que le choix et l'utilisation de variables environnementales pour la modélisation et la prédiction de la distribution d'une espèce n'implique pas systématiquement un effet biologique direct de ces variables sur cette espèce. La plupart des variables environnementales sont en effet souvent plus représentatives de la présence des proies que de la véritable distribution de l'espèce. L'abondance des proies est en effet considérée comme le facteur influençant le plus la distribution des cétacés (Gregn et Trites, 2001). L'utilisation d'un modèle de proies, tels que les modèles Seapodym utilisé par Lambert et ses collaborateurs lors de la

campagne REMMOA en Polynésie Française (2014), pourrait ainsi permettre une prédiction plus efficace de la distribution. Cependant, les données d'abondance des proies sont peu fournies et difficiles à obtenir, puisqu'il s'agit d'espèces peu étudiées. Une prédiction à partir de variables environnementales permet donc de visualiser cette distribution avec plus ou moins de précision en fonction du décalage temporel entre les variables et la réponse biologique aux niveaux trophiques supérieurs. Afin d'éviter ce décalage, les prédicteurs utilisés doivent ainsi être aussi proches que possible de la distribution des proies (Lambert et al., 2014). Des études du contenu stomacal ont montré la prédominance de six espèces de céphalopodes consommés par les globicéphales tropicaux (Tableau 9 ; Sinclair, 1992 ; Mintzer, 2008 ; Hermindez-Garda et Martín, 1994). La distribution et l'abondance de certaines espèces de céphalopodes étant impactées par des variables environnementales telles que la profondeur, la salinité et la concentration en chlorophylle a (Puerta et al., 2014 ; Yu et al., 2016 ; Chen et al., 2010) l'utilisation de ces dernières ou de variables s'en rapprochant, nous permet supposément de visualiser au mieux la distribution des proies et donc des globicéphales. Il est cependant bon de souligner que les variables environnementales utilisées dans le cadre de cette étude sont des variables de surface et que, par conséquent, il peut exister des variations entre ces valeurs et les valeurs observables à la profondeur de vie des céphalopodes.

IV.3.1.1 - Distance à l'isobathe 200

Ce paramètre, déjà référencé dans l'étude de la distribution des cétacés (Sahri et al., 2021 ; Viddi et al., 2010), a été utilisé suite à la démonstration d'une préférence des globicéphales tropicaux pour le talus continental (Thorne et al., 2017) et plus généralement d'une préférence pour les profondeurs supérieures à 200 m chez les odontocètes (Viddi et al., 2010). La zone échantillonnée s'étend d'une distance à l'isobathe 200 (ou distance au plateau) de 0 à maximum 44.89 km. Comparativement, les résultats montrent une densité d'observation maximale pour une distance moyenne à l'isobathe 200 relativement faible (4.26 km, CV = 44.66 %).

IV.3.1.2 - MOD

En milieu côtier, la production de matière organique dissoute colorée (CDOM) provient principalement de la dégradation de la matière organique particulaire, de l'activité photosynthétique des macroalgues, ainsi que de la diffusion passive des cellules algales (Hayase et al., 1988 ; Watt, 1966 ; Zhao et al., 2009). En milieu océanique, les bactéries et le phytoplancton peuvent également être une source de CDOM (Carder et al, 1991). Les valeurs de coefficient d'absorption de la CDOM varient de 0,010 à 0,113 m⁻¹ en milieu océanique et de 0,07 à 0,65 m⁻¹, en milieux côtier et estuarien, pouvant même atteindre des valeurs près de 20 m⁻¹ (Kirk, 1994). Dans la zone d'étude le coefficient d'absorption moyen de la matière organique dissoute colorée est de 0.0176 m⁻¹ et s'étend de minimum 0.00665 à maximum 0.329 m⁻¹. Durant cette étude, les observations de globicéphales ont été associées à un coefficient moyen d'absorption de la matière organique dissoute colorée de 0.019 m⁻¹ (CV = 19%) ce qui correspond à une CDOM faible par

rapport aux références générales, mais moyenne pour la zone étudiée. Bien que la relation entre la matière organique dissoute et la distribution des cétacés n'ait pas été clairement étudiée dans la littérature, l'influence de la chlorophylle sur les cétacés (Maglietta et al., 2023 ; Sahri et al., 2021 ; Torreblanca et al., 2022 ; Laran et Gannier, 2008 ; Littaye et al., 2004) ou sur les céphalopodes (Puerta et al., 2014 ; Yu et al., 2016 ; Chen et al., 2010) a, quant à elle, été fortement documentée. Elle était ici également souvent sélectionnée dans les modèles les plus pertinents de la phase exploratoire. Cependant, en interaction avec un jeu de données relativement restreint, le gradient de chlorophylle A présent du nord au sud des Petites-Antilles s'est révélé créer un biais important dans l'élaboration du modèle et dans ses prédictions. En effet, en incluant la chlorophylle, les scores d'AIC et de REML pour un même modèle étaient contradictoires, et les prédictions obtenues, biologiquement peu probables, avec des densités maximales de l'ordre de 10^{-16} observations pour 5.8 km^2 . Cette variable a donc été éliminée des analyses, bien que partiellement remplacée par la matière organique dissoute avec laquelle la chlorophylle a une forte corrélation observée grâce au coefficient de Pearson (0.98) (Castillo et al., 2010 ; Eurico et Hyun-cheol, 2017). Ce résultat nous permet ainsi de supposer qu'il existe des similarités dans l'influence que ces deux variables peuvent avoir sur la distribution des céphalopodes et par conséquent sur celle des globicéphales. À l'avenir, l'accumulation de données d'observation supplémentaires pourrait permettre de neutraliser cet artefact de modélisation, et éventuellement à nouveau l'inclusion de la chlorophylle dans les variables environnementales étudiées.

IV.3.1.3 - Salinité

Bien que rarement utilisée dans les modèles de distribution des cétacés, la salinité est cependant connue comme l'un des paramètres les plus impactant sur la distribution des céphalopodes (Yu et al., 2016 ; Vidal et al., 2010 ; De Heij et Baayen, 2005 ; Pardo-Gandarillas et al., 2016). Dans le cadre de cette étude, les observations ont été réalisées à une salinité moyenne de 34.74 g.kg^{-1} (CV = 0.2%) ce qui correspond à la moyenne des valeurs de salinité observées dans la zone. En supposant qu'il existe une relation entre la salinité de surface et la salinité à la profondeur à laquelle on retrouve les céphalopodes, nous pouvons donc supposer que les proies consommées par les globicéphales dans les Petites Antilles, ont une préférence écologique pour une certaine plage de salinités et que cette préférence se ressent dans la distribution de leur prédateur. Ainsi les plus faibles salinités observées dans le sud de la zone d'étude pourraient être l'un des facteurs expliquant les densités d'observation prédites de globicéphale plus faibles dans cette zone, constat supporté par nos données.

IV.3.1.4 - Distance 1000

La topographie est un facteur connu pour influencer la distribution des cétacés (Cañadas et al., 2002 ; Hamazaki, 2002). Dans le cadre de cette étude, les observations de globicéphale tropical ont été réalisées à une bathymétrie moyenne de $-1\,192.95 \text{ m}$ (CV = 38 %) ce qui concorde à la fois avec les données d'observation existantes sur cette espèce (Dohl et al., 1983 ; Hui, 1985 ;

Heimlich-Boran, 1993 ; Montero et Arechavaleta, 1996 ; Olson et Reilly, 2002 ; Wells et al., 2013) mais également avec les profondeurs maximales moyennes auxquelles sont retrouvées les espèces de céphalopodes consommés (Tableau 9).

Tableau 9 : Plages de profondeurs des espèces de céphalopodes consommés par les globicéphales tropicaux, comparées à la profondeur moyenne d'observation des globicéphales dans les Petites Antilles.

| Espèce | Profondeurs | Source |
|---|-----------------------|---|
| <i>Megalocranchia Pfeffer</i> (1884) | 0 - 1700 | Haimovici et al., 2007. |
| <i>Histioteuthis reversa</i> (Verrill, 1880) | 500- 700 | Quetglas et al., 2010 |
| <i>Taonius pavo</i> (Lesueur, 1821) | 380-609 | Quetglas et al., 2013 |
| <i>Todarodes sagittatus</i> (Lamarck, 1798) | 100 -1100 | Nigmatullin et al., 2002 |
| <i>Brachioteuthis riisei</i> (Steenstrup, 1882) | 0 - 3 000 | Roper et al., 1984 |
| <i>Chiroteuthis sp.</i> | 0-1000 | Piatkowski et Holger Ossenbrügger, 2013 |
| Profondeur moyenne des proies | 1 351.50 m (CV = 66%) | |
| Profondeur moyenne des globicéphales tropicaux | 1 192.95 m (CV = 38%) | |

Cette préférence pour une plage de profondeur associée aux proies se retrouve également dans les variables environnementales du modèle sélectionné telles que la distance à l'isobathe 1000. La zone échantillonnée s'étend d'une distance à l'isobathe 1000 de 0 à maximum 44.48 km. Comparativement, les résultats montrent une densité d'observation maximale pour une distance moyenne à l'isobathe 1000 particulièrement faible (1,79 km, CV = 86%).

IV.3.3 - Prédiction

Ainsi la prédiction obtenue nous propose une densité d'observation maximale de globicéphale tropical pour de faibles distances aux isobathes 200 et 1000, une quantité de matière organique dissoute moyenne à faible et une salinité moyenne. Les densités d'observation prédites vont de 0 à 0.48 pour 5,8 km² soit une moyenne de $7.28 \times 10^{-6} \text{e-}06 / 100 \text{ km}^2$ (CV = 388 %). La densité d'observations maximale prédite est ainsi nettement plus faible que celles réellement observées pour cette zone soit 0,26 observations/100 km² dans le cadre de cette étude, atteignant localement 0.20 à 0.39 observation/100 km² pour la population de Martinique (Jérémie (SEPANMAR), 2003-2011). D'autres études réalisées sur la côte est des Etats-Unis montrent des probabilités d'occurrence de 0.425 /100 km² maximum (Hamazaki, 2002) voire 13.84 /100 km² (Thorne et al., 2019). À Hawaï, il a été recensé une densité de kernel de 8,5 par grille de 1 km² (Abecassis et al., 2015). La modélisation de la distribution des grands globicéphalinés réalisée à partir de données aériennes dans les Antilles Françaises a montré, quant à elle, une densité d'individus maximale de 20 individus /100 km² et a mis en évidence une préférence des grands globicéphalinés pour la zone Atlantique (Laran et al., 2019). Cette préférence n'est cependant pas visible sur la prédiction obtenue ici. Cela peut être dû aux faits que 1) la prédiction du programme

REMMOA a été réalisée sur un groupe d'espèces et non sur le globicéphale tropical seul, 2) la zone Atlantique n'a que très peu été échantillonnée au cours des expéditions. L'hypothèse d'une préférence des grands globicéphalins, et par association du globicéphale tropical, pour la zone atlantique pourrait être vérifiée à l'avenir avec un effort spatial et temporel équivalent le long des façades Caraïbe et Atlantique.

La prédiction obtenue met également en évidence des zones d'intérêt écologique pour les globicéphales, notamment dans le sud de la Martinique et dans le Nord de Sainte-Lucie et, dans une moindre mesure, à l'est de la Guadeloupe et au sud du Banc de Saba. Ces localisations pourraient ainsi potentiellement correspondre aux zones du talus continental qui comportent une quantité de matière organique dissoute et une salinité optimale à l'abondance des proies.

IV.3.4 - Incertitude

L'incertitude observée est liée aux variations des données environnementales sélectionnées pour la prédiction et, dans une moindre mesure, aux zones qui n'ont pas été échantillonnées (atténué par la pondération du modèle). Ainsi, on peut observer principalement un coefficient de variation plus élevé au niveau des zones où la distance à l'isobathe 1000 est plus importante. Une fiabilité moindre aurait pourtant été attendue des zones où une extrapolation est effectuée (par exemple, les façades au vent, côté Atlantique), par opposition aux zones échantillonnées, où il s'agit d'interpolation (Mannocci et al., 2018). Ce facteur n'est pas pris en compte dans cette méthode, et pourrait être intégré à l'avenir dans le cadre de l'amélioration du modèle.

IV.4 - Photo-identification

Des données de photo-identification ont pu être récoltées dans 21 des 25 observations réalisées. Les observations brèves et furtives, ou avec des conditions météorologiques difficiles, ne permettent en effet que difficilement la prise de photo. On observe également qu'un plus grand nombre d'individus a été identifié en 2022 (n = 155) qu'en 2021 (n = 66). Cela pourrait provenir du fait que les photos réalisées en 2022 sont de meilleure qualité que celles de 2021, notamment grâce à l'achat de nouveau matériel. Le ratio d'identification (12.11% d'ailerons identifiables) pourrait cependant être encore amélioré en réalisant une formation plus approfondie des observateurs bénévoles à la récolte de données de photo-identification. Cela met également en évidence l'importance du développement des compétences locales avec la formation d'observateurs expérimentés au sein même des Petites Antilles.

IV.4.1 - Mouvements

Les globicéphales tropicaux ne sont pas une espèce migratrice mais sont généralement nomades. En effet des mouvements nord-sud ainsi que des mouvements saisonniers *inshore-offshore* ont été observés dans différentes régions du monde (Abend et Smith, 1999 ; Olson et Reilly, 2002). De nombreuses population résidentes ont également été référencées au Japon (Kasuya et Tai, 1993), vers les côtes Californiennes et Haïtiennes (Olson et Reilly, 2002 ; Shane et McSweeney, 1990), à Madère (Alves et al., 2013), et dans les îles Canaries (Servidio, 2013). Plusieurs schémas de résidence peuvent cependant coexister au sein d'une même population alors composée d'individus transients et résidents (Mahaffy, 2012). Les données de photo-identification récoltées ont permis la réalisation de plusieurs recaptures spatiales (maximum 94 km) laissant supposer la présence de mouvements inter-îles au sein de la population. Parallèlement les recaptures temporelles réalisées (maximum six mois et sept jours) indiquent que certains individus fréquentent les mêmes zones durant plusieurs mois. Ainsi l'hypothèse de départ, à savoir que les groupes de globicéphales des Petites Antilles appartiennent à des communautés composées d'individus résidents et d'individus transients, reste donc valable mais toujours à tester avec plus de données. Il est également difficile de statuer sur une possible saisonnalité dans les mouvements de la population, les prospections ayant eu lieu sur 2 ans et une partie de l'année uniquement (de mars à octobre), bien qu'une saisonnalité ait été observée (SEPANMAR, 2008) mais pas prouvée (Flechet et al., 2019) en Martinique. Ces résultats illustrent la nécessité de réfléchir à une gestion coordonnée à l'échelle internationale afin d'assurer la protection de l'espèce tout au long de ces déplacements entre les différentes îles. Une étude globale plus approfondie, et à longueur d'année, de la population permettrait une estimation plus précise des mouvements au sein de cette dernière, ainsi que de leur potentielle saisonnalité.

IV.4.2 - Abondance

L'unique estimation d'abondance comprenant les globicéphales tropicaux a été réalisées à partir d'un recensement aérien réalisé en 2008 et 2017 sur un groupement de trois espèces, le globicéphale tropical, le pseudorque et l'orque, et uniquement dans les Antilles Françaises (c.-à-d., dans les ZEE de Martinique, Guadeloupe, Saint-Martin et Saint-Barthélemy) (Laran et al., 2019). Cette estimation s'élève à près de 5 000 individus de grands globicéphalins (IC 95% : 1 200 - 22 300) pour 2008 et 2017. Aucune estimation d'abondance n'avait été réalisée uniquement sur le globicéphale tropical dans l'entièreté des Petites Antilles. L'abondance de la population de globicéphale tropical dans les Petites Antilles a ici été estimée à 1 305 [803 - 3 483] individus selon la méthode capture-marquage-recapture. Cette estimation a été réalisée à partir des données de photo-identification récoltées en 2021 et 2022. Le choix de la méthode d'analyse a été limité par les données disponibles. Un jeu de données restreint ainsi qu'un nombre d'occasions de capture réduit ne permettant pas l'utilisation d'indicateurs plus précis. Il est possible que partir du postulat que la population de globicéphale soit fermée entre les deux occasions de captures ne soit pas totalement incohérent au vu de l'écologie et de la durée de vie de cette espèce. Cependant

l'utilisation d'un modèle de Cormack Jolly-Seber pour population ouverte serait plus adapté à l'étude d'une population de cétacés comprenant des individus transients et permettrait une estimation plus précise et fiable de l'abondance sur le long terme. Cela permettrait en outre d'intégrer la surmortalité induite par la chasse aux globicéphales dans les États du sud des Petites Antilles. Selon Williams et Thomas (2017) : "Les premières estimations d'abondance obtenues à partir d'enquêtes relativement peu coûteuses peuvent être considérées comme des hypothèses à vérifier au fur et à mesure de la collecte de nouvelles données.". L'abondance de la population de globicéphale tropical estimée ici doit ainsi être prise avec précaution mais peut permettre une première visualisation de la taille de la population et de l'importance de cette espèce pour les gestionnaires. L'effort d'étude devra être poursuivi dans les années à venir afin de réaliser une estimation plus précise de l'abondance mais également pour permettre l'estimation d'autres paramètres descriptifs de la population tels que le taux de croissance, la mortalité ou encore la structure sociale.

Les données de photo-identification sont habituellement pondérées grâce à une note de qualité (exposition, angle, distance, netteté) et de *distinctiveness* (quantité de marques distinctives de l'individu) assignées à chaque photo du catalogue d'identification (Berrow et al., 2012). Les notes allant de 1 à 3 : 1 étant la meilleure et 3 la moins bonne (Berrow et al., 2012). Seules les photos avec une note de qualité et les individus avec une note de *distinctiveness* de 1 ou 2 sont habituellement conservées pour les analyses. Cela permet ainsi d'éviter les biais liés aux faux positifs et faux-négatifs qui surviennent soit lorsque l'observateur croit reconnaître l'individu dans le catalogue alors qu'il s'agit d'un nouvel individu, soit, lorsque l'observateur ne parvient pas à retrouver l'individu dans le catalogue alors qu'il y figure bel et bien. Dans le cadre de cette étude, s'agissant de la création initiale du catalogue de photo-identification, seules des photos de bonnes qualités ou d'individus très marqués ont été utilisées. Dans ce cas précis, les biais liés aux faux positifs et faux-négatifs ont donc été considérés comme négligeables et l'annotation des photos n'a pas été réalisée. Cependant à l'avenir avec la poursuite de l'effort de recherche et l'acquisition de nouvelles données, il sera nécessaire d'intégrer ces annotations au protocole scientifique afin de ne pas biaiser les données.

IV.5 - Application dans la conservation de l'espèce

L'objectif de la prédiction de la distribution des globicéphales tropicaux dans les Petites Antilles est de permettre son utilisation pour la mise en place de mesure de conservation de l'espèce dans la zone. La menace la plus directe pesant sur le globicéphale tropical dans les Petites Antilles est la chasse pratiquée à Saint-Vincent-et-les-Grenadines ou en moyenne 85 (CV = 57%) globicéphales sont prélevés chaque année (Tableau 10).

Tableau 10 : Prises déclarées de globicéphales tropicaux par un bateau baleinier surveillé à Saint-Vincent-et-les-Grenadines entre 2007 et 2017 (Fielding, 2022).

| Année | Nombre d'individus prélevés |
|-------|-----------------------------|
| 2007 | 64 |
| 2008 | 84 |
| 2009 | 203 |
| 2010 | 37 |
| 2011 | 66 |
| 2012 | 100 |
| 2013 | / |
| 2014 | / |
| 2015 | 51 |
| 2016 | 89 |
| 2017 | 72 |

Comme la population de globicéphale dans la zone est encore trop peu connue, aucune étude sur l'impact que cette chasse pourrait avoir n'a encore été réalisée. Pourtant, en suivant l'hypothèse d'une population résidente fermée avec une abondance estimée ici à 1 305 individus [803,0 - 3 483,0], la chasse de 85 globicéphales par an (Fielding, 2022) correspondrait à un prélèvement annuel de 6,5% de la population des Petites-Antilles. En comparaison, le taux de croissance annuel de la population de Gibraltar de globicéphale noir a été estimé à 5,5 % (Verborgh et al., 2009). Les globicéphales tropicaux sont en effet une espèce longévive, avec une espérance de vie estimée à 45 ans pour les mâles et 60 ans pour les femelles (Kasuya et Matsui, 1984), une maturité sexuelle atteinte au bout de 8 à 17 ans, parfois plus (Carwardine, 2019) et l'intervalle entre les naissances l'un des plus longs de tous les cétacés (au moins 3 ans, souvent plus (Olson, 2009)). Un prélèvement trop important pourrait ainsi impacter la capacité de régénération de la population. Ainsi en partant de l'hypothèse d'un taux de croissance à 5,5% comme chez le globicéphale noir, une diminution 6,5% de la population correspondrait à une baisse d'approximativement 1 % de la taille de la population par an soit une perte de plus de 25% de des individus d'ici 2050. Cette estimation ne prenant pas en compte les prises accidentelles, les collisions et les autres causes de mortalité potentielle. Il s'agit ici cependant d'une estimation grossière à prendre avec beaucoup de précaution mais qui permet d'illustrer les applications des résultats obtenues à la conservation de l'espèce. Afin de pouvoir évaluer précisément l'impact de cette activité de chasse aux petits cétacés sur les globicéphales, il est nécessaire d'estimer la véritable dynamique de la population et notamment les paramètres suivants : les taux de survie et de mortalité, le taux de croissance de la population, les déplacements et migrations éventuelles, ou encore les structures sociales et leurs interactions. Cela permettrait potentiellement, à terme, la mise en place de mesures de

protection des globicéphales et de soutenabilité de cette activité, avec notamment l'application de quotas de chasse.

Les globicéphales tropicaux sont également exposés à d'autres menaces, moins directes que la chasse. De premières analyses ont déjà été réalisées, dans le cadre d'un stage concomitant à cette étude (Gauducheau, 2023), en superposant la distribution prédite des globicéphales au trafic maritime afin de permettre une visualisation des zones où l'espèce est la plus exposée. (Figure 19).

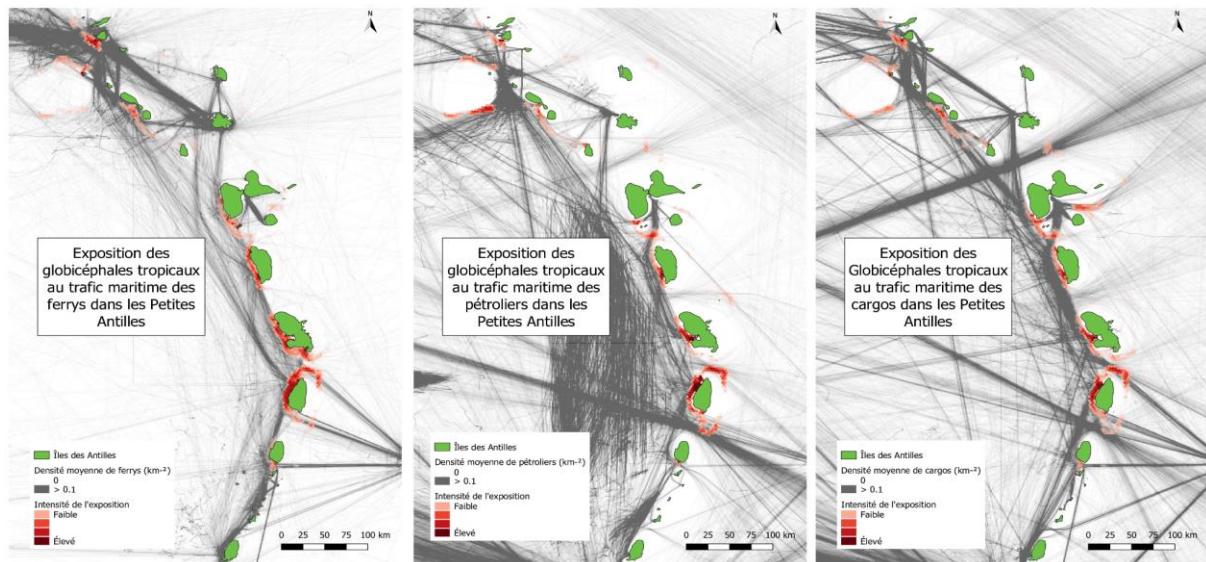


Figure 19 : Cartographies de l'exposition des globicéphales tropicaux au trafic maritime dans les Petites Antilles (Gauducheau, 2023).

Ainsi d'autres applications peuvent être envisagées sur les différents types de pression anthropiques telles que la pollution chimique, la pollution sonore ou encore l'effort de pêche en fonction de la disponibilité des données. L'étude des distributions des différentes populations de cétacés des Petites Antilles et des menaces auxquelles elles sont exposées pourrait ainsi également permettre la mise en place de nouvelles mesures de protection plus ciblées.

V - Conclusion :

Peu d'études approfondies sont aujourd'hui disponibles dans la littérature à propos des globicéphales tropicaux dans les Petites Antilles. Au-delà de l'estimation de la taille moyenne des groupes, les quelques résultats obtenus s'intéressent soit à la caractérisation de la chasse à Saint-Vincent-et-les-Grenadines (Fielding, 2022), soit à la population d'une seule île des Petites-Antilles (Flechet et al., 2019), soit à des groupes de plusieurs espèces (Laran et al., 2019). Ce travail est le premier à étudier spécifiquement la population de globicéphale tropical en permettant une première visualisation globale à l'échelle de toutes les Petites Antilles. Les résultats obtenus ont ainsi permis de confirmer, à travers des recaptures spatiales (maximum 94 km), la présence d'individus se déplaçant entre les îles et donc l'importance d'envisager des mesures de conservation inter-îles. Les recaptures temporelles (maximum six mois et sept jours), quant à elles, permettent d'envisager la présence d'individus résidents dans la population. Si les présents résultats constituent des indices étayant cette hypothèse, ils ne sont pas encore suffisants pour l'affirmer avec certitude. Parallèlement grâce aux données de photo-identification, une première estimation d'abondance de la population a pu être réalisée. Ainsi, la population de globicéphale tropical des Petites Antilles serait composée de 1 305 individus (minimum 803 et maximum 3 483). En partant de l'hypothèse d'une population fermée (ce qui est cependant peu probable), cette estimation d'abondance, mise en relation avec les prélèvements de chasse (85 individus par an), indiquerait une perte annuelle de 6.5% de la population. Avec l'hypothèse d'un taux de croissance à 5.5%, comme dans la population de globicéphale noir de Gibraltar, une telle diminution correspondrait à une baisse d'approximativement 1 % de la taille de la population par an soit une perte de plus de 25% de la population d'ici 2050. Par ailleurs, cette estimation ne prend pas en compte les prises accidentelles, les collisions et les autres causes de mortalité potentielle, et une baisse de la population plus importante peut donc être envisagée, faisant de la conservation des globicéphales une problématique devant être examinée avec attention. La visualisation de la distribution de la population pourrait en outre permettre la mise en évidence des zones à risques pour cette espèce en superposant les zones aux densités relatives les plus fortes (notamment en Martinique et à Sainte-Lucie), avec différentes sources de risques telles que l'effort de pêche, le trafic maritime ou le paysage sonore. Les résultats obtenus ici doivent être pris avec précaution au vu des différents biais détectés, notamment liés à l'effort d'échantillonnage et à la quantité des données disponibles, mais peuvent servir de support préliminaire à des actions de conservation.

VI - Références:

Abecassis, M., Polovina, J., Baird, R. W., Copeland, A., Drazen, J. C., Domokos, R., ... & Andrews, R. D. (2015). Characterizing a foraging hotspot for short-finned pilot whales and Blainville's beaked whales located off the west side of Hawai 'i Island by using tagging and oceanographic data. *PLoS One*, 10(11), e0142628.

Abend A. & Smith T. D. (1999). Review of the distribution of the long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the North Atlantic and Mediterranean. NOAA Tech. Memo. NMFSNE. US Dep. Commer. 22 pp.

Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas (ASCOBANS). (1992). Disponible en ligne sur: <https://www.ascobans.org/en>

Akaike H. (1974). A new look at the statistical model identification, *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19 (6): 716–723, Bibcode:1974ITAC...19..716A, doi:10.1109/TAC.1974.1100705, MR 0423716.

Alves F., Dinis, A., Nicolau C., Ribeiro C., Kaufmann M., Fortuna C. & Freitas L. (2015), Survival and abundance of short-finned pilot whales in the archipelago of Madeira, NE Atlantic. *Mar Mam Sci*, 31: 106-121. <https://doi.org/10.1111/mms.12137>

Alves F., Quérroul S., Dinis A., Nicolau C., Ribeiro C., Freitas L., Kaufmann M. & Fortuna C. (2013). Population structure of short-finned pilot whales in the oceanic archipelago of Madeira based on photo-identification and genetic analyses: implications for conservation. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*: n/a-n/a.

Arranz P., Christiansen F., Glarou M., Gero S., Visser F., Oudejans M.G., Aguilar de Soto N. & Sprogis K. (2022). Body Condition and Allometry of Free-Ranging Short-Finned Pilot Whales in the North Atlantic. *Sustainability* 14, no. 22: 14787. <https://doi.org/10.3390/su142214787>

Arrêté n° R-02-2017-03-15-003 réglementant l'approche des cétacés dans les eaux sous juridiction française aux Antilles (J.O. 15 Mars 2017). 170315-arrete_approche_des_cetaces_dans_agoa_signe-raa.pdf

Aulagnier, S. (2009). Liste des Mammifères de France métropolitaine - Mise à jour 2009. *Arvicola*, 19(1):4-5.

Baird R.W. & P.J. Stacey. (1993). Sightings, strandings and incidental catches of Short-finned

Barlow J. (2016). Cetacean abundance in the California current estimated from ship-based line transect surveys in 1991-2014. NOAA Southwest Fisheries Science Center Administrative Report LJ-2016-01.

Berrow S., O'Brien J., Groth L., Foley A. & Voigt K. (2012). Abundance estimate of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Lower River Shannon candidate special area of conservation, Ireland. *Aquatic Mammals*, 38(2), 136–144.

Besnard A. (2013). D'une nécessaire interface entre biostatistiques et conservation de la nature. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches. Ecole doctorale EPHE, 472.

Bleichner B. J. (2008). An analysis of marine protected areas legislation in the Caribbean Lesser Antilles. Louisiana State University and Agricultural & Mechanical College.

Boisseau O., Leaper R., Moscrop A., Embankment A., & SE L. (2006). Observations of small cetaceans in the Eastern Caribbean. International Whaling Commission Scientific Committee Paper SC/58/SM24.

Bowen W.D. (1997). Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 158:267–274.

Bradford A., Forney K., Oleson E. & Barlow J. (2017). Abundance estimates of cetaceans from a line-transect survey within the US Hawaiian Islands Exclusive Economic Zone. *Fishery Bulletin* 115(2): 129-142

Calambokidis J. & Barlow J. (2004). Abundance of blue and humpback whales in the Eastern North Pacific estimated by capture–recapture and line-transect methods. *Marine Mammal Science* 20 (1), 63–85

Caldwell D. K. & Caldwell M. C. & Rathjen W. F. & Sullivan J. R. (1971). Cetaceans from the Lesser Antillean Island of St. Vincent. *Fish. Bull.* 69 (2): 303-312.

Caldwell D. K. & Erdman D. S. (1963). The Pilot Whale in the West Indies. *J. Mamm.* 44 (1): 113-115

Cañadas A., Sagarmínaga R. & García-Tiscar S. (2002). Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep-Sea Research I*, 49, 2053-2073.

- Carder K. L., Hawes S. K., Baker K. A., Smith R. C., Steward R. G. & Mitchell B. G. (1991). Reflectance model for quantifying chlorophyll a in the presence of productivity degradation products. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 96(C11), 20599-20611.
- Carwardine, M. (2019). *Handbook of whales, dolphins and porpoises*. Bloomsbury Publishing.
- Castillo C. R., Sarmiento H., Alvarez-Salgado X. A., Gasol J. M. & Marraséa C. (2010). Production of chromophoric dissolved organic matter by marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 55(1), 446-454.
- Chavez-Rosales S., Josephson E., Palka D. & Garrison L. (2022). Detection of habitat shifts of cetacean species: A comparison between 2010 and 2017 habitat suitability conditions in the Northwest Atlantic Ocean. *Frontiers in Marine Science*, 1246.
- Chen X., Tian S., Chen Y., & Liu B. (2010). A modeling approach to identify optimal habitat and suitable fishing grounds for neon flying squid (*Ommastrephes bartramii*) in the Northwest Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*, 108(1).
- Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS). (1979). Disponible en ligne sur : <https://www.cms.int/fr>
- Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES). (1973). Disponible en ligne sur : <https://cites.org/sites/default/files/fra/disc/CITES-Convention-FR.pdf>
- Cormack, R. M. (1964). Estimates of Survival from the Sighting of Marked Animals. *Biometrika*, 51(3/4), 429.
- Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora ; 21 May 1992. Disponible en ligne sur : http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm
- De Heij A., Baayen R.P. (2005). Seasonal distribution of cephalopod species living in the central and southern North Sea. *Basteria*, 69(4/6), 91-119.

Dohl T.P., Guess R.C., Duman M.L., & Helm R.C. (1983). Cetaceans of central and northern California, 1980-1983: status, abundance, and distribution. Pacific OCS Region, Minerals Management Service, U.S. Department of the Interior, Contract #14-12-0001-29090.

Dolar M. L. L., Perrin W. F., Taylor B. L., Kooyman G. L. & Alava, M. N. R. (2006). Abundance and distributional ecology of cetaceans in the central Philippines. *Journal of Cetacean Research and Management* 8(1): 93-112.

Dormann C. F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., ... & Lautenbach S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.

D'Sa E. J., & Kim H. C. (2017). Surface gradients in dissolved organic matter absorption and fluorescence properties along the New Zealand sector of the Southern Ocean. *Frontiers in Marine Science*, 4, 21.

Fernandez M., Alves F., Ferreira R., Fischer J. C., Thake P., Nunes N., ... & Dinis, A. (2021). Modeling fine-scale cetaceans' distributions in oceanic islands: Madeira Archipelago as a case study. *Frontiers in Marine Science*, 8, 688248.

Fernández R., Santos M.B., Carrillo M., Tejedor M., & Pierce G.J., (2009). Stomach contents of cetaceans stranded in the Canary Islands 1996–2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89:873

Fielding R. (2018). *The wake of the whale: Hunter societies in the Caribbean and North Atlantic*. Harvard University Press.

Fielding R. (2022). Whalers in "A Post-Whaling World": Sustainable Conservation of Marine Mammals and Sustainable Development of Whaling Communities—With a Case Study from the Eastern Caribbean. *Sustainability*, 14(14), 8782.

Fielding, R., & Kiszka, J. J. (2021). Artisanal and aboriginal subsistence whaling in Saint Vincent and the Grenadines (Eastern Caribbean): history, catch characteristics, and needs for research and management. *Frontiers in Marine Science*, 397.

Flechet A., De Montgolfier B., Pillet M., Bordes R., Morissette L. & Scanga V. (2019). Characterization of Short-Finned Pilot Whales (*Globicephala Macrorhynchus*) Population along the Caribbean Coast of Martinique. *Ad Oceanogr & Marine Biol.* 1(3): AOMB.MS.ID.000511.

Food And Agriculture Organization of The United Nations. (2008). Cetacean Surveys In The Lesser Antilles 2000-2006. Technical Document No. 3. Disponible en ligne sur : <https://www.fao.org/3/aj256e/aj256e.pdf>

Gannon D.P., Read A.J., Craddock J.E., & Mead J.G. (1997b). Stomach contents of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) stranded on the US mid-Atlantic coast. *Marine Mammal Science*, 13:405–418.

Gannon D.P., Read A.J., Craddock J.E., Fristrup K.M., & Nicolas J.R., (1997a). Feeding ecology of long-finned pilot whales *Globicephala melas* in the western North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 148:1–10.

Garrison L. & Rosel P. (2017). Partitioning short-finned and long-finned pilot whale bycatch estimates using habitat and genetic information. NOAA National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Protected Resources and Biodiversity Division Contribution No. PRBD-2016-17.

Gauducheau V. (2023). Étude préliminaire de l'incidence des blessures d'origine anthropique chez les cétacés des Petites Antilles. Rapport de stage, Disponible en août 2023.

Gerrodette T. & Forcada J. (2002). Estimates of abundance of western/southern spotted, whitebelly spinner and common dolphins, and pilot, sperm and Bryde's whales in the eastern tropical Pacific. NOAA, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Center Administrative Report LJ-02-20.

Global fishing watch. (2023). Our Map. Disponible en ligne sur : <https://globalfishingwatch.org/map> [Consulté le mai 15, 2023].

González A.F., López A. (2000). First recorded mass stranding of short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) in the northeastern Atlantic. Vol. 16. *Marine Mammal Science*

Gregg E. J. & Trites A. W. (2001). Predictions of critical habitat for five whale species in the waters of coastal British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1265-1285.

Grimmett, L., Whitsed, R., & Horta, A. (2020). Presence-only species distribution models are sensitive to sample prevalence: Evaluating models using spatial prediction stability and accuracy metrics. *Ecological Modelling*, 431, 109194.

Haimovici M., Costa P. A. S., Santos R. A., Martins A. S., & Olavo G. (2007). Composição de espécies, distribuição e abundância de cefalópodes do talude da região central do Brasil. Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 109-132.

Hamazaki T. (2002). Spatiotemporal prediction models of cetacean habitats in the mid-western North Atlantic Ocean (from Cape Hatteras, North Carolina, USA, to Nova Scotia, Canada). *Marine Mammal Science*, 18(4), 920-939.

Hammond P.S. (1986). Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. Report of the International Whaling Commission (special Issue 8), pp. 253-282. 1546 R. Williams, L. Thomas / *Biological Conservation* 142 (2009) 1542-1547

Hayase K., Tsubota H., Sunada I., Goda S., & Yamazaki H. (1988). Vertical distribution of fluorescent organic matter in the North Pacific. *Marine Chemistry*, 25(4), 373-381.

Heimlich-Boran J. R. (1993). Social organisation of the short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, with special reference to the comparative social ecology of delphinids (Doctoral dissertation, University of Cambridge, Department of Zoology).

Herminez-Garda, V., & Martin, V. (1994). Stomach Contents of Two Short-Finned Pilot Whale (*Globicephala Macrorhynchus* Gray, 1846) (Cetacea, Delphinidae) Off The Canary Islands: A Preliminary Note.

Hijmans R.J. (2023). raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.6-20. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>

Home W.S. (1980). Pacific pilot whales: repeated, localized sightings in southeastern Alaska. *Wasmann Journal of Biology* 38(1-2): 18-20.

Hui C.A. (1985). Undersea topography and the comparative distributions of two pelagic cetaceans. *Fishery Bulletin*, 83:472-475.

IWC. 1992. Report of the Sub-Committee on Small Cetaceans. Report of The International Whaling Commission 42: 178-234.

Jefferson T. (2008). *Marine Mammals of the World || Cetaceans*. , (1), 22-305. doi:10.1016/B978-012383853-7.50005-6

Jefferson T. A., Leatherwood, S. & Webber, M. A. (1993). FAO Species identification guide. Marine mammals of the world. UNEP/FAO, Rome.

Jérémy S., Martail F., Nicolas J.-C. & Raigné S. (2003). Échantillonnage visuel et acoustique des populations de Cétacés et de l'Avifaune marine dans les eaux territoriales à la Martinique : Mars-Avril 2003. Estimation de l'abondance et distribution en début de saison sèche (Carême). Rapport technique de la Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature à la MARTinique (SEPANMAR)

Jérémy S. (2004a). Echantillonnage visuel et acoustique des populations de Cétacés et de l'avifaune marine dans les eaux territoriales à la Martinique : février-mars 2004. Suivi : abondance, comportement et distribution des populations côtières en situation printanière (Carême). Rapport technique de la Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature à la MARTinique (SEPANMAR)

Jérémy S. (2004b). Echantillonnage visuel & acoustique des Cétacés et de l'avifaune marine dans les eaux territoriales à la Martinique : novembre-décembre 2004. Suivi : abondance, comportement et distribution des populations côtières en saison humide (Hivernage). Rapport technique de la Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature à la MARTinique (SEPANMAR)

Jérémy S. (2005). Echantillonnage visuel & acoustique. Cétacés et avifaune marine des eaux territoriales Martinique, Avril Mai 2005. Programme de suivi : abondance, comportement et distribution des populations côtières en post carême. Rapport technique de la Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature à la MARTinique (SEPANMAR)

Jérémy S. (2007). Echantillonnage visuel & acoustique. Cétacés de l'espace maritime de la Martinique, Août - Septembre 2007. Programme de suivi : Abondance et distribution, Utilisation du milieu, Identification des nuisances. Rapport technique de la Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature à la MARTinique (SEPANMAR)

Jérémy S. (2008). Echantillonnage visuel & acoustique. Cétacés de l'espace maritime de la Martinique, Octobre 2008 Programme de suivi : Abondance et distribution, Utilisation du milieu, Identification des nuisances. Rapport technique de la Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature à la MARTinique (SEPANMAR).

Jérémy S. (2009). Echantillonnage visuel & acoustique. Cétacés de l'espace maritime de la Martinique, Novembre 2009. Programme de suivi : Abondance et distribution, Utilisation du

milieu, Identification des nuisances. Rapport technique de la Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature à la MARTinique (SEPANMAR).

Jérémie S. (2010). Echantillonnage visuel & acoustique. Cétacés de l'espace maritime de la Martinique, BILAN ANNUEL 2010. Programme de suivi : Abondance et distribution, Utilisation de l'habitat, Identification des nuisances. Rapport technique de la Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature à la MARTinique (SEPANMAR).

Jérémie S. (2011). Echantillonnage visuel & acoustique. Cétacés de l'espace maritime de la Martinique, BILAN ANNUEL 2011. Programme de suivi : Abondance et distribution, Utilisation de l'habitat, Identification des nuisances. Rapport technique de la Société pour l'Etude, la Protection et l'Aménagement de la Nature à la MARTinique (SEPANMAR).

Jolly, G. M. (1965). Explicit Estimates from Capture-Recapture Data with Both Death and Immigration-Stochastic Model. *Biometrika*, 52(1/2), 225.

Kanaji, Y., Okazaki, M., Kishiro, T., & Miyashita, T. (2015). Estimation of habitat suitability for the southern form of the short-finned pilot whale (*G lobicephala macrorhynchus*) in the North Pacific. *Fisheries Oceanography*, 24(1), 14-25.

Kasuya T. & Marsh H. (1984). Life history and reproductive biology of the short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, off the Pacific coast of Japan. In: IWC Special Issue 6, pp. 259-310. Cambridge.

Kasuya T. & Matsui S. (1984). Age determination and growth of the short-finned pilot whale off the Pacific coast of Japan. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.*, 35: 57-91.

Kasuya T. & Tai S. (1993). Life history of short-finned pilot whale stocks off Japan and a description of the fishery. *Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 14*: 439-473.

Kasuya T., Sergeant D. E. & Tanaka K. (1988). Re-examination of life history parameters of long finned pilot whales in the Newfoundland waters. *Sci Rep. Whales Res. Inst.*, Tokyo 39: 105-19

Kirk J. T. O. (1994). *Light & photosynthesis in aquatic ecosystems*, seconde édition, Cambridge University Press, p 12- 15

Lambert C., Mannocci L., Lehodey P., & Ridoux V. (2014). Predicting cetacean habitats from their energetic needs and the distribution of their prey in two contrasted tropical regions. *PLoS one*, 9(8), e105958.

Laran S., Bassols N., Dorémus G., Authier M., Ridoux V. & Van Canneyt O. (2019). Distribution et abondance de la mégafaune marine aux Petites Antilles et en Guyane. REMMOA-II Petites Antilles & Guyane - 2017, Rapport final janvier 2019.

Laran, S. & Gannier A. (2008). Spatial and temporal prediction of fin whale distribution in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 65(7), 1260-1269.

Lee-Yaw A., McCune J., L., Pironon J., Sheth S., & Sheth N. (2022). Species distribution models rarely predict the biology of real populations. *Ecography* e05877.

Levenson J., Gero S., Van Oast J., & Holmberg J. (2015). Flukebook: a cloud-based photo-identification analysis tools for marine mammal research. Accessible at: <https://www.flukebook.org>

Littaye, A., Gannier, A., Laran, S., & Wilson, J. P. (2004). The relationship between summer aggregation of fin whales and satellite-derived environmental conditions in the northwestern Mediterranean Sea. *Remote Sensing of Environment*, 90(1), 44-52.

Lobo J.M., Jiménez-Valverde A. & Hortal J. (2010). The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography*, 33 (1), pp. 103-114 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x>

Luksenburg, J. A. (2014). The cetaceans of Aruba, southern Caribbean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(6), 1161-1174.

Maglietta R., Saccotelli L. & Fanizza C. (2023). Environmental variables and machine learning models to predict cetacean abundance in the Central-eastern Mediterranean Sea. *Sci Rep.* 13, 2600. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-29681-y>

Mahaffy S. (2012). Site Fidelity, Associations and Long-Term Bonds of Short-Finned Pilot Whales off the Island of Hawai'i. Master of Science in Biology, Portland State University. 151pp

Mannocci L., Laran S., Monestiez P., Dorémus G., Van Canneyt O., Watremez P., & Ridoux V. (2014). Predicting top predator habitats in the Southwest Indian Ocean. *Ecography*, 37(3), 261-278.

Mannocci, L., Roberts, J. J., Halpin, P. N., Authier, M., Boisseau, O., Bradai, M. N., & Vella, J. (2018). Assessing cetacean surveys throughout the Mediterranean Sea: A gap analysis in environmental space. *Scientific Reports*, 8(1), 3126.

Marine Mammal Protection Act. (1972). Disponible en ligne sur : <https://www.govinfo.gov/content/pkg/STATUTE-86/pdf/STATUTE-86-Pg1027.pdf>

McCauley D. J., Pinsky M.L., Palumbi S. R., Estes J.A., Joyce F.H. & Warner R.R. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, 347(6219), 1255641-1255641.

Mintzer V.J., Gannon D.P., Barros N.B., & Read A.J. (2008). Stomach contents of mass-stranded short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from North Carolina. *Marine Mammal Science*, 24:290–302

Mitchell E. (1970). Pigmentation pattern evolution in delphinid cetaceans: an essay in adaptive coloration. *Can. J. Zool.* 48: 717-740.

Miyashita T. (1993). Abundance of dolphin stocks in the western North Pacific taken by the Japanese drive fishery. *Reports of the International Whaling Commission* 43: 417-437.

Miyazaki N. & Wada S. (1978). Observation of cetacea during whale marking cruise in the western tropical Pacific, 1976. *Scientific Report of the Whales Research Institute* 30: 179-195

MMAP. (2021). Implementation of the Action Plan for the Conservation of Marine Mammals (MMAP) in the Wider Caribbean: a scientific and technical analysis. Disponible en ligne sur : https://www.car-spaw-rac.org/IMG/pdf/mmap_caribbean_report_final_8-21.pdf

Montero R. & Arechavaleta M. (1996). Distribution patterns, relationships between depth, sea surface temperature and habitat use of short-finned pilot whales south-west of Tenerife. In: Evans P.G.H. (ed) *European Research on Cetaceans - 10. Proceedings of the Tenth Annual Conference of the European Cetacean Society*, Lisbon, Portugal, pp. 193–198.

Moore, S. E., & Lien, R. C. (2007). Pilot whales follow internal solitary waves in the South China Sea. *Marine mammal science*, 23(1), 193-196.

Moors-Murphy H. B. (2014). Submarine canyons as important habitat for cetaceans, with special reference to the Gully: a review. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 104, 6-19.

Morice J. (1958). Animaux marins comestibles des Antilles françaises. Rev. Trav. Inst. Pêches Marit. 22 (1): 85-104.

Nichols J. D., & Williams B. K. (2006). Monitoring for conservation. Trends in Ecology & Evolution, 21(12), 668-673.

Nigmatullin C. M., Laptikhovsky V. V. & Moustahfid H. (2002). Brief review on the ecology in the North African population of arrow squid *Todarodes sagittatus* (Cephalopoda: Ommastrephidae). Bulletin of marine science, 71(2), 581-590.

Notabartolo di Sciara G., Hoyt E., Reeves R., Ardron J., Marsh H., Vongraven D. & Barr B. (2016). Place-based approaches to marine mammal conservation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 26(S2), 85–100.

Olson P. A. & Reilly S.B. (2002). Pilot whales *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. Pp. 898-903 in Encyclopedia of Marine Mammals (Perrin, W.F., Würsig, B. and Thewissen, J.G.M., eds.). Academic Press, San Diego.

Olson P.A & Reilly S.B. (2018). Pilot whales *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. p. 701-705. In W. F. PERRIN, B. WÜRSIG & J. G. M. THEWISSEN (eds.) Encyclopedia of marine mammals (Third Edition). Academic Press, San Diego, California.

Olson P.A. (2009). Pilot whales *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. In: Encyclopedia of marine mammals, 2nd Ed. (Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM, eds.) Academic Press, Amsterdam, pp. 847-852.

Overholtz W.J. & Waring G.T. (1991). Diet Composition of Pilot Whales *Globicephala* sp. and Common Dolphins *Delphinus delphis* in the Mid-Atlantic Bight during Spring 1989. Fishery Bulletin, 89:723–728.

Palka D.L. (2012). Cetacean abundance estimates in US northwestern Atlantic Ocean waters from summer 2011 line transect survey. NOAA, Northeast Fisheries Science Center Reference Document 12-29.

Pardo-Gandarillas, M. C., Ibáñez, C. M., Ruiz, J. F., Bustos, C. A., Peña, F. A., & Landaeta, M. F. (2016). Paralarvae of cephalopods in channels and fjords of the southern tip of Chile (46–53 S). Fisheries Research, 173, 175-182.

Pearman P.B., Guisan A., Broennimann O. & Randin C.F. (2008). Niche dynamics in space and time. *Trends Ecol. Evol.*, (in press).

Piatkowski U. & Ossenbrügger H. (2013). Oceanic cephalopods collected in the eastern tropical Atlantic Ocean by deep tows with the MOCNESS.

Protocole relatif aux zones et à la vie sauvage spécialement protégées à la convention pour la protection et la mise en valeur du milieu marin dans la région des Caraïbes (SPAW). (2000). Disponible en ligne sur : <https://www.car-spaw-rac.org/IMG/pdf/spaw-protocol-fr.pdf>

Puerta, P., Hidalgo, M., González, M., Esteban, A., & Quetglas, A. (2014). Role of hydro-climatic and demographic processes on the spatio-temporal distribution of cephalopods in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 514, 105-118.

Quetglas, A., de Mesa, A., Ordines, F., & Grau, A. (2010). Life history of the deep-sea cephalopod family Histoteuthidae in the western Mediterranean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 57(8), 999-1008.

Quetglas, A., Ordines, F., Gonzalez, M., Zaragoza, N., Mallol, S., Valls, M., & DE MESA, A. (2013). Uncommon pelagic and deep-sea cephalopods in the Mediterranean: new data and literature review. *Mediterranean Marine Science*, 14(1), 69-85.

R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Read A.J., Urian K.W., Wilson B. & Waples D.M., (2003). Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds and estuaries of North Carolina. *Marine Mammal Science* 19 (1), 59–73

Règlement (CE) n° 338/97 du Conseil du 9 décembre 1996 relatif à la protection des espèces de faune et de flore sauvages par le contrôle de leur commerce (J.O. L 61 du 3.3.1997, p. 1)

Reeves R.R. (2018). Conservation. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 215–229).

Roberts J., Best B. & Mannocci L. (2016). Habitat-based cetacean density models for the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico. *Sci Rep* 6, 22615. <https://doi.org/10.1038/srep22615>

Roden C.L & Mullin K.D. (2000). Sightings of Cetaceans in the Northern Caribbean Sea and adjacent Waters, Winter 1995. *Caribbean Journal of Science*, Vol.36, N° 364, 280-288.

Roper C.F.E., Sweeney M.J. & Nauen C.E. (1984). FAO Species Catalogue. Vol. 3. Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries. FAO Fish. Synop. 125(3):277p. Rome: FAO.

Sahri, A., Putra, M. I. H., Mustika, P. L. K., Krebs, D., & Murk, A. J. (2021). Cetacean habitat modelling to inform conservation management, marine spatial planning, and as a basis for anthropogenic threat mitigation in Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, 205, 105555.

Sanctuaire AGOA. (2019). La Chasse à la baleine. Disponible en ligne sur : <https://sanctuaire-agoa.fr/editorial/la-chasse-la-baleine>

Seagers D. & Henderson J. (1985). Cephalopod remains from the stomach of a short-finned pilot whale collected near Santa Catalina Island, California. *Journal of Mammalogy*, 66:777–779.

Seber G.A.F. (1982). *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*, second ed. The Blackburn Press, New Jersey.

Seber G.A.F. (1965). A Note on the Multiple-Recapture Census. *Biometrika*, 52(1/2), 249.

Senigaglia, V., Hanf, D., & Ponzo, A. (2022). Distribution and habitat partitioning of cetaceans (Mammalia: Cetartiodactyla) in the Bohol Sea, Philippines. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*.

SEPANMAR. (2008) Atlas de la distribution comparée des populations de cétacés des eaux territoriales à la Martinique. Présentation de l'habitat, Eléments cartographiques, Statistiques descriptives.

Sergeant D.E. (1962a). The biology of the pilot or pothead whale *Globicephala melaena* (Traill) in Newfoundland waters. *Bulletins of the Fisheries Research Board of Canada*, 132:1–84.

Sergeant D.E. (1962b). The biology of the pilot or pothead whale, *Globicephala melaena* (Traill) in Newfoundland waters. *Bulletin Fisheries Research Bd. Can*, 132: 1-84.

Servidio A. (2014). Distribution, social structure and habitat use of short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, in the Canary Islands (Doctoral dissertation, University of St Andrews).

Shane S. H. & Mcsweeney D. J. (1990). Using photo-identification to study pilot whale social organization. *Report of the International Whaling Commission, Special Issue 12*: 259-263.

Sinclair, E. H. (1992). Stomach contents of four short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from the southern California Bight. *Marine Mammal Science*, 8(1), 76-81.

- Spiess A.-N. (2018). qpcR: Modelling and Analysis of Real-Time PCR Data. R package version 1.4-1. <https://CRAN.R-project.org/package=qpcR>
- Spitz, J., Labach, H. & Dubois, F. (2016). Atlantique Nord-Est (France métropolitaine). In : Savouré-Soubelet, A., Aulagnier, S., Haffner, P., Moutou, F., Van Canneyt, O., Charrassin, J.-B. & Ridoux, V. (coord.). Atlas des mammifères sauvages de France Volume 1 : Mammifères marins. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris ; IRD, Marseille : 342-349.
- Stephenson F., Goetz K., Sharp B.R. (2020). Modeling the spatial distribution of cetaceans in New Zealand waters. *Divers Distrib.* 26 : 495– 516. <https://doi.org/10.1111/ddi.13035>
- Thorne L. H., Baird R.W., Webster D.L., Stepanuk J.E. & Read A. J. (2019). Predicting fisheries bycatch: A case study and field test for pilot whales in a pelagic longline fishery. *Diversity and Distributions*. 25. [10.1111/ddi.12912](https://doi.org/10.1111/ddi.12912).
- Thorne L. H., Foley H.J., Baird R.W., Webster D.L., Swaim Z.T. & Read A. J. (2017). Movement and foraging behavior of short-finned pilot whales in the Mid-Atlantic Bight: Importance of bathymetric features and implications for management. *Marine Ecology Progress Series*. 584. [10.3354/meps12371](https://doi.org/10.3354/meps12371).
- Torreblanca, E., Báez, J. C., Real, R., Macías, D., García-Barcelona, S., Ferri-Yañez, F., & Camiñas, J. A. (2022). Factors associated with the differential distribution of cetaceans linked with deep habitats in the Western Mediterranean Sea. *Scientific Reports*, 12(1), 12918.
- Turner W. (1912). The marine mammals of the Anatomical Museum of the University of Edinburgh. MacMillan, London, xv -|- 207 pp., 17 pis.
- Tweedie, M. C. K. (1984). An index which distinguishes between some important exponential families. *Statistics: Applications and New Directions. Proceedings of the Indian Statistical Institute Golden Jubilee International Conference* (Eds. J. K. Ghosh & J. Roy), pp. 579–604. Calcutta: Indian Statistical Institute.
- UICN. (2019). Status Of the World's Cetaceans UICN – SSC Cetacean Specialist Group / Status of the World's Cetaceans. Disponible en ligne sur : <https://iucn-csg.org/status-of-the-worlds-cetaceans/>

· UICN. (2020). La liste rouge des espèces menacées en France. Disponible en ligne sur : <https://uicn.fr/liste-rouge-france/>

UICN. (2022). The UICN Red list of threatened species. Disponible en ligne sur : <https://www.iucnredlist.org/>

UNEP-WCMC & IUCN. (2023). Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA) Cambridge, UK: UNEP-WCMC & IUCN. Disponible en ligne sur : www.protectedplanet.net.

Van Bree P.J.H. (1975). Preliminary list of the Cetaceans of the southern Caribbean. Studies on the fauna of Curaçao and other Caribbean Islands. 48: 79 – 87.

van Weelden, C., Towers, J. R., & Bosker, T. (2021). Impacts of climate change on cetacean distribution, habitat, and migration. *Climate Change Ecology*, 1, 100009.

Verborgh, P., De Stephanis, R., Pérez, S., Jaget, Y., Barbraud, C., & Guinet, C. (2009). Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. *Marine Mammal Science*, 25(3), 523-536.

Vidal E. A., Haimovici M., & Hackbart V. C. (2010). Distribution of paralarvae and small juvenile cephalopods in relation to primary production in an upwelling area off southern Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 67(7), 1346-1352.

Viddi F. A., Hucke-Gaete R., Torres-Florez J. P., & Ribeiro S. (2010). Spatial and seasonal variability in cetacean distribution in the fjords of northern Patagonia, Chile. *ICES Journal of Marine Science*, 67(5), 959-970.

Ward N., Bogomolni A., Potter C. (2013). A stranding guide to marine mammals of the Wider Caribbean region: An introduction field for stranding responders. Gecko Production Inc. ISBN: 978-1-891694-00-4.

Waring G.T., Josephson E., Maze-Foley K., & Rosel P.E. (2016). U.S. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock assessments - 2015. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-238.

Watt, W. D. (1966). Release of dissolved organic material from the cells of phytoplankton populations. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, 164(997), 521-551.

Wells R.S., Fougères E.M., Cooper A.G., Stevens R.O., Brodsky M., Lingenfelter R., Dold C., & Douglas D.C., (2013). Movements and dive patterns of short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) released from a mass stranding in the Florida Keys. *Aquatic Mammals*, 39:61–72.

Williams R., & Thomas L. (2009). Cost-effective abundance estimation of rare animals: Testing performance of small-boat surveys for killer whales in British Columbia. *Biological Conservation*, 142(7), 1542-1547.

Wood S.N. (2006). Low-rank scale-invariant tensor product smooths for generalized additive mixed models. *Biometrics*, 62(4), 1025-1036.

Wood S.N. (2017). *Generalized Additive Models: An Introduction with R* (2nd edition). Chapman & Hall/CRC.

Würsig B., & Würsig M. (1977). The Photographic Determination of Group Size, Composition, and Stability of Coastal Porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science*, 198(4318), 755–756.

Yonekura M., Matsui S. & Kasuya T. (1980). On the external characters of *Globicephala macrorhynchus* off Taiji, Pacific coast of Japan. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.* 32: 67-95.

Yu W., Chen X., Yi Q., Chen Y. (2016). Spatio-temporal distributions and habitat hotspots of the winter–spring cohort of neon flying squid *Ommastrephes bartramii* in relation to oceanographic conditions in the Northwest Pacific Ocean. *Fisheries Research* 175: 103-115.

Zhao W., Wang J., & Chen M. (2009). Three-dimensional fluorescence characteristics of dissolved organic matter produced by *Prorocentrum donghaiense* Lu. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. 27. 564-569. 10.1007/s00343-009-9141-z.

VII - Annexes :

Annexe 1 : Liste des 15 territoires et leur pays associé, prospectés durant les expéditions "Ti Whale An Nou" en 2021 et 2022 (du Nord au Sud).

| Territoire | Pays |
|----------------------------------|---|
| Anguilla | United Kingdom |
| Saint-Martin | France |
| Sint Maarten | Netherlands |
| Saint Barthélemy | France |
| Saba | Netherlands |
| Sint Eustatius | Netherlands |
| Saint Kitts and Nevis | Federation of Saint Christopher and Nevis |
| Antigua and Barbuda | Antigua and Barbuda |
| Montserrat | United Kingdom |
| Guadeloupe | France |
| Dominica | Dominica |
| Martinique | France |
| Saint Lucia | Saint Lucia |
| Saint Vincent and the Grenadines | Saint Vincent and the Grenadines |
| Grenada | Grenada |

Annexe 2 : Effort de prospection des expéditions du programme "Ti Whale An Nou" (2021 et 2022).

| 2021 | Zone | Date | Temps d'effort visuel (h) | Effort spatial visuel (km) | Vitesse moyenne de navigation (noeud) (CV) |
|--------------|-------------|------------------|----------------------------------|-----------------------------------|---|
| Exp. 1 | Nord | 20-31/05 | 114.96 | 1037.15 | 4.98 (26.75%) |
| Exp. 2 | Nord | 01-13/06 | 126.72 | 1133.33 | 4.88 (29.81%) |
| Exp. 3 | Centre | 20-28/06 | 89.93 | 779.71 | 4.70 (25.05%) |
| Exp. 4 | Centre | 04-14/07 | 109.55 | 789.71 | 4.50 (32.46%) |
| Exp. 5 | Sud | 17-27/07 | 88.17 | 790.18 | 4.92 (25.80%) |
| Exp. 6 | Sud | 03-13/08 | 76.98 | 643.73 | 4.68 (26.46%) |
| Formations | / | / | 234 | 2219.76 | 5.10 (22.81%) |
| Total | / | 2021 | 840.42 | 7393.06 | 4.89 (26.77%) |
| 2022 | Zone | Date | Temps d'effort visuel (h) | Effort spatial visuel (km) | Vitesse moyenne de navigation (noeud) (CV) |
| Exp. 1 | Sud | 25-06/03-04 | 98.60 | 925.14 | 5.31 (30.64%) |
| Exp. 2 | Centre | 17-26/04 | 91.10 | 806.99 | 5.06 (29.64%) |
| Exp. 3 | Nord | 22-31/05 | 111.59 | 1232.86 | 7.21 (73.63%) |
| Exp. 4 | Sud | 17-28/06 | 100.59 | 1059.21 | 5.65 (21.47%) |
| Exp. 5 | Centre | 14-26/07 | 104.76 | 946.77 | 4.87 (25.39%) |
| Exp. 6 | Nord | 15-30/08 | 142.83 | 1435.51 | 5.24 (21.52%) |
| Formations | Centre/Sud | / | 219.6 | 2586.31 | 7.26 (76.64%) |
| Total | | 2022 | 869.07 | 8992.80 | 6.76 (72.55%) |
| Total | | 2021-2022 | 1709.49 | 16385.86 | 5.86 (64.22%) |

Annexe 3 : Résultats du test de Wilcoxon montrant les différences significatives d'échantillonnage entre les zones économiques exclusives de chaque île prospectée en 2021-2022 lors du programme "Ti Whale An Nou".

| Ile 1 | Ile 2 | n1 | n2 | Statistique | p | p ajustée | Significativité |
|---------------------|----------------------------------|-----|-----|-------------|----------|-----------|-----------------|
| Anguilla | Antigua and Barbuda | 174 | 265 | 30678 | 4.57e-09 | 4.8e-07 | **** |
| Anguilla | Collectivity of Saint Martin | 174 | 63 | 1639 | 1.74e-16 | 1.83e-14 | **** |
| Anguilla | Dominica | 174 | 153 | 4868 | 4.29e-23 | 4.5e-21 | **** |
| Anguilla | Grenada | 174 | 158 | 8897 | 2.84e-08 | 2.98e-06 | **** |
| Anguilla | Martinique | 174 | 222 | 7601 | 3.74e-25 | 3.93e-23 | **** |
| Anguilla | Montserrat | 174 | 189 | 5505 | 6.57e-28 | 6.9e-26 | **** |
| Anguilla | Saint-Barthélemy | 174 | 134 | 7575 | 1.37e-07 | 1.44e-05 | **** |
| Anguilla | Saint Kitts and Nevis | 174 | 101 | 5526 | 2.92e-07 | 3.07e-05 | **** |
| Anguilla | Saint Lucia | 174 | 175 | 5287 | 5.37e-26 | 5.64e-24 | **** |
| Anguilla | Saint Vincent and the Grenadines | 174 | 368 | 21437 | 5.14e-10 | 5.4e-08 | **** |
| Anguilla | Sint-Eustatius | 174 | 115 | 3614 | 3.94e-20 | 4.14e-18 | **** |
| Anguilla | Sint-Maarten | 174 | 49 | 564 | 1.85e-20 | 1.94e-18 | **** |
| Antigua and Barbuda | Collectivity of Saint Martin | 265 | 63 | 2142 | 4.66e-20 | 4.89e-18 | **** |
| Antigua and Barbuda | Dominica | 265 | 153 | 4300 | 4.39e-41 | 4.61e-39 | **** |
| Antigua and Barbuda | Grenada | 265 | 158 | 8951 | 6.7e-23 | 7.03e-21 | **** |
| Antigua and Barbuda | Guadeloupe | 265 | 494 | 40725 | 8.82e-18 | 9.26e-16 | **** |
| Antigua and Barbuda | Martinique | 265 | 222 | 7733 | 1.22e-44 | 1.28e-42 | **** |
| Antigua and Barbuda | Montserrat | 265 | 189 | 6341 | 5.99e-42 | 6.29e-40 | **** |
| Antigua and Barbuda | Saba | 265 | 296 | 23885 | 1.24e-15 | 1.3e-13 | **** |
| Antigua and Barbuda | Saint-Barthélemy | 265 | 134 | 7605 | 1.07e-20 | 1.12e-18 | **** |
| Antigua and Barbuda | Saint Kitts and Nevis | 265 | 101 | 5768 | 3.91e-17 | 4.11e-15 | **** |
| Antigua and Barbuda | Saint Lucia | 265 | 175 | 5841 | 2.75e-40 | 2.89e-38 | **** |

| | | | | | | | |
|------------------------------|----------------------------------|-----|-----|-------|----------|----------|------|
| Antigua and Barbuda | Saint Vincent and the Grenadines | 265 | 368 | 20191 | 2.52e-36 | 2.65e-34 | **** |
| Antigua and Barbuda | Sint-Eustatius | 265 | 115 | 4246 | 5.49e-29 | 5.76e-27 | **** |
| Antigua and Barbuda | Sint-Maarten | 265 | 49 | 730 | 5.65e-23 | 5.93e-21 | **** |
| Collectivity of Saint Martin | Grenada | 63 | 158 | 7992 | 2.14e-12 | 2.25e-10 | **** |
| Collectivity of Saint Martin | Guadeloupe | 63 | 494 | 24963 | 5.49e-15 | 5.76e-13 | **** |
| Collectivity of Saint Martin | Saba | 63 | 296 | 15926 | 1.08e-18 | 1.13e-16 | **** |
| Collectivity of Saint Martin | Saint-Barthélemy | 63 | 134 | 6847 | 2.00E-12 | 2.1e-10 | **** |
| Collectivity of Saint Martin | Saint Kitts and Nevis | 63 | 101 | 5124 | 5.19e-11 | 5.45e-09 | **** |
| Collectivity of Saint Martin | Saint Vincent and the Grenadines | 63 | 368 | 18311 | 1.92e-13 | 2.02e-11 | **** |
| Collectivity of Saint Martin | Sint-Maarten | 63 | 49 | 644 | 1.34e-07 | 1.41e-05 | **** |
| Dominica | Grenada | 153 | 158 | 16026 | 6.77e-07 | 7.11e-05 | **** |
| Dominica | Guadeloupe | 153 | 494 | 56333 | 4.4e-20 | 4.62e-18 | **** |
| Dominica | Saba | 153 | 296 | 37013 | 2.87e-28 | 3.01e-26 | **** |
| Dominica | Saint-Barthélemy | 153 | 134 | 14090 | 4.45e-08 | 4.67e-06 | **** |
| Dominica | Saint Vincent and the Grenadines | 153 | 368 | 38164 | 1.58e-10 | 1.66e-08 | **** |
| Dominica | Sint-Maarten | 153 | 49 | 864 | 5.57e-16 | 5.85e-14 | **** |
| Grenada | Martinique | 158 | 222 | 10385 | 1.22e-11 | 1.28e-09 | **** |
| Grenada | Montserrat | 158 | 189 | 7362 | 4.19e-16 | 4.4e-14 | **** |
| Grenada | Saba | 158 | 296 | 31070 | 7.86e-09 | 8.25e-07 | **** |
| Grenada | Saint Lucia | 158 | 175 | 7441 | 3.42e-13 | 3.59e-11 | **** |

| | | | | | | | |
|------------|----------------------------------|-----|-----|-------|----------|----------|------|
| Grenada | Sint-Eustatius | 158 | 115 | 4700 | 9.96e-12 | 1.05e-09 | **** |
| Grenada | Sint-Maarten | 158 | 49 | 630 | 9.08e-19 | 9.53e-17 | **** |
| Guadeloupe | Martinique | 494 | 222 | 26359 | 9.63e-29 | 1.01e-26 | **** |
| Guadeloupe | Montserrat | 494 | 189 | 22071 | 1.43e-26 | 1.5e-24 | **** |
| Guadeloupe | Saint Lucia | 494 | 175 | 19964 | 3.41e-26 | 3.58e-24 | **** |
| Guadeloupe | Saint Vincent and the Grenadines | 494 | 368 | 69543 | 3.52e-09 | 3.7e-07 | **** |
| Guadeloupe | Sint-Eustatius | 494 | 115 | 14046 | 2.93e-17 | 3.08e-15 | **** |
| Guadeloupe | Sint-Maarten | 494 | 49 | 1942 | 3.03e-22 | 3.18e-20 | **** |
| Martinique | Saba | 222 | 296 | 52281 | 1.02e-30 | 1.07e-28 | **** |
| Martinique | Saint-Barthélemy | 222 | 134 | 21372 | 4.96e-12 | 5.21e-10 | **** |
| Martinique | Saint Kitts and Nevis | 222 | 101 | 15906 | 1.6e-09 | 1.68e-07 | **** |
| Martinique | Saint Vincent and the Grenadines | 222 | 368 | 57689 | 4.64e-17 | 4.87e-15 | **** |
| Martinique | Sint-Maarten | 222 | 49 | 2685 | 2.94e-08 | 3.09e-06 | **** |
| Montserrat | Saba | 189 | 296 | 46770 | 8.67e-36 | 9.1e-34 | **** |
| Montserrat | Saint-Barthélemy | 189 | 134 | 19651 | 2.91e-17 | 3.06e-15 | **** |
| Montserrat | Saint Kitts and Nevis | 189 | 101 | 14739 | 2.28e-14 | 2.39e-12 | **** |
| Montserrat | Saint Vincent and the Grenadines | 189 | 368 | 50877 | 3.47e-19 | 3.64e-17 | **** |
| Montserrat | Sint-Maarten | 189 | 49 | 1305 | 9.78e-15 | 1.03e-12 | **** |
| Saba | Saint-Barthélemy | 296 | 134 | 12948 | 8.06e-09 | 8.46e-07 | **** |
| Saba | Saint Kitts and Nevis | 296 | 101 | 9188 | 7.3e-09 | 7.66e-07 | **** |
| Saba | Saint Lucia | 296 | 175 | 8702 | 1.98e-33 | 2.08e-31 | **** |
| Saba | Saint Vincent and the Grenadines | 296 | 368 | 39788 | 2.33e-09 | 2.45e-07 | **** |

| | | | | | | | |
|----------------------------------|----------------------------------|-----|-----|-------|----------|----------|------|
| Saba | Sint-Eustatius | 296 | 115 | 6083 | 4.67e-24 | 4.9e-22 | **** |
| Saba | Sint-Maarten | 296 | 49 | 958 | 2.2e-22 | 2.31e-20 | **** |
| Saint-Barthélemy | Saint Lucia | 134 | 175 | 5779 | 2.19e-14 | 2.3e-12 | **** |
| Saint-Barthélemy | Sint-Eustatius | 134 | 115 | 3755 | 3.16e-12 | 3.32e-10 | **** |
| Saint-Barthélemy | Sint-Maarten | 134 | 49 | 487 | 1.25e-18 | 1.31e-16 | **** |
| Saint Kitts and Nevis | Saint Lucia | 101 | 175 | 4438 | 5.7e-12 | 5.98e-10 | **** |
| Saint Kitts and Nevis | Sint-Eustatius | 101 | 115 | 2895 | 2.1e-10 | 2.2e-08 | **** |
| Saint Kitts and Nevis | Sint-Maarten | 101 | 49 | 381 | 4.98e-17 | 5.23e-15 | **** |
| Saint Lucia | Saint Vincent and the Grenadines | 175 | 368 | 46984 | 5.05e-18 | 5.3e-16 | **** |
| Saint Lucia | Sint-Maarten | 175 | 49 | 1368 | 3.34e-13 | 3.51e-11 | **** |
| Saint Vincent and the Grenadines | Sint-Eustatius | 368 | 115 | 11634 | 3.08e-13 | 3.23e-11 | **** |
| Saint Vincent and the Grenadines | Sint-Maarten | 368 | 49 | 1553 | 4.69e-21 | 4.92e-19 | **** |
| Sint-Eustatius | Sint-Maarten | 115 | 49 | 921 | 9.66e-12 | 1.01e-09 | **** |
| Collectivity of Saint Martin | Dominica | 63 | 153 | 6698 | 6.85e-06 | 0.000719 | *** |
| Dominica | Saint Kitts and Nevis | 153 | 101 | 10448 | 2.05e-06 | 0.000215 | *** |
| Grenada | Guadeloupe | 158 | 494 | 48139 | 9.8e-06 | 0.001 | ** |
| Guadeloupe | Saint-Barthélemy | 494 | 134 | 25576 | 5.39e-05 | 0.006 | ** |
| Guadeloupe | Saint Kitts and Nevis | 494 | 101 | 19118 | 0.000213 | 0.022 | * |