

# Étude de l'incidence des blessures externes chez les cétacés des Petites Antilles, et caractérisation préliminaire des pressions anthropiques associées



Mémoire de Master 2  
-  
Août 2023

**Auteur :** Victor Gauducheau

**Maître de stage :** Jeffrey Bernus

**Tuteur :** Gilles Radenac

**La Rochelle Université**



Master SPE  
Gestion de l'Environnement  
et Écologie Littorale

**Caribbean Cetacean Society**



## Résumé

Sur 93 espèces de cétacés connues, un tiers fréquente les Caraïbes. Pourtant, il existe peu d'études scientifiques d'envergure à leur sujet dans cette région. De plus, avec 70% de la population locale dépendant directement de la mer (pêche, tourisme) ainsi que la présence de nombreux couloirs de trafic maritime, les cétacés y sont particulièrement exposés aux pressions humaines. Grâce à deux années d'expéditions en mer et à un effort d'échantillonnage conséquent dans l'arc insulaire des Petites Antilles, plus de 5 200 photographies de cétacés ont été récoltées et analysées. La création d'une clé de détermination de l'origine anthropique ou naturelle des blessures observées a permis de donner une première estimation pour la quantification et localisation des pressions anthropiques liées au trafic maritime et aux activités de pêche dans les Petites Antilles. Les espèces de cétacés présentent des profils de blessures distincts, certaines étant plus marquées que d'autres par des blessures d'origine humaine, particulièrement les cachalots nain et pygmée (*Kogia sp.*) et l'orque pygmée (*Feresa attenuata*), mais qui nécessiteraient plus d'observations. C'est également le cas du dauphin d'Électre (*Peponocephala electra*), pour lequel le niveau de confiance est plus raisonnable. Au contraire, l'espèce la plus observée, le dauphin tacheté pantropical (*Stenella attenuata*), est très peu marquée. Elle peut pourtant servir de base à une analyse spatiale de la distribution des blessures, grâce à son caractère résident dans chaque île. Cependant, elle ne peut pas réellement avoir la fonction d'espèce sentinelle, car seuls 9% des individus portent des blessures anthropiques. Néanmoins, la répartition spatiale des blessures observées (blessures fraîches et sur *S. attenuata*, espèce résidente) semble indiquer que certaines zones, telles que Saint-Vincent-et-les-Grenadines, Sainte Lucie ou les îles françaises de Martinique et Guadeloupe, sont particulièrement associées à des impacts élevés. Enfin, certaines caractéristiques biologiques et éthologiques, telles qu'une couleur noire, un âge de maturité sexuelle faible et une durée maximale de plongée élevée, semblent augmenter la susceptibilité d'être blessé par les activités humaines. Cela est confirmé par un modèle d'intelligence artificielle de *Random Forest*, mais des données plus équilibrées parmi les espèces permettraient une meilleure confiance en ces résultats. Davantage d'informations sur la distribution et les comportements des espèces dans les Petites Antilles, ainsi qu'une coopération internationale permettraient de mieux comprendre les menaces pesant sur les cétacés, et la prise de mesures de conservation globales plus efficaces.

## Mots clés

Photo-identification, analyse de cicatrices, conservation des cétacés, activités humaines, menaces anthropiques, trafic maritime, collision, pêche, captures accidentelles, Caraïbes

## Abstract

Of the 93 known species of cetaceans, one-third are found in the Caribbean. Yet there are few large-scale scientific studies of them in this region. Besides, with 70% of the local population directly dependent on the sea (fishing, tourism) and numerous shipping lanes, cetaceans are particularly exposed to human pressures. Thanks to two years of sea expeditions and a substantial sampling effort in the Lesser Antilles, over 5,200 cetacean photographs have been collected and analyzed. The creation of a key for determining the anthropogenic or natural origin of the cetaceans' injuries has enabled a preliminary estimate of the quantification and location of anthropogenic pressures linked to maritime traffic and fishing activities in the Lesser Antilles. Cetacean species present distinct injury profiles, with some being more marked than others by anthropogenic injuries, especially the dwarf and pygmy sperm whales (*Kogia sp.*) and the pygmy killer whale (*Feresa attenuata*), though they would require more observations. This is also the case for the melon-headed whale (*Peponocephala electra*), for which the level of confidence is more reasonable. In contrast, the most frequently observed species, the pantropical spotted dolphin (*Stenella attenuata*), is very little marked. This species can nevertheless be used as a basis for a spatial analysis of injury distribution, thanks to its resident nature on each island. However, it cannot really act as a sentinel species, as only 9% of individuals bear anthropogenic wounds. Nevertheless, the spatial distribution of wounds observed (fresh wounds and on *S. attenuata*, a resident species) seems to indicate that certain areas, such as Saint Vincent and the Grenadines, Saint Lucia or the French islands of Martinique and Guadeloupe, are particularly associated with high anthropogenic impacts. Finally, certain biological and ethological characteristics, such as black color, low age of sexual maturity and high maximum dive duration, seem to increase the susceptibility of being injured by human activities. This is confirmed by a Random Forest artificial intelligence model, but more balanced data across species would give greater confidence in these results. More information on the distribution and behavior of species in the Lesser Antilles, together with international cooperation, would lead to a better understanding of the threats to cetaceans, and to more effective global conservation measures.

## Key words

Cetacean conservation, photo-identification, scar analysis, human activity, socio-ecosystems, marine traffic, ship strikes, fishing, bycatch

## Présentation de la structure d'accueil

La Caribbean Cetacean Society (CCS) est une association reconnue d'utilité publique fondée en 2020. Elle est dédiée à la protection des différentes populations et clans sociaux de baleines et dauphins de la grande région Caraïbe. Aujourd'hui, elle réunit une équipe de trois personnes en Martinique, ainsi que deux coordinatrices régionales dans les îles hollandaises et de l'Organisation des États de la Caraïbe Orientale (OECO, 2023). Shane Gero, chercheur spécialisé dans les cachalots de Dominique et alentours en est le conseiller scientifique, et l'association opère avec tout un réseau d'organisations au sein de la région Caraïbe.

En 2021, la CCS a démarré le programme d'expéditions scientifiques "Ti Whale An Nou", d'envergure inédite dans les Petites Antilles, comprenant toutes les îles de l'archipel, de Grenade à Anguilla. Ce programme a pour but d'améliorer les connaissances sur la diversité et la distribution des cétacés dans cette zone. Aujourd'hui, ce sont 17 expéditions qui ont eu lieu, soit un total de près de 21 000 kilomètres parcourus. La CCS réalise également des actions de sensibilisation et de formation auprès d'enfants et adultes en relation avec la mer et les cétacés dans 6 îles des Petites Antilles. Enfin, elle est en contact avec de nombreuses associations et populations locales, mais également en lien direct avec des gouvernements de plusieurs États insulaires locaux, tels que les Ministères de la Pêche et de l'Environnement de Saint-Vincent-et-les-Grenadines et Sainte Lucie.

Les objectifs de la CCS sont :

- Approfondir les connaissances sur les cétacés fréquentant les Petites Antilles, en étudiant la diversité et répartition des cétacés ainsi que l'influence des variables environnementales, mais également celle des différentes pressions anthropiques ;
- Collaborer avec le réseau d'acteurs locaux et internationaux pour améliorer et coordonner les efforts de conservation ;
- Participer à la formation des caribéens, et particulièrement permettre la montée en compétence des jeunes et des femmes ;
- Permettre aux différents gouvernements d'avoir des données de référence solides sur lesquelles s'appuyer pour mettre en place des mesures de conservation et de gestion.

## Liste des acronymes

**AC** : Analyse de correspondance

**ACP** : Analyse en Composantes Principales

**AIS** : *Automated Identification System* = Système d'identification automatisé

**AMP** : Aire Marine Protégée

**CCS** : Caribbean Cetacean Society

**CRFM** : *Caribbean Regional Fisheries Mechanism* = Mécanisme régional de la pêche dans les Caraïbes

**DCP** : Dispositif de Concentration de Poissons

**MAE** : *Mean Absolute Error* = Erreur absolue moyenne

**RF** : *Random Forest* = Algorithme de forêt aléatoire

**RMSE** : *Root-Mean-Square Error* = Racine de l'erreur quadratique moyenne

**RNN** : Réserve Naturelle Nationale

**SPAW** : *Specially Protected Areas and Wildlife* = Aires et Espèces Spécialement Protégées

**ZEE** : Zone Économique Exclusive

## Abréviations des espèces communes

**Dd** : *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758 -  
Dauphin commun

\* **Fa** : *Feresa attenuata* Gray, 1874 -  
Orque pygmée

**Gg** : *Grampus griseus* Cuvier, 1812 -  
Dauphin de Risso

\* **Gm** : *Globicephala macrorhynchus* Gray, 1846 -  
Globicéphale tropical

**Kb** : *Kogia breviceps* Blainville, 1838 -  
Cachalot pygmée

**Ks** : *Kogia sima* Owen, 1866 -  
Cachalot nain

**Lh** : *Lagenodelphis hosei* Fraser, 1956 -  
Dauphin de Fraser

**Mn** : *Megaptera novaeangliae* Borowski, 1781 -  
Baleine à bosse

\* **Oo** : *Orcinus orca* Linnaeus, 1758 -  
Orque épaulard

**Pm** : *Physeter macrocephalus* Gray, 1868 -  
Grand cachalot

\* **Pc** : *Pseudorca crassidens* Owen, 1846 -  
Pseudorque

\* **Pe** : *Peponocephala electra* Gray, 1846 -  
Péponocéphale ou dauphin  
d'Électre

**Sa** : *Stenella attenuata* Gray, 1846 -  
Dauphin tacheté pantropical (DTP)

**Sl** : *Stenella longirostris* Gray, 1828 -  
Dauphin à long bec

**Tt** : *Tursiops truncatus* Montagu, 1821 -  
Grand dauphin

\* Les cinq espèces précédées d'un astérisque sont appelées *blackfish* (groupe non taxonomique, voir Brito & Carvalho, 2012; Carwardine, 2020) dans les îles anglophones des Petites Antilles. Culturellement, elles sont considérées comme distinctes des *dolphins* et sont la cible d'activités de chasse dirigées spécifiquement contre elles, bien que d'autres espèces soient capturées de manière opportuniste lors de ces sorties en mer.

## Liste des figures

Figure 1 : Modèle conceptuel de la traduction des activités humaines en pressions anthropiques, puis en effets et en impacts spécifiques (Baudoint, 2022) .....	4
Figure 2 : Territoires et ZEE associées dans les Petites Antilles, et aire d'étude des expéditions de la CCS.....	9
Figure 3 : Trajectoires des missions entre 2021 et 2022 au sein de la zone d'étude (colorée) .....	11
Figure 4 : Modèle conceptuel d'un arbre décisionnel (MRT).....	13
Figure 5 : Répartition des observations d'espèces de cétacés au cours de deux années d'expédition.....	16
Figure 6 : Nombre d'individus blessés (couleurs pleines) et de blessures (en tirets) observées en 2021-2022, par origine (à gauche) et par catégorie (à droite).....	17
Figure 7 : Profil-type de blessures de chaque espèce. Le profil type correspond au nombre moyen de blessures par individu, selon l'origine anthropique (abscisses) et naturelle (ordonnées) .....	19
Figure 8 : Incidence des blessures anthropiques fraîches par espèce.....	20
Figure 9 : Nombre moyen de blessures anthropiques par catégorie, en fonction de la couleur des cétacés.....	21
Figure 10 : Relations entre le nombre de blessures anthropiques et (A) l'âge de maturité sexuelle, et (B) le temps moyen de plongée par espèce .....	22
Figure 11 : Importance moyenne des variables biologiques et éthologiques dans les 5 000 arbres de décision de la Forêt Aléatoire .....	22
Figure 12 : Profils de dépendance partielle des 2 variables les plus importantes dans la RF .....	23
Figure 13 : Carte de chaleur des DTP blessés et localisations associées .....	24
Figure 14 : Répartition des blessures anthropiques par origine et par espèce .....	25
Figure 15 : Cartes de la répartition du grand cachalot (A), du trafic maritime total (B) et de l'exposition du grand cachalot au trafic maritime (C), mesurée avec le RCPVE .....	26
Figure 16 : Cachalot pygmée ( <i>K. breviceps</i> ) présentant entre autres une blessure d'hélice profonde, sous deux orientations.....	29
Figure 17 : Clichés de DTP ( <i>S. attenuata</i> , gauche) et de dauphin d'Électre ( <i>P. electra</i> , droite) présentant une blessure de catégorie P (dépression plus ou moins circulaire). .....	30
Figure 18 : Nombre d'incidents de pêche impliquant des cétacés selon les secteurs de pêche français aux Antilles, définis par Ifremer (issu de Herfaut et al., 2022).....	36

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Contributions des facteurs à l'ART-ANOVA et tests post-hoc de regroupement par niveaux .....	18
Tableau 2 : Récapitulatif des interactions entre niveaux de facteurs Origine et Espèce de l'ART-ANOVA et regroupement par similarité statistiques (clusters) .....	62

## Liste des annexes

Annexe 1 : Bonnes pratiques de whale watching .....	52
Annexe 2 : Clé de détermination des blessures des cétacés .....	53
Annexe 3 : Répartition des blessures par catégorie et source de blessure .....	57
Annexe 4 : Tailles des groupes et profondeurs observées par espèce .....	58
Annexe 5 : Localisation des sources de blessures fraîches .....	60
Annexe 6 : Aire de répartition observée des cétacés dans les Petites Antilles .....	61
Annexe 7 : Analyse <i>post-hoc</i> et regroupement des niveaux d'interaction origine-espèce de l'ART-ANOVA .....	62
Annexe 8 : Comparaison des profils-types et d'une analyse de correspondances .....	64
Annexe 9 : Exposition des globicéphales tropicaux à la navigation .....	65

# Sommaire

<b>Présentation de la structure d'accueil</b> .....	<b>iii</b>
<b>Liste des acronymes</b> .....	<b>iv</b>
<b>Abbréviation des espèces communes</b> .....	<b>iv</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>v</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>vi</b>
<b>Liste des annexes</b> .....	<b>vi</b>
<b>Sommaire</b> .....	<b>1</b>
<b>1. Introduction</b> .....	<b>3</b>
1.1. Contexte marin dans les Caraïbes .....	3
1.2. Pressions anthropiques et risques pour les cétacés .....	4
1.2.1. Chasse aux cétacés, prises accidentelles et pêche "fantôme" .....	5
1.2.2. Collisions avec des navires et pression liée au trafic maritime .....	5
1.2.3. Ecotourisme et whale-watching .....	7
1.2.4. Manque de données et possibles synergies .....	7
1.3. Problématique.....	8
<b>2. Matériel et méthode</b> .....	<b>9</b>
2.1. Zone d'étude : les Petites Antilles.....	9
2.1.1. Géographie et importance écologique pour les cétacés .....	9
2.1.2. Contexte socio-économique, AMP et enjeux de conservation.....	10
2.2. Collecte des données lors d'expéditions scientifiques .....	10
2.3. Classification des blessures.....	11
2.3.1. Analyse des photographies.....	11
2.4. Analyses statistiques descriptives .....	12
2.4.1. Tests statistiques non paramétriques .....	12
2.4.2. Analyse de correspondances.....	13
2.4.3. Arbres de régression multivariés et random forest.....	13
2.5. Analyses spatiales .....	14
2.5.1. Traitements préalables à la cartographie .....	14
2.5.2. Cartographie spatiale générique.....	15
2.5.3. Cartographie de l'exposition des cétacés aux collisions.....	15
<b>3. Résultats</b> .....	<b>16</b>
3.1. Présence et diversité des cétacés dans les Petites Antilles .....	16
3.2. Fréquence d'observation de blessures.....	17
3.2.1. Répartition des blessures par origine chez les cétacés blessés.....	17
3.2.2. Profils-types des origines des blessures par espèce .....	19
3.2.3. Blessures fraîches et pression anthropique instantanée .....	20
3.3. Vulnérabilité des cétacés : facteurs spécifiques aggravants.....	21
3.3.1. Caractéristiques éthologiques et biologiques spécifiques.....	21
3.4. Exposition des cétacés : facteurs anthropiques .....	24
3.4.1. Localisation des blessures d'une espèce résidente : <i>S. attenuata</i> .....	24
3.4.2. Détermination des activités anthropiques impactantes .....	25
3.4.3. Cartographie de l'exposition au trafic maritime .....	26

<b>4. Discussion .....</b>	<b>27</b>
4.1. Protocoles d'échantillonnage et d'acquisition de données .....	27
4.1.1. Capture photographique et sélection d'espèces pertinentes .....	27
4.1.2. Coopération internationale au détriment du design expérimental.....	28
4.2. Récolte et analyse des blessures observées .....	28
4.2.1. Données lacunaires .....	28
4.2.2. Fidélité de la clé de détermination des blessures.....	29
4.2.3. Durée de cicatrisation et lieu d'infliction des blessures.....	30
4.3. Suggestions de méthodes statistiques exploratoires .....	31
4.4. Impacts anthropiques sur les populations de cétacés.....	32
4.3.1. Nombre de blessures anthropiques vs naturelles et ambivalentes .....	32
4.3.2. Impacts anthropiques spécifiques .....	32
4.3.2.2. Dauphin tacheté pantropical.....	33
4.3.2.3. dauphin d'Électre et globicéphale .....	33
4.3.2.4. Espèces rares.....	34
4.3.3. Pressions liées aux activités humaines.....	35
4.3.3.1. Activités de pêche artisanale .....	35
4.3.3.2. Trafic maritime international.....	36
4.3.3.3. Effets globaux des activités humaines.....	37
4.4. Recommandations pour des actions de conservation .....	37
4.4.1. Soutenabilité des activités de pêche .....	37
4.4.2. Coopération internationale des différents acteurs.....	39
<b>5. Conclusion .....</b>	<b>39</b>
<b>6. Références bibliographiques .....</b>	<b>41</b>
<b>7. Annexes.....</b>	<b>51</b>

# 1. Introduction

## 1.1. Contexte marin dans les Caraïbes

Tous les océans subissent actuellement des bouleversements majeurs liés aux activités humaines, tels que le réchauffement global, l'acidification des eaux, ou des pollutions issues des activités terrestres et marines (GIEC, 2022). Certaines activités humaines impactent les écosystèmes marins de manière directe et croissante, telles que la pêche industrielle ou le trafic maritime mondial (FAO, 2022; Madon et al., 2022; ONU, 2022). Tous ces bouleversements sont susceptibles d'interagir entre eux dans une synergie néfaste, mettant en danger les écosystèmes marins et les humains qui en dépendent (Halpern et al., 2015, 2019).

Les cétacés jouent un rôle majeur dans les écosystèmes locaux, en tant que prédateurs (apicaux pour certaines espèces), mélangeurs et fertilisateurs des eaux (Ballance, 2018; Kiszka et al., 2022), ou même ingénieurs d'écosystèmes (Roman et al., 2014). Certains auteurs qualifient même leur rôle écologique d'« irremplaçable » (Ricci et al., 2021), à cause des interactions significatives avec de nombreux compartiments écologiques, de la surface au benthos. Les cétacés sont également considérés comme des espèces sentinelles, potentiellement très sensibles à différentes perturbations d'origines anthropiques (Durante et al., 2020; Williamson et al., 2021). Ils représentent donc un enjeu de conservation majeur. Cependant, dans les Petites Antilles, *hotspot* de biodiversité (Mittermeier et al., 2004) qui accueille plus d'un tiers des espèces de cétacés recensées (CAR-SPAW, 2021a), peu d'informations existent les concernant.

Les Petites Antilles sont connues pour la co-existence de nombreuses menaces anthropiques, parmi lesquelles un trafic maritime intense (Miller & Hyodo, 2021), la chasse à la baleine et aux petits cétacés (Fielding & Kiszka, 2021), et des interactions avec les activités de pêche comme les prises accidentelles (Bjorkland, 2011) ou les enchevêtrements (Herfaut et al., 2022). À cause des traits d'histoire de vie de ces espèces - naissance d'un seul veau à longue maturation sexuelle -, ces activités sont susceptibles d'avoir un impact négatif conséquent sur les cétacés des Petites Antilles. En effet, cela a déjà été observé dans d'autres régions du monde (Abramson et al., 2011; García-Godos et al., 2013; George et al., 2017; Tulloch et al., 2020).

La présence de nombreuses espèces de cétacés, conjointement à de nombreuses menaces, a mené à la création d'un sanctuaire des mammifères marins dans les îles françaises, AGOA. Avec l'objectif d'étendre cet effort de conservation à l'ensemble des îles des Petites Antilles, l'association Caribbean Cetacean Society a été fondée. Un programme d'expéditions scientifiques en mer a été lancé, visant à récolter des données sur la diversité, l'abondance et la répartition des cétacés dans les Petites Antilles. De nombreuses blessures externes ont été observées, tout comme lors d'études similaires en Espagne (Kautek et al., 2019), à Mayotte (Kiszka et al., 2008), à Hawaïi (R. W. Baird et al., 2015; Bradford & Lyman, 2015) et à Aruba, une île néerlandaise des Petites Antilles (Luksenburg, 2014). Il est alors apparu nécessaire d'étudier les activités humaines susceptibles de générer de telles blessures dans la région, afin de tenter d'estimer leurs effets sur les populations des cétacés des Petites Antilles.

## 1.2. Pressions anthropiques et risques pour les cétacés

Une pression anthropique est définie comme la « traduction des activités anthropiques dans le milieu pouvant se matérialiser par le changement d'état, dans l'espace ou dans le temps, des caractéristiques physiques, chimiques et/ou biologiques du milieu » (voir Figure 1 ; Brignon et al., 2021). Ces pressions anthropiques sont ensuite déclinées en effets, qui en sont la conséquence sur les animaux étudiés. Lorsque l'on prend en compte la sensibilité intrinsèque de l'espèce, on parle alors d'impact spécifique.

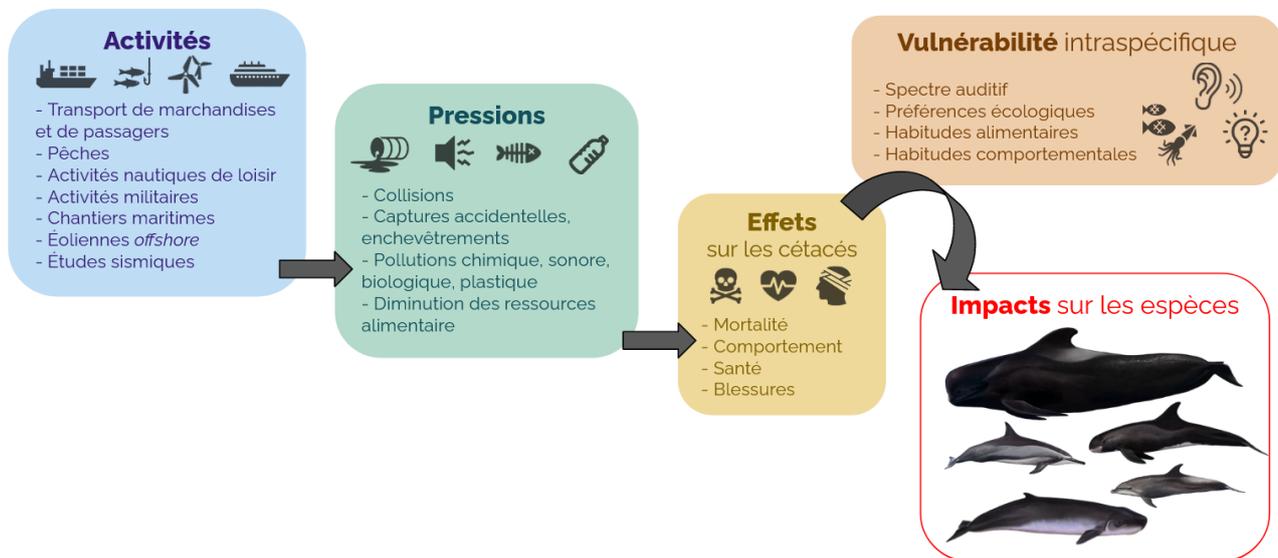


Figure 1 : Modèle conceptuel de la traduction des activités humaines en pressions anthropiques, puis en effets et en impacts spécifiques (Baudoint, 2022).

Selon le GIEC, un **risque** est la combinaison de trois composantes : l'aléa, l'exposition et la vulnérabilité. L'**aléa** correspond à un événement dangereux, aussi appelé pression anthropique (Figure 1), soit une collision ou un enchevêtrement par exemple. L'**exposition** est définie comme « l'inventaire des éléments d'une zone dans laquelle des événements dangereux peuvent se produire » (Cardona et al., 2012). Ces "éléments", dans notre étude, sont les cétacés : plus ils fréquentent une zone occupée par des bateaux et/ou arts de pêche (sources potentielles d'aléas), plus ils seront exposés. Évidemment, la présence de cétacés et d'activités humaines doit coïncider spatiotemporellement. La dernière composante du risque, la **vulnérabilité**, est définie comme « la propension des éléments exposés [c-à-d. les cétacés] [...] à subir des effets néfastes » lorsqu'ils sont exposés à des aléas (Cardona et al., 2012). La vulnérabilité est intrinsèquement liée à chaque espèce, et diffère selon ses traits d'histoire de vie (ex : l'âge de maturité sexuelle), son éthologie (ex : la durée passée en surface ou subsurface), et sa biologie (ex : les capacités de cicatrisation).

Nous allons à présent passer en revue trois activités anthropiques majeures dans la région des Petites Antilles, sélectionnées pour leur lien avec la génération de blessures externes : les activités de chasse et de pêche, le trafic maritime, et le tourisme (*whale watching*). Leurs effets potentiels sur les cétacés seront présentés succinctement, en apportant des informations sur la région des Petites Antilles, si elles existent dans la littérature.

### **1.2.1. Chasse aux cétacés, prises accidentelles et pêche "fantôme"**

Les activités de pêche sont responsables de perturbations écologiques directes (intentionnelles ou accidentelles) et indirectes (Elliott et al., 2023). Dans la région Caraïbe, des États insulaires de l'Organisation des États de la Caraïbe Orientale (OECS) pratiquent la chasse de petits cétacés, dont les *blackfish*, sans régulation (Carlson, 2017; Fielding, 2018; Fielding & Kiszka, 2021). La chasse à la baleine à bosse (*M. novaeangliae*, Hoyt & Hvenegaard, 2002) est pratiquée à Saint-Vincent-et-les-Grenadines (SVG) avec des quotas stricts. Le contexte historique et culturel des États du Sud-Est des Caraïbes semble avoir façonné la relation aux des cétacés dans la zone (Romero & Creswell, 2005) et participent à expliquer la persistance de ces activités. La majorité des cétacés figure par ailleurs sur l'Annexe 2 de la Convention sur le trafic des espèces sauvages (CITES, 1983).

Les activités de pêche ciblant certaines espèces à intérêt commercial peuvent générer des captures accidentelles ou des blessures chez de nombreux cétacés (Altherr & Hodgins, 2018; Forney et al., 2017). Cela a notamment été documenté dans l'archipel d'Hawaii (Bradford & Lyman, 2015; Forney et al., 2011), en Australie (Tulloch et al., 2020), dans la baie de Rio de Janeiro au Brésil (Azevedo et al., 2009) et à Aruba (Luksenburg, 2014). Différents engins de pêche utilisés peuvent engendrer des conséquences différentes. La pêche à la palangre peut ainsi attraper des petits cétacés et est responsable d'un nombre non négligeable de captures accidentelles (Clarke et al., 2014; Forney et al., 2011), par exemple en Méditerranée pour le dauphin de Risso (López et al., 2012). Les casiers et les dispositifs de concentration de poissons (DCP), largement utilisés dans les Petites Antilles, constituent également un risque d'enchevêtrement et de capture accidentelle pour les cétacés (Herfaut et al., 2022; Pace III et al., 2014; Read et al., 2006). La pêche à la senne engendre un taux de mortalité estimé à 0.6% par an au Portugal (Marçalo et al., 2015), mais inconnu dans les Caraïbes (Weir & Pierce, 2013). C'est la pêche au filet maillant qui détient le funeste record d'art de pêche le plus dangereux pour les cétacés, car ayant largement contribué à l'effondrement d'espèces de petits delphinidés (Brownell Jr et al., 2019; Read et al., 2006; Reeves et al., 2013).

Enfin, le matériel de pêche abîmé/égaré en mer est susceptible de générer des prises indirectes et enchevêtrements dans ces filets fantômes (*ghost fishing gear*), pour les grands (Bradford & Lyman, 2015) et petits cétacés (Gero & Whitehead, 2016). La pêche a par ailleurs été identifiée comme l'une des menaces principales pour les cachalots dans les Petites Antilles (Gero & Whitehead, 2016). Les cétacés étant des espèces à histoires de vie lentes (longue espérance de vie, croissance lente et faible fécondité), elles sont d'autant plus vulnérables aux effets adverses potentiels des interactions avec les activités de pêche (Lewison et al., 2011).

### **1.2.2. Collisions avec des navires et pression liée au trafic maritime**

Les cétacés, qu'ils évoluent près des côtes ou en haute mer, côtoient différents types de navires avec lesquels ils peuvent entrer en collision. Les premières collisions documentées datent du début du XIX<sup>ème</sup> siècle (Laist et al., 2001). Le choc de la collision ou les hélices peuvent infliger des blessures sévères et entraîner la mort des cétacés concernés (Dwyer et al., 2014; Lammers et al., 2003; Moore et al., 2013). Dans l'Atlantique Nord notamment, les collisions étaient la principale cause de mortalité des baleines franches entre 1970 et 1999 (Knowlton & Kraus, 2001), mais les études se

heurtent à la difficulté de réunir des données fiables (Ritter & Panigada, 2019). En lien avec l'intensification permanente du trafic maritime mondial (Madon et al., 2022; ONU, 2022), cette problématique a été étudiée localement à Hawaïi (Bradford & Lyman, 2015), sur la côte Pacifique de la Colombie (Ávila et al., 2017), en France (Aniceto et al., 2016), ainsi que dans des zones à forts risques comme la baie de Rio de Janeiro au Brésil (Azevedo et al., 2009) ou au niveau du canal de Panama (Guzman et al., 2013).

Néanmoins, il reste difficile de compiler les occurrences et conséquences des collisions à travers le monde dans des bases de données fiables (Jensen et al., 2003). Les échouages peuvent donner des informations sur les causes de décès, et sont parfois imputables aux chocs ou aux hélices des navires. Par exemple, au Vénézuéla entre 1988 et 2014, près de 15% des échouages étaient associés à des collisions avec des navires (Bolaños-Jimenez et al., 2016). Des tendances saisonnières peuvent être observées, comme en Méditerranée occidentale où 77% des échouages des rorquals communs dus à des blessures d'hélices ont lieu pendant la période d'alimentation (printemps/été, Panigada et al., 2006), ce qui constitue une piste potentielle pour l'implémentation de mesures, saisonnières elles aussi, pour la réduction de l'impact des collisions. Cependant, peu de cas d'échouages ont lieu dans les Petites Antilles, aux traits de côte discontinus.

La modélisation des interactions possibles entre trafic maritime et occupation des habitats par les cétacés est de plus en plus utilisée (Bland et al., 2023; Madon et al., 2022) afin d'estimer la spatio-temporalité de ces risques, et notamment estimer la pression du trafic maritime sur les différentes espèces de cétacés. Cela a été effectué en Guadeloupe (Madon et al., 2022), la seule étude à l'heure actuelle sur les risques de collision dans les Petites Antilles. Une autre solution - celle qui a été retenue initialement pour ce stage - est de quantifier le niveau d'impact de cette menace grâce à l'étude des cicatrices des cétacés observés, certaines étant imputables aux activités humaines (Luksenburg, 2014; Olaya-Ponzzone et al., 2020).

Les risques de collision diffèrent entre espèces, que des comportements spécifiques rendent plus ou moins vulnérables. Ainsi, les baleines à bec de Blainville en Espagne ont tendance à éviter les eaux superficielles en journée (Aguilar de Soto et al., 2012). Au contraire, d'autres espèces, dont le comportement de plongée amène à rester au repos dans les eaux superficielles, seraient plus vulnérables (Willis & Baird, 1998). C'est aussi valable pour les veaux et juvéniles, dont les capacités de plongée inférieures à celles des adultes font qu'ils restent plus souvent proches de la surface, accompagnés ou non de leur mère (Gero et al., 2009; Heide-Jørgensen et al., 2001; MacLeod & D'Amico, 2006). Les grands dauphins se rapprochent des côtes avec leurs jeunes, et ces derniers sont donc exposés à des collisions avec d'autres types de navires, notamment de plaisance (Gibson et al., 2013; J. Mann et al., 2000). Les cétacés représentant un exemple extrême des stratégies de reproduction de type K, avec beaucoup d'énergie investie pour un nombre très limité de jeunes (MacArthur & Wilson, 2001), toute menace pesant sur les jeunes individus est potentiellement lourde de conséquence au niveau de la population.

### **1.2.3. Ecotourisme et *whale watching***

L'essor de l'écotourisme et notamment des activités associées à l'observation des baleines et dauphins a permis de déplacer la valeur économique historique des cétacés d'une consommation directe vers une valeur non extractive (Alie, 2008), avec un bénéfice en termes de conservation *a priori* évident (Wilson & Tisdell, 2003). Cependant, après un important développement des entreprises d'observation des cétacés (*whale watching*), le non-respect ou l'absence de réglementations entourant ces activités, seraient susceptibles de perturber les espèces (Raschke, 2022). Un éloignement des côtes, des plongées modifiées, ou des comportements de fuite ont notamment été reportés (AGOA, 2021). Cette menace avait déjà été identifiée dans des îles Atlantiques (Hoyt, 2005), mais c'est également le cas pour les cachalots dans les Caraïbes (Gero & Whitehead, 2016; Raschke, 2017), et probablement d'autres espèces de cétacés.

Dans les eaux françaises des Petites Antilles, la pression du *whale watching* est caractérisée comme « considérable » par le sanctuaire AGOA (AGOA, 2021), car ce secteur économique est particulièrement développé en Martinique et en Guadeloupe. Pour en atténuer les effets, des formations obligatoires sont dispensées afin de garantir l'application de bonnes pratiques lors de l'approche des cétacés. À Sainte Lucie, l'industrie du tourisme aux cétacés a explosé depuis 1998 (Birchenough, 2017; O'Connor et al., 2009), mais n'est encadrée par aucune législation. Pour participer à déployer des bonnes pratiques, j'ai d'ailleurs rédigé un document destiné aux formations des capitaines de *whale watching* de Sainte Lucie et de SVG (voir Annexe 1), dispensées par la CCS. Ces recommandations ont également été transmises au ministre de la Pêche, de la Forêt, de l'Agriculture, du Développement et de l'Industrie de SVG et de Sainte Lucie. Elles ont par ailleurs été adoptées officiellement, telles quelles, par le parc national marin de Bonaire (STINAPA, communication personnelle, 2023).

Par ailleurs, dans les Caraïbes, des tensions semblent exister entre les activités de chasse à aux cétacés historiques et les activités d'écotourisme en essor, cette dynamique conflictuelle compliquant d'autant plus les efforts concertés de conservation (Hoyt & Hvenegaard, 2002).

### **1.2.4. Manque de données et possibles synergies**

Enfin, l'une des limitations majeures aux efforts de conservation actuels dans les Caraïbes est le manque de données concernant les cétacés. Il est en effet particulièrement difficile de mettre en place un plan d'action de conservation lorsque les données sont manquantes (Stephenson et al., 2021). Peu d'études extensives ou longitudinales, comprenant l'ensemble des Petites Antilles, ont été conduites à l'heure actuelle (Barragán-Barrera et al., 2019; Debrot et al., 2011). À l'échelle locale en revanche, quelques études concernent des AMP (Courtin et al., 2022; Laran et al., 2019) ou certaines espèces, comme les cachalots de Dominique et de Guadeloupe (Gero & Whitehead, 2016; Rinaldi et al., 2006). L'une des méthodes pour contrebalancer ce manque de données est l'utilisation de modèles de prédiction de répartition des cétacés, qui sont efficaces à échelle locale, en y incluant des variables environnementales locales (Redfern et al., 2017). Cependant, pour des études plus approfondies, notamment concernant les menaces anthropiques, des campagnes de récolte de données sont nécessaires. L'exemple d'une étude concernant les enchevêtrements au Pérou est

parlant : il existe très peu d'occurrences enregistrées mais le risque y est pourtant estimé comme très important (García-Godos et al., 2013).

En outre, chacune des menaces précédemment évoquées interagit théoriquement avec toutes les autres, avec un effet synergique potentiel actuellement parfaitement inconnu (Pirota et al., 2022). Par exemple, les baleines de Minke ont été identifiées comme particulièrement exposées à la fois au bruit et aux collisions liées au trafic maritime au large de l'Espagne (Bland et al., 2023). Ou encore, l'impact individuel d'une blessure ouverte due à une collision avec une hélice de bateau peut être magnifié par la pollution microbiologique liée au déversement des eaux usées (Bloom & Jager, 1994), ou par l'effet immunodéprimant de composés organochlorés (Colborn & Smolen, 1996; Méndez-Fernandez et al., 2018) et donc avoir des conséquences bien supérieures à celles de ces deux facteurs considérés isolément.

### 1.3. Problématique

Au vu de ces pressions anthropiques, ciblant plus ou moins directement les cétacés des Petites Antilles, nous nous sommes demandé s'il était possible d'estimer leur impact sur les différentes populations de la zone, grâce à l'observation des blessures et cicatrices observées. Des protocoles similaires ont été appliqués à travers le monde, comme en Espagne (Kautek et al., 2019), à Mayotte (Kiszka et al., 2008), à Hawaïi (R. W. Baird & Gorgone, 2005) ou à Aruba (Luksenburg, 2014). Ainsi, ce rapport ambitionne d'apporter quelques réponses préliminaires et suggestions méthodologiques à l'évaluation des niveaux de pression anthropique sur les cétacés des Petites Antilles.

Dans quelle mesure les activités anthropiques susceptibles d'infliger des blessures et cicatrices impactent-elles les différentes espèces de cétacés dans les Petites Antilles ? **(1)** Quelles sont les espèces de cétacés observées dans cette zone et présentent-elles toutes des blessures anthropiques ? **(2)** Existe-t-il différents patrons de blessures chez les différentes espèces de cétacés, et est-il possible de les corrélérer à des caractéristiques biologiques ou éthologiques spécifiques ? **(3)** Est-il possible de corrélérer la présence de blessures anthropiques aux activités humaines présentes dans les différentes îles des Petites Antilles ?

Les collisions avec des bateaux et les interactions avec le matériel de pêche laissent des marques observables sur les cétacés - dans l'hypothèse où ils ne sont pas tués sur le coup. Nous avons choisi de nous focaliser sur la photo-identification des blessures externes des cétacés, méthode conciliable avec les autres objectifs du programme *Ti Whale An' Nou*. Un protocole de recensement et de classification des blessures externes des cétacés selon leur origine naturelle ou anthropique a donc été mis en place en s'inspirant de la littérature (R. W. Baird et al., 2015; Herr et al., 2020; Luksenburg, 2014; B. D. Smith et al., 2015).

Nous traiterons dans ce rapport les données récoltées durant les expéditions de 2021 et 2022, mais la campagne d'échantillonnage durera jusqu'en 2028, et permettra alors d'apporter des conclusions plus solides. Il s'agit principalement d'explorer les possibilités permises par un tel jeu de données, d'en identifier les limites, et d'ouvrir la voie à des analyses plus poussées par la suite.

## 2. Matériel et méthode

### 2.1. Zone d'étude : les Petites Antilles

#### 2.1.1. Géographie et importance écologique pour les cétacés

L'arc insulaire oriental des Caraïbes, qui s'étend d'Anguilla (Nord), à Trinidad et Tobago (Sud-Est), et à Aruba (Sud-Ouest), est appelé Petites Antilles. Cependant, notre zone d'étude exclut les îles d'Aruba (Pays-Bas) à Trinité-et-Tobago. Elles appartiennent aux Petites Antilles *stricto sensu* mais à cause de leur éloignement, elles ne font pas l'objet d'expéditions scientifiques dédiées. Par la suite, nous nous référons à la zone d'étude par les Petites Antilles, qui correspondent à l'arc insulaire est-caribéen d'Anguilla au Nord, à Grenade au Sud (voir Figure 2), soit des latitudes entre 11° et 19° Nord et des longitudes entre 57° et 65° Ouest. L'aire d'étude du programme *Ti Whale An Nou* correspond à la zone comprise au sein d'une distance de 25 km du plateau continental (représentée par l'isobathe 200 m). Les trois zones (Nord, Centre et Sud) sont échantillonnées deux fois par an, et correspondent à 15 Zones Économiques Exclusives (ZEE).

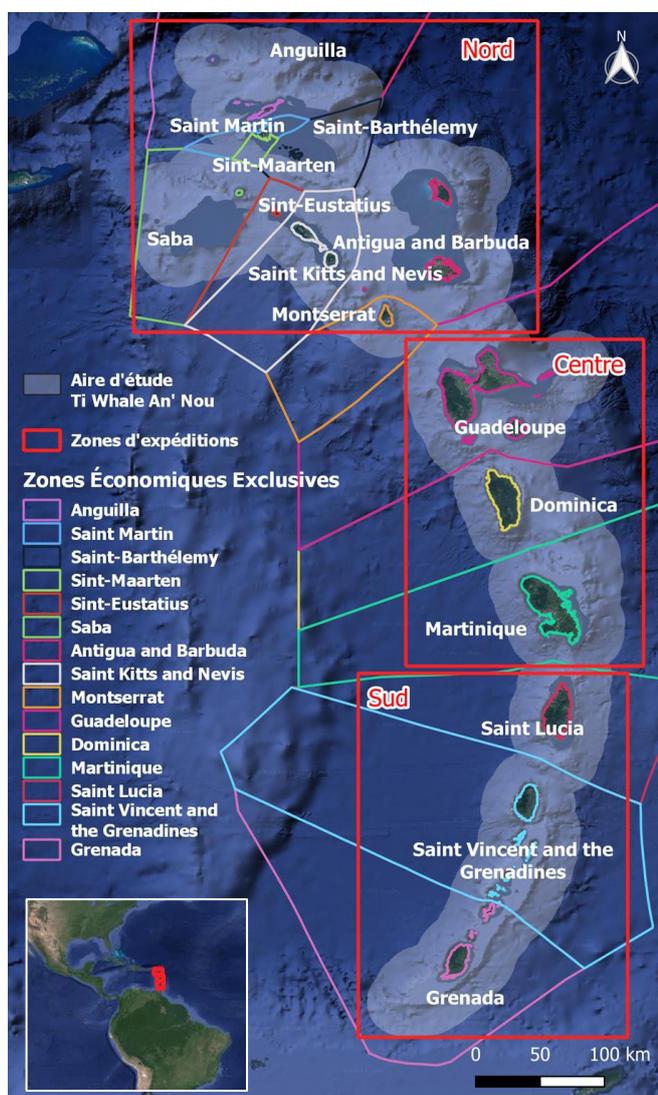


Figure 2 : Territoires et ZEE associées dans les Petites Antilles, et aire d'étude des expéditions de la CCS.

La grande région Caraïbe représente à peine 1% des terres émergées de la planète et est constituée de plus de 7 000 îles tropicales et semi-tropicales. Dans les Petites Antilles, ces îles sont rassemblées en 12 nations indépendantes ainsi que des territoires français et hollandais (voir Figure 2 ; CAR-SPAW, 2023). Elle est considérée comme l'un des 5 points critiques de biodiversité les plus importants de la planète (CEPF & CANARI, 2019; Mittermeier et al., 2004), pour la diversité de ses écosystèmes terrestres, associés à de forts taux d'endémisme, mais également de ses écosystèmes marins.

Vingt-neuf espèces de cétacés fréquentent les eaux des Petites Antilles, soit près d'un tiers de toutes les espèces connues (CAR-SPAW, 2021a). Certaines, résidentes, y sont observées à longueur d'année, tandis que d'autres, migratrices, y effectuent une partie de leur cycle biologique seulement. C'est une zone d'importance majeure pour la conservation des cétacés.

### 2.1.2. Contexte socio-économique, AMP et enjeux de conservation

Plus de 70% des habitants des Caraïbes dépendent directement de la mer et des multiples services écosystémiques qu'elle rend (CAR-SPAW, 2023). Le protocole SPAW (*Specially Protected Areas and Wildlife* ou Espaces et espèces spécialement protégées en français), établi dans la région Caraïbe aux suites de la Convention de Carthagène de 1983, estime que près de 6 millions d'emplois dépendraient de la biodiversité marine, qui générerait plus de vingt-cinq milliards de dollars annuels (CAR-SPAW, 2023). Cette économie fortement tournée vers la mer est susceptible de générer de nombreux conflits entre usages humains et espèces marines, cétacés compris.

Les activités humaines et leur réglementation varient du tout au tout d'une île à l'autre, passant par exemple de chasse dirigée vers les cétacés à leur conservation intégrale. Pourtant, les espèces marines, et particulièrement les cétacés, ne respectent pas les frontières humaines. Ainsi, une coopération internationale est primordiale pour développer des efforts de conservation efficaces.

Pourtant, peu d'initiatives internationales existent à l'échelle des Petites Antilles : elles sont souvent limitées géographiquement ou s'intéressent à une seule espèce, en l'occurrence le cachalot (Boisseau et al., 2006; Gero et al., 2009). Les aires marines protégées (AMP) des États développés, tels que le sanctuaire Agoa pour la France ou Yayari pour les Pays-Bas, réalisent des suivis de cétacés localement (Hugon & Maalouf, 2023). D'autres AMP existent, mais sans activité apparente dédiée aux mammifères marins. Le sanctuaire AGOA a mis en place un programme de coopération internationale, CARI'MAM, mais les résultats scientifiques ne sont pas disponibles à l'heure actuelle (Mannaerts et al., 2021).

## 2.2. Collecte des données lors d'expéditions scientifiques

Dans le cadre du programme scientifique *Ti Whale An Nou*, la CCS réalise des expéditions en mer de deux semaines, sur tout l'arc insulaire des Petites Antilles, chaque mois entre mars et août depuis 2021. De nombreuses données acoustiques et photographiques ont ainsi été récoltées sur la fréquentation de cette zone par les cétacés. Les Petites Antilles ont été artificiellement séparées en trois zones, Nord, Centre et Sud, et chacune est visitée deux fois par an, soit 6 expéditions annuelles, pour un total de 18 expéditions à l'heure actuelle. Les trajectoires des excursions sont présentées dans la Figure 3. Ici, seules les données des campagnes de 2021 et 2022 seront analysées, car la campagne 2023 se termine à peine.

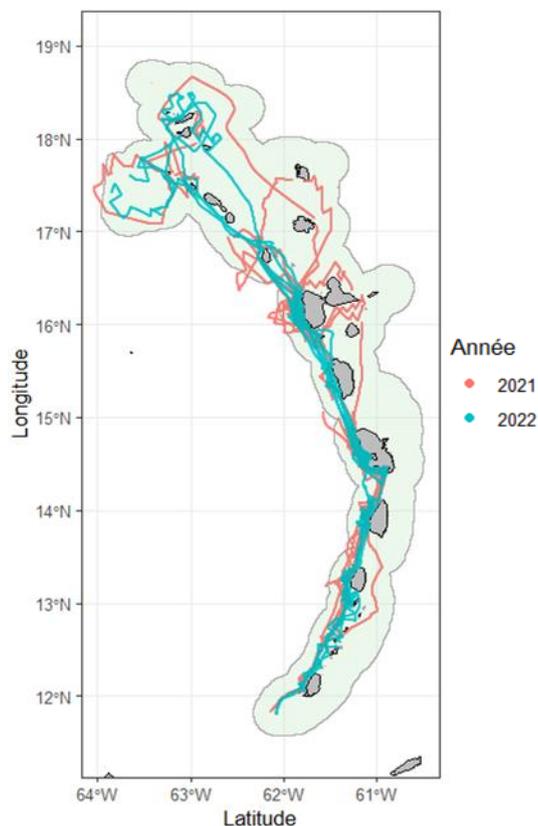
Sur le bateau, les observations ont lieu du lever au coucher du soleil (~ 6h - 18h). L'équipage comprend un capitaine, un superviseur scientifique de la CCS, et six volontaires répartis en trois équipes. Ces dernières tournent toutes les deux heures entre trois postes :

- **Observation** : Deux volontaires sont placés de part et d'autre du catamaran, se partageant un angle de recherche de 180°. Ils scrutent l'horizon et alertent le reste de l'équipage dès qu'ils observent la présence de cétacés.
- **Relevés** : Ce duo rapporte les données sur une tablette i-pad 8 équipée de l'application OBSenMER en mode expert (GECC, 2023). Lorsqu'un animal est détecté, l'observation est saisie

dans l'application avec les informations associées (espèce, distance estimée, nombre estimé, présence de juvéniles, comportements observés, cap ...).

- **Photographie** : Ces deux personnes sont chargées de prendre les photographies lorsqu'une observation a lieu. Trois appareils photo sont utilisés : Canon 5D, Canon 90D et Sony A7RIV, équipés d'objectifs 70-300 mm ou 100-400 mm. L'heure exacte de tous les appareils est synchronisée avec la tablette en début d'expédition.

Lors d'une détection, une approche est effectuée selon les règles en vigueur (CAR-SPAW, 2021b). La CCS dispose de permis de recherche scientifique dans les eaux territoriales des îles des Petites Antilles. Dans les eaux françaises, cela permet de s'approcher plus près des individus (100 m), augmentant le succès de la photo-identification et de la détection de blessures éventuelles.



**Figure 3 : Trajectoires des missions entre 2021 et 2022 au sein de la zone d'étude (colorée)**

## 2.3. Classification des blessures

### 2.3.1. Analyse des photographies

Les photographies obtenues sont triées chaque soir durant l'expédition pour supprimer celles qui ne sont pas exploitables (pas d'observation claire des marques sur les individus à cause d'un mauvais angle, contre-jour, flou, distance trop importante, etc.). Chaque photographie était analysée méthodiquement en observant les individus présents. Malheureusement, à cause des propriétés optiques d'un appareil photo, la mise au point est effectuée sur une partie seulement du cliché. Ainsi, il était fréquent que des individus sur une photographie mais hors de la focale ne puissent pas être exploités. Le critère de choix pour l'inclusion/exclusion d'un animal a été défini comme l'absence de doute concernant le type de blessures portées ainsi que leur nombre. Ainsi, parmi les 19 006 photographies issues du premier tri, 5 211 (27,4%) ont été conservées. Certaines comportaient plusieurs individus analysables, pour un total de 7 069 **clichés** individuels.

Les marques cicatricielles, mutilations et déformations présentes sur les animaux ont été catégorisées et enregistrées dans une base de données en s'inspirant d'une classification établie lors des recherches d'un stage préalable (They, 2022, inspiré de Baird & Gorgone, 2005; Herr et al., 2020; Luksenburg, 2014). Celle-ci a été améliorée pour prendre en compte quelques autres cas observés en 2022. Cette clé de détermination des blessures permet de les classer selon leur aspect et leur caractère récent, ainsi que de proposer des origines probables, anthropique, naturelle, ou ambivalente (c.-à-d. anthropique ou naturelle, sans information permettant de trancher). L'Annexe 2 présente les types de blessures possibles, leur catégorisation, et des exemples de photos issus du

catalogue de la CCS ou, le cas échéant, des publications dont la clé de détermination associées. Les cachalots et les baleines à bosse ont été exclus, puisque de nombreuses blessures sur la nageoire caudale appartiennent à des catégories de blessures pouvant différer de celles des ailerons, et correspondent potentiellement à des origines différentes.

Une base de données dédiée aux blessures a été remplie en suivant la clé de détermination, chaque ligne correspondant à un cliché exploité, et les colonnes correspondant à chaque catégorie de blessure (A à S, ainsi que NI). Chacune de ces colonnes était divisée en deux, correspondant soit à une blessure fraîche, d'aspect "chair à nu" et avec absence de processus de cicatrisation (A1, B1, C1...) soit à une blessure ancienne. (A2, B2, C2...) Dans chacune de ces colonnes était inscrit le nombre de blessures correspondant, de 0 à 15, seuil maximal fixé pour éviter les effets d'accumulation disproportionné de certaines blessures fréquentes (ex : râteaux dentaires).

## 2.4. Analyses statistiques descriptives

### 2.4.1. Tests statistiques non paramétriques

Les analyses statistiques ont été réalisées sur RStudio v 4.2.2 (R Core Team, 2018). Il est nécessaire de vérifier les hypothèses de distribution de données pour utiliser des tests paramétriques, tels que les tests de Student ou de Fisher. L'homoscédasticité a été testée grâce à au test de Levene (fonction `leveneTest` du package `car`, Fox & Weisberg, 2019), et la normalité avec le test de Shapiro-Wilk ou avec le test d'Anderson-Darling pour plus de 5 000 échantillons (respectivement `shapiro.test` dans le package de base `stats`, et `ad.test` du package `nortest`, Gross & Ligges, 2015). Les hypothèses n'étant pas respectées, les tests de comparaison de moyenne réalisés étaient non-paramétriques.

Le nombre moyen de blessures fraîches par espèce, les îles où le dauphin tacheté pantropical (DTP) est le plus blessé, la profondeur moyenne de chaque espèce (Annexe 4), et le nombre de blessures anthropiques selon la couleur des cétacés ont été explorés. Pour cela, un test de Kruskal-Wallis (fonction `kruskal.test`) détermine si au moins une moyenne est différente des autres. La différence entre deux moyennes est analysée avec la fonction `MeanDiffCI` (`method = "bca"`), qui constitue une alternative non-paramétrique aux méthodes classiques du  $\chi^2$ . Elle estime les valeurs et intervalles de confiance (IC) à partir de nombreux sous-ensembles générés à partir du jeu de données initial (méthode dite du *bootstrapping*).

Les analyses *post-hoc* sont effectuées avec le test de Wilcoxon paire-à-paire (fonction `pairwise.wilcox.test`). Une exception constitue l'analyse des blessures fraîches, caractérisées par une forte prévalence de zéros (*zero-inflated*). On utilise alors une variante tronquée du test de Wilcoxon avec la fonction `ziw` du package `ZIR` (Wang et al., 2022). Les *p-values* sont ajustées par *False Discovery Rate* (FDR, voir Benjamini & Hochberg, 1995). Lors d'études préliminaires, le FDR permet d'éviter d'exclure des effets potentiellement importants mais avec trop peu de données pour qu'ils soient considérés significatifs. Les résultats sont ensuite regroupés en *clusters* (lettres) grâce aux fonctions `cld` du package `rcompanion` (Mangiafico, 2023).

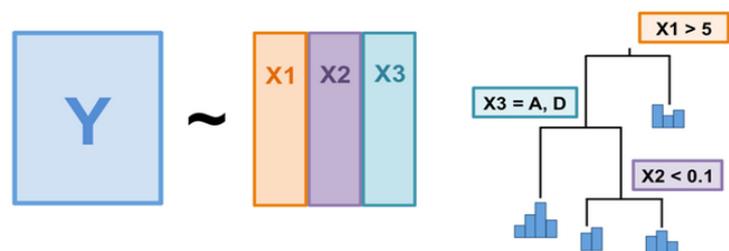
Pour étudier l'effet des facteurs **espèce** et **origine** des blessures sur le nombre total de blessure observé, on utilise l'analyse de variance (ANOVA). L'homoscédasticité et la normalité des données ne sont pas respectées, et on utilise alors une alternative non paramétrique. Elle est produite avec la transformation de rangs alignés (Wobbrock et al., 2011) pour les ANOVA non paramétriques (fonction `art` du package `ARTool` Kay et al., 2021). Pour estimer l'ampleur de l'effet des facteurs considérés, on utilise le  $f$  de Cohen (Khalilzadeh & Tasci, 2017), avec les seuils associés de 0,1 0,3 et 0,5 définissant respectivement un effet faible, modéré et fort (Cohen, 2013), bien que ces seuils puissent sous-évaluer l'ampleur de l'effet concerné (Brydges, 2019; Gignac & Szodorai, 2016). Les explorations *post-hoc* sont alors effectuées avec la fonction `art.con` du même package.

### 2.4.2. Analyse de correspondances

L'analyse de correspondances (AC) est une méthode de réduction du nombre de dimensions, permettant de résumer l'information contenue dans un grand jeu de données. Elle est conceptuellement similaire à l'Analyse en Composantes Principales (ACP), mais s'applique à des données catégorielles, et prend en compte les valeurs relatives de la variable étudiée plutôt que les valeurs absolues (Benzécri, 1977). Cela en fait un bon outil pour visualiser les différences relatives du nombre de blessures entre différentes espèces. L'AC permet de restituer simplement les informations portées par les 19 catégories de blessures différentes (A, B, ..., R, S), sur un graphique à deux dimensions, où les espèces sont placées en fonction de leurs similarités et différences en termes de nombre de blessures par catégorie.

### 2.4.3. Arbres de régression multivariés et *random forest*

Les arbres de régression multivariés (MRT) sont une technique de regroupement sous contrainte. On hiérarchise une variable expliquée  $Y$  en *clusters* similaires (dits "purs") en fonction de certains seuils de variables explicatives  $X_i$  (Figure 4, QCBS, 2023). Les relations générées ne sont pas linéaires, et l'importance des variables est hiérarchisée. Cependant, les MRT sont très versatiles : une légère modification du jeu de données initial peut entraîner une modification radicale des décisions du MRT (Biau & Scornet, 2016), à cause de leur grande variance. Pour limiter cet effet, on génère un grand nombre de MRT (5 000 ici) à partir de sous-ensembles du jeu de données (*bootstrapping*), puis on en extrait la moyenne des prédictions. C'est le principe de la génération d'une Forêt Aléatoire (*Random Forest*, RF).



**Figure 4 : Modèle conceptuel d'un arbre décisionnel (MRT).** La variable réponse est regroupée grâce à des critères de décision sur les variables explicatives.

Cette méthode permet d'obtenir l'importance moyenne de chaque variable dans tous les arbres, calculée à partir du nombre de fois où la variable est utilisée comme critère de classification (Biecek & Burzykowski, 2020). On obtient également les profils de réponse partiels, correspondant à la relation (non linéaire) entre variable expliquée et variables explicatives, grâce aux packages `tripplot` (Pekala & Biecek, 2020), `randomForest` (Liaw & Wiener, 2002) et `pdp` (Greenwell, 2017).

Cette technique a été appliquée à des variables biologiques et éthologiques des cétacés, sélectionnées pour leur disponibilité, dans la littérature ou sur le terrain, et leur effet potentiel sur la susceptibilité d'être blessé par les activités humaines :

- Comportement de plongée : **Durée moyenne, durée maximale et profondeur moyenne**. On sait que les collisions ont lieu en subsurface (Nowacek et al., 2001), et les activités humaines au large en profondeur sont moins fréquentes. Des comportements de plongée différents sont donc susceptibles d'influencer l'occurrence de blessures anthropiques.
- Apparence et morphologie : **Taille et masse moyennes, et couleur**. Les collisions sont majoritairement reportées pour les grands cétacés (Abramson et al., 2011; Jensen et al., 2003), mais existent également pour les plus petits, sans que l'on comprenne encore très bien la relation avec la morphologie. Une couleur sombre, elle, pourrait rendre la détection d'un cétacé difficile, et les *blackfish*, reconnus par leur couleur noire, sont chassés.
- Temporalité de l'espèce : **Âge de maturité sexuelle, âge de sevrage, durée de vie moyenne**. Les comportements des veaux et des mères sont différents (Lomac-MacNair et al., 2018; Miketa et al., 2018). De même, on peut supposer que la longévité d'une espèce rend possible une accumulation plus importante de blessures, si elles ne sont pas fatales.
- Observations sur le terrain : **Taille moyenne des groupes, profondeur moyenne des observations**. Il s'agit de données récoltées lors des expéditions. On suppose que plus un groupe est grand, moins il y aura d'individus blessés dedans, puisque la pression anthropique se "dilue" parmi les individus. Une profondeur élevée correspond à un éloignement de la côte, zone où les activités humaines sont plus intenses.

D'autres variables auraient été souhaitées, telles qu'une caractérisation précise du comportement de plongée (séquences de plongée plus précises, temps moyen passé en surface), la vitesse de déplacement moyenne, le domaine vital, ou même la curiosité des espèces (propension à s'approcher ou à fuir les bateaux, voir Hammond, 2007). Malheureusement, elles n'étaient pas disponibles pour de nombreuses espèces, et elles n'ont donc pas été utilisées.

## 2.5. Analyses spatiales

### 2.5.1. Traitements préalables à la cartographie

Toutes les analyses spatiales ont été effectuées sur les logiciels Qgis v. 3.16.15 (QGIS Development Team, 2020) et R v. 4.2.2 (R Core Team, 2018), avec des packages permettant de manipuler les données spatialisées : `sp` (Bivand et al., 2013), `sf` (Pebesma & Bivand, 2023), `rgdal` (Bivand et al., 2023) et `terra` (Hijmans, Bivand, et al., 2023). Les données de navigation des expéditions, collectées sur l'application OBSenMER, ont été utilisées pour récupérer la géolocalisation des photos prises en mer par jointure avec le point GPS le plus proche de l'heure prise de vue. On dispose alors d'une position GPS pour chacun des clichés. On joint alors spatialement les données des Zones Économiques Exclusives (ZEE) qui permettent d'attribuer une île (ex : Martinique, Sainte Lucie) et un territoire souverain (ex : France, Sainte Lucie) à chaque cliché.

Une grille hexagonale d'apothème (équivalent du rayon pour un hexagone) de 1,5 km a été appliquée sur l'ensemble de la zone d'étude, afin de permettre une agrégation statistique des

données raster environnementales ou anthropiques récoltées. Ainsi, dans chacune des 12 165 cellules hexagonales, la moyenne et l'écart-type des données d'intérêt (effort d'échantillonnage, densités de navires) a été calculée, entre le 1er janvier 2021 et le 31 décembre 2022.

### 2.5.2. Cartographie spatiale générique

Sur QGIS, le géotraitement "Densité de kernels" permet d'obtenir des cartes de densité de dauphins tachetés pantropicaux blessés anthropiquement. Le rayon pris en compte est estimé à 0,4 degrés d'arc (~ 42 km). La fonction `chull` sur RStudio permet d'obtenir les aires de présence des espèces cétacés, encore appelées les *Minimum Convex Polygons* (MCP, voir Annexe 6).

### 2.5.3. Cartographie de l'exposition des cétacés aux collisions

La distribution des espèces de cétacés dans la zone peut être calculée à l'aide de modèles additifs généralisés (GAM, ex : Bedriñana-Romano et al., 2022; Hugon & Maalouf, 2023) et diverses variables environnementales (bathymétrie, chlorophylle, etc.). Celles-ci sont résumées (moyenne et écart-type) dans la grille couvrant notre zone, et servent de variables explicatives du nombre d'observation de groupes cétacés de l'espèce étudiée. On peut alors explorer leurs contributions non-linéaires à la distribution des espèces. Après sélection du modèle le plus pertinent selon le critère d'Akaike (AIC) et la vraisemblance écologique, la répartition est prédite dans les Petites Antilles. Cinq espèces ont été étudiées avec cette méthode commune : la baleine à bosse (Campos Cuellar, 2023), le globicéphale tropical (Martin-Marin, 2023), le dauphin tacheté pantropical (Renia, 2023), le dauphin de Fraser (Bernier, 2023), et le grand cachalot (Simon, 2023).

En combinant les cartes de distribution de ces espèces avec des données d'activités anthropiques, telles que les données AIS de navigation de 2021 et 2022 (GMTDS, 2023), il est possible de cartographier l'exposition de ces espèces aux pressions engendrées par ces activités. Ainsi, un indice représentant l'exposition au risque de collision, la probabilité relative de rencontre cétacé-bateau (*Relative probability of cetacean-vessel encounter*, RPCVE) peut être calculé (Bedriñana-Romano et al., 2022; Madon et al., 2022; Nichol et al., 2017) :

$$RPCVE_i = \frac{Pc_i \times Pb_i}{\sum_{i=1}^n (Pc_i \times Pb_i)}$$

où  $Pc_i = Nc_i / \sum_i^n Nc_i$   $Nc_i$  représente la présence relative d'un groupe de cétacés dans l'hexagone  $i$ , à partir du nombre d'observations prédites  $Nc_i$  ; et  $Pb_i = Db_i / \sum_i^n Db_i$   $Db_i$  la densité relative de bateaux dans l'hexagone  $i$  (Bedriñana-Romano et al., 2022).

On obtient alors des zones où le risque est potentiellement plus important, puisque les cétacés concernés sont plus exposés à l'aléa étudié. Les seuils du RPCVE utilisés sont issus de Bedriñana-Romano (2022), mais il est impossible de comparer les risques de collision entre espèces, puisque les vulnérabilités, par définition, sont différentes. Enfin, une analyse quantitative de la superposition du trafic maritime et de la distribution des cétacés a été effectuée, grâce au D de Warren (Bedriñana-Romano et al., 2022; Warren et al., 2008) dans la fonction `nicheOverlap` du package `dismo` (Hijmans, Phillips, et al., 2023). D varie de 0 (aucun chevauchement), à 1 (distributions identiques et superposées).

### 3. Résultats

#### 3.1. Présence et diversité des cétacés dans les Petites Antilles

Sur 34 espèces de cétacés présentes dans la grande région Caraïbe (CAR-SPAW, 2021a), cinq ne fréquentent pas les Petites Antilles : les cétacés d'eau douce - dauphin de l'Amazone (*Inia geoffrensis* Blainville 1817), tucuxi (*Sotalia fluviatilis* Gervais & Deville, 1853) et sotalie (*Sotalia guianensis* Van Beneden, 1864) -, la baleine franche de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis* Müller, 1776) et le rorqual de Rice (*Balaenoptera ricei*, Rosel et al., 2021), uniquement présents dans le Nord des Caraïbes. Sur les 29 restantes, 21 ont été rencontrées et identifiées avec certitude en deux ans d'expédition par la CCS (Figure 5), et une 22<sup>ème</sup> en 2023. Il manque encore l'observation formelle de trois espèces de baleines à bec - mésoplodons de Blainville (*Mesoplodon densirostris* Blainville 1817), de Sowerby (*M. bidens* Sowerby, 1804) et de True (*M. mirus* True, 1913) -, et cinq espèces de rorquals, dont trois comptent les Petites Antilles comme aire de présence principale - rorqual de Bryde (*Balaenoptera edeni* Anderson, 1913, observée en 2023), de Minke (*B. acutorostrata* Lacépède, 1804), et la baleine bleue (*B. musculus* Linnaeus, 1758) -, et deux comme aire secondaire seulement - rorquals commun (*B. physalus* Linnaeus, 1758) et boréal (*Balaenoptera borealis* Lesson, 1828) (Carwardine, 2020).

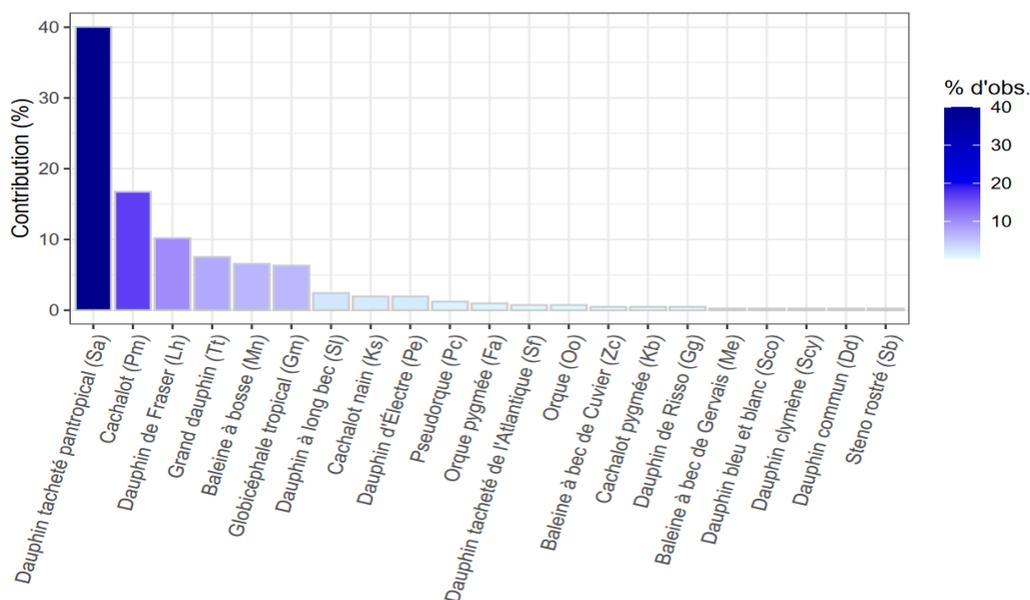


Figure 5 : Répartition des observations d'espèces de cétacés au cours de deux années d'expédition.

Près de 40% des groupes de cétacés observés sont des dauphins tachetés pantropicaux (DTP), particulièrement abondants dans la zone d'étude. On rencontre ensuite le cachalot, puis le dauphin de Fraser (10% des observations), le grand dauphin, la baleine à bosse (migratrice saisonnière) et le globicéphale tropical. Toutes les autres espèces sont beaucoup moins présentes et représentent moins de 2% de nos observations. Enfin, certaines n'ont été observées qu'une seule fois en deux ans, comme le dauphin bleu et blanc (*Stenella coeruleoalba* Meyen, 1833), le sténo (*Steno bredanensis* Gray 1846) ou la baleine à bec de Gervais, et n'ont jamais été photographiées.

## 3.2. Fréquence d'observation de blessures

### 3.2.1. Répartition des blessures par origine chez les cétacés blessés

Le nombre d'individus blessés (en couleur pleine) et de blessures totales (en pointillés) par catégorie de blessure est présenté dans la Figure 6. Un **individu** correspond à un animal unique présent sur un cliché. Il peut néanmoins être recapturé plus tard au cours d'une même observation, sur un cliché différent. On observe que la distribution des blessures est largement inégale, et que certaines catégories sont bien plus fréquentes que d'autres. Par exemple, la blessure G, (petite encoche sur la partie postérieure de l'aileron dorsal) est la plus observée avec 5 018 occurrences sur 2 378 individus. En l'état actuel de la clé de détermination, il n'est malheureusement pas possible de lui attribuer une origine précise : elle peut être infligée par des interactions naturelles, tout comme des interactions avec des activités anthropiques. Elle est donc considérée comme **ambivalente** (en bleu). La blessure **naturelle** (en vert) la plus commune est la L : râteaux dentaires sur le corps des cétacés, signes d'interactions intra- ou interspécifiques. La blessure **anthropique** (en rouge) la plus commune est la catégorie I, correspondant à une large entaille, souvent profonde, sur l'aileron ou la partie dorsale du corps.

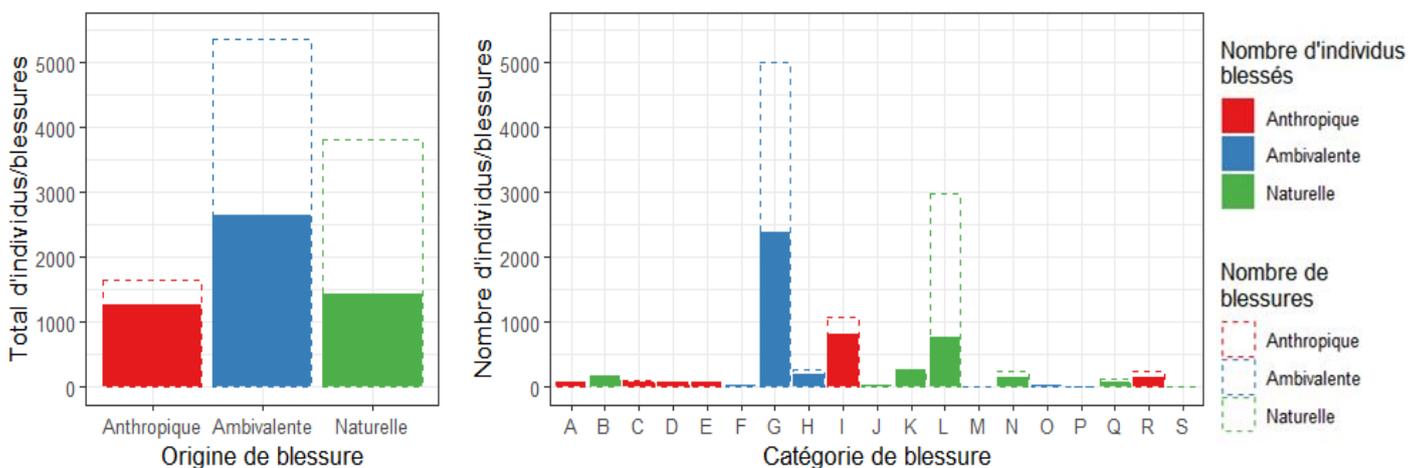


Figure 6 : Nombre d'individus blessés (couleurs pleines) et de blessures (en tirets) observées en 2021-2022, par origine (à gauche) et par catégorie (à droite). Les catégories de blessures sont présentées en Annexe 2.

Pour les blessures naturelles et ambivalentes, la partie en tirets s'élève au moins au double de la partie pleine (multiplication par 2,03 et 2,66 respectivement). Elles semblent donc s'accumuler fortement sur un même individu. Au contraire, les blessures anthropiques (catégories I et R notamment), s'accumulent moins (multiplicateur de 1,31 seulement) sur un individu. Cela est confirmé par les résultats d'une ART-ANOVA concernant le nombre de blessures par individu blessé, en fonction de l'espèce et de l'origine de ces blessures, et par les tests *post-hoc* subséquents. Les deux facteurs, origine ( $p < 0,001$  ;  $F = 91,8$  ;  $df = 2$ ) et espèce ( $p < 0,001$  ;  $F = 50,8$  ;  $df = 11$ ), ainsi que leur interaction ( $p < 0,001$  ;  $F = 30,2$  ;  $df = 22$ ) sont très significatifs. Leurs contributions relatives sont respectivement faible, moyenne et moyenne (Tableau 1, voir f de Cohen). L'analyse *post-hoc* permet de regrouper les trois origines de blessures en *clusters*, qui confirment que les nombres de blessures d'origine naturelle et ambivalentes ne sont pas discernables l'un de l'autre, et sont en moyenne plus élevés que les celles d'origine anthropique.

Les groupes statistiques concernant le nombre de blessures par espèce peuvent être partiellement interprétés : (a) les *blackfish* moyennement blessés, sans le pseudorque ; (b) second groupe le plus marqué : orque pygmée, cachalot nain et grand dauphin ; (c) deux grands dauphins clairs les plus marqués ; (d) espèces peu observées (sauf Gm) et moyennement marquées ; (e) semblable au groupe d en légèrement moins marqué, avec le dauphin de Fraser, sans le dauphin d'Électre et le globicéphale tropical, mais également le cachalot pygmée à cause de la grande dispersion ; (f) espèce présentant le moins de blessures : *S. attenuata* (DTP) ainsi que l'orque et le cachalot nain, probablement à cause de la forte incertitude. En ce qui concerne le facteur de l'interaction origine/espèce, la liste des interactions significativement différentes est présentée en Annexe 7. Cependant, l'analyse dédiée n'est pas présentée dans cette étude (voir Tableau 1).

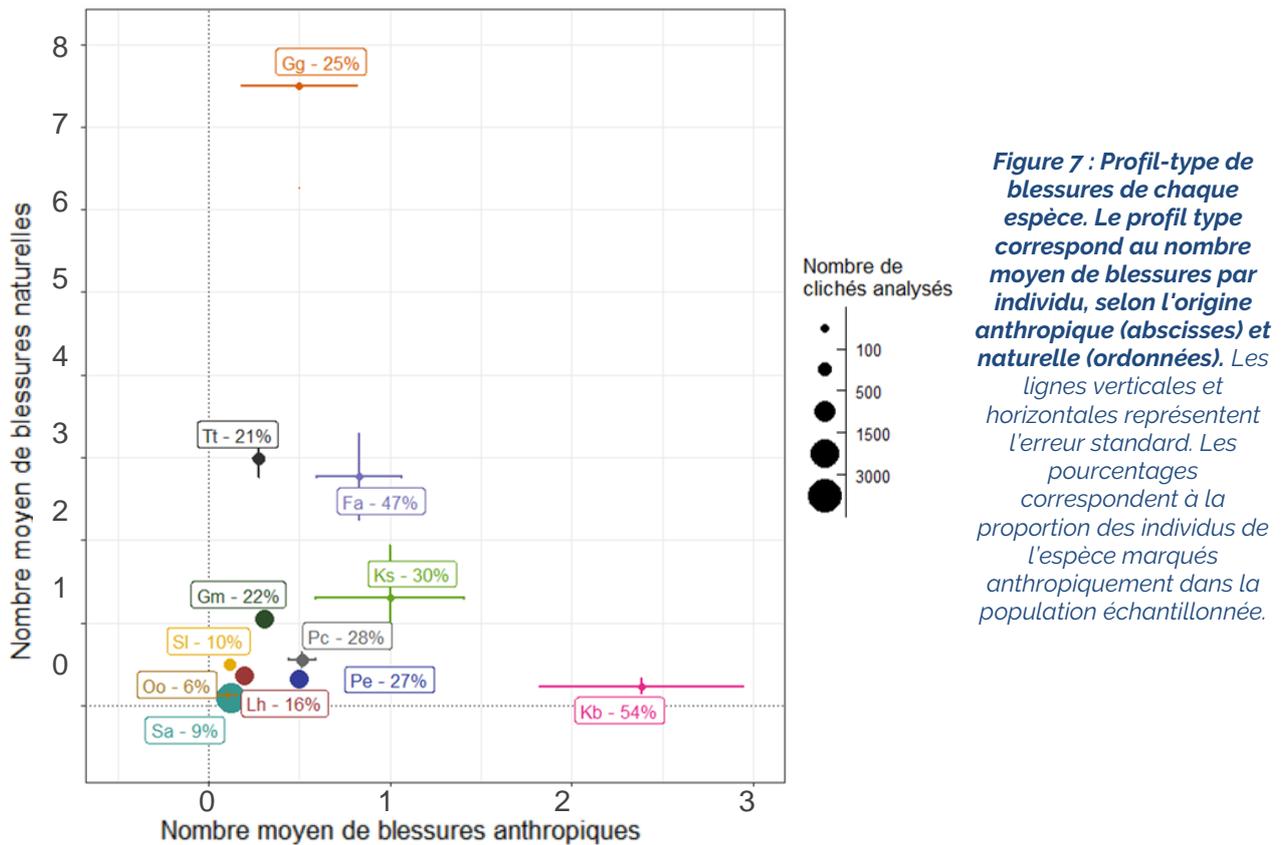
**Tableau 1 : Contributions des facteurs à l'ART-ANOVA et tests post-hoc**

Facteur	f de Cohen	Niveaux	Moyenne (CV%)	Clusters
Origine	0,19 Effet faible	Anthropique	0,233 (292%)	1 2
		Naturelle	0,514 (358%)	1 2
		Ambivalente	0,794 (178%)	1 2
Espèce	0,33 Effet moyen	Gg : Dauphin de risso	8,31 (52,5%)	a b c d e f
		Tt : Grand dauphin	5,56 (109%)	a b c d e f
		Fa : Orque pygmée	4,62 (100%)	a b c d e f
		Kb : Cachalot pygmée	4,12 (101%)	a b c d e f
		Gm : Globicéphale tropical	2,52 (121%)	a b c d e f
		Pe : Dauphin d'Électre	2,36 (98,3%)	a b c d e f
		Ks : Cachalot nain	2,55 (147%)	a b c d e f
		Oo : Orque	1,05 (150%)	a b c d e f
		Pc : Pseudorque	2,05 (89,8%)	a b c d e f
		Sl : Dauphin à long-bec	1,36 (129%)	a b c d e f
		Lh : Dauphin de fraser	1,49 (147%)	a b c d e f
Sa : Dauphin tacheté pantropical	0,57 (2,05%)	a b c d e f		
Interaction Origine / Espèce	0,36 Effet moyen	Analyse dédiée non présentée, mais conceptuellement, il semble raisonnable de penser que l'effet des blessures naturelles sur une espèce ne suivent pas nécessairement le même patron que les blessures anthropiques sur une autre espèce, ou encore que les blessures naturelles entre deux espèces ne soient pas similaires, car leurs interactions intra-, inter-spécifiques et avec leur environnement diffèrent. Les analyses de l'interaction Origine anthropique - Espèces seront approfondies par la suite de l'étude.		

### 3.2.2. Profils-types des origines des blessures par espèce

On visualise rapidement les différences entre espèces grâce aux profils-types, soit la relation entre le nombre moyen de blessures d'origines anthropique et naturelle (voir Figure 7). On distingue alors plusieurs groupes non-exclusifs : **(1)** les espèces portant en moyenne beaucoup de blessures anthropiques (> 0,5 en abscisses) : cachalots pygmée (Kb) et nain (Ks), orque pygmée (Fa), pseudorque (Pc), dauphin de Risso (Gg) et dauphin d'Électre (Pe) ; **(2)** les espèces portant beaucoup de blessures naturelles (> 1 en ordonnées) : dauphin de Risso (Gg), grand dauphin (Tt), orque pygmée

(Fa) et cachalot nain (Ks) : **(3)** les espèces portant peu de blessures : dauphin tacheté pantropical (Sa), orque (Oo), dauphin à long bec (Sl), dauphin de Fraser (Lh), globicéphale (Gm). Les seuils de 0,5 et 1 blessure par individu correspondent à deux fois la moyenne pour l'origine des blessures considérée. À noter qu'une analyse des correspondances effectuée à l'aveugle (c.-à.-d. sans connaissance *a priori* du caractère anthropique, naturel ou ambivalent des blessures) a fourni une répartition très semblable à celle des profils-types (voir Annexe 8), ce qui justifie leur pertinence.



**Figure 7 : Profil-type de blessures de chaque espèce. Le profil type correspond au nombre moyen de blessures par individu, selon l'origine anthropique (abscisses) et naturelle (ordonnées). Les lignes verticales et horizontales représentent l'erreur standard. Les pourcentages correspondent à la proportion des individus de l'espèce marqués anthropiquement dans la population échantillonnée.**

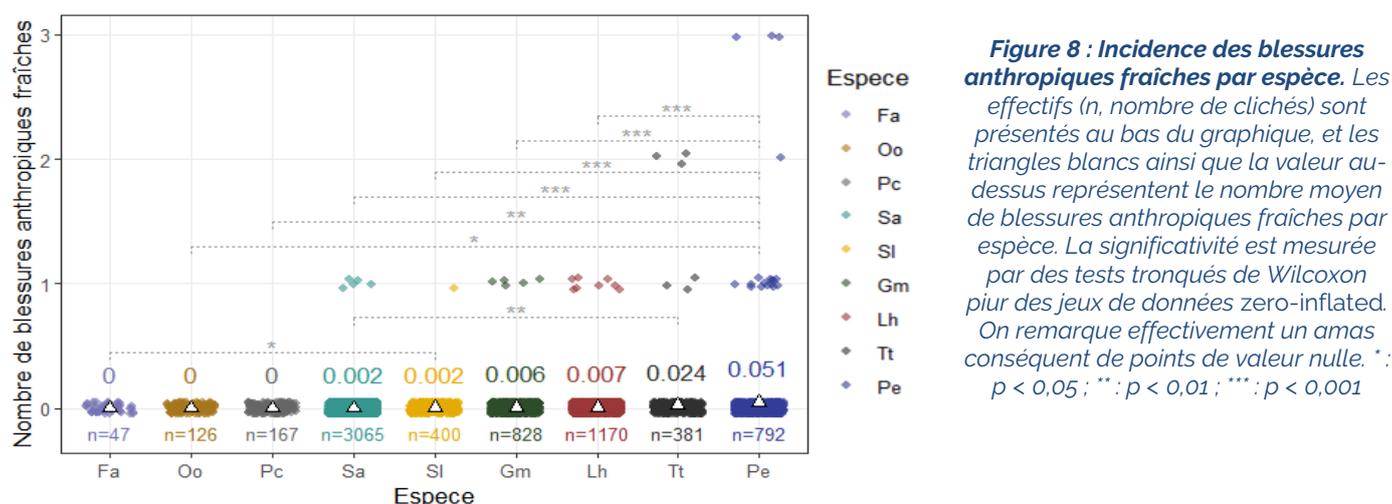
On remarque que le dauphin tacheté pantropical (DTP, Sa), de loin le plus observé, est particulièrement peu marqué ( $\mu_{anthropique} = 0,122 \pm 0,438$  et  $\mu_{naturel} = 0,092 \pm 0,423$ ) et seulement 9% d'individus présentent des blessures anthropiques. D'autres espèces également dans le troisième groupe des espèces peu marquées, le sont néanmoins beaucoup plus souvent avec 21% des grands dauphins (Tt), 22% des globicéphales (Gm). La proportion de dauphins d'Électre (Pe) marqués anthropiquement est trois fois plus importante que les DTP, avec 27%. Malheureusement, les espèces les plus blessées anthropiquement sont très peu observées, avec moins de 50 clichés pour les cachalots nain (Ks) et pygmée (Kb), le dauphin de Risso (Gg), et l'orque pygmée (Fa). Concernant les pseudorques (Pc), nous possédons 167 clichés exploitables, ce qui permet d'être légèrement plus confiant sur le grand nombre de blessures qu'elles présentent, mais c'est le statut du dauphin d'Électre (Pe) qui est le plus clair actuellement, avec 792 clichés.

Par la suite, nous nous concentrerons exclusivement sur l'analyse des blessures anthropiques et explorerons l'interaction entre origine anthropique et espèce.

### 3.2.3. Blessures fraîches et pression anthropique instantanée

Les blessures fraîches représentent un proxy du risque à l'instant t. Il est rare d'obtenir un cliché d'une blessure de cétacé fraîche. En deux ans d'expéditions, 415 (5,8% du total de photographies exploitées) ont été obtenus, dont 51 (0,97%) montrent des blessures anthropiques. Cela correspond à un total de 660 blessures fraîches, dont 73 anthropiques.

La Figure 8 présente le nombre de blessures anthropiques fraîches observées chez tous les individus des espèces les plus communes. Évidemment, la majorité des points se place à zéro, et seuls quelques individus présentent une, deux voire trois blessures de ce type. Il est tout de même possible de calculer la moyenne de blessures anthropiques fraîches observées au sein de chaque espèce (Figure 8). Grâce à des tests statistiques spécifiques (le nombre important de zéros dans le jeu de données empêche toute solution paramétrique), il est possible d'identifier des espèces aux nombres moyens de blessures anthropiques fraîches significativement distincts.



**Figure 8 : Incidence des blessures anthropiques fraîches par espèce.** Les effectifs (n, nombre de clichés) sont présentés au bas du graphique, et les triangles blancs ainsi que la valeur au-dessus représentent le nombre moyen de blessures anthropiques fraîches par espèce. La significativité est mesurée par des tests tronqués de Wilcoxon pour des jeux de données zero-inflated. On remarque effectivement un amas conséquent de points de valeur nulle. \*:  $p < 0,05$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*\*\*:  $p < 0,001$

Ainsi, les dauphins d'Électre (Pe) présentent plus de blessures anthropiques fraîches que six des huit autres espèces présentées, à l'exception du grand dauphin (Tt) et de l'orque pygmée (Fa). De plus, le grand dauphin (Tt), placé second, présente statistiquement plus de blessures anthropiques fraîches que le dauphin tacheté pantropical (Sa), mais est indiscernable des autres espèces.

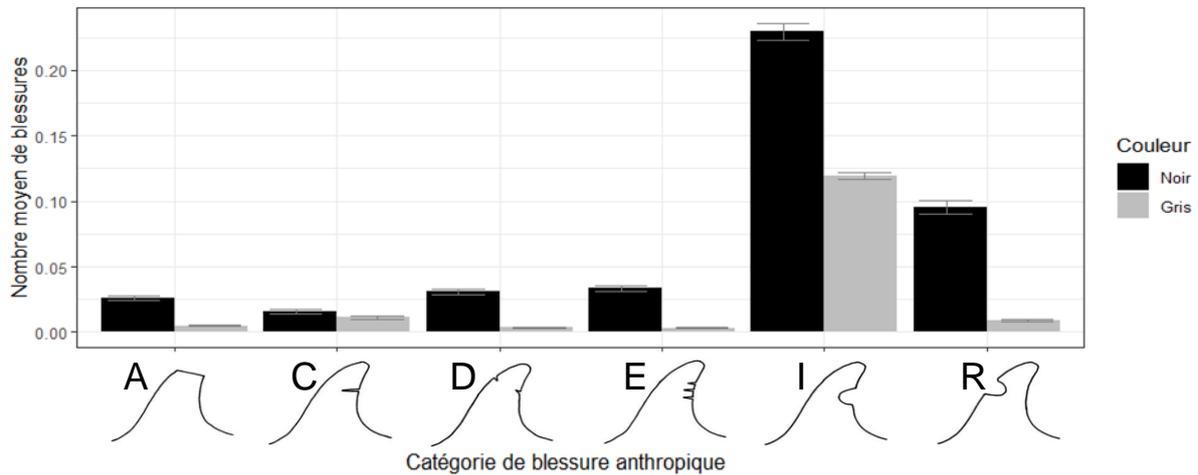
### 3.3. Vulnérabilité des cétacés : facteurs spécifiques aggravants

Certaines espèces de cétacés comme les *Kogia sp.*, le dauphin d'Électre et le grand dauphin semblent plus marquées (voir 3.2.). Cela peut être dû à des caractéristiques biologiques ou comportementales spécifiques. La vulnérabilité correspond à l'effet de ces caractéristiques sur la susceptibilité à être blessé par les activités humaines. Ainsi, on explore les relations de ces variables avec le nombre moyen de blessures chez différentes espèces de cétacés.

#### 3.3.1. Caractéristiques éthologiques et biologiques catégorielles

La Figure 9 présente la relation entre la couleur et le nombre de blessures anthropiques. Pour toutes les catégories, une couleur noire est associée à un plus grand nombre de blessures anthropiques. Cela est confirmé par un test de Wilcoxon ( $W = 5698714$ ,  $p < 0,001$ ). Toutes catégories

réunies, on observe en moyenne 0,28 (IC 95% : 0,23 - 0,33) blessures anthropiques de plus chez les individus à la couleur noire que chez ceux à la couleur grise.



**Figure 9 : Nombre moyen de blessures anthropiques par catégorie, en fonction de la couleur des cétacés.**

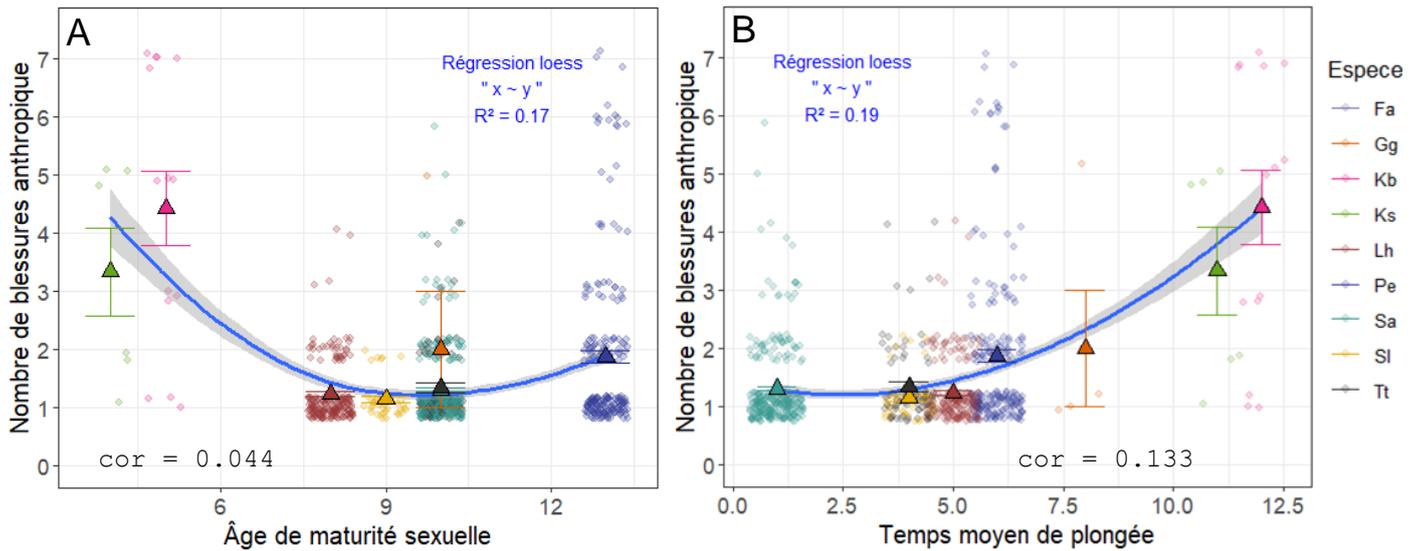
La différence est particulièrement marquée pour les catégories I et R, mais reste présente pour chacune des autres catégories de blessures.

### 3.3.2. Caractéristiques éthologiques et biologiques numériques

La Figure 10 représente des relations entre caractéristiques biologiques/éthologiques continues et nombre de blessures anthropiques. La relation présentée est une régression non-paramétrique locale de loess (Jacoby, 2000), justifiée par des coefficients de corrélation linéaire faibles (respectivement 0,044 et 0,133).

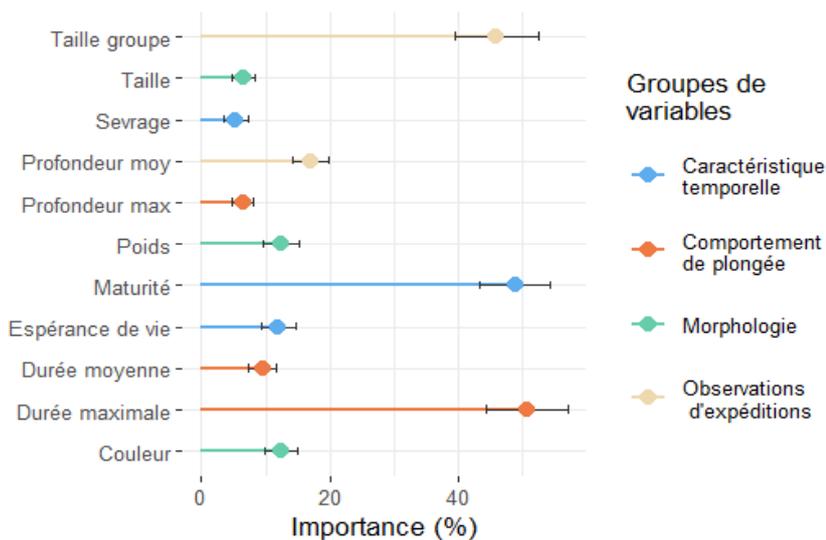
Seules sont présentées les caractéristiques présentant une tendance intéressante ( $R^2 > 15\%$ ) : l'âge de maturité et le temps moyen de plongée. Il semble qu'une longue durée de plongée soit associée à un nombre de blessures anthropiques plus important, tandis qu'un âge de maturité sexuelle intermédiaire serait associé à un minimum de blessures anthropiques. Cependant, on ne connaît pas la contribution de ces relations apparentes, qui pourraient avoir un impact faible même si elles étaient effectivement significatives.

Pour évaluer cette contribution, ainsi que celles d'autres variables biologiques et éthologiques, cinq mille arbres de décision multivariés (MRT) ont été générés à partir des individus blessés anthropiquement, pour former une forêt aléatoire (RF). Le modèle de RF ainsi réalisé permet de restituer  $R^2_{RF} = 15,65\%$  de la variance observée, avec une erreur absolue moyenne (MAE) de  $MAE_{RF} = 0,62$  blessures, et une erreur résiduelle moyenne (RMSE) de  $RMSE_{RF} = 0,92$  blessures, ce qui est à peine inférieure à l'écart-type de l'échantillon  $\sigma = 1,004$ . C'est une performance assez moyenne pour un modèle, mais étant donné l'importance de la variabilité intra-espèce, non restituée par les variables considérées, il s'agit d'un résultat que nous considérons raisonnable.



**Figure 10 : Relations entre le nombre de blessures anthropiques et (A) l'âge de maturité sexuelle, et (B) le temps moyen de plongée par espèce.** Les points sont des observations de cétacés, les triangles et barres d'erreur représentent respectivement la moyenne et l'erreur standard du nombre de blessures anthropiques par espèce. La courbe de régression est obtenue par méthode "loess". Le coefficient de corrélation (cor) est indiqué en bas.

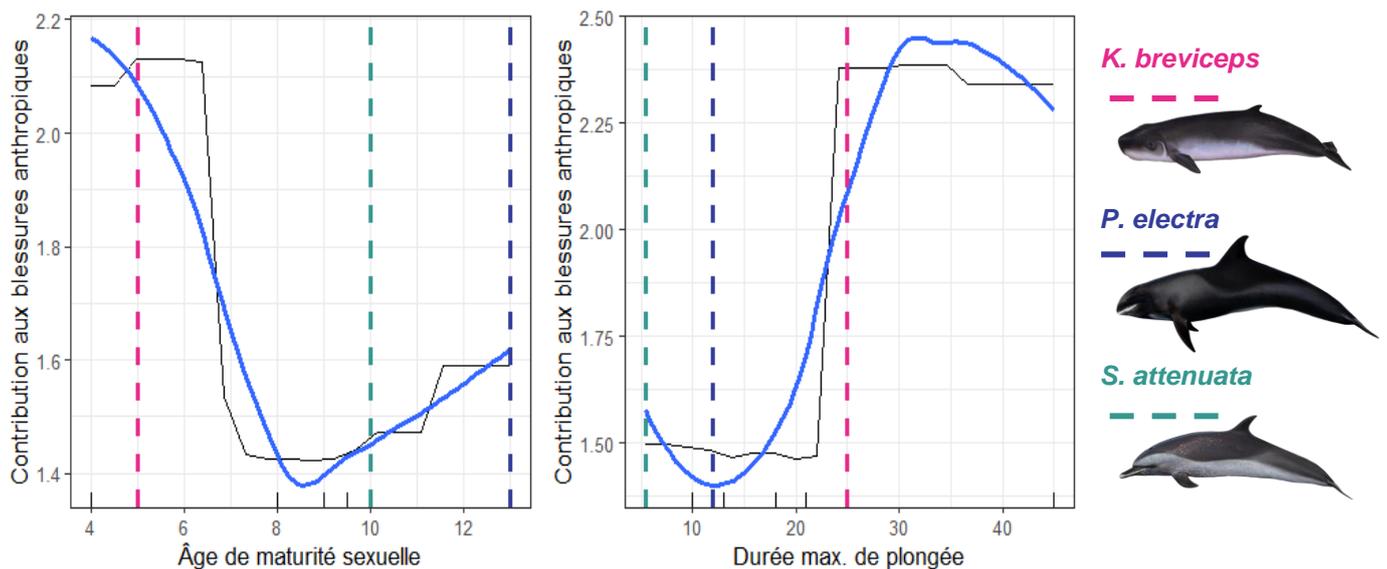
Cependant, même si le modèle reste fragile, il permet de donner quelques résultats préliminaires sur les facteurs éthologiques et biologiques permettant de discriminer le nombre de blessures anthropiques présentes sur un individu. La Figure 11 présente ainsi l'importance moyenne des variables dans la construction de chacun des arbres.



**Figure 11 : Importance moyenne des variables biologiques et éthologiques dans les 5 000 arbres de décision de la Forêt Aléatoire.** L'importance représente le nombre de fois où la variable a été utilisée comme critère de décision dans un nœud d'un arbre.

Les trois variables qui participent le plus à la discrimination du nombre de blessures anthropiques sont la durée maximale de plongée, l'âge de maturité sexuelle et la taille du groupe. Loin derrière se retrouvent le poids, l'espérance de vie, mais aussi la couleur et le temps moyen de plongée, malgré ce qui avait été observé précédemment (Figures 9 et 10). Celles qui contribuent le moins sont l'âge de sevrage, la taille et la profondeur maximale de plongée. On remarque en outre une grande corrélation entre certaines variables, telles que la taille et le poids ( $r = 0,96$ ), ou encore les durées moyenne et maximale de plongée ( $r = 0,90$ ), ce qui limite l'optimisation des décisions à chaque nœud du MRT.

Les modèles de RF permettent également d'observer les contributions partielles de chaque variable au nombre de blessures anthropiques, présentées dans la Figure 12. On observe ainsi que les espèces à maturation rapide et à longue durée maximale de plongée semblent plus susceptibles d'être blessées par les activités humaines, en accord avec les observations précédentes. Une taille de groupe élevée correspond, elle, à un nombre de blessures moindre (profil de dépendance partielle non montré). L'obtention de marges d'erreur permettrait de déterminer la significativité des effets observés, mais étant données la performance du modèle, on ne peut pas se risquer à des analyses trop fines. Une espérance de vie faible et une durée de maximale plongée importante seraient associées à des blessures anthropiques plus nombreuses.



**Figure 12 : Profils de dépendance partielle des 2 variables les plus importantes dans la RF. Les lignes verticales correspondent au cachalot pygmée (rose), au dauphin d'Électre (bleu foncé), et au DTP (turquoise). La courbe lissée bleue, superposée, représente une régression de type "loess", probablement plus proche des effets biologiques modélisés. Illustrations naturalistes issues de sanctaire-agoa.fr.**

Les caractéristiques du DTP (en turquoise dans la Figure 12) et du cachalot pygmée (rose), respectivement le moins et le plus marqué anthropiquement, correspondent à des contributions faibles et élevées aux niveaux de blessures associés, comme attendu. À l'inverse, le dauphin d'Électre (bleu foncé) montre un effet moyen pour l'âge de maturité sexuelle et faible pour la durée maximale de plongée. Ce ne sont donc pas ces variables qui contribuent à expliquer son importante vulnérabilité. Des caractéristiques jouant un rôle plus important pour cette espèce en particulier seraient la taille, la couleur, et la durée moyenne de plongée (profils de dépendance partielle non présentés).

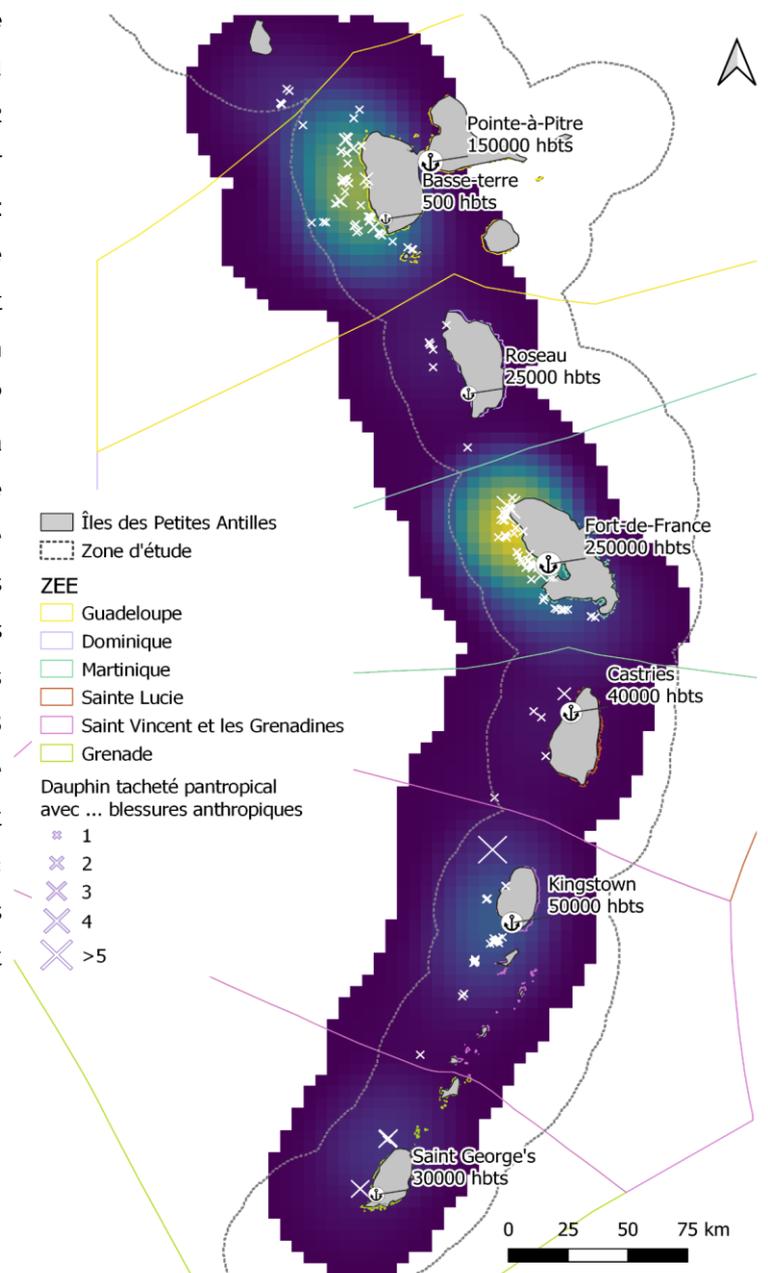
### 3.4. Exposition des cétacés : facteurs anthropiques

#### 3.4.1. Localisation des blessures d'une espèce résidente : *S. attenuata*

Dans les Petites Antilles, le DTP est considéré résident dans les îles qu'il fréquente (Courtin et al., 2022). Les blessures ont donc normalement été infligées aux alentours de la zone où il a été observé. On peut ainsi évaluer le niveau de pression anthropique de chaque île en y calculant la moyenne du nombre de blessures.

Malgré l'abondance d'observations de cette espèce, on n'observe que peu d'individus marqués anthropiquement (282 clichés sur 3 065 en tout, soit 9,3%) répartis sur les six îles les plus au Sud de l'arc insulaire : Guadeloupe, Dominique, Martinique, Sainte Lucie, Saint-Vincent- et-les-Grenadines et Grenade. La Figure 13 représente la répartition géographique des observations de DTP blessés anthropiquement. La Martinique et la Guadeloupe sont les îles où on en observe le plus. Cependant, l'île où le nombre moyen de blessures anthropiques par individu le plus élevé est à Grenade ( $0,54 \pm 1,1$  blessures anthropiques par individu sur 52 clichés), mais est indiscernable statistiquement de SVG ( $0,18 \pm 0,58$  avec 245 clichés) et de la Dominique ( $0,13 \pm 0,41$  avec 77 clichés). La Guadeloupe est également parmi les plus touchées ( $0,15 \pm 0,45$ ), mais, avec un nombre de clichés largement supérieur (915), elle l'est significativement moins que Grenade.

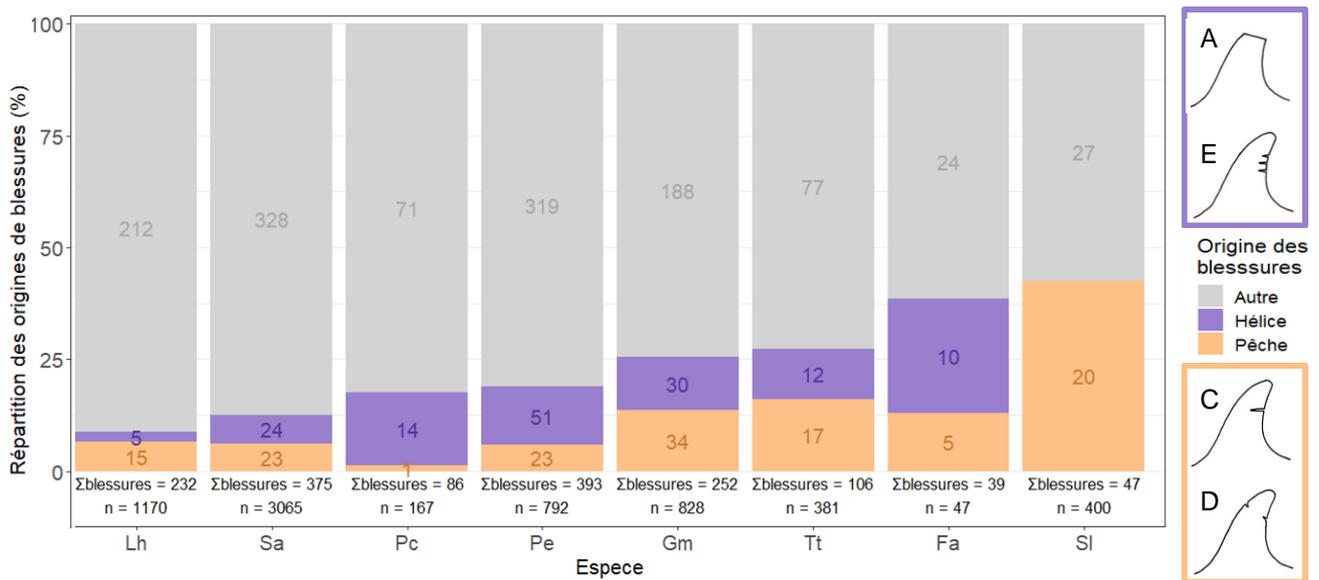
**Figure 13 : Carte de chaleur des DTP blessés et localisations associées.** La densité est calculée à partir du nombre d'individus blessés anthropiquement. La taille des cercles correspond au nombre de blessures anthropiques observées sur un même individu.



### 3.4.2. Détermination des activités anthropiques impactantes

La table de détermination des blessures (Annexe 2), permet de retracer une source probable de la blessure, telles que les engins de pêche et les hélices. On peut ainsi obtenir la répartition des blessures anthropiques selon les sources probables (Figure 14). Les blessures A,E et C,D ont été respectivement attribuées aux sources "hélice" et "pêche" au vu d'indications sur les blessures couramment associées à ces premières (voir notamment [Luksenburg, 2014](#)).

Certaines espèces, comme le dauphin de Fraser (Lh) ou le DTP (Sa), présentent beaucoup de blessures de catégorie I et R (en gris), dont on ne peut pas déterminer l'origine. Pour le globicéphale (Gm), le grand dauphin (Tt), l'orque pygmée (Fa) et le dauphin à long bec (Sl), on dépasse les 25% de blessures dont on connaît probablement la source.

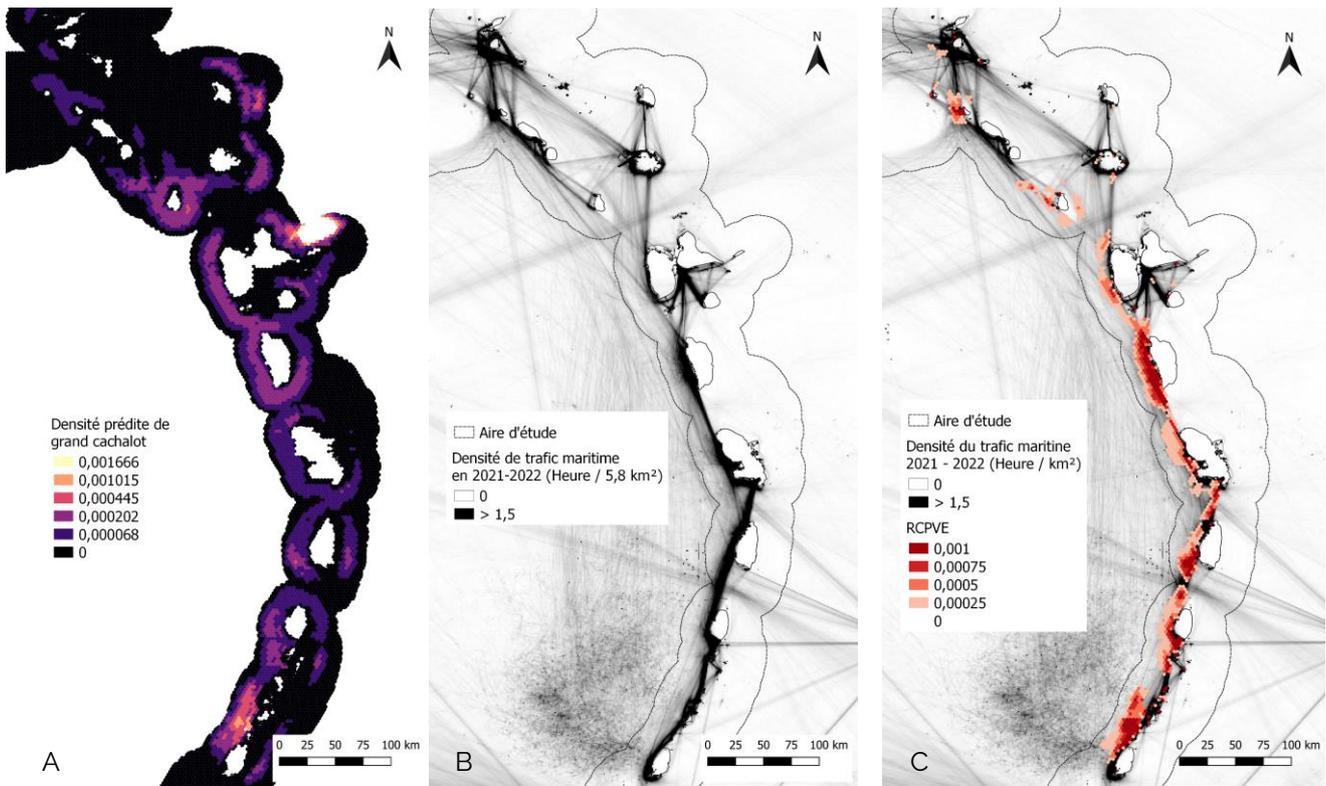


**Figure 14 : Répartition des blessures anthropiques par origine et par espèce. Les catégories A et E sont attribuées majoritairement à des collisions (hélices, en violet), tandis que C et D sont attribuées majoritairement à des interactions avec des engins de pêche (en orange). Les chiffres dans les colonnes représentent le nombre de blessures observées, la somme ( $\Sigma$ blessures) ainsi que le nombre de clichés (n) sont indiqués en bas de chaque colonne. Seules les espèces présentant plus de 30 blessures et plus de 30 clichés sont présentés, par souci de représentativité statistique.**

La plupart des espèces semblent impactées en proportions équivalentes par les blessures liées aux hélices et à la pêche, à l'exception de la pseudorque (Pc) et du dauphin à long bec (Sl). Ils présentent respectivement 93% des blessures explicables liées aux hélices (14 blessures, 16,2% des blessures anthropiques totales) associées à des marques d'hélices et 100% liées à des interactions avec du matériel de pêche (20 blessures, 42,5%). Cependant, il existe peu d'observations et la proportion de blessures anthropiques sur ces espèces est faible (47 blessures sur 400 clichés pour Sl). L'orque pygmée (Fa) semble fortement atteinte par les collisions et la pêche (25,6% du total de blessures) mais avec peu de clichés également. Enfin, le dauphin d'Électre (Pe) est l'espèce qui présente le plus de blessures totales et potentiellement explicables, avec 51 (12,9%) et 23 (5,8%) blessures probablement imputables à des collisions et à des activités de pêche respectivement.

### 3.4.3. Cartographie de l'exposition au trafic maritime

Les dispositifs AIS récoltent en temps réel la position des navires qui en sont équipés, soit les bateaux de capacité de stockage ~ 1 150 m<sup>3</sup> par obligation légale (IMO, 2019). Ils permettent d'observer la distribution et l'intensité du trafic maritime international, et local si l'on excepte les petits bateaux (de plaisance, par exemple). En superposant ces densités de trafic maritime avec les prédictions de distribution d'espèces de cétacés, on calcule le RPCVE, qui permet de visualiser les zones à fort risque théorique de collision. Les cartes résultantes sont présentées en Figure 15 pour le grand cachalot (*Physeter macrocephalus*). Ses blessures n'ont pas été étudiées dans ce rapport, mais c'est un cétacé à fort enjeu de conservation localement (voir statut de conservation en Annexe 4), et il est donc important pour sa conservation de savoir où sont les zones à risques.



**Figure 15 : Cartes de la répartition du grand cachalot (A), du trafic maritime total (B) et de l'exposition du grand cachalot au trafic maritime (C), mesurée avec le RPCVE.** Pour les densités de cachalots, la zone à l'Est de la Guadeloupe a dû être retirée car des valeurs excessives étaient générées à cause de combinaisons entre variables environnementales qui n'ont pas été échantillonnées. Les seuils du RPCVE sont issus de Bedriñana-Romano (2022). Le trafic maritime est représenté de manière brute sur les cartes B et C, mais a été incorporé à notre grille hexagonale pour calculer le RPCVE.

Le trafic maritime comme la répartition du grand cachalot sont plus marquées du côté Caraïbe des îles des Petites Antilles. La superposition est particulièrement importante en Dominique, au Sud de Sainte Lucie et au Nord de Grenade, qui sont donc des zones à risque de collision théoriquement important. On observe que les plus grands chevauchements avec le cachalot ont lieu avec les cargos ( $D = 0,223$ ) et les pétroliers ( $D = 0,157$ ).

## 4. Discussion

### 4.1. Protocoles d'échantillonnage et d'acquisition de données

#### 4.1.1. Capture photographique et sélection d'espèces pertinentes

Le choix de la récolte de données par photographie, s'il est largement répandu dans la littérature scientifique (Garcia-Garin et al., 2020; Urian et al., 2015), ne donne que des informations lacunaires. Les cétacés se déplacent dans trois dimensions, et remontent à la surface pour respirer. Ce sont ces moments-là qui sont capturés par photographie. Ainsi, il peut être difficile d'évaluer le nombre d'individus présents dans un même groupe, surtout lorsque le groupe est grand, ou d'obtenir un échantillonnage conséquent des individus le composant.

Pour l'analyse statistique, nous avons donc choisi d'intégrer toutes les photos exploitables, même si un même individu apparaissait plusieurs fois. Il s'agit d'un tirage aléatoire : à chaque prise de photographie, un ou plusieurs individus sont observés, tandis que l'essentiel du groupe est sous

l'eau ou hors de l'angle de champ de l'appareil photo. En répétant les tirages (les photographies), on s'approche d'une meilleure connaissance de la composition du groupe, notamment à propos des individus présentant des blessures. Cependant, malgré les efforts, il existe une variabilité intra- et interspécifique concernant la curiosité (l'approche près du bateau). Ainsi, certains individus sont probablement sur-échantillonnés, en comparaison à d'autres qui restent plus éloignés.

Une exception notable à ce cadre théorique correspond aux espèces qui se déplacent en groupes restreints, de moins de cinq individus. Par exemple, un groupe de deux baleines à bosse ne comportant qu'une mère et son baleineau pourra être entièrement photographié, et la prise en compte du même individu à plusieurs reprises induira alors de la redondance, ce qui nuira à la comparabilité entre espèces. De même, dans un petit groupe, un individu blessé qui reste proche du bateau sera nécessairement plus souvent pris en photo, et cela risque donc d'induire des biais, qui ne seront pas "dilués" dans le groupe. Cela concerne notamment les cachalots (*Physeter macrocephalus*), les baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*), les orques (*O. orca*), les cachalots pygmés (*K. breviceps*) et nains (*K. sima*) (voir Annexe 4).

Il a tout de même été choisi d'inclure ces trois dernières espèces dans l'analyse, afin d'obtenir des résultats préliminaires les concernant. À terme, il pourrait être judicieux de leur réserver une analyse dédiée, notamment à travers l'édification d'un catalogue d'individus observés, pour réduire les biais précédemment identifiés. Cela entraine justement dans le sujet de deux stages au sein de l'association, sur les baleines à bosse et les cachalots, grâce à l'utilisation de plateformes de reconnaissance d'images par intelligence artificielle comme Flukebook (Blount et al., 2022).

#### **4.1.2. Coopération internationale au détriment du *design* expérimental**

Les aléas météorologiques, les objectifs fondamentaux de la CSS et les contraintes logistiques font que le tracé de l'effort de recherche n'est ni aléatoire ni systématique. De tels transects, par exemple en quinconce le long des côtes (Mannocci et al., 2018; Tyne et al., 2014, 2016), permettent d'obtenir des résultats beaucoup plus solides scientifiquement. Si l'idéal serait de sillonner ainsi l'ensemble de la zone d'étude, étant donné sa taille et la difficulté à repérer des souffles ou éclaboussures de cétacés sur une mer agitée, cela s'avère difficile en pratique. Les chenaux séparant chacune des îles de l'arc insulaire des Petites Antilles sont particulièrement tumultueux, puisque les masses d'eau de l'océan Atlantique y rencontrent celles de la mer des Caraïbes. De même, les conditions sont rarement favorables à l'exploration des façades Atlantiques, des îles, dites "au vent", et qui sont de fait largement sous-échantillonnées par rapport aux façades abritées côté Caraïbe, "sous le vent".

Ce choix de transect pouvant nuire à la qualité des données s'explique par deux des objectifs essentiels de la CCS : la sensibilisation et formation des acteurs locaux, ainsi que l'instauration d'une collaboration scientifique internationale dans la région des Petites Antilles. Dès les premières expéditions, il a été choisi d'inclure tous les états insulaires de la région. En conséquence, il est impossible de concilier un *design* expérimental systématique avec un objectif d'atteindre les îles les plus éloignées de l'arc insulaire rapidement : une durée de deux semaines pour les expéditions constitue une contrainte logistique et financière indépassable actuellement.

À terme, la CCS ambitionne de déléguer à chaque île son propre suivi local de cétacés, pour systématiser les efforts d'échantillonnage avec un même protocole scientifique. De cette manière, tout l'arc insulaire des Petites Antilles pourrait être échantillonné de manière homogène, plus régulièrement, et plus rigoureusement. Pour ce faire, la plupart des participants aux expéditions scientifiques de la CCS sont membres de différents gouvernements des États insulaires voisins ou d'associations locales, afin d'assurer un transfert de compétences. C'est d'ailleurs ce qu'il va arriver à SVG, Grenade, et aux îles Turk et Caicos dans les Petites Antilles, ainsi qu'aux îles Vierges Britanniques et aux îles ABC néerlandaises, où des locaux ont suivi des programmes de formation de la CCS et programment leurs propres expéditions dès l'année 2024 !

Pour autant, la Martinique, point de départ et d'arrivée de toutes les expéditions, reste particulièrement sur-échantillonnée par rapport aux autres îles. En parallèle, grâce aux institutions françaises, telles qu'Ifremer, nous disposons de données fiables sur les activités humaines qui s'y déroulent. À terme, la Martinique pourrait donc servir de cadre de référence sur ce qu'il est possible de réaliser avec un échantillonnage conséquent et les informations adéquates. Cela permettrait d'identifier les données nécessaires pour arriver à un niveau de connaissance équivalent concernant les pressions anthropiques dans d'autres états insulaires.

## **4.2. Récolte et analyse des blessures observées**

### **4.2.1. Données lacunaires**

Pour les cétacés vivants, il est virtuellement impossible de disposer de l'animal dans son intégralité, afin de pouvoir observer sans ambiguïté toutes ses blessures et de les référencer exhaustivement. Les échouages constituent un cas d'observation non ambigu (Herr et al., 2020; D. Mann et al., 2010), mais on en recense peu dans les Petites Antilles (AGOA, 2023b), caractérisées par des côtes discontinues qui se trouvent rarement face aux courants dominants. L'analyse des blessures présentes sur les photos se fait donc uniquement à partir d'une petite partie du corps des individus. Seuls 231 clichés (3,3 %) montrent la majeure partie de l'individu, et 10 (0,14 %) montrent spécifiquement le ventre. Enfin, des marques de blessures majeures peuvent être totalement invisibles selon l'angle d'observation et la réflexion de la lumière (Figure 16).

Malgré ses limitations, il s'agit tout de même d'une méthode d'intérêt pour étudier les blessures des cétacés, communément utilisée. La photo-ID est une technique de capture-marquage-recapture puissante, relativement peu coûteuse et non invasive qui permet d'évaluer l'abondance des populations de cétacés (Tyne et al., 2014), la structure sociale (Wray et al., 2021) et les déplacements des cétacés (O'Brien et al., 2023; Rock et al., 2023). Elle nécessite peu de connaissances préalables (bien qu'une formation des opérateurs améliore la détection des cétacés et la qualité des photos, cf Smith et al., 2020), et pourrait donc facilement être déployée à l'ensemble des Petites Antilles.



**Figure 16 : Cachalot pygmée (*K. breviceps*) présentant entre autres une blessure d'hélice profonde, sous deux orientations. La blessure, pourtant profonde, est invisible sur le cliché de gauche à cause de l'orientation de l'individu par rapport au soleil (contrejour/reflets)**

#### **4.2.2. Fidélité de la clé de détermination des blessures**

Certains types de blessures sont soumis à controverse, et sont associés à des interprétations différentes selon les publications. C'est le cas de la catégorie de blessure G ou encoche fine, qui est la plus communément observée. Elle est associée par Luksenburg (2014) à des interactions avec des engins de pêche, tandis que Kiszka *et al.* (2008) sont plus conservateurs et parlent d'interactions possibles avec les activités de pêche, par opposition à d'autres interactions quasi-certaines. Intégrer la catégorie G à une origine anthropique aurait fait passer les blessures anthropiques de 14,9 % (1 647 blessures) du total à plus de 60,7 % (6 672 blessures), et nous avons préféré rester conservateurs dans le cadre de cette étude, des encoches pouvant parfaitement être la marque d'interactions intra- ou inter-spécifiques.

Il pourrait être judicieux de choisir une approche mixte à travers une échelle à trois niveaux de certitude, telle que proposée par Baird *et al.*, (2015) : blessures non compatibles, possiblement compatibles, ou certainement compatibles avec une activité humaine, de pêche ou de navigation. Cependant, leur méthode repose sur l'analyse des photos par 8 experts des orques, des cétacés ou des interactions avec les engins de pêche. Si elle permet effectivement d'obtenir un critère de décision précis pour la catégorisation, elle est beaucoup plus lourde à mettre en place sur les 7 069 clichés analysés lors du stage, et ceux à venir lors des prochaines expéditions de récolte de données. Dans le même ordre d'idée néanmoins, plusieurs experts (cétologues, chercheurs experts de la pêche, *whale watchers* ...) ont été mis à contribution lors de blessures équivoques.

Enfin, la catégorie de blessures P, correspondant à une dépression plus ou moins circulaire sur une partie du corps, n'a pas été retrouvée dans la littérature (voir Figure 17). Cette blessure a été observée sur 14 individus (Annexe 3 sous la dénomination "trou") dans les ZEE de Martinique et de SVG. Elle pourrait correspondre à une marque laissée par un harpon, mais en l'absence d'informations concordantes dans la littérature, il a été impossible de l'inclure dans les blessures anthropiques.



**Figure 17 : Clichés de DTP (*S. attenuata*, gauche) et de dauphin d'Électre (*P. electra*, droite) présentant une blessure de catégorie P (dépression plus ou moins circulaire).**

De nombreuses contributions à la détermination des affections externes chez les cétacés existent, mais elles présentent de nombreuses différences, comme celles précédemment mentionnées. Un effort d'harmonisation des catégories de blessures chez les cétacés (et plus largement, de toutes les affections physiques externes observables) a été proposé récemment (Correia et al., 2023) pour permettre une meilleure comparaison des observations à travers un langage commun. Cependant, les 14 catégories de blessures traumatiques proposées ne permettent pas la discrimination de l'origine anthropique ou naturelle des blessures. Il semble ainsi ardu de créer une clé de détermination généralisable aux différentes espèces, mais surtout aux différents objectifs des études scientifiques qui en ont besoin. D'autres contributions seront probablement nécessaires avant de parvenir à une clé de détermination universelle opérationnelle.

#### **4.2.3. Durée de cicatrisation et lieu d'infliction des blessures**

Pour avoir des informations sur la zone où a été causée une blessure, deux cadres ont été considérés : l'étude des DTP, résidents, et l'étude des blessures fraîches. Le choix final s'est porté sur les DTP, car les processus de cicatrisation des différentes espèces de cétacés sont trop peu connus pour être parfaitement fiables. De même, la mobilité des espèces est un facteur confondant majeur qu'il n'est pas possible de prendre en compte à l'heure actuelle.

Chez le grand dauphin, une blessure légère (biopsie) met généralement 21 jours à être entièrement recouverte par l'épiderme (Fruet et al., 2017), contre 60 jours chez le globicéphale (Kowarski, 2014). Évidemment, la durée de cicatrisation dépend de la surface et de la profondeur de la blessure. Hill et al., (2017) montrent, chez une jeune baleine à bosse, une plaie traumatique fraîche (plus large et profonde que toutes les blessures que j'ai pu observer) mettant 139 jours à cicatrifier. Cependant, après 15 jours, la blessure présentait déjà du tissu de granulation indicateur d'un certain avancement processus de cicatrisation, et un aspect visuel modifié, avec une couleur blanchâtre. Il semble donc raisonnable de considérer qu'une blessure fraîche (c.-à-d. en phase inflammatoire pré-cicatricielle) a été infligée dans une fenêtre temporelle de deux semaines, au moins pour une plaie profonde et large. Il s'agit alors d'une limite temporelle haute, correspondant à des blessures majeures, car des blessures plus petites peuvent se refermer en quelques jours.

Par ailleurs, les espèces ne disposent pas de facultés de guérison strictement équivalentes. Le dauphin de Fraser (*L. hosei*) est capable de cicatriser jusqu'à une repigmentation parfaite de ses motifs corporels (Su et al., 2022), ce qui n'est pas nécessairement le cas d'autres espèces, et particulièrement du dauphin de Risso (*G. griseus*), incapable de renouveler la couche supérieure pigmentée de leur épiderme. Chaque interaction intra-spécifique laisse apparaître un tissu blanc sous-jacent définitif, et de nombreuses cicatrices s'accumulent au cours de la vie (Alliouane et al., 2022). Ces facteurs de variabilité inter-espèce sont encore mal connus, et l'analyse des blessures fraîches doit se cantonner aux blessures très récentes.

La grande mobilité de certains cétacés est alors un facteur confondant majeur. Effectivement, les baleines à bosses (*M. novaeangliae*) sont capables de se déplacer de la Norvège à la Guadeloupe (7 400 km minimum) en 80 jours (Campos Cuellar et al., 2023). Évidemment, elles constituent un exemple extrême en termes de migration (Baker & Herman, 1981; Félix & Guzmán, 2014), et il est probable que les petits cétacés ne soient pas capables de telles performances. Par exemple, certaines espèces de petits cétacés peuvent présenter des domaines vitaux restreints, comme le dauphin de Risso ou le dauphin à long-bec (Karczmarski et al., 2005; Remonato et al., 2012). D'autres semblent même présenter un caractère résident dans les Petites Antilles comme le DTP (Courtin et al., 2022) et certains clans sociaux de cachalots (Gero et al., 2016; Vachon et al., 2022). Une blessure de deux semaines ou moins serait alors susceptible d'être représentative du lieu où elle a été infligée. Chez ces deux dernières espèces au moins, la géolocalisation des blessures fraîches pourrait fournir des informations pertinentes. Cependant, déterminer leurs patrons de fréquentation de la zone, par balisage notamment, serait probablement plus fiable, puisque l'on pourrait alors déterminer avec précision les zones à risques.

### **4.3. Suggestions de méthodes statistiques exploratoires**

Techniquement, un modèle de RF est capable de traiter les variables catégorielles. Cependant, il est souvent préférable de les exclure, notamment lorsqu'elles ne présentent que deux niveaux, comme ici. En effet, cela ne laisse alors qu'une seule décision possible pour cette variable (c.-à-d. séparer les cétacés de couleur noire et gris en deux groupes distincts), alors que les variables continues en ont une infinité, en théorie. C'est pourquoi la couleur des cétacés n'a pas été incluse avec les autres variables biologiques et éthologiques dans la RF.

Il serait intéressant de multiplier les méthodes statistiques exploratoires et explicatives (GAM, réseaux de neurones artificiels ...), afin d'arriver à un groupement de modèles qui ne serait pas dépendant de la méthode de modélisation utilisée, mais qui fournirait des informations selon le consensus ou dissensus entre les modèles utilisés. Lorsque les données ne sont pas équilibrées, il s'agit de méthode de choix (Hugon & Maalouf, 2023), mais qui a l'inconvénient de nécessiter une formation statistique avancée.

## 4.4. Impacts anthropiques sur les populations de cétacés

### 4.4.1. Nombre de blessures anthropiques vs naturelles et ambivalentes

Avec les données actuelles, il est impossible de trancher sur une explication de l'accumulation des seules blessures naturelles et ambivalentes sur individu, par opposition aux blessures anthropiques. Quatre hypothèses pourraient expliquer cette différence significative :

- 1) Notre étude souffre d'un biais d'échantillonnage important, et nous ne sommes pas en mesure d'observer réellement ce qu'il se passe. Il conviendrait alors d'approfondir la récolte de données avec un *design* expérimental (plus) solide. L'accumulation des données au cours des futures années d'expéditions permettra d'évaluer plus rigoureusement nos capacités de détection (Tyne et al., 2016) ;
- 2) Nous n'observons pas d'accumulation des blessures anthropiques parce que cela n'existe pas. La pression anthropique serait alors relativement faible. Deux méthodes permettraient de vérifier cette hypothèse : (i) une étude longitudinale des individus recapturés, où l'on étudierait la probabilité d'occurrence de nouvelles blessures, ou (ii) une étude en lien avec l'âge des individus, distinguant notamment les adultes des juvéniles ;
- 3) Nous n'observons pas d'accumulation des blessures anthropiques car, lorsque c'est le cas, l'individu meurt. Dans cette hypothèse, la pression anthropique subie par les cétacés pourrait être importante, et notre cadre d'étude sous-estimerait les niveaux de pression sans qu'il soit possible de quantifier ce biais. C'est d'ailleurs une hypothèse qui semble particulièrement vraisemblable pour les îles où la chasse aux cétacés reste autorisée, et où des individus meurent prématurément. Pour contourner cette difficulté, il faudrait étudier les dynamiques de population des différentes espèces, et particulièrement les taux de mortalité et de natalité apparents. Une comparaison entre espèces résidentes dans différentes îles pourrait permettre de valider ou d'infirmer une surmortalité significative aux abords de telle ou telle île, mais cela serait difficilement transférable d'une espèce à l'autre en raison de leurs vulnérabilités spécifiques. De même, pour les espèces migratrices, cette comparaison locale serait impossible et il faudrait raisonner à l'échelle de leurs domaines vitaux.
- 4) Les cétacés sont capables d'apprendre après une interaction leur infligeant une blessure, et ne réitèrent pas le même comportement par la suite. Cela est plus difficile à évaluer et demanderait des études éthologiques dédiées.

### 4.4.2. Impacts anthropiques spécifiques

#### 4.4.2.1. Influence des caractéristiques biologiques et éthologiques

D'après le modèle de forêt aléatoire, certaines caractéristiques biologiques et éthologiques semblent associées avec des impacts plus importants. Ainsi, une durée maximale de plongée élevée correspondrait à un nombre de blessures anthropiques élevé. Cela pourrait s'expliquer par la nécessité pour les grands plongeurs de passer plus temps en surface pour évacuer le dioxyde de carbone accumulé et rétablir les taux d'oxygène (Piscitelli et al., 2013; Thomas et al., 2017). Les espèces grégaires (> 25 individus) semblent également moins impactées que celles formant des petits groupes. On peut supposer que le niveau de pression anthropique considéré se dilue parmi les

individus composant le groupe, ou bien qu'une forme d'apprentissage et de transmission existe. Enfin, un âge de maturité faible serait associé à des blessures anthropiques plus nombreuses. Pour atteindre l'âge de se reproduire, un tel juvénile devra survivre moins longtemps, en comparaison à d'autres espèces, et cela pourrait être associé à des comportements plus à risques.

Les différentes espèces de cétacés observées dans l'arc insulaire des Petites Antilles possèdent des préférences d'habitats variées, et se retrouvent donc exposées à des menaces différentes qualitativement et quantitativement. C'est également le cas des espèces réparties en populations côtières et pélagiques telles que le globicéphale tropical (Kiszka, communication personnelle, 2023) dont les dynamiques entre sub-populations sont susceptibles de rendre plus compliquée l'évaluation des niveaux de menaces anthropiques.

Pour les espèces montrant un certain degré de fidélité aux sites qu'ils fréquentent, l'évaluation serait *a priori* plus facile, car les impacts des activités humaines peuvent être mesurés, et contrôlés, plus précisément à l'échelle locale. Plusieurs espèces rarement observées présentent quelques indices de fidélité aux sites : l'orque pygmée (McSweeney et al., 2009), le dauphin de Risso (Labach et al., 2015), le dauphin à long-bec (Andrews et al., 2007), le globicéphale tropical (R. Baird, 2013), les baleines à bec de Cuvier et de Gervais (Schorr et al., 2014).

Les prochaines années d'expéditions devraient permettre d'éclairer les premières observations concernant les blessures anthropiques par espèce. Nous pourrions alors confirmer ou infirmer nos estimations du niveau d'impact anthropique.

#### 4.4.2.2. *Dauphin tacheté pantropical*

Grâce à sa facilité d'observation, à sa présence dans toutes les Petites Antilles (voir Annexe 6), et à son caractère résident (Courtin et al., 2022), le dauphin tacheté pantropical (DTP) pourrait servir d'espèce sentinelle. Un programme de surveillance des populations pourrait théoriquement établir le niveau de pression auquel ils sont exposés localement. Cependant, ils sont l'espèce la moins marquée. Exception faite des décès non répertoriés, ils semblent donc moins exposés aux sources de blessures anthropiques telles que les collisions et les interactions avec les engins de pêche. Il s'agit d'une observation qui remet en question nos prédictions initiales, puisqu'ils fréquentent continuellement des zones à activité anthropique importante. De plus, leur comportement les amène à passer l'essentiel de leur temps (50 à 90%) en subsurface, entre 0 et 5m de profondeur (Silva et al., 2016), où ils sont particulièrement exposés aux risques de collisions.

Deux caractéristiques éthologiques pourraient participer à expliquer ce faible taux :

- Le dauphin tacheté pantropical est l'espèce la plus grégaire de nos observations, avec en moyenne 103 individus (IC : 74 - 145) dans un même groupe, ce qui pourrait diminuer la probabilité de détection d'une blessure anthropique ;
- Les groupes de DTP sont ségrégués selon l'âge et le sexe (Perrin & Hohn, 1994). Nos observations pourraient correspondre surtout à des groupes de juvéniles ou subadultes, présentant peu de tâches mais également peu de blessures. Les individus plus âgés se retrouveraient plus loin des côtes à des endroits moins échantillonnés, expliquant la faible

présence de blessures. Il faudrait approfondir l'étude de ces rencontres, en explorant leur comportement ou le nombre de juvéniles par groupe pour confirmer ou non cette hypothèse.

#### 4.4.2.3. *Dauphin d'Électre et globicéphale*

D'après les données récoltées, le dauphin d'Électre (*P. electra*) semble particulièrement marqué par les activités humaines au vu des 762 clichés récoltés. Cela est corroboré par le nombre important de blessures fraîches observées. Ainsi, dans leur habitat ou dans leur comportement, des éléments l'exposent probablement à des dangers accrus, et ce indifféremment de l'activité anthropique considérée (Figure 14). Leur comportement de plongée est connu dans l'archipel d'Hawaïi, où ils ont tendance à ne pas plonger en deçà de 30 mètres durant la journée, effectuant des courtes plongées de 3 à 6 minutes (West et al., 2018). Durant la nuit, ils plongent jusqu'à 500 mètres de profondeur, durant 8 à 11 minutes. Moins de 10 % des plongées supérieures à 30 mètres se déroulent la journée. Malheureusement, cela coïncide avec les patrons d'activités anthropiques, typiquement plus intenses durant la journée. Exception notable, les dispositifs de pêche tels que les DCP et les casiers restent en place de manière semi-permanente et sont également présents à des profondeurs importantes. Cependant, on observe des différences de comportements de plongée assez marquées entre les populations côtières et mésopélagiques (Aschettino, 2010), ce qui rend l'analyse plus compliquée. Il conviendrait d'étudier spécifiquement la répartition et la structure de la population des dauphins d'Électre dans les Petites Antilles. Ainsi, s'il existait effectivement différentes sous-populations évoluant à différentes profondeurs, nous pourrions observer si les populations côtières sont plus marquées anthropiquement que les autres, tandis que nous ne les distinguons pas actuellement.

L'apport des blessures fraîches, bien que conséquent chez le dauphin d'Électre, semble difficile à analyser : un individu peut rester à 50 km du point de balisage pendant 25 jours, quand d'autres parcourent 559 km en 9 jours (Schorr et al., 2009). On connaît le rôle des tourbillons de méso-échelle au large, utilisés comme aires d'alimentation (Woodworth et al., 2011), mais des connaissances plus pointues concernant la distribution et les mouvements du dauphin d'Électre seront nécessaires pour explorer leurs interactions avec les activités humaines localement.

Par ailleurs, d'autres espèces du groupe des *blackfish*, chassées à SVG et Sainte Lucie, sont susceptibles d'être fortement impactées par l'homme. Par exemple, les prises de globicéphale tropical s'évaluent à plus de 85 par an à Barrouallie, SVG (Fielding, 2022), ce qui représente plus de 6,5 % de la première estimation préliminaire de la population actuelle (Martin-Marin, 2023). L'espèce se divise en plusieurs sous-populations, certaines évoluant le long des côtes et d'autres plus au large (Kiszka, communication personnelle, 2023). Cependant, lorsqu'une unité sociale est rencontrée, il arrive que tous les individus soient capturés, altérant donc fortement les dynamiques au sein des sous-populations de la zone, qui se réunissent au moment de la reproduction. Mesurer les conséquences au niveau des dynamiques de la métapopulation est essentiel pour la conservation des cétacés ciblés, tout comme pour la soutenabilité de cette activité.

#### 4.4.2.4. Espèces rares

Les deux espèces les plus marquées par des blessures anthropiques sont les cachalots nain (*K. sima*) et pygmée (*K. breviceps*), ce qui, malgré le faible nombre d'observations, pourrait d'ores-et-déjà retranscrire fidèlement la réalité. Lorsqu'ils étaient chassés à travers le globe, ils étaient considérés comme des cibles particulièrement faciles, peu rapides et restant souvent immobiles à la surface (Willis & Baird, 1998). Ils seraient alors particulièrement vulnérables aux collisions. Malheureusement, il s'agit également d'espèces furtives, qu'il nous a rarement été donné d'observer, et encore moins de photographier, avec respectivement huit et deux observations, dont seulement cinq et une ont donné lieu à des photographies exploitables. C'est également le cas avec deux autres espèces : l'orque pygmée (*F. attenuata*) avec trois rencontres photographiées (sur quatre) et 15 individus potentiels ; et la pseudorque (*P. crassidens*) avec trois rencontres (sur quatre) et 15 individus potentiels. Cette dernière est connue pour interagir fortement avec les activités de pêche à Hawaï'i (R. W. Baird et al., 2015; R. W. Baird & Gorgone, 2005). Chaque nouvelle année d'expéditions permettra de confirmer ou d'infirmer ces tendances plutôt alarmantes, de mieux documenter les effets qu'elles subissent et peut être d'identifier certaines menaces spécifiques.

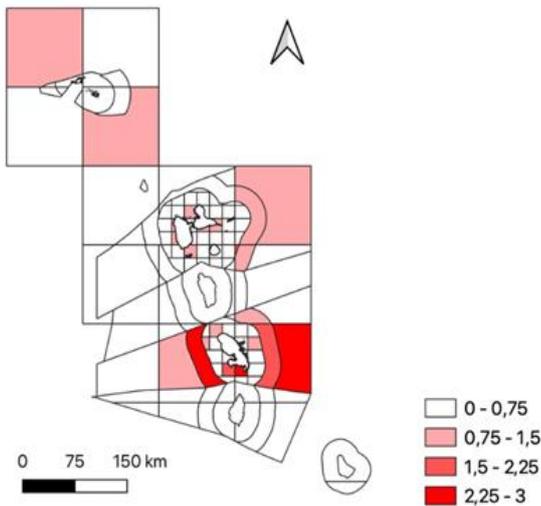
Concernant les autres espèces rares, de nombreuses données supplémentaires seront également nécessaires pour évaluer avec pertinence leur niveau de risque face aux différentes pressions anthropiques. Beaucoup de cas d'interactions des pseudorques avec des activités de pêche sont reportées à Hawaï'i (R. W. Baird et al., 2015). Les caractéristiques comportementales et écologiques de nombreuses d'entre elles sont mal connues. On a découvert les performances de plongée de la baleine à bec de Cuvier il y a moins de 10 ans (Schorr et al., 2014), et pour les traits d'histoire de vie de l'orque pygmée (*F. attenuata*), « *Virtually nothing is known* » selon Carwardine (2020), soit « On ne connaît quasiment rien ». Pour autant, certains indices laissent à penser qu'elle serait résidente dans les îles de l'archipel d'Hawaï'i (McSweeney et al., 2009), où 80% des individus identifiés ont été observés à nouveau dans la zone. Si c'était également le cas dans les Petites Antilles, des mesures de conservation dédiées pourraient être mises en place.

### 4.4.3. Pressions liées aux activités humaines

#### 4.4.3.1. Activités de pêche artisanale

L'activité de pêche des États insulaires de la grande Caraïbe est à 95 % artisanale (Dunn et al., 2010), et les données permettant d'estimer les efforts de pêche sont donc largement lacunaires. C'est une problématique majeure, puisque sans ces données, il est impossible d'évaluer l'intensité de la pression liée aux interactions avec pêche sur les cétacés. Quelques îles font figure d'exception, comme les îles françaises, administrées par un État possédant plus de ressources, et dont les institutions sont aptes à récolter des données fiables (ex : Ifremer). Cependant, à cause de délais de traitement particulièrement longs (six mois minimum), les efforts de pêche des différents secteurs des eaux françaises des Petites Antilles n'ont pas pu être obtenus. Cela aurait permis d'évaluer l'exposition des cétacés à cette menace. Une étude réalisée en 2022 estimait que celle-ci était peu élevée après des entretiens avec 6% des pêcheurs des îles françaises (Figure 18, Herfaut et al., 2022)

La pêche artisanale, souvent pensée moins impactante que la pêche industrielle, est toutefois responsable d'une perturbation importante des assemblages de poissons des récifs coralliens des différentes îles des Petites Antilles (Hawkins & Roberts, 2004). Si les cétacés ne sont pas affectés directement, cette modification des dynamiques écosystémiques locales est susceptible d'impacter les différentes espèces de cétacés par effet *bottom-up*. Ce serait particulièrement le cas pour celles fréquentent les zones côtières, comme le grand dauphin.



**Figure 18 : Nombre d'incidents de pêche impliquant des cétacés selon les secteurs de pêche français aux Antilles, définis par Ifremer (issu de Herfaut et al., 2022)**

Plusieurs arts de pêche utilisés localement sont identifiés comme dangereux pour les cétacés : les pièges et casiers côtiers (Pace III et al., 2014; Read et al., 2006; Wells et al., 2008) et les DCP qui attirent baleines et dauphins (Brehmer et al., 2012; Audinett, 2014; Sadusky et al., 2018). Cela est confirmé sur les eaux françaises, où les DCP constituent à près de 50% le dernier lieu d'observation d'un cétacé par les pêcheurs (19% des baleines et 64% des dauphins, Herfaut et al., 2022). En outre, les DCP sont susceptibles de générer des enchevêtrements, comme cela a été observé avec un orque dans les eaux françaises (Herfaut et al., 2022). Plus de 5 000 DCP sont recensés en Guadeloupe, qui est également l'île où les DTP sont significativement plus blessés par des blessures associées à la pêche ( $p = 0,043$ ). En comparaison, la Martinique et la Dominique en possèdent 20 à 50 fois moins (Vallès, 2023). Enfin, ces DCP génèrent de nombreux déchets en mer, lorsqu'ils sont perdus et partent à la dérive, pouvant potentiellement blesser de nombreux cétacés (Stelfox et al., 2016). Selon Wells et al. (2008), des enroulements multiples (enchevêtrements) sont considérés comme fatals lorsqu'ils concernent les nageoires. Ils ajoutent qu'il existe une autre menace fatale, mais invisible : l'ingestion de matériel de pêche.

#### 4.4.3.2. Trafic maritime international

Le cachalot a été choisi comme espèce modèle pour son statut de conservation local "en danger", et pour sa taille : la plupart des études sur les collisions semblent se focaliser sur les grands cétacés (Guzman et al., 2013; Hill et al., 2017; Laist et al., 2001; Lammers et al., 2003; Panigada et al., 2006; Schoeman et al., 2020). Nous observons de nombreuses zones d'exposition au trafic maritime, particulièrement pour les cargos et les tankers qui circulent densément sur des couloirs étroits, légèrement éloignés des côtes. Cependant, nos modèles de prédiction de distribution se basent encore sur de trop rares observations et un *design* expérimental biaisé : ils communiquent des informations préliminaires mais il sera nécessaire de les améliorer par la suite.

Les risques de collision diffèrent selon le type de bateau, et sont localisés au niveau de différents couloirs de navigation. Ainsi, les bateaux de plus de 80 mètres et/ou naviguant à plus de

13 nœuds (≈ 24 km/h) semblent être les plus dangereux pour les cétacés, car causant la majorité des blessures sérieuses ou létales (Laist et al., 2001). Avoir accès à la composante vitesse des données AIS, plutôt que la seule densité de trafic, permettrait d'évaluer plus finement les dangers que ces derniers représentent, mais les moyens financiers de la CCS ne le permettaient pas.

Par ailleurs, les différents types de bateaux correspondent à des échelles de gestion différentes : il semble plus compliqué d'implémenter des mesures (vitesse, zones d'exclusion ...) pour le trafic maritime international, plutôt que pour les ferries locaux. Enfin, les Petites Antilles comptent de très nombreux bateaux aux dimensions moins importantes, non équipés de systèmes AIS. Certains naviguent rapidement et empruntent des trajectoires non-prédéfinies, avec des changements de directions potentiels, sources possibles de blessures par collusion. Cependant, aucune donnée n'a été trouvée pour ce type de bateaux, dont les effets sur les cétacés mériteraient d'être étudiés.

#### **4.4.3.3 Effets globaux des activités humaines**

Grâce à la répartition des blessures de DTP, il semble que SVG, Sainte Lucie, la Guadeloupe et la Martinique sont des zones à risque. Pour les deux premières, une hypothèse explicative, même si peut-être simpliste, serait la chasse aux cétacés. Pour les îles françaises, on peut avancer leurs forts niveaux de développement économique et démographique, générant une activité humaine plus importante, et donc potentiellement plus impactante pour les cétacés.

Malheureusement, l'impact d'une blessure anthropique sur un cétacé est difficile à évaluer. Des cas de dauphins ayant survécu à des traumatismes majeurs ont été référencés (Bloom & Jager, 1994), indiquant une capacité de guérison théorique importante et relativement rapide (Bruce-Allen & Geraci, 1985). Cependant, certains types d'interactions (enroulements autour du bec ou injection de matériel de pêche) sont considérés comme systématiquement mortels (Bloom & Jager, 1994). De plus, des conditions environnementales hostiles, telles que des eaux contaminées par des relâchements d'eaux usées à forte activité microbiologique, sont susceptibles de déclencher des infections ou autres complications (Dwyer et al., 2014). La mobilité, et donc le succès d'alimentation, peuvent être réduits et donc entraîner une surmortalité à moyen terme. Malgré des observations de cétacés femelles blessées ayant eu des veaux après des blessures (Wells et al., 2008), le succès reproductif pourrait également être impacté. En effet, les nageoires servent à tempérer les organes génitaux. Si elles sont mutilées, il est possible que les capacités de reproduction soient altérées (Wells et al., 2008). De même, la sociabilisation du grand dauphin est nettement diminuée jusqu'à deux ans après inflexion d'une blessure anthropique (Greenfield et al., 2021). La traduction en effets sur les populations reste cependant encore incertaine.

Enfin, puisqu'une proportion inconnue des interactions avec les activités humaines entraîne une mort rapide sinon immédiate, l'étude des blessures observées sur des individus vivants ne peut servir que d'estimation basse des niveaux de pression anthropique exercées sur les populations de cétacés, et doit être complétée par un réseau de vigilance et de signalement des accidents rencontrés. Selon un membre du personnel, rien qu'à la marina du Marin (Martinique), des collisions laissant des dommages sur la coque des bateaux de plaisance impliqués surviendraient jusqu'à deux fois par an (communication personnelle, 2023).

## 4.5. État des lieux et recommandations pour la conservation

### 4.5.1. Cétacés et soutenabilité des activités de pêche

Selon le CRFM, les débarquements de pêche de la région Caraïbe ont diminué de 40% en 2019, atteignant un minimum décennal (CRFM, 2021a). La FAO a classifié les stocks halieutiques des Caraïbes comme étant les plus vulnérables du monde, avec 55% des populations commerciales déclarées surexploitées (CAF, 2021). Ce constat n'est malheureusement pas récent. Depuis la fin des années 80, les activités de pêche se sont diversifiées pour cibler également les grands poissons pélagiques et soulager les littoraux, notamment grâce aux DCP. Cela a induit une pression anthropique nouvelle pour les espèces de cétacés évoluant majoritairement au large, tels que le cachalot, le dauphin d'Électre et le DTP, et moindre pour les cétacés des eaux peu profondes (Reynal & Taquet, 2015), comme le grand dauphin.

Selon les pêcheurs des différentes îles, les captures accidentelles de cétacés vont en diminuant (Grant, 2008). Une modélisation des dynamiques trophiques de l'écosystème pélagique des Petites Antilles a été réalisée en 2008 (Mohammed et al., 2008). D'après elle, un scénario d'intensification de l'effort de pêche entraînerait paradoxalement une augmentation de la biomasse des petits cétacés. Cela correspondrait à l'effet de l'extinction des requins, leurs principaux prédateurs. De même, un scénario de fermeture totale de toute activité de pêche entraînerait une diminution des petits cétacés, car les populations de requins pélagiques, se régénérant, entraîneraient une pression de prédation plus importante. Cependant, ces modélisations comportent de nombreuses limitations et parfois incohérences (Mohammed et al., 2008). Par ailleurs, elles considèrent l'ensemble des petits cétacés en un seul groupe fonctionnel, empêchant par exemple d'explorer l'effet d'une augmentation de la chasse aux *blackfish* à Sainte Lucie ou à SVG, par exemple.

L'exemple des globicéphales tropicaux est parlant : leur abondance a été estimée, de manière préliminaire, à 1 305 individus (CI 95% : 803 - 3 483, Martin-Marin, 2023), avec l'hypothèse d'une population fermée - peu probable mais indispensable avec les données actuelles. Or, les prélèvements du village de Barrouallie (SVG) sont estimés à 85 individus par an (Fielding, 2018, 2022), et ce depuis 1949 au moins (Fielding & Kiszka, 2021), soit une perte annuelle de l'ordre de 6,5 %. On obtiendrait une population diminuée de moitié en seulement 10 ans. Cela pourrait être contrebalancé par la régénération naturelle de la population, estimée à 5,5% annuels en Méditerranée (Verborgh et al., 2009), mais où ni les juvéniles ni les adultes en âge de se reproduire ne sont éliminés. Il convient de garder en mémoire que les hypothèses de l'estimateur d'abondance de Chapman utilisé (Williams & Thomas, 2009), notamment la population fermée (pas de décès, de naissances, ni de migrations) ne soient pas respectées.

Pour autant, les gouvernements ne fournissent actuellement aucune perspective de soutenabilité (Carlson, 2017), et aucune législation ne permet d'encadrer cette activité. De véritables mesures de suivi des débarquements, ainsi qu'une collaboration avec les chercheurs et les gestionnaires localement pourraient être envisagées pour mieux estimer l'impact sur les populations concernées.

#### 4.5.2. Coopération internationale des différents acteurs

La conservation internationale de la région des Caraïbes en est encore à ses débuts. Malgré un constat partagé par de nombreux acteurs locaux, les initiatives communes ont mis particulièrement longtemps à émerger, comme en témoigne la création récente de la CCS. Actuellement, la première phase du projet CAMAC (*CAribbean marine Megafauna and anthropogenic Activities*, soit Mégafaune marine caribéenne et activités anthropiques) cherche à harmoniser un protocole d'étude des cétacés dans les Caraïbes (AGOA, 2023a), afin que les différents efforts locaux puissent être partagés, et que soient identifiées les lacunes dans les connaissances. La diversité d'acteurs aux objectifs contradictoires (États, associations locales et internationales, habitants, acteurs privés locaux et internationaux, etc.) et les niveaux de développement hétérogènes dans la région rendent cette tâche particulièrement difficile. Il s'agit néanmoins de la bonne route à suivre pour initier des véritables études d'ampleur pour connaître le statut des cétacés dans les Petites Antilles et dans la région Caraïbe.

Par ailleurs, d'autres États extérieurs semblent trouver un intérêt politique et/ou économique dans la zone. D'un côté, la Nouvelle-Zélande, pionnière dans la protection des mammifères marins (New Zealand Department of Conservation, 2023), finance des programmes d'études sur l'impact socio-écologique des sargasses, et de l'autre, le Japon subventionne la construction d'installations de transformation de *blackfish* à SVG, finance le développement de DCP (Audinett, 2014) et intervient également dans la planification de l'espace marin (CRFM, 2021b).

## 5. Conclusion

Mieux comprendre les pressions anthropiques auxquelles font face les cétacés est un enjeu de conservation important, car ce sont des espèces clés dans les dynamiques écosystémiques, et également des espèces parapluie dont la protection bénéficie à de nombreuses autres espèces. Les suggestions méthodologiques présentées dans ce rapport, comme l'étude des blessures fraîches, des DTP et les algorithmes de forêts aléatoires (RF), œuvrent dans ce sens et peuvent d'ores-et-déjà servir d'indicateurs préliminaires, bien que perfectibles, pour étudier les menaces anthropiques subies par les cétacés des Petites Antilles.

Certaines espèces ont été observées avec de nombreuses blessures d'origine anthropique, comme les cachalots nain et pygmée, l'orque pygmée, la pseudorque, le dauphin de Risso et le dauphin d'Électre. Une évaluation précise des niveaux d'impacts associés s'avère compliquée dans le cas des espèces rarement observées, telles que les *Kogia sp.* ou le dauphin de Risso. Dans une petite population, le décès de quelques individus pourrait avoir un impact délétère significatif, et une telle dynamique serait difficile à déceler, faute d'observations pour l'étayer. En revanche, le niveau de confiance est plus important pour le dauphin d'Électre, dont les données suggèrent un impact relativement élevé des activités humaines de pêche ainsi que du trafic maritime. Au contraire, l'orque épaulard (confiance faible), le dauphin de Fraser, le grand dauphin et le globicéphale tropical semblent relativement peu touchés. Cependant, concernant ce dernier, le cadre méthodologique utilisé ne permet pas de rendre compte des activités de chasse à son encontre. Enfin, le dauphin à

long bec, bien qu'également peu impacté, le serait majoritairement à cause d'interactions avec les activités de pêche.

Le modèle de forêt aléatoire a permis d'identifier 3 caractéristiques biologiques et éthologiques qui permettraient de discriminer les taux de blessures anthropiques d'une espèce à l'autre. Ainsi, une espèce de cétacé qui rassemblerait un âge de maturité sexuelle précoce, une taille de groupe moyenne limitée (< 25 individus) et qui serait capable de plonger pendant plus de 25 minutes, serait théoriquement impactée de manière très importante. De même, l'influence d'autres paramètres peut être facilement explorée pour évaluer la vulnérabilité apparente d'une espèce au trafic maritime ou aux activités de pêche locales.

Enfin, différentes îles des Petites Antilles semblent exercer une pression importante sur les cétacés. On retrouve ainsi les îles françaises, à la démographie et à l'activité économique la plus importante de la région, et les trois îles du Sud : SVG, Sainte Lucie et Grenade. Cette dernière souffrant d'un effort d'échantillonnage moindre, il ne permet pas vraiment d'évaluer les niveaux de pressions anthropiques associés. De plus, l'utilisation du dauphin tacheté pantropical comme espèce sentinelle, bien qu'informatrice grâce à son caractère résident, s'est avérée peu efficace, car les résultats ne deviennent solides qu'après un effort d'échantillonnage important. En effet il s'agit d'une espèce grégaire particulièrement peu marquée, et les probabilités de détection de blessures anthropiques au sein d'un groupe sont donc particulièrement faibles. En ce qui concerne le DTP, un suivi par balise GPS serait peut-être plus adapté pour étudier plus finement les déplacements, et donc leur exposition aux activités humaines.

Les pressions anthropiques varient qualitativement et quantitativement d'une île à l'autre des Petites Antilles. Ainsi, le sanctuaire marin AGOA les protège dans l'ensemble des eaux territoriales françaises, mais ils sont chassés à SVG et à Sainte Lucie et autorisés à la chasse dans les autres territoires de l'OECS. De même, l'existence de données fiables concernant les activités anthropiques de la région constitue un obstacle important à une analyse plus poussée de leurs impacts sur les cétacés. De nombreux États insulaires ne collectent pas de données permettant d'estimer et de cartographier les pressions de pêche ou de navigation à l'échelle locale. Ces données seront cruciales pour déterminer les différences entre les différentes îles, notamment. Enfin, il faudra accumuler plus de connaissances sur les abondances et distributions des différentes espèces, et d'évaluer l'aptitude à détecter un changement (Boyd & Punt, 2021). À l'exception peut-être du DTP, les plans de conservation dédiés aux cétacés devront être implémentés à l'échelle internationale, tendance qui commence à émerger dans la région Caraïbe.

## 6. Références bibliographiques

- Abramson, L., Polefka, S., Hastings, S., & Bor, K. (2011).** *Reducing the threat of ship strikes on large cetaceans in the Santa Barbara Channel Region and Channel Islands National Marine Sanctuary* (ONMS-11-01; Marine sanctuaries conservation series, p. 74). NOAA.  
<https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/30771>
- AGOA. (2021).** Les services de l'OFB contrôlent les activités de whale watching en Martinique. *Les services de l'OFB contrôlent les activités de whale watching en Martinique | Sanctuaire pour les mammifères marins Agoa*. <https://sanctuaire-agoa.fr/actualites/les-services-de-lofb-controlent-les-activites-de-whale-watching-en-martinique>
- AGOA. (2023a).** CAMAC. Sanctuaire pour les mammifères marins Agoa. <https://sanctuaire-agoa.fr/editorial/camac>
- AGOA. (2023b).** *Je signale un cétacé échoué ou en détresse*. Sanctuaire pour les mammifères marins Agoa. <https://sanctuaire-agoa.fr/editorial/je-signale-un-cetace-echoue-ou-en-detresse>
- Aguilar de Soto, N., Madsen, P. T., Tyack, P., Arranz, P., Marrero, J., Fais, A., Revelli, E., & Johnson, M. (2012).** No shallow talk : Cryptic strategy in the vocal communication of Blainville's beaked whales. *Marine Mammal Science*, 28(2), E75-E92. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00495.x>
- Alie, K. (2008).** Whales : More valuable alive than dead ? A question for decision makers in Eastern Caribbean whale-watching destinations. *Journal of Business, Finance & Economics in Emerging Economies*, 3(1), 177-190.
- Alliouane, S., Sittler, A.-P., & Sidois, J.-P. (2022).** *Grampus griseus* | DORIS. <https://doris.ffessm.fr/ref/specie/1459>
- Altherr, S., & Hodgins, N. (2018).** *Small cetaceans, big problems : A review of the impacts of hunting on small whales, dolphins and porpoises* (p. 70). Animal Welfare Institute.  
<https://awionline.org/store/catalog/animal-welfare-publications/marine-life/small-cetaceans-big-problems>
- Andrews, K., Karczmarski, L., Au, W., Rickards, S., Vanderlip, C., & Toonen, R. (2007).** Patterns of genetic diversity of the Hawaiian spinner dolphin (*Stenella longirostris*). *Atoll research bulletin*, 543, 65-73.
- Aniceto, A. S., Carroll, J., Tetley, M. J., & van Oosterhout, C. (2016).** Position, swimming direction and group size of fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the presence of a fast-ferry in the Bay of Biscay. *Oceanologia*, 58(3), 235-240. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2016.02.002>
- Aschettino, J. M. (2010).** *Population size and structure of melon-headed whales (Peponocephala electra) around the main hawaiian islands : Evidence of multiple populations based on photographic data* [Hawai'i Pacific University]. <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA539016.pdf>
- Audinett, S. (2014).** Fisherfolk in St. Vincent and the Grenadines benefit from Fish Aggregating Device (FAD). *CRFM*. [https://crfm.int/index.php?option=com\\_k2&view=item&id=339:fisherfolk-in-st-vincent-and-the-grenadines-benefit-from-fish-aggregating-device-fad](https://crfm.int/index.php?option=com_k2&view=item&id=339:fisherfolk-in-st-vincent-and-the-grenadines-benefit-from-fish-aggregating-device-fad)
- Ávila, I. C., Correa, L. M., & Van Waerebeek, K. (2017).** Where humpback whales and vessel traffic coincide, a Colombian Pacific case study. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural*, 66, 85-99.
- Azevedo, A. F., Lailson-Brito, J., Dorneles, P. R., Sluys, M. van, Cunha, H. A., & Fragoso, A. B. L. (2009).** Human-induced injuries to marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea : Delphinidae) in Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 2, e22. <https://doi.org/10.1017/S1755267208000262>
- Baird, R. (2013).** Odontocete Cetaceans Around the Main Hawaiian Islands : Habitat Use and Relative Abundance from Small-Boat Sighting Surveys. *Aquatic Mammals*, 39(3), 253-269.  
<https://doi.org/10.1578/AM.39.3.2013.253>
- Baird, R. W., & Gorgone, A. M. (2005).** False Killer Whale Dorsal Fin Disfigurements as a Possible Indicator of Long-Line Fishery Interactions in Hawaiian Waters. *Pacific Science*, 59(4), 593-601.  
<https://doi.org/10.1353/psc.2005.0042>
- Baird, R. W., Mahaffy, S. D., Gorgone, A. M., Cullins, T., McSweeney, D. J., Oleson, E. M., Bradford, A. L., Barlow, J., & Webster, D. L. (2015).** False killer whales and fisheries interactions in Hawaiian waters : Evidence for sex bias and variation among populations and social groups. *Marine Mammal Science*, 31(2), 579-590. <https://doi.org/10.1111/mms.12177>
- Baker, C. S., & Herman, L. M. (1981).** Migration and local movement of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) through Hawaiian waters. *Canadian Journal of Zoology*, 59(3), 460-469.  
<https://doi.org/10.1139/z81-067>
- Ballance, L. T. (2018).** Cetacean Ecology. In B. Würsig, J. G. M. Thewissen, & K. M. Kovacs (Éds.), *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)* (p. 172-180). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12->

- Barragán-Barrera, D., do Amaral, K., Chávez-Carreño, P., Fariás Curtidor, N., Lancheros-Neva, R., Acosta, N., Bueno, P., Moreno, I., Bolaños-Jiménez, J., Bouveret, L., Castelblanco-Martínez, N., Luksenburg, J., Mellinger, J., Mesa-Gutiérrez, R., de Montgolfier, B., Ramos, E., Ridoux, V., & Palacios, D. (2019).** Ecological Niche Modeling of Three Species of *Stenella* Dolphins in the Caribbean Basin, With Application to the Seaflower Biosphere Reserve. *Frontiers in Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00010>
- Bedriñana-Romano, L., Zarate, P. M., Hucke-Gaete, R., Viddi, F. A., Buchan, S. J., Cari, I., Clavijo, L., Bello, R., & Zerbini, A. N. (2022).** Abundance and distribution patterns of cetaceans and their overlap with vessel traffic in the Humboldt Current Ecosystem, Chile. *Scientific Reports*, 12(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14465-7>
- Benjamini, Y., & Hochberg, Y. (1995).** Controlling the False Discovery Rate : A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 57(1), 289-300. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x>
- Benzécri, J. P. (1977).** Histoire et préhistoire de l'analyse des données. Partie V L'analyse des correspondances. *Les cahiers de l'analyse des données*, 2(1), 9-40.
- Bernier, L. (2023).** *Distribution, habitat preferences and association pattern of the Fraser's dolphin in the Lesser Antilles*. University of Leeds, Caribbean Cetacean Society.
- Biau, G., & Scornet, E. (2016).** A random forest guided tour. *TEST*, 25(2), 197-227. <https://doi.org/10.1007/s11749-016-0481-7>
- Biecek, P., & Burzykowski, T. (2020).** Variable-importance Measures. In *Explanatory Model Analysis—Explore, explain and examine predictive models* (CRC Press). Chapman and Hall/CRC. <https://pbiecek.github.io/ema/>
- Birchenough, S. N. R. (2017).** *Impacts of Climate Change on Biodiversity in the Coastal and Marine Environments of Caribbean Small Island Developing States (SIDS)* (Biodiversity; Caribbean Marine Climate Change Report Card: Science Review, p. 40-51). Commonwealth Marine Economies (CME).
- Bivand, R., Keitt, T., & Rowlingson, B. (2023).** *rgdal : Bindings for the « Geospatial » Data Abstraction Library*. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Bivand, R., Pebesma, E., & Gomez-Rubio, V. (2013).** *Applied spatial data analysis with R, Second edition*. Springer, NY. <https://asdar-book.org/>
- Bjorkland, R. H. (2011).** *An Assessment of Sea Turtle, Marine Mammal and Seabird Bycatch in the Wider Caribbean Region* [Ph.D.]. <https://www.proquest.com/docview/889055105/abstract/7664568F5A884C0APQ/1>
- Bland, R., Methion, S., Sharp, S. P., & Díaz López, B. (2023).** Assessing variability in marine traffic exposure between baleen whale species off the Galician Coast, Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 186, 114439. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114439>
- Bloom, P., & Jager, M. (1994).** The injury and subsequent healing of a serious propeller strike to a wild bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) resident in cold waters off the Northumberland coast of England. *Aquatic Mammals*, 20(2), 59-64.
- Blount, D., Gero, S., Van Oast, J., Parham, J., Kingen, C., Scheiner, B., Stere, T., Fisher, M., Minton, G., Khan, C., Dulau, V., Thompson, J., Moskvyak, O., Berger-Wolf, T., Stewart, C. V., Holmberg, J., & Levenson, J. J. (2022).** Flukebook : An open-source AI platform for cetacean photo identification. *Mammalian Biology*, 102(3), 1005-1023. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00221-3>
- Boisseau, O., Leaper, R., & Moscrop, A. (2006).** *Observations of Small Cetaceans in the Eastern Caribbean*.
- Bolaños-Jimenez, J., Balladares, C., Barrios-Garrido, H., Bermúdez-Villapol, L., De Turris, K., Espinoza, N., Gonzalez-Fernandez, M., & Sanchez, L. (2016).** Preliminary review of cetacean strandings and mortality in Venezuela, 1988-2014. *ResearchGate*, 5.
- Boyd, C., & Punt, A. E. (2021).** Shifting trends : Detecting changes in cetacean population dynamics in shifting habitat. *PLOS ONE*, 16(5), e0251522. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251522>
- Bradford, A. L., & Lyman, E. G. (2015).** *Injury determinations for humpback whales and other cetaceans reported to NOAA response networks in the Hawaiian Islands during 2007-2012*. <https://doi.org/10.7289/V5TX3CB1>
- Brehmer, P., Josse, E., & Nøttestad, L. (2012).** Evidence that whales (*Balaenoptera borealis*) visit drifting fish aggregating devices : Do their presence affect the processes underlying fish aggregation? : Effect of whales on FAD fish assemblage. *Marine Ecology*, 33(2), 176-182. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2011.00478.x>
- Brignon, J.-M., Nexer, M., Lejart, M., Thiebaud, L., Michel, S., & Quentric, A. (2021).** *Groupe de travail ECUME -*

*Note de recommandations pour le cadrage de l'évaluation des impacts cumulés de projets de parcs éoliens en mer.* Ministère de la transition écologique.

- Brito, C., & Carvalho, I. (2012).** *Blackfish off Cape Verde islands: The need for future effort to assess distribution, abundance and interactions with human activities.* Cabo Verde e Guiné-Bissau: Percursos do saber e da ciência, Lisbonne.
- Brownell Jr, R., Reeves, R., Read, A., Smith, B., Thomas, P., Ralls, K., Amano, M., Berggren, P., Chit, A., Collins, T., Currey, R., Dolar, M., Genov, T., Hobbs, R., Krebs, D., Marsh, H., Zhigang, M., Perrin, W., Phay, S., ... Wang, J. (2019).** Bycatch in gillnet fisheries threatens Critically Endangered small cetaceans and other aquatic megafauna. *Endangered Species Research*, 40, 285-296. <https://doi.org/10.3354/esr00994>
- Bruce-Allen, L. J., & Geraci, J. R. (1985).** Wound Healing in the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(2), 216-228. <https://doi.org/10.1139/f85-029>
- Brydges, C. R. (2019).** Effect Size Guidelines, Sample Size Calculations, and Statistical Power in Gerontology. *Innovation in Aging*, 3(4), igz036. <https://doi.org/10.1093/geroni/igz036>
- CAF. (2021).** *Opportunities in the blue economy for post-COVID reactivation in the Caribbean.* CAF - Development Bank of Latin America. <https://www.caf.com/en/knowledge/views/2021/11/opportunities-in-the-blue-economy-for-postcovid-reactivation-in-the-caribbean/>
- Campos Cuellar, R. (2023).** *Preliminary study of the distribution, movements, and habitat use of the humpback whale (Megaptera novaeangliae) in the Lesser Antilles.* Sorbonne Université & Caribbean Cetacean Society.
- Campos Cuellar, R., Prieto González, R., Bouveret, L., Sözen, M., Yanchukov, A., Uludüz, N., Vishnyakova, K., & Bernus, J. (2023).** *Humpback whale population of Lesser Antilles: Testing the individual's recognition through two photo-ID platforms.* Humpback whale world convention, Santo Domingo, Republica Dominicana.
- Cardona, O.-D., Van Aalst, M. K., Birkmann, J., Fordham, M., McGregor, G., Perez, R., Pulwarty, R. S., Schipper, E. L. F., Sinh, B. T., Décamps, H., Keim, M., Davis, I., Ebi, K. L., Lavell, A., Mechler, R., Murray, V., Pelling, M., Pohl, J., Smith, A.-O., & Thomalla, F. (2012).** Determinants of Risk: Exposure and Vulnerability. In C. B. Field, V. Barros, T. F. Stocker, & Q. Dahe (Éds.), *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* (p. 65-108). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177245.005>
- Carlson, K. (2017).** Working to End Whaling in the Saint Vincent and Grenadines Hope Spot. *Mission Blue*. <https://missionblue.org/2017/05/working-to-end-whaling-in-the-saint-vincent-and-grenadines-hope-spot/>
- CAR-SPAW. (2021a).** *Implementation of the Action Plan for the Conservation of Marine Mammals (MMAP) in the Wider Caribbean: A scientific and technical analysis* (p. 165). UN Environnement, Caribbean Environment Programme, Specially Protected Areas and Wildlife Regional Activity Centre. [https://www.car-spaw-rac.org/IMG/pdf/mmap\\_caribbean\\_report\\_final\\_8-21.pdf](https://www.car-spaw-rac.org/IMG/pdf/mmap_caribbean_report_final_8-21.pdf)
- CAR-SPAW. (2021b).** *Whale-watching-la-mallette-video3-Les-guidelines-UNEP.* [https://www.youtube.com/watch?v=\\_s7j4\\_JSwGw](https://www.youtube.com/watch?v=_s7j4_JSwGw)
- CAR-SPAW. (2023).** *La Grande Région Caraïbe.* <https://www.car-spaw-rac.org/?La-Grande-Region-Caraibe-748>
- Carwardine, M. (2020).** *Handbook of Whales, Dolphins, and Porpoises of the World* (Bloomsbury wildlife). <https://press.princeton.edu/books/paperback/9780691202105/handbook-of-whales-dolphins-and-porpoises-of-the-world>
- CEPF, & CANARI. (2019).** *Le hotspot de diversité des îles des Caraïbes* (Profil d'écosystèmes, p. 569). Fond de Partenariat pour les Ecosystèmes Critiques. <https://www.cepf.net/sites/default/files/cepf-caribbean-islands-ecosystem-profile-2020-french.pdf>
- CITES. (1983).** *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora.* <https://cites.org/eng/disc/text.php>
- Clarke, S., Sato, M., Small, C., Sullivan, B., & Ochi, D. (2014).** Bycatch in Longline Fisheries for Tuna and Tuna-like Species: A Global Review of Status and Mitigation Measures. *Western and Central Pacific Fisheries Commission*, 236.
- Cohen, J. (2013).** *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences* (Revised Edition, original 1977). Academic Press.
- Colborn, T., & Smolen, M. J. (1996).** Epidemiological Analysis of Persistent Organochlorine Contaminants in Cetaceans. In G. W. Ware (Éd.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Continuation of Residue Reviews* (p. 91-172). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8478-6\\_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8478-6_4)
- Correia, A. M., Dietterle, E., Dinis, A., & Alves, F. (2023).** Defining a common language to assess external

- deformities in free-ranging cetaceans. *Mammal Review*, 53(3), 189-205.  
<https://doi.org/10.1111/mam.12318>
- Courtin, B., Millon, C., Feunteun, A., Safi, M., Duporge, N., Bolanos-Jiménez, J., Barragan-Barrera, D. C., Bouveret, L., & Montgolfier, B. de. (2022).** Insights on the residency status and inter-island movement patterns of pantropical spotted dolphins *Stenella attenuata* in the Agoa Sanctuary, Eastern Caribbean. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 17(1), Article 1. <https://doi.org/10.5597/lajam00277>
- CRFM. (2021a).** *CRFM Statistics and Information Report—2020* (2020; p. 92). Caribbean Regional Fisheries Mechanism Secretariat.
- CRFM. (2021b).** *CRFM Member States urged to prioritize Blue Economy to strengthen the region's COVID-19 recovery agenda.*
- Debrot, A., Witte, R., & Scheidat, M. (2011).** The marine mammals of the Dutch Caribbean : A comparison between EEZ sectors, contrasts and concerns. *Ecography*.
- Dunn, D. C., Stewart, K., Bjorkland, R. H., Haughton, M., Singh-Renton, S., Lewison, R., Thorne, L., & Halpin, P. N. (2010).** A regional analysis of coastal and domestic fishing effort in the wider Caribbean. *Fisheries Research*, 102(1-2), 60-68. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2009.10.010>
- Durante, C. A., Moura Reis, B. M., Azevedo, A., Crespo, E. A., & Lailson-Brito, J. (2020).** Trace elements in trophic webs from South Atlantic : The use of cetaceans as sentinels. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110674. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110674>
- Dwyer, S., Kozmian-Ledward, L., & Stockin, K. (2014).** Short-term survival of severe propeller strike injuries and observations on wound progression in a bottlenose dolphin. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48(2), 294-302. <https://doi.org/10.1080/00288330.2013.866578>
- Elliott, B., Tarzia, M., & Read, A. J. (2023).** Cetacean bycatch management in regional fisheries management organizations : Current progress, gaps, and looking ahead. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2022.1006894>
- FAO. (2022).** *The State of World Fisheries and Aquaculture 2022 : Towards Blue Transformation.* FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>
- Félix, F., & Guzmán, H. M. (2014).** Satellite Tracking and Sighting Data Analyses of Southeast Pacific Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) : Is the Migratory Route Coastal or Oceanic? *Aquatic Mammals*, 40(4), 329-340. <https://doi.org/10.1578/AM.40.4.2014.329>
- Fielding, R. (2018).** *The Wake of the Whale : Hunter Societies in the Caribbean and North Atlantic.* Harvard University Press. <https://doi.org/10.1080/2325548X.2020.1689038>
- 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), Article 14. <https://doi.org/10.3390/su14148782>
- 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*, 8. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.668597>
- Forney, K. A., Kobayashi, D. R., Johnston, D. W., Marchetti, J. A., & Marsik, M. G. (2011).** What's the catch? Patterns of cetacean bycatch and depredation in Hawaii-based pelagic longline fisheries. *Marine Ecology*, 32(3), 380-391. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2011.00454.x>
- Forney, K. A., Southall, B. L., Slooten, E., Dawson, S., Read, A. J., Baird, R. W., & Jr, R. L. B. (2017).** Nowhere to go : Noise impact assessments for marine mammal populations with high site fidelity. *Endangered Species Research*, 32, 391-413. <https://doi.org/10.3354/esr00820>
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019).** *An R Companion to Applied Regression* (Third). Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Fruet, P. F., Dalla Rosa, L., Genoves, R. C., Valiati, V. H., De Freitas, T. R. O., & Möller, L. M. (2017).** Biopsy darting of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in southern Brazil : Evaluating effectiveness, short-term responses and wound healing. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 11(1-2), 121-132. <https://doi.org/10.5597/lajam00221>
- García-Garin, O., Aguilar, A., Borrell, A., Gozalbes, P., Lobo, A., Penadés-Suay, J., Raga, J. A., Revuelta, O., Serrano, M., & Vighi, M. (2020).** Who's better at spotting? A comparison between aerial photography and observer-based methods to monitor floating marine litter and marine mega-fauna. *Environmental Pollution*, 258, 113680. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113680>
- García-Godos, I., Waerebeek, K. V., Alfaro-Shigueto, J., & Mangel, J. C. (2013).** Entanglements of Large Cetaceans in Peru : Few Records but High Risk. *Pacific Science*, 67(4), 523-532. <https://doi.org/10.2984/67.4.3>

- GECC. (2023).** *OBS en MER - Présentation* (3.0.9) [IOS]. Groupe d'Etude des Cétacés du Cotentin.  
<https://www.obsenmer.org/pages/presentation>
- George, J. C., Sheffield, G., Reed, D. J., Tudor, B., Stimmelmayer, R., Person, B. T., Sformo, T., & Suydam, R. (2017).** Frequency of Injuries from Line Entanglements, Killer Whales, and Ship Strikes on Bering-Chukchi-Beaufort Seas Bowhead Whales. *Arctic*, 70(1), 37-46.
- Gero, S., Bøttcher, A., Whitehead, H., & Madsen, P. T. (2016).** Socially segregated, sympatric sperm whale clans in the Atlantic Ocean. *Royal Society Open Science*, 3(6), 160061.  
<https://doi.org/10.1098/rsos.160061>
- Gero, S., Engelhaupt, D., Rendell, L., & Whitehead, H. (2009).** Who Cares? Between-group variation in alloparental caregiving in sperm whales. *Behavioral Ecology*, 20(4), 838-843.  
<https://doi.org/10.1093/beheco/arp068>
- Gero, S., & Whitehead, H. (2016).** Critical Decline of the Eastern Caribbean Sperm Whale Population. *PLOS ONE*, 11(10), e0162019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162019>
- Gibson, Q. A., Howells, E. M., Lambert, J. D., Mazzoil, M. M., & Richmond, J. P. (2013).** The ranging patterns of female bottlenose dolphins with respect to reproductive status: Testing the concept of nursery areas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 445, 53-60.  
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.03.020>
- GIEC. (2022).** *Climate Change 2022—Impacts, Adaptation and Vulnerability—Summary for Policymakers* (AR6; Working Group II). Groupe International d'Experts sur le Climat.
- Gignac, G. E., & Szodorai, E. T. (2016).** Effect size guidelines for individual differences researchers. *Personality and Individual Differences*, 102, 74-78. <https://doi.org/10.1016/j.paid.2016.06.069>
- GMTDS. (2023).** *Data of Global Maritime Traffic Density Service* (AIS GMTDS\_2021\_01-2023\_01) [TIF].  
<https://www.globalmaritimetraffic.org/gmtlds-data.html>
- Grant, S. (2008).** *Assessment of fisheries management issues in the Lesser Antilles and the ecosystem approach to fisheries management* (Technical document No. 9; Scientific basis for ecosystem-based management in the Lesser Antilles including interactions with marine mammals and other top predators, p. 254). FAO. <https://www.fao.org/3/aj259e/aj259e.pdf>
- Greenfield, M. R., McHugh, K. A., Wells, R. S., & Rubenstein, D. I. (2021).** Anthropogenic injuries disrupt social associations of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science*, 37(1), 29-44. <https://doi.org/10.1111/mms.12729>
- Greenwell, B. M. (2017).** pdp: An R Package for Constructing Partial Dependence Plots. *The R Journal*, 9(1), 421-436.
- Gross, J., & Ligges, U. (2015).** *nortest: Tests for Normality*. <https://CRAN.R-project.org/package=nortest>
- Guzman, H. M., Gomez, C. G., Guevara, C. A., & Kleivane, L. (2013).** Potential vessel collisions with Southern Hemisphere humpback whales wintering off Pacific Panama. *Marine Mammal Science*, 29(4), 629-642.  
<https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2012.00605.x>
- Halpern, B. S., Frazier, M., Afflerbach, J., Lowndes, J. S., Micheli, F., O'Hara, C., Scarborough, C., & Selkoe, K. A. (2019).** Recent pace of change in human impact on the world's ocean. *Scientific Reports*, 9(1), Article 1.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-47201-9>
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., & Walbridge, S. (2015).** Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 6(1), Article 1.  
<https://doi.org/10.1038/ncomms8615>
- Hammond, P. (2007).** *Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS-II)* (p. 55). Sea Mammal Research Unit.  
[https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/AC15\\_21\\_SCANS%20II\\_FinalReport-Dec07\\_1.pdf](https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/AC15_21_SCANS%20II_FinalReport-Dec07_1.pdf)
- Hawkins, J. P., & Roberts, C. M. (2004).** Effects of Artisanal Fishing on Caribbean Coral Reefs. *Conservation Biology*, 18(1), 215-226. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00328.x>
- Heide-Jørgensen, M. P., Hammeken, N., Dietz, R., Orr, J., & Richard, P. R. (2001).** Surfacing Times and Dive Rates for Narwhals (*Monodon monoceros*) and Belugas (*Delphinapterus leucas*). *Arctic*, 54(3), 284-298.
- Herfaut, J., Hebert, G., & Lecomte, R. (2022).** *Évaluation des interactions entre la pêche professionnelle et les mammifères marins des Petites Antilles* (p. 115) [Étude pour le Sanctuaire Agoa]. Sanctuaire AGOA, Fish Consult.
- Herr, H., Burkhardt-Holm, P., Heyer, K., Siebert, U., & Selling, J. (2020).** Injuries, Malformations, and Epidermal Conditions in Cetaceans of the Strait of Gibraltar. *Aquatic Mammals*, 46(2), 215-235.  
<https://doi.org/10.1578/AM.46.2.2020.215>

- Hijmans, R. J., Bivand, R., Pebesma, E., & Sumner, M. D. (2023).** *terra : Spatial Data Analysis* (1.7-29) [Logiciel]. <https://cran.r-project.org/web/packages/terra/index.html>
- Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., & Elith, J. (2023).** *dismo : Species Distribution Modeling*. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>
- Hill, A. N., Karniski, C., Robbins, J., Pitchford, T., Todd, S., & Asmutis-Silvia, R. (2017).** Vessel collision injuries on live humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the southern Gulf of Maine. *Marine Mammal Science*, 33(2), 558-573. <https://doi.org/10.1111/mms.12386>
- Hoyt, E. (2005).** Sustainable ecotourism on Atlantic islands, with special reference to whale watching, marine protected areas and sanctuaries for cetaceans. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 105B(3), 141-154.
- Hoyt, E., & Hvenegaard, G. T. (2002).** A Review of Whale-Watching and Whaling with Applications for the Caribbean. *Coastal Management*, 30(4), 381-399. <https://doi.org/10.1080/089207502900273>
- Hugon, F., & Maalouf, J.-P. (2023).** *Analyse des habitats des mammifères marins dans le Sanctuaire Agoa* (p. 116). AGOA.
- Iborra Martin, J. (2007).** *Fisheries in Martinique* (IPOL/B/PECH/NT/2007\_01). Comité des pêches du parlement européen. [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/note/join/2007/379211/IPOL-PECH\\_NT\(2007\)379211\\_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/note/join/2007/379211/IPOL-PECH_NT(2007)379211_EN.pdf)
- IMO. (2019).** *Transpondeurs AIS*. International Maritime Organization. <https://www.imo.org/en/OurWork/Safety/Pages/AIS.aspx>
- Jacoby, W. G. (2000).** Loess : A nonparametric, graphical tool for depicting relationships between variables. *Electoral Studies*, 19(4), 577-613. [https://doi.org/10.1016/S0261-3794\(99\)00028-1](https://doi.org/10.1016/S0261-3794(99)00028-1)
- Jensen, A. S., Silber, G. K., & Calambokidis, J. (2003).** *Large whale ship strike database* (NMFS-OPR-25; NOAA Technical Memorandum). NOAA. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/23127>
- Karczmarski, L., Würsig, B., Gailey, G., Larson, K. W., & Vanderlip, C. (2005).** Spinner dolphins in a remote Hawaiian atoll : Social grouping and population structure. *Behavioral Ecology*, 16(4), 675-685. <https://doi.org/10.1093/beheco/ari028>
- Kautek, G., Bressemer, F. V., & Ritter, F. (2019).** *External Body Conditions in Cetaceans from La Gomera, Canary Islands, Spain*. 11(2).
- Kay, M., Elkin, L. A., Higgins, J. J., & Wobbrock, J. O. (2021).** *mjskay/ARTool : ARTool 0.11.0 (v0.11.0)* [Logiciel]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.594511>
- Khalilzadeh, J., & Tasci, A. D. A. (2017).** Large sample size, significance level, and the effect size : Solutions to perils of using big data for academic research. *Tourism Management*, 62, 89-96. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2017.03.026>
- Kiszka, J., Pelourdeau, D., & Ridoux, V. (2008).** Body scars and dorsal fin disfigurements as indicators interaction between small cetaceans and fisheries around the Mozambique Channel island of Mayotte. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 7(2), Article 2. <https://doi.org/10.4314/wiojms.v7i2.48276>
- Kiszka, J., Woodstock, M. S., & Heithaus, M. R. (2022).** Functional Roles and Ecological Importance of Small Cetaceans in Aquatic Ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2022.803173>
- Knowlton, A. R., & Kraus, S. D. (2001).** Mortality and serious injury of Northern right whales (*Eubalaena glacialis*) in the western North Atlantic Ocean. *Journal of Cetacean Research Management*, 2, 193-208.
- Kowarski, K. (2014).** Effects of Remote Biopsy Sampling on Long-Finned Pilot Whales (*Globicephala melas*) in Nova Scotia. *Aquatic Mammals*, 40(2), 117-125. <https://doi.org/10.1578/AM.40.2.2014.117>
- Labach, H., Dhermain, F., Bompar, J.-M., Dupraz, F., Couvat, J., David, L., & Di-Méglio, N. (2015).** Analysis of 23 years of Risso's dolphins photo-identification in the North-Western Mediterranean Sea, first results on movements and site fidelity. *Scientific Report of Port-Cros National Park*, 29, 263-266.
- Laist, D. W., Knowlton, A. R., Mead, J. G., Collet, A. S., & Podesta, M. (2001).** Collisions Between Ships and Whales. *Marine Mammal Science*, 17(1), 35-75. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2001.tb00980.x>
- Lammers, M. O., Pack, A. A., & Davis, L. (2003).** *Historical Evidence of Whale/Vessel Collisions in Hawaiian Waters (1975 – Present)* (OSI Technical Report 2003-01). Hawaiian Islands Humpback Whale National Marine Sanctuary.
- 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* (Rapport final pour l'Agence Française pour la Biodiversité Campagne REMMOA-II; p. 80). AGOA. <https://sanctuaire-agoa.fr/documentation/remmoa-rapport-final-2019>
- Lewis, R., Soykan, C., Cox, T., Peckham, H., Pilcher, N., LeBoeuf, N., McDonald, S., Moore, J., Safina, C., &**

- Crowder, L. (2011).** Ingredients for Addressing the Challenges of Fisheries Bycatch. *Bulletin of Marine Science*, 87(2), 235-250. <https://doi.org/10.5343/bms.2010.1062>
- Liaw, A., & Wiener, M. (2002).** Classification and Regression by randomForest. *R News*, 2(3), 18-22.
- Lomac-MacNair, K., Zoidis, A. M., Anderson, M., & Blees, M. (2018).** Humpback whale calf vulnerability to small-vessel collisions; assessment from underwater videography in Hawaiian waters. *Journal of Coastal Sciences*, 5, 28-36.
- López, D. M., Barcelona, S. G., Báez, J. C., Serna, J. M. D. la, & Urbina, J. M. O. de. (2012).** Marine mammal bycatch in Spanish Mediterranean large pelagic longline fisheries, with a focus on Risso's dolphin (*Grampus griseus*). *Aquatic Living Resources*, 25(4), 321-331. <https://doi.org/10.1051/alr/2012038>
- Luksenburg, J. A. (2014).** Prevalence of External Injuries in Small Cetaceans in Aruban Waters, Southern Caribbean. *PLOS ONE*, 9(2), e88988. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088988>
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001).** *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- MacLeod, C., & D'Amico, A. (2006).** *A review of knowledge about behaviour and ecology of beaked whales in relation to assessing and mitigating potential impacts from anthropogenic noise*. <https://www.semanticscholar.org/paper/A-review-of-knowledge-about-behaviour-and-ecology-MacLeod-D%E2%80%99Amico/2235adb55e573b7b10b727171aba86f7500f90a#related-papers>
- Madon, B., Le Guyader, D., Jung, J.-L., De Montgolfier, B., Lopez, P. J., Foulquier, E., Bouveret, L., & Le Berre, I. (2022).** Pairing AIS data and underwater topography to assess maritime traffic pressures on cetaceans: Case study in the Guadeloupean waters of the Agoa sanctuary. *Marine Policy*, 143, 105160. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105160>
- Mangiafico, S. S. (2023).** *rcompanion: Functions to Support Extension Education Program Evaluation*. Rutgers Cooperative Extension. <https://CRAN.R-project.org/package=rcompanion/>
- Mann, D., Hill-Cook, M., Manire, C., Greenhow, D., Montie, E., Powell, J., Wells, R., Bauer, G., Cunningham-Smith, P., Lingenfelter, R., Jr, R. D., Stone, A., Brodsky, M., Stevens, R., Kieffer, G., & Hoetjes, P. (2010).** Hearing Loss in Stranded Odontocete Dolphins and Whales. *PLOS ONE*, 5(11), e13824. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013824>
- Mann, J., Connor, R. C., Barre, L. M., & Heithaus, M. R. (2000).** Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops sp.*): Life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioral Ecology*, 11(2), 210-219. <https://doi.org/10.1093/beheco/11.2.210>
- Mannaerts, G., Conruyt, G., & Pusineri, C. (2021).** *Les bilans d'activité du projet CARI'MAM de 2020-2021*. AGOA. <https://sanctuaire-agoa.fr/documentation/les-bilans-du-projet-carimam-de-2018-2021>
- Mannocci, L., Roberts, J. J., Halpin, P. N., Authier, M., Boisseau, O., Bradai, M. N., Cañadas, A., Chicote, C., David, L., Di-Méglio, N., Fortuna, C. M., Frantzis, A., Gazo, M., Genov, T., Hammond, P. S., Holcer, D., Kaschner, K., Kerem, D., Lauriano, G., ... Vella, J. (2018).** Assessing cetacean surveys throughout the Mediterranean Sea: A gap analysis in environmental space. *Scientific Reports*, 8(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19842-9>
- Marçalo, A., Katara, I., Feijó, D., Araújo, H., Oliveira, I., Santos, J., Ferreira, M., Monteiro, S., Pierce, G. J., Silva, A., & Vingada, J. (2015).** Quantification of interactions between the Portuguese sardine purse-seine fishery and cetaceans. *ICES Journal of Marine Science*, 72(8), 2438-2449. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv076>
- Martin-Marin, S. (2023).** *Étude préliminaire de la distribution, des mouvements et de l'abondance de la population de globicephale tropicale, Globicephala macrorhynchus dans les Petites Antilles*. [Master 2]. La Rochelle Université & Caribbean Cetacean Society.
- McSweeney, D. J., Baird, R. W., Mahaffy, S. D., Webster, D. L., & Schorr, G. S. (2009).** Site fidelity and association patterns of a rare species: Pygmy killer whales (*Feresa attenuata*) in the main Hawaiian Islands. *Marine Mammal Science*, 25(3), 557-572. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2008.00267.x>
- Méndez-Fernandez, P., Kiszka, J. J., Heithaus, M. R., Beal, A., Vandersarren, G., Caurant, F., Spitz, J., Taniguchi, S., & Montone, R. C. (2018).** From banana fields to the deep blue: Assessment of chlordecone contamination of oceanic cetaceans in the eastern Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 56-60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.012>
- Miketa, M. L., Patterson, E. M., Krzyszczyk, E., Foroughirad, V., & Mann, J. (2018).** Calf age and sex affect maternal diving behaviour in Shark Bay bottlenose dolphins. *Animal Behaviour*, 137, 107-117. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2017.12.023>
- Miller, K., & Hyodo, T. (2021).** Impact of the Panama Canal expansion on Latin American and Caribbean ports: Difference in difference (DID) method. *Journal of Shipping and Trade*, 6(1), 8. <https://doi.org/10.1186/s41072-021-00091-5>
- Mittermeier, R., Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C., Lamoreux, J., & Fonseca, G.**

- (2004). Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. In *Conserv. Int.* (Vol. 392).
- Mohammed, E., Vasconcellos, M., Mackinson, S., Fanning, P., Heileman, S., & Carocci, F. (2008).** *A trophic model of the lesser Antilles* (Technical document No. 2: Scientific basis for ecosystem-based management in the Lesser Antilles including interactions with marine mammals and other top predators, p. 168). FAO.
- Moore, M., van der Hoop, J., Barco, S., Costidis, A., Gulland, F., Jepson, P., Moore, K., Raverty, S., & McLellan, W. (2013).** Criteria and case definitions for serious injury and death of pinnipeds and cetaceans caused by anthropogenic trauma. *Diseases of Aquatic Organisms*, 103(3), 229-264. <https://doi.org/10.3354/dao02566>
- New Zealand Department of Conservation. (2023).** *NZ Native Species, Marine Mammals, Whaling*. <https://www.doc.govt.nz/nature/native-animals/marine-mammals/whales/whaling/>
- Nichol, L., Wright, B., O'Hara, P., & Ford, J. (2017).** Risk of lethal vessel strikes to humpback and fin whales off the west coast of Vancouver Island, Canada. *Endangered Species Research*, 32, 373-390. <https://doi.org/10.3354/esr00813>
- Nowacek, S. M., Wells, R. S., & Solow, A. R. (2001).** Short-Term Effects of Boat Traffic on Bottlenose Dolphins, *Tursiops Truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science*, 17(4), 673-688. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2001.tb01292.x>
- O'Brien, J. M., Berrow, S. D., Ryan, C., McGrath, D., O'Connor, I., Pesante, G., Burrows, G., Massett, N., Klotzer, V., & Whooley, P. (2023).** A note on long-distance matches of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around the Irish coast using photo-identification. *J. Cetacean Res. Manage.*, 11(1), 69-74. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v11i1.632>
- O'Connor, S., Campbell, R., Knowles, T., & Cortez, H. (2009).** *Whale Watching Worldwide : Tourism numbers, expenditures and expanding economic benefits, a special report from the International Fund for Animal Welfare* (IWC/61/14; p. 292). International Fund for Animal Welfare & Economists at Large.
- OECS. (2023).** *À propos de l'Organisation des États des Caraïbes Orientales*. OECS. <https://www.oecs.org/fr/qui-sommes-nous/a-propos-de-l-oeco>
- Olaya-Ponzzone, L., Espada, R., Martín Moreno, E., Cárdenas Marcial, I., & García-Gómez, J. C. (2020).** Injuries, healing and management of common dolphins (*Delphinus delphis*) in human-impacted waters in the south Iberian Peninsula. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 100(2), 315-325. <https://doi.org/10.1017/S0025315420000090>
- ONU. (2022).** *Navigating stormy waters*. United Nations. [https://unctad.org/system/files/official-document/rmt2022\\_en.pdf](https://unctad.org/system/files/official-document/rmt2022_en.pdf)
- Pace III, R. M., Cole, T. V. N., & Henry, A. G. (2014).** Incremental fishing gear modifications fail to significantly reduce large whale serious injury rates. *Endangered Species Research*, 26(2), 115-126. <https://doi.org/10.3354/esr00635>
- Panigada, S., Pesante, G., Zanardelli, M., Capoulade, F., Gannier, A., & Weinrich, M. T. (2006).** Mediterranean fin whales at risk from fatal ship strikes. *Marine Pollution Bulletin*, 52(10), 1287-1298. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.03.014>
- Pebesma, E., & Bivand, R. (2023).** *Spatial Data Science : With applications in R*. Chapman and Hall/CRC. <https://r-spatial.org/book/>
- Pekala, K., & Biecek, P. (2020).** *tripot : Explaining Correlated Features in Machine Learning Models*. <https://CRAN.R-project.org/package=tripot>
- Perrin, W., & Hohn, A. (1994).** *Pantropical spotted dolphin* *Stenella attenuata* (p. 71-98).
- Pirotta, E., Thomas, L., Costa, D. P., Hall, A. J., Harris, C. M., Harwood, J., Kraus, S. D., Miller, P. J. O., Moore, M. J., Photopoulou, T., Rolland, R. M., Schwacke, L., Simmons, S. E., Southall, B. L., & Tyack, P. L. (2022).** Understanding the combined effects of multiple stressors : A new perspective on a longstanding challenge. *Science of The Total Environment*, 821, 153322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153322>
- Piscitelli, M. A., Raverty, S. A., Lillie, M. A., & Shadwick, R. E. (2013).** A review of cetacean lung morphology and mechanics. *Journal of Morphology*, 274(12), 1425-1440. <https://doi.org/10.1002/jmor.20192>
- QCBS. (2023).** Chapter 9 Multivariate regression tree. In *Workshop 10 : Advanced Multivariate Analyses in R* (Québec Centre for Biodiversity Science). <https://r.qcbs.ca/workshop10/book-en/multivariate-regression-tree.html>
- QGIS Development Team. (2020).** *QGIS Geographic Information System* (3.16.15) [Logiciel]. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.org>
- R Core Team. (2018).** *R: A language and environment for statistical computing* [Logiciel]. R Foundation for

Statistical Computing.

- Raschke. (2017).** *Is Whale Watching a Win-Win for People and Nature? An Analysis of the Economic, Environmental, and Social Impacts of Whale Watching in the Caribbean.*  
<https://www.proquest.com/docview/2007577425/abstract/AF60553E55854194PQ/1>
- Raschke. (2022).** Unexpected Vulnerabilities : Synthesis of Cetacean Vulnerability to Whale Watching in the Caribbean. *Tourism in Marine Environments*, 17(1-2), 49-68.  
<https://doi.org/10.3727/154427322X16456486654654>
- Read, A. J., Drinker, P., & Northridge, S. (2006).** Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology*, 20(1), 163-169. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00338.x>
- Redfern, J. V., Moore, T. J., Fiedler, P. C., de Vos, A., Brownell, R. L., Forney, K. A., Becker, E. A., & Ballance, L. T. (2017).** Predicting cetacean distributions in data-poor marine ecosystems. *Diversity and Distributions*, 23(4), 394-408. <https://doi.org/10.1111/ddi.12537>
- Reeves, R., McClellan, K., & Werner, T. (2013).** Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research*, 20(1), 71-97. <https://doi.org/10.3354/esr00481>
- Remonato, E., Aimi, A., & Airoidi, S. (2012).** *Study of residency patterns, home ranges and movements of Risso's dolphins (Grampus griseus, Cuvier, 1812) in the Western Ligurian Sea.* 54-68.
- Renia, L. (2023).** *Etude préliminaire de la distribution, des mouvements, de l'abondance relative et des menaces associées des dauphins tachetés pantropicaux « Stenella attenuata » dans les Petites Antilles.* Université des Antilles, Caribbean Cetacean Society.
- Reynal, L., & Taquet, M. (2015).** Le redéploiement de la pêche antillaise vers les grands poissons pélagiques. In G. Blanchet, B. Gobert, & J.-A. Guérédrat (Éds.), *La pêche aux Antilles* (p. 73-86). IRD Éditions. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.8241>
- Ricci, P., Manea, E., Cipriano, G., Cascione, D., D'Onghia, G., Ingrosso, M., Fanizza, C., Maiorano, P., Tursi, A., & Carlucci, R. (2021).** Addressing Cetacean–Fishery Interactions to Inform a Deep–Sea Ecosystem–Based Management in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central Mediterranean Sea). *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/jmse9080872>
- Rinaldi, C. R., Rinaldi, R., & Philippe, S. (2006).** Report of surveys conducted on small cetaceans off Guadeloupe 1998 to 2005. In *Report SC/58/SM17 submitted to the Scientific Committee of the International Whaling Commission* (IWC, p. 4). [https://www.academia.edu/18492799/Report\\_of\\_surveys\\_conducted\\_on\\_small\\_cetaceans\\_off\\_Guadeloupe\\_1998\\_to\\_2005](https://www.academia.edu/18492799/Report_of_surveys_conducted_on_small_cetaceans_off_Guadeloupe_1998_to_2005)
- Ritter, F., & Panigada, S. (2019).** Chapter 28—Collisions of Vessels With Cetaceans—The Underestimated Threat. In C. Sheppard (Éd.), *World Seas : An Environmental Evaluation (Second Edition)* (p. 531-547). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00026-7>
- Rock, J., Pastene, L. A., Kaufman, G., Forestell, P., Matsuoka, K., & Allen, J. (2023).** A note on East Australia Group V Stock humpback whale movement between feeding and breeding areas based on photo-identification. *J. Cetacean Res. Manage.*, 8(3), 301-305. <https://doi.org/10.47536/jcrm.v8i3.727>
- Roman, J., Estes, J. A., Morissette, L., Smith, C., Costa, D., McCarthy, J., Nation, J., Nicol, S., Pershing, A., & Smetacek, V. (2014).** Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(7), 377-385. <https://doi.org/10.1890/130220>
- Romero, A., & Creswell, J. (2005).** In the Land of the Mermaid : How Culture, not Ecology, Influenced Marine Mammal Exploitation in the Southeastern Caribbean. In A. Romero & S. E. West (Éds.), *Environmental Issues in Latin America and the Caribbean* (p. 3-30). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/1-4020-3774-0\\_1](https://doi.org/10.1007/1-4020-3774-0_1)
- Sadusky, H., Chaibongsai, P., Die, D. J., Agar, J., & Shivilani, M. (2018).** Management of moored Fish Aggregation Devices (FADs) in the Caribbean. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 74(5), 2230-2242.
- Schoeman, R. P., Patterson-Abrolat, C., & Plön, S. (2020).** A Global Review of Vessel Collisions With Marine Animals. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2020.00292>
- Schorr, G. S., Baird, R. W., Webster, D. L., McSweeney, D. J., Hanson, M. B., Polovina, J., & Andrews, R. D. (2009).** *Satellite tagging of melon-headed whales (Peponocephala electra) in Hawai'i reveals widely dispersed movement patterns.* 18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Québec.
- Schorr, G. S., Falcone, E. A., Moretti, D. J., & Andrews, R. D. (2014).** First Long-Term Behavioral Records from Cuvier's Beaked Whales (*Ziphius cavirostris*) Reveal Record-Breaking Dives. *PLOS ONE*, 9(3), e92633. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092633>
- Silva, T. L., Mooney, T. A., Sayigh, L. S., Tyack, P. L., Baird, R. W., & Oswald, J. N. (2016).** Whistle characteristics and daytime dive behavior in pantropical spotted dolphins (*Stenella attenuata*) in Hawai'i measured

- using digital acoustic recording tags (DTAGs). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 140(1), 421-429. <https://doi.org/10.1121/1.4955081>
- Simon, L. (2023).** *Distribution, déplacements et utilisation de l'habitat des différents clans du grand cachalot dans les petites Antilles*. ENGEEES, Caribbean Cetacean Society.
- Smith, B. D., Mansur, R., Strindberg, S., Redfern, J., & Moore, T. J. (2015).** *Population demographics, habitat selection, and a spatial and photographic analysis of bycatch risk of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* and bottlenose dolphins *Tursiops aduncus* in the northern Bay of Bengal, Bangladesh* (International Whaling Commission Scientific Committee Report 30). IWC. <https://dokumen.tips/documents/population-demographics-habitat-selection-and-a-spatial-1-population-demographics.html>
- Smith, H. R., Zitterbart, D. P., Norris, T. F., Flau, M., Ferguson, E. L., Jones, C. G., Boebel, O., & Moulton, V. D. (2020).** A field comparison of marine mammal detections via visual, acoustic, and infrared (IR) imaging methods offshore Atlantic Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111026. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111026>
- Stelfox, M., Hudgins, J., & Sweet, M. (2016).** A review of ghost gear entanglement amongst marine mammals, reptiles and elasmobranchs. *Marine Pollution Bulletin*, 111(1), 6-17. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.034>
- Stephenson, F., Hewitt, J. E., Torres, L. G., Mouton, T. L., Brough, T., Goetz, K. T., Lundquist, C. J., MacDiarmid, A. B., Ellis, J., & Constantine, R. (2021).** Cetacean conservation planning in a global diversity hotspot : Dealing with uncertainty and data deficiencies. *Ecosphere*, 12(7). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3633>
- Su, C.-Y., Wang, H.-V., Hughes, M. W., Liu, T.-Y., Chuong, C.-M., & Yang, W.-C. (2022).** Successful Repigmentation of Full-Thickness Wound Healing in Fraser's Dolphins (*Lagenodelphis hosei*). *Animals*, 12(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/ani12121482>
- Thery, L. (2022).** *Caractérisation des blessures des cétacés des Petites-Antilles* (p. 26) [Rapport de stage M2]. Aix Marseille Université.
- Thomas, A., Richards, A., Foriska, C., & Mayer, R. (2017).** *EXTREME ADAPTATIONS IN CETACEANS: DEEP DIVING BEHAVIOR AND PHYSIOLOGY*.
- Tulloch, V., Pirotta, V., Grech, A., Crocetti, S., Double, M., How, J., Kemper, C., Meager, J., Peddemors, V., Waples, K., Watson, M., & Harcourt, R. (2020).** Long-term trends and a risk analysis of cetacean entanglements and bycatch in fisheries gear in Australian waters. *Biodiversity and Conservation*, 29(1), 251-282. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01881-x>
- Tyne, J. A., Loneragan, N. R., Johnston, D. W., Pollock, K. H., Williams, R., & Bejder, L. (2016).** Evaluating monitoring methods for cetaceans. *Biological Conservation*, 201, 252-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.024>
- Tyne, J. A., Pollock, K. H., Johnston, D. W., & Bejder, L. (2014).** Abundance and Survival Rates of the Hawaii'i Island Associated Spinner Dolphin (*Stenella longirostris*) Stock. *PLoS ONE*, 9(1), e86132. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086132>
- Urian, K., Gorgone, A., Read, A., Balmer, B., Wells, R. S., Berggren, P., Durban, J., Eguchi, T., Rayment, W., & Hammond, P. S. (2015).** Recommendations for photo-identification methods used in capture-recapture models with cetaceans. *Marine Mammal Science*, 31(1), 298-321. <https://doi.org/10.1111/mms.12141>
- Vachon, F., Hersh, T. A., Rendell, L., Gero, S., & Whitehead, H. (2022).** Ocean nomads or island specialists? Culturally driven habitat partitioning contrasts in scale between geographically isolated sperm whale populations. *Royal Society Open Science*, 9(5), 211737. <https://doi.org/10.1098/rsos.211737>
- Vallès, H. (2023).** Moored Fish Aggregating Device (MFAD) fisheries in the Caribbean : Regional challenges from the practitioners' perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 61, 101267. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2023.101267>
- 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. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2008.00280.x>
- Wang, W., Chen, E. Z., & Li, H. (2022).** *Truncated Rank-Based Tests for Two-Part Models with Excessive Zeros and Applications to Microbiome Data* (arXiv:2110.05368). arXiv. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2110.05368>
- Warren, D. L., Glor, R. E., & Turelli, M. (2008).** Environmental niche equivalency versus conservatism : Quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*, 62(11), 2868-2883. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x>
- Weir, C. R., & Pierce, G. J. (2013).** A review of the human activities impacting cetaceans in the eastern tropical

- Atlantic. *Mammal Review*, 43(4), 258-274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2012.00222.x>
- Wells, R. S., Allen, J. B., Hofmann, S., Bassos-Hull, K., Fauquier, D. A., Barros, N. B., DeLynn, R. E., Sutton, G., Socha, V., & Scott, M. D. (2008).** Consequences of injuries on survival and reproduction of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along the west coast of Florida. *Marine Mammal Science*, 24(4), 774-794. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2008.00212.x>
- West, K. L., Walker, W. A., Baird, R. W., Webster, D. L., & Schorr, G. S. (2018).** Stomach contents and diel diving behavior of melon-headed whales (*Peponocephala electra*) in Hawaiian waters. *Marine Mammal Science*, 34(4), 1082-1096. <https://doi.org/10.1111/mms.12507>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.028>
- Williamson, M. J., ten Doeschate, M. T. I., Deaville, R., Brownlow, A. C., & Taylor, N. L. (2021).** Cetaceans as sentinels for informing climate change policy in UK waters. *Marine Policy*, 131, 104634. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104634>
- Willis, P. M., & Baird, R. W. (1998).** Status of the dwarf sperm whale, *Kogia simus*, with special reference to Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 112(1), 114-125.
- Wilson, C., & Tisdell, C. (2003).** Conservation and Economic Benefits of Wildlife-Based Marine Tourism : Sea Turtles and Whales as Case Studies. *Human Dimensions of Wildlife*, 8(1), 49-58. <https://doi.org/10.1080/10871200390180145>
- Wobbrock, J. O., Findlater, L., Gergle, D., & Higgins, J. J. (2011).** The aligned rank transform for nonparametric factorial analyses using only anova procedures. *Proceedings of the SIGCHI Conference on Human Factors in Computing Systems*, 143-146. <https://doi.org/10.1145/1978942.1978963>
- Woodworth, P., Schorr, G., Baird, R., Webster, D., McSweeney, D., Hanson, M., Andrews, R., & Polovina, J. (2011).** Eddies as offshore foraging grounds for melon-headed whales (*Peponocephala electra*). *Publications, Agencies and Staff of the U.S. Department of Commerce*. <https://digitalcommons.unl.edu/usdeptcommercepub/333>
- Wray, J., Keen, E., & O'Mahony, É. N. (2021).** Social survival : Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) use social structure to partition ecological niches within proposed critical habitat. *PLOS ONE*, 16(6), e0245409. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245409>
- Würsig, B. (2019).** Ethology and Behavioral Ecology of Odontocetes : Concluding Remarks. In B. Würsig (Éd.), *Ethology and Behavioral Ecology of Odontocetes* (p. 483-494). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-16663-2\\_23](https://doi.org/10.1007/978-3-030-16663-2_23)

## 7. Annexes

Annexe 1 :  
Bonnes  
pratiques  
de *whale*  
*watching*

# WHALE ENCOUNTER CODE OF CONDUCT



CARIBBEAN CETACEAN SOCIETY

## Good practices for the approach of cetaceans

Navigate slowly (< 5 knots)



Keep a **minimum distance** of **300 m** from **whales** and **150 m** from **dolphins**.



Maximum observation time of **20 minutes**



**Reduce** observation time in presence of **newborns**



Follow a **trajectory parallel** to the **movement** of the animals



End the observation if the animal shows **signs of disturbance**



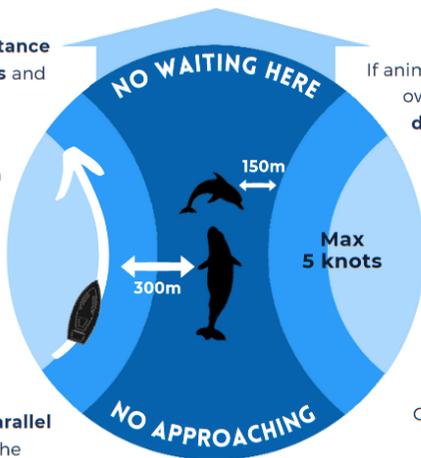
If animals approach on their own, **reduce speed** and **disengage the engine**



Avoid **cutting across** their route



Only **one boat** allowed in the **150/300m** zone



Do not attempt to **swim** with, **touch** or **feed** the animals



TO CONTACT US,  
REPORT A THREAT OR REPORT A SIGHTING  
[www.ccs-ngo.com](http://www.ccs-ngo.com)  
[contact@ccs-ngo.com](mailto:contact@ccs-ngo.com)



# WHALE ENCOUNTER CODE OF CONDUCT



CARIBBEAN CETACEAN SOCIETY

## Photo-identification of cetaceans

During **sightings** you must **report** :



Time



GPS location



Species



Number of individuals



Threats

In addition, take **photographs** of the **dorsal** or **caudal fins** according to the species:

### Dolphins & pilot whales:

Photographs of both **left & right** sides of the **dorsal fin**.



### Baleen & sperm whales:

Photographs of the **underside** of the **caudal fin**.



Make sure that all the **notches, marks, scratches, depigmentation and other distinguishing marks** are **visible**. To do this, photos must be taken :



In the **right angle**  
**Not too far away** from the individuals

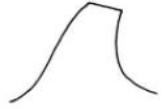
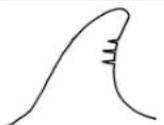
With **clear focus**  
**Not in backlight**

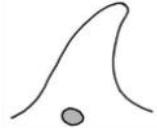


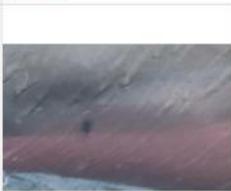
TO CONTACT US,  
REPORT A THREAT OR REPORT A SIGHTING  
[www.ccs-ngo.com](http://www.ccs-ngo.com)  
[contact@ccs-ngo.com](mailto:contact@ccs-ngo.com)



## Annexe 2 : Clé de détermination des blessures des cétacés

Code blessure	Nom	Description	Origine	Causes possibles	Littérature
A	Nageoire sectionnée rectiligne	Partie supérieure de la nageoire dorsale nettement sectionnée en coupe droite	Anthropique	- Couteau - Coup d'hélice - Engins de pêche (surtout si accompagné de tissu cicatriciel sur le côté)	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015)
					
B	Nageoire dorsale sectionnée non rectiligne	Partie supérieure de la nageoire dorsale coupée non proprement avec des bords irréguliers	Naturelle	- Requin si contour de la partie sectionnée déchiquetée - Autres interactions intra-ou inter-spécifiques	Luksenburg (2014)
					
C	Entaille droite et profonde	Entaille étroite et profonde en ligne droite, peu large, sur l'aileron ou le corps	Anthropique	- Ligne/filet - Hélices (il peut n'y avoir qu'une entaille droite, courbée ou semi-courbée)	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015)
					
D	Coupes opposées	Coupes/entailles sur les côtés opposés de la nageoire	Anthropique	- Ligne de pêche enroulée autour de la nageoire	Luksenburg (2014)
					
E	Coupes parallèles	Coupes/entailles multiples généralement parallèles et régulièrement espacées de longueur variable (souvent sur la surface dorsale du corps)	Anthropique	- Coup d'hélice tournant	Luksenburg (2014)
					
F	Effondrement	Nageoire dorsale totalement ou partiellement repliée	Naturelle ou anthropique	- Mauvaise santé / Stress - Interaction intra / inter spécifique (3) - Collisions (3) - Enchevêtrement	Luksenburg (2014), Smith et al (2015)
					

G	Encoche obtuse et courte	Indentation étroite de taille $< 1/6$ de la hauteur de l'aileron	Naturelle probable ou anthropique	- Engins de pêche - Hélice - Interactions inter/intra-spécifiques	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015)
					
H	Lacération droite et fine	Cicatrice rectiligne allongée, parfois superficielle, parfois profonde	Naturelle ou anthropique	- Interactions inter/intra-spécifiques (rateaux dentaires "à une seule dent") - Enchevêtrement dans engin de pêches (ligne et/ou filet)	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015)
					
I	Entaille large	Coupe large de l'aileron dont la largeur est $> 1/6$ de la hauteur de l'aileron	Anthropique probable	- Hélice - Engins de pêche	Luksenburg (2014), Smith et al. (2015)
					
J	Morsure	Plaie ou cicatrice sur le corps en forme de croissant (avec ou sans perforation des dents) ou présentant des rateaux dentaires profond et largement espacés	Naturelle	- Requin / Orque	Luksenburg (2014)
					
K	Blessure emporte-pièce	Petite plaie arrondie sur le corps	Naturelle	- Requin emporte-pièce	Luksenburg (2014)
					
L	Rateaux dentaires	Marque cutanées linéaire et parallèles ou cicatrice de dents	Naturelle	- Interactions inter/intra-spécifiques	Herr et al. (2020)
					

M	Emaciation	Maigreux avec aperçu des côtes de l'animal, dépression post crânienne conséquente / côtes / "omoplates" visibles	Naturelle ou anthropique	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Malnutrition ou privation de nourriture</li> <li>- Agent pathogène / Maladie</li> <li>- Blessures</li> </ul>	Herr et al. (2020)
					
N	Cicatrices non linéaires	Cicatrice(s) non linéaires de différentes longueurs le long du corps	Naturelle ou anthropique	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Interactions inter/intra-spécifiques</li> <li>- Inconnue</li> </ul>	Herr et al. (2020)
O	Ulçère/excision	Tégument excisé/ulcéré sur une partie du corps	Naturelle ou anthropique	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Interactions inter/intra-spécifiques</li> <li>- Inconnue</li> </ul>	Herr et al. (2020)
					
P	Dépression	Affaissement de l'épiderme		- Inconnue, peut être harpon ?	
					
Q	Anomalie de peau	Marques superficielles de formes et de pigmentation variées. Sont parfois comparées à des tatouages, de par leur apparence	Naturelle	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Virus</li> <li>- Infection bactérienne</li> <li>- Infection fongique</li> </ul>	Herr et al. (2020)
					
R	Blessure antérieure	Toute entaille/encoche sur la face antérieure de l'aileron dorsal	Anthropique		Smith et al. (2015)
					

S	Défigurement majeur	Déformation/mutilation très importante qui affecte plus d'1/3 de la largeur de l'aileron, ou qui altère significativement sa forme générale			Smith et al. (2015)
					
T	Défigurement mineur	Déformation/mutilation importante, mais dont la profondeur affecte moins d'1/3 de la largeur de l'aileron			
					
NI	Non identifié				
					

Cette clé de détermination ne s'applique pas aux grands cétacés identifiés par leur nageoire caudale, tels que les cachalots ou les baleines à bosses, car une blessure d'une catégorie sur un aileron dorsal serait susceptible d'être confondue avec celle d'une autre catégorie pour une nageoire caudale.

### Annexe 3 : Répartition des blessures par catégorie et source de blessure

Origine	Anthropique						
Catégorie	A (tronqué)	C (entaille)	D (opposées)	E (hélice)	I (large)	R (antérieur)	Total
Nombre d'individus	77	70	69	72	812	158	1 258
Nombre de blessures	78	89	82	83	1 074	241	1 647

Origine	Ambivalente							
Catégorie	F (effondré)	G (étroit)	H (lacéré)	M (émacié)	N (cicatrices)	O (ulcère)	P ("trou")	Total
Nombre d'individus	21	2 379	186	4	145	39	14	2 623
Nombre de blessures	22	5 020	274	4	235	40	14	5 374

Origine	Naturelle						
Catégorie	B (tronqué)	J (morsure)	K (cookie)	L (dents)	Q (peau)	S (parasite)	Total
Nombre d'individus	161	29	265	767	72	1	1 114
Nombre de blessures	183	29	269	2 996	117	1	3 830

## Annexe 4 : Tailles des groupes et profondeurs observées par espèce

La taille de groupes par espèces a été déterminée par estimation visuelle lors de la rencontre, avec des estimations haute et basse, dont les moyennes sont présentées par espèce ci-dessous, avec le nombre d'observation associé. Les moyennes des profondeurs d'observation ont été calculées selon la moyenne des profondeurs des cases de la grille hexagonale, pondérée par le nombre d'observation dans la cellule hexagonale correspondante. Les *clusters* de profondeur moyenne ont été établis grâce aux tests de Wilcoxon pour une comparaison paire-à-paire, ajustés grâce au FDR, et permettent d'établir des groupes de similarité statistiques entre les observations des différentes espèces.

Espèces	Statut IUCN global	Statut IUCN Martinique	Groupes rencontrés	Taille de groupes			Profondeur	
				Moyenne	Basse	Haute	Moyenne	Clusters
Dauphin tacheté pantropical	LC	NT	165	103	74	145	1 637	b
Dauphin de Fraser	LC	LC	42	102	76	161	1 210	a b
Dauphin clymène	LC	/	1	100	50	120	385	a b c
Dauphin à long-bec	LC	DD	10	98	68	134	1 203	a b
Pseudorque	NT	/	5	45.4	31	56	1 089	a b c
Dauphin d'Électre	LC	DD	8	42.6	31	58	1 716	a b
Dauphin tacheté de l'Atlantique	LC	DD	3	42	31.7	80	373	a b c
Globicéphale tropical	LC	NT	26	34.8	25	49	1 291	a b
Dauphin bleu et blanc	LC	/	1	20	15	30	887	a b c
Grand dauphin	LC	LC	31	12	10	18	517	c
Orque	DD	DD	3	9	7	11	1 515	a b c
Orque pygmée	LC	DD	4	5	4	8	1 202	a b c
Cachalot pygmée	LC	DD	2	5	4	7	636	a b c
Dauphin de Risso	LC	/	2	5	4	8	1 079	a b c
Cachalot	VU	EN	69	4	4	6	1 441	a
Cachalot nain	LC	DD	8	3	2	4	1 177	a b c
Baleine à bec de Cuvier	LC	DD	2	3	3	5	1 762	a b c
Dauphin commun	LC	/	1	3	3	3	41	a b c
Baleine à bosse	LC	VU	27	2	1	2	349	c

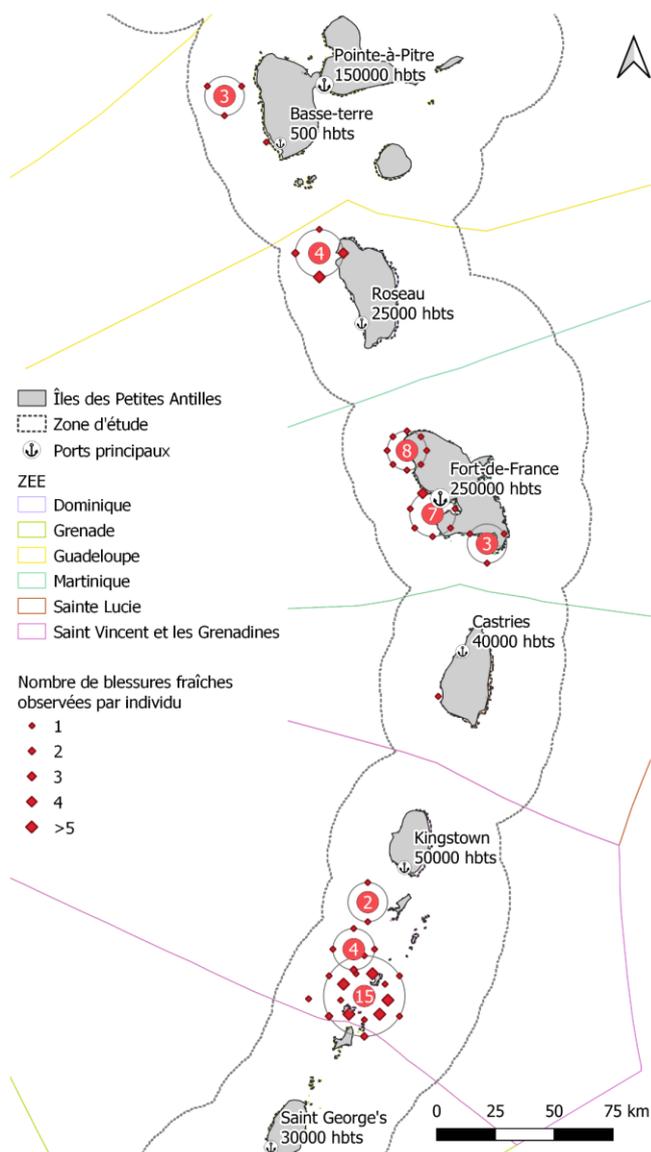
De nombreuses observations sont encore nécessaires pour obtenir une meilleure puissance statistique, permettant de discriminer plus avant les comportements grégaires et les préférences de profondeur des espèces les plus rares. Néanmoins, il semble qu'elles se répartissent selon un gradient de profondeur, ce qui est cohérent avec l'occupation de niches écologiques différentes. Elles seraient alors exposées à des pressions anthropiques de nature différentes, en lien avec le gradient d'activité humaine perpendiculairement à la côte.

Les statuts de conservation existent à l'échelle globale, mais ils diffèrent dans les eaux françaises de Martinique et de Guadeloupe, où il est possible que les espèces considérées forment des sous-populations avec un intérêt de conservation particulier, et une exposition à des menaces locales particulières. En Martinique, les deux seules espèces considérées *Least Concern* (LC) sont le grand dauphin et le dauphin de Fraser. Toutes les autres sont *Data Deficient* (DD), à l'exception de :

- *Near Threatened* (NT) : globicéphale tropical et dauphin tacheté pantropical
- *Vulnerable* (VU) : baleine à bosse
- *Endangered* (EN) : Cachalot

## Annexe 5 : Localisation des sources de blessures fraîches

Les cétacés sont des animaux particulièrement mobiles. Ils peuvent parcourir de nombreux kilomètres à la recherche de nourriture ou d'habitats répondant à leurs besoins physiologiques. Ainsi, lorsqu'une blessure est observée sur un cétacé, il est souvent impossible de déterminer la localisation de l'accident. Pour tenter de pallier ce problème, les blessures fraîches d'origine anthropique peuvent être utilisées comme un marqueur permettant d'estimer un périmètre raisonnable autour du lieu d'infliction de la blessure. Pour cela, il faut que la blessure soit encore dans la phase inflammatoire précicatricielle (Hill et al., 2017). En cartographiant ces blessures fraîches (voir Figure 13), on remarque qu'elles se concentrent majoritairement aux abords de Saint-Vincent-et-les-Grenadines (SVG) et en Martinique. Quelques-unes sont également observées sur les façades Caraïbe de la Guadeloupe et de la Dominique.

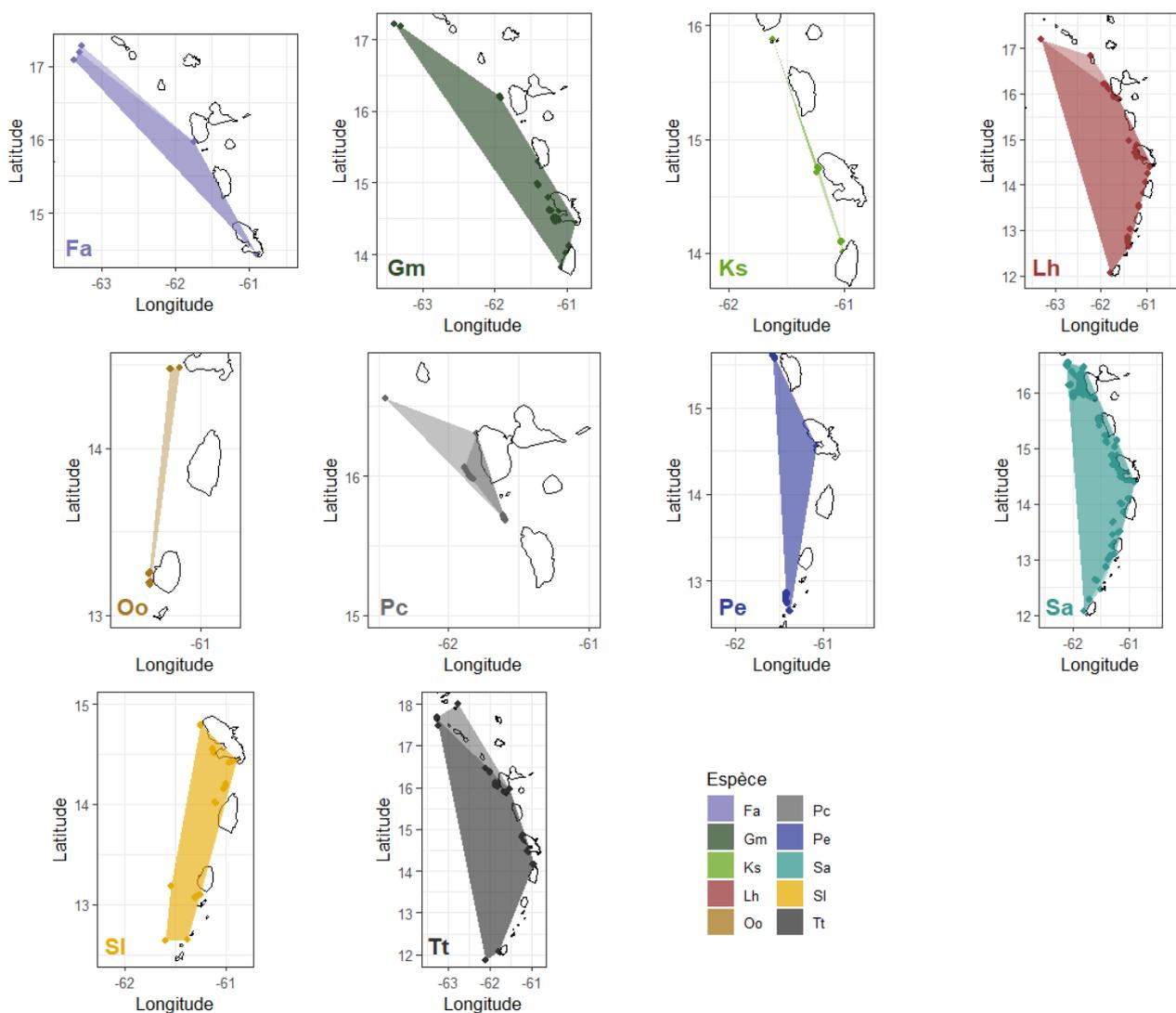


Si ces observations ne permettent pas d'établir de causalité directe, il existe effectivement une différence de concentration des blessures fraîches entre îles ( $p < 0,001$  ;  $\chi^2 = 64,729$  ;  $df = 8$ ). Les analyses *post-hoc* déterminent que SVG est effectivement plus dangereux que la Dominique ( $W = 3,2 \times 10^5$ ,  $p < 0,001$ ), la Guadeloupe ( $W = 7,2 \times 10^5$  ;  $p < 0,001$ ), et la Martinique ( $W = 1,9 \times 10^6$  ;  $p < 0,001$ ). Il semble donc qu'au sein de ces territoires, les cétacés seraient plus susceptibles de subir des blessures anthropiques. Les autres îles ne présentent pas de différences significatives entre elles, mais aucune blessure fraîche n'a été observée à Saba ni à Montserrat par exemple, on ne peut donc pas comparer leurs rangs grâce au test de Wilcoxon.

**Carte de chaleur des blessures anthropiques fraîches observées lors des deux années d'expéditions scientifiques.** La partie septentrionale de l'arc insulaire des Petites Antilles n'est pas montrée car aucune blessure fraîche n'y a été observée.

## Annexe 6 : Aire de répartition observée des cétacés dans les Petites Antilles

J'ai pu réaliser des polygones convexes minimaux correspondant aux observations de certaines espèces. Les données sont cependant limitées pour certaines espèces. Elles entrent même en conflit avec ce que l'on sait de leur écologie, telles que les orques (Oo) qui sont cosmopolites (Würsig, 2019), mais ici peu observées. En revanche, cela permet de visualiser simplement la distribution des observations des cétacés dans les Petites Antilles. Deux polygones sont superposés : tous les individus observés, et les individus blessés anthropiquement. Les deux aires sont parfaitement égales, sauf pour l'orque pygmée (Fa), le dauphin de Fraser (Lh), la pseudorque (Pc) et le grand dauphin (Tt), où il existe des rencontres avec des groupes d'individus sans aucune blessure anthropique (polygone de couleur plus clair).



**Domaines de répartition observée des différentes espèces en 2021-2022.** Les espèces qui ne sont pas présentées ont été vues trop peu de fois pour créer un polygone convexe minimal (MCP), comme le cachalot pygmée (*K. breviceps*)

## Annexe 7 : Analyse *post-hoc* et regroupement des niveaux d'interaction origine-espèce de l'ANOVA :

L'exploration *post-hoc* de l'ART-ANOVA (*Blessures* ~ *Origine* × *Espèce*) fournit des regroupements statistiques (ou clusters, représentés par 17 lettres) des niveaux d'interaction des facteurs Origine (colonnes) et Espèce (lignes). **1)** Il existe des différences et similitudes entre deux origines différentes sur une même espèce (sur une même ligne). On remarque pour le cachalot pygmée (rose), l'espèce la plus marquée anthropiquement, que l'effet des niveaux "Anthropique" et "Ambivalente" sont indiscernables statistiquement (clusters a, e, h et l en commun), tandis que le niveau d'origine "Naturelle" est différent (et plus faible). Pour le dauphin d'Électre, ce sont les nombres de blessures naturelles et anthropiques qui sont indiscernables, et différents du nombre de blessures ambivalentes. **2)** On peut également observer les effets d'une même origine sur les différentes espèces (sur une même colonne). Malgré le fait qu'ils soient les deux plus touchés, les cachalots nain et pygmée ne semblent pas subir le même effet d'interaction avec le niveau Anthropique (voir colonne centrale, lettres en rouge). La majorité des interactions anthropiques et de l'espèce, pourtant, sont indiscernables les unes des autres : 10 espèces sur 12 font partie du groupe m.

Tableau 2 : Récapitulatif des interactions entre niveaux de facteurs Origine et Espèce de l'ART-ANOVA et regroupement par similarité statistiques (clusters)

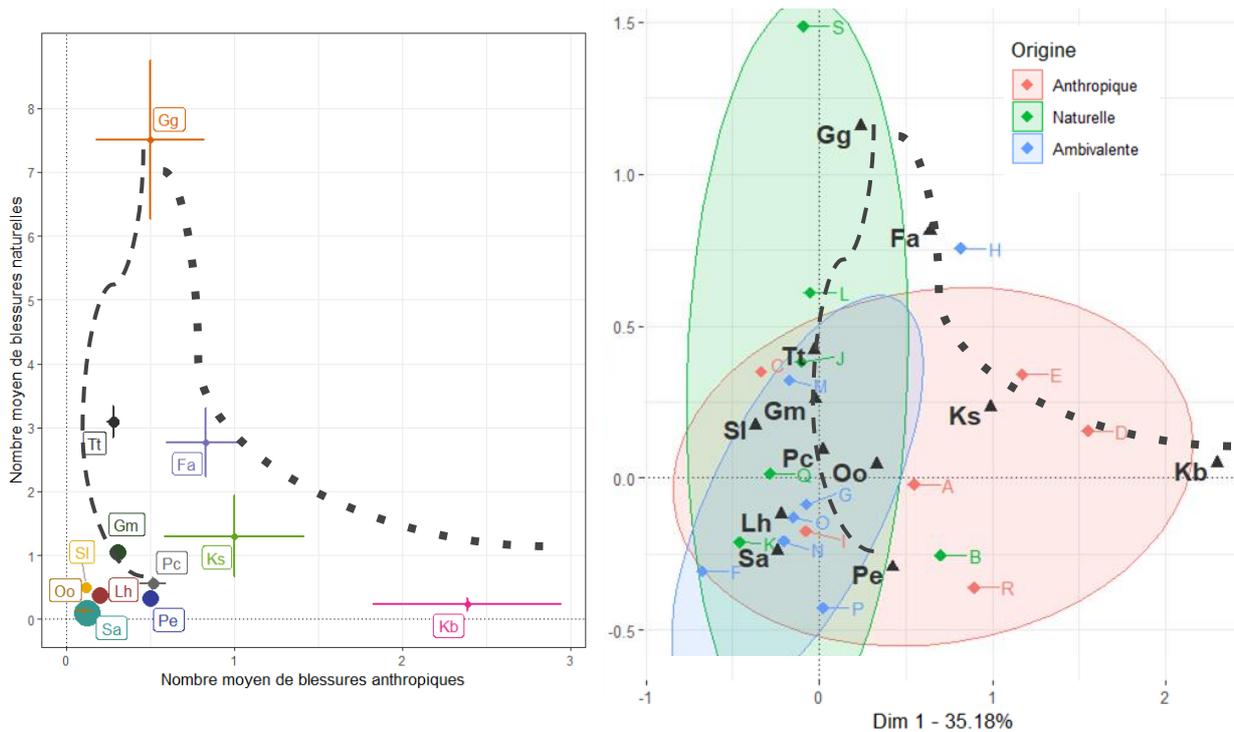
Espèces	Origine : Ambivalente		Origine : Anthropique		Origine : Naturelle	
	Niveau	Lettres	Niveau	Lettres	Niveau	Lettres
Orque pygmée	Ambivalente, Fa	abcdefghijkl	Anthropique, Fa	mno	Naturelle, Fa	r
Dauphin de Risso	Ambivalente, Gg	abcdefghijkl mnop	<b>Anthropique, Gg</b>	<b>abcdefghijklmnopq</b>	Naturelle, Gg	s
Globicéphale	Ambivalente, Gm	abcd hij	Anthropique, Gm	mn	Naturelle, Gm	abc
Cachalot pygmée	Ambivalente, Kb	a e h l qr	Anthropique, Kb	<b>a c e h j l</b>	Naturelle, Kb	bcd fg ijk mnop
Cachalot nain	Ambivalente, Ks	b d fg i k mnop	Anthropique, Ks	<b>b d fg i k mnop</b>	<b>Naturelle, Ks</b>	<b>abcdefghijklmnopqr</b>
Dauphin de Fraser	Ambivalente, Lh	abc hij	Anthropique, Lh	m	Naturelle, Lh	d fghijk
Orque	Ambivalente, Oo	abcd fghij	Anthropique, Oo	bcd fg ijk mnop	Naturelle, Oo	abcdefghijkl pqr
Pseudorque	Ambivalente, Pc	abcd fghijk	Anthropique, Pc	d fg k nop	Naturelle, Pc	abcd fghij
Dauphin d'Electre	Ambivalente, Pe	e	Anthropique, Pe	mnop	Naturelle, Pe	k op
DTP	Ambivalente, Sa	fg k	Anthropique, Sa	m	Naturelle, Sa	m
Long bec	Ambivalente, Sl	abcd f hij	Anthropique, Sl	m	Naturelle, Sl	g k nop
Grand dauphin	Ambivalente, Tt	l qr	Anthropique, Tt	m	Naturelle, Tt	qr

3) Enfin, des niveaux différents des facteurs origine et espèce à la fois (lignes et colonnes différentes), sont difficilement interprétables en dehors de cas particuliers tels que le dauphin de Risso et les blessures naturelles, seul niveau dans le *cluster* s. En dehors de la valeur numérique, quelle information est contenue dans le regroupement, dans le même *cluster* e, des interactions Ambivalente-Pe, Naturelle-Oo et Anthropique-Gg ? Il serait intéressant d'étoffer les données de l'analyse et d'explorer plus profondément si ces résultats, générés par la technique de l'ANOVA, reposent sur des considérations écologiques particulières.

On remarque par ailleurs que pour de nombreuses espèces, les données sont insuffisantes pour déterminer des clusters définis, et on obtient alors seulement un agrégat de nombreuses lettres, dont la signification reste obscure pour l'instant (par exemple : Naturelle-Ks ou Anthropique-Gg). Toutes les espèces ont été incluses par souci d'exhaustivité et pour explorer des tendances éventuelles, qu'il conviendra de confirmer avec la poursuite du programme d'expéditions.

## Annexe 8 : Comparaison des profils-types et d'une analyse de correspondances

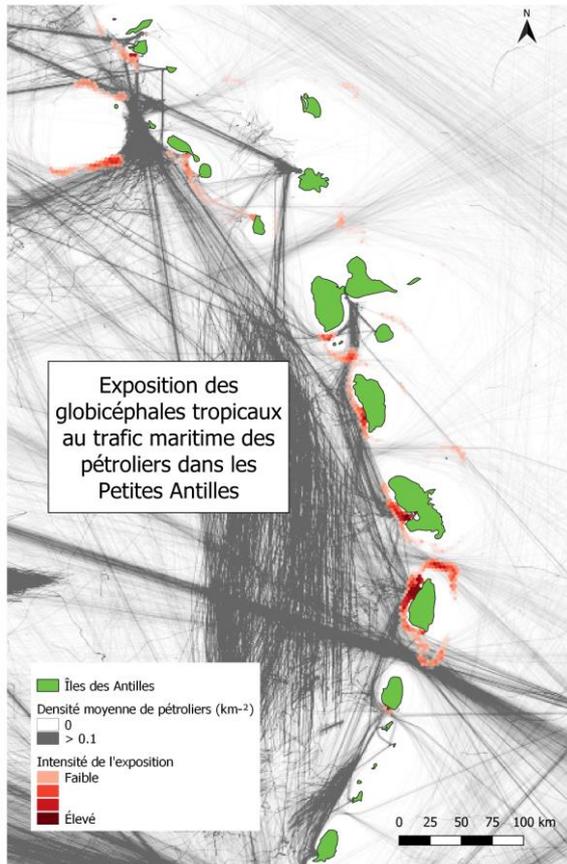
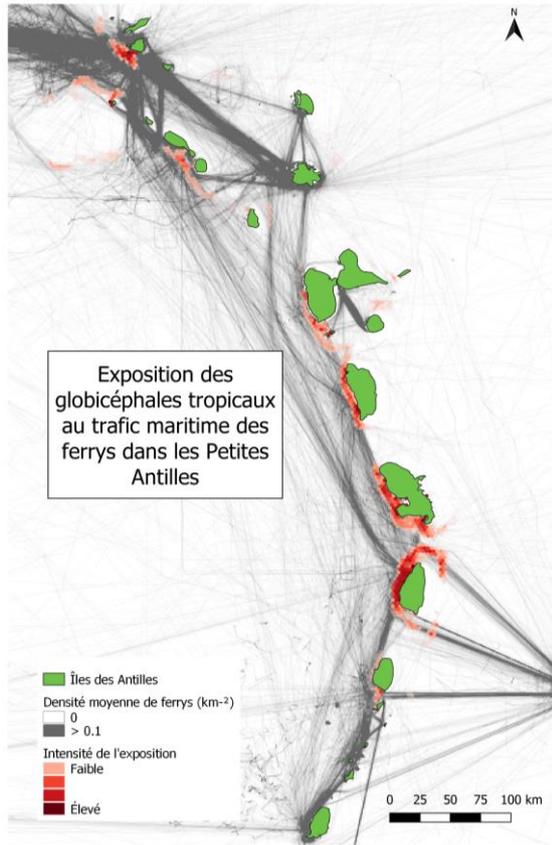
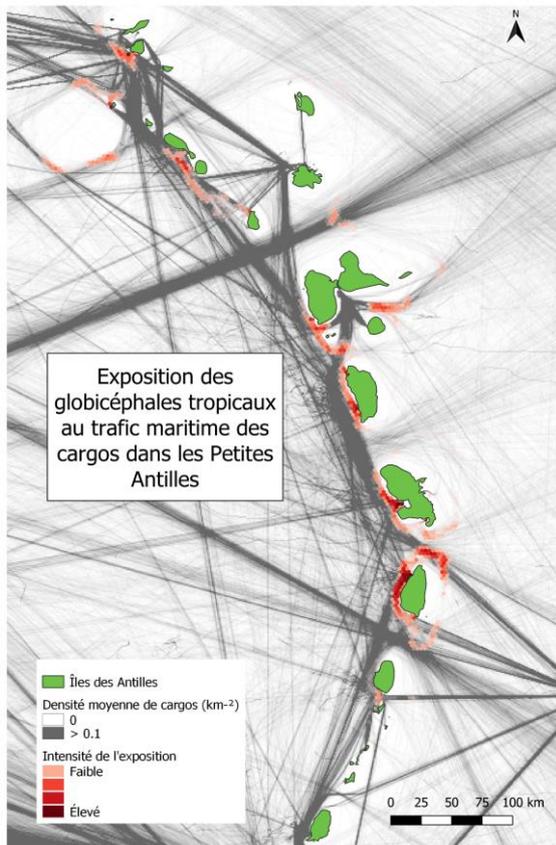
Il est intéressant de noter que les qu'une Analyse de Correspondances (AC) sur le nombre d'individus de chaque espèce présentant des blessures, en fonction de l'espèce et de l'origine  $\text{Nombre d'individus blessés} \sim (\text{Espèce} + \text{Catégories de blessures})$ , classe les espèces (en noir dans le graphique de droite) d'une manière étonnamment similaire aux profils du graphique de gauche. L'AC est pertinente puisqu'elle restitue 59,35 % de l'inertie présente dans le jeu de données initial. Les courbes grises en pointillés et en tirets suivent respectivement la position de Gg, Fa, Ks et Kb d'une part, et de Gg, Tt, Gm, Lh, Pc et Pe d'autre part. La seule espèce dont l'emplacement relatif varie sensiblement est l'orque Oo.



**Comparaison de la répartition des espèces selon le profil-type de blessures (gauche) et l'Analyse de Correspondances du nombre d'individus blessés selon l'espèce et l'origine (droite).** On remarque qu'elles sont très proches, avec les mêmes espèces, dans le même ordre, le long des lignes pointillée et tiretée

Sans connaissance *a priori* des origines associées (c.-à-d. anthropique, naturelle ou ambivalente) le regroupement par proximité entre espèces est quasiment équivalent, graphiquement, à les séparer selon les dimensions origine naturelle / origine anthropique. L'ajout *a posteriori* d'ellipses statistiques sur chacune des catégories de blessures selon leur origine (ou type), permet d'observer visuellement la séparation selon les abscisses (anthropique), et les ordonnées naturelle), ainsi que la position intermédiaire - et non discriminante - des catégories de blessures ambivalentes.

## Annexe 9 : Exposition des globicéphales tropicaux à la navigation



Cartographie de l'exposition du globicéphale tropical au trafic maritime des cargos (en haut à gauche), des ferrys (en haut à droite) et des pétroliers (en bas à gauche). On observe quelques différences, notamment en Martinique où la densité des ferrys et des globicéphales semblent fortement se chevaucher, en comparaison avec les pétroliers ou les cargos, qui passent plus au large. À l'échelle des Petites Antilles, le calcul du D de Warren place les cargos comme étant la première source d'exposition ( $D = 0,103$ ), devant les pétroliers ( $D = 0,049$ ) et les ferrys.