

Aix-Marseille Université

Master Sciences de la Mer
parcours Océanographie Biologique et Ecologie Marine

Caractérisation des captures accidentelles de cétacés
par les flottilles françaises en Manche : distribution
spatiale et lien avec les pratiques de pêche

Chloé Destremau

2024

Encadrement
Mathieu Brevet
Laurent Dubroca

Station Ifremer Port-en-Bessin
Laboratoire Ressources Halieutiques

Remerciements

Je remercie Mathieu Brevet et Laurent Dubroca de m'avoir encadrée, guidée et soutenue tout au long de ce stage. Je les remercie également de m'avoir donné l'opportunité de participer à ma première conférence de recherche, où j'ai non seulement découvert et appris de nombreux nouveaux aspects de la biologie marine, mais où j'ai également eu l'occasion de présenter les premiers résultats de ce stage. Merci à mes chers collègues pour la bonne entente ainsi qu'à toute l'équipe de l'Ifremer à Port-en-Bessin pour leur accueil chaleureux.

Table des matières

Table des matières	2
1 Introduction	3
2 Matériels et méthodes	4
2.1 Espèces et zones étudiées	4
2.1.1 Espèces étudiées	4
2.1.2 Zone étudiée	5
2.2 Données	6
2.2.1 Observation des captures accidentelles en mer (ObsMer)	7
2.2.2 Suivis annuels des activités de pêche en France (SACROIS)	7
2.2.3 Distribution des espèces étudiées	7
2.3 Méthodes	8
2.3.1 Typologie des flottilles	8
2.3.2 Méthodes des cartes de risques	8
2.3.3 Analyses multivariées	9
2.3.4 Forêts aléatoires	9
2.4 Descripteurs des activités de pêche	10
3 Résultats	12
3.1 Distribution des captures accidentelles	12
3.2 Cartes de risques	14
3.2.1 <i>Delphinus delphis</i>	14
3.2.2 <i>Phocoena phocoena</i>	17
3.3 Analyses multivariées	18
3.3.1 Analyse factorielle à données mixtes (AFDM)	18
3.3.2 Classification hiérarchique sur composantes principales (HCPC)	19
3.3.3 Forêt aléatoire (RF)	21
4 Discussion	23
4.1 Distribution spatio-temporelle des captures accidentelles dans les flottilles	23
4.2 Stratégies de pêche à risque de captures accidentelles de dauphin commun	24
4.3 Prédiction des captures et limitations	25
5 Conclusion	26
Bibliographie	27
6 Annexe	34
7 Résumé	37

1 Introduction

La mégafaune marine est confrontée à de nombreuses menaces anthropiques, notamment le développement côtier, la pollution, et les captures accidentelles (Avila et al., 2018; García-Barón et al., 2019). Une capture accidentelle se définit comme « la capture non intentionnelle, durant une activité de pêche, d'espèces qui ne sont pas débarquées, ni commercialisées en raison notamment de leur statut d'espèces protégées » (Hall et al., 2000). La mégafaune fréquemment capturée inclut les petits cétacés, dont le statut de conservation s'est considérablement détérioré depuis les années 1980, particulièrement à cause des captures accidentelles (Brownell Jr et al., 2019). Celles-ci sont estimées à plus de 300 000 cétacés par an à l'échelle mondiale, principalement dues à la pêche aux filets maillant (International Whaling Commission, 2024).

Au-delà des mortalités directes, les captures accidentelles entraînent aussi des effets indirects. Liées aux blessures et au stress, ces effets provoquent des altérations du comportement de l'animal après sa libération (nage, recherche de nourriture), et peuvent impacter croissance et reproduction (Wilson et al., 2014). Ces menaces peuvent alors exposer la mégafaune à un déclin démographique, les espèces concernées étant d'autant plus vulnérables du fait de leurs maturités sexuelles tardives et de leurs lentes croissances démographiques (Lewison et al., 2004). Les espèces ayant des populations de petite taille sont particulièrement à risque. Par exemple, le nombre de vaquita (*Phocoena sinus*) dans le golfe de Californie était estimé à moins de 10 individus en 2018, son déclin étant principalement dû aux captures accidentelles liées à la pêche illégale du Totoaba (*Totoaba macdonaldi*) au filet maillant (Jaramillo-Legorreta et al., 2019). Cet exemple extrême illustre la réalité d'une extinction locale de population. La sous-population de dauphin commun en Méditerranée en est une autre illustration : elle est actuellement considérée en voie de disparition selon l'IUCN¹ (Bearzi et al., 2003), malgré des effectifs mondiaux élevés. De plus, dans de nombreuses régions, la répartition, le statut de conservation, les niveaux de captures accidentelles et leurs impacts sur les espèces locales demeurent largement méconnus (Braulik et al., 2018).

À ce jour, il n'existe aucune étude décrivant les captures accidentelles de cétacés par les flottilles françaises en Manche. Pourtant, en 2021, le dauphin commun (*Delphinus delphis*) et le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) représentaient plus de 75% des échouages sur la façade Atlantique et Manche-Mer-du-Nord (Dars et al., 2021). Ces données d'échouages en France permettent d'estimer le taux de mortalité lié aux captures accidentelles. En effet, grâce à ces données d'échouages on estime qu'entre 1997 et 2009 environ 3 600 à 4 700 dauphin communs meurent par an dans des engins de pêche dans le golfe de Gascogne et la Manche ouest, avec un maximum d'environ 10 000 individus en 2001 (Peltier et al., 2016). De plus, en 2022, 50% des échouages de marsouins sur les façades Atlantique et Manche ont été identifiés comme étant liés aux captures accidentelles, avec une distribution des échouages en Manche allant du Cotentin au Nord-Pas-de-Calais (Dars et al., 2023).

1. IUCN Red List of Threatened Species : www.iucnredlist.org

Ces observations se répètent pour les échouages sur la côte sud-ouest de l’Angleterre, liées pour 61% des échouages aux captures accidentelles (Leeney et al., 2008). Les estimations de mortalité du dauphin commun due aux captures accidentelles excèdent le seuil du prélèvement biologique potentiel (« potential biological removal ») estimé pour toute la zone Atlantique Nord-est (Taylor et al., 2022; ICES, 2020). Ce seuil désigne le nombre maximum d’individus, hors mortalité naturelle, qui peut être retiré d’une population sans compromettre le maintien de la population sur le long terme (Wade, 1998).

Si les captures accidentelles représentent un risque réel pour les populations de cétacés, elles sont aussi difficiles à estimer. Leurs sous-déclarations (Basran and Sigurðsson, 2021; Brevet et al., 2024) imposent de mettre en place des suivis dédiés, et l’utilisation de modèles statistiques d’estimation basés sur des observations à bord des navires (Authier et al., 2021), ou sur les données d’échouage (Peltier et al., 2016). L’estimation des taux de captures accidentelles est d’autant plus complexe que les programmes d’observation sont biaisés ou peu représentatifs (Babcock et al., 2011). Ces estimations comportent alors de grande marge d’erreur, pouvant mener à une sous-estimation de l’impact des captures sur les populations. Ces estimations sont généralement réalisées à l’échelle des flottilles de pêche : les navires sont classés en fonction de la proportion des engins utilisés pendant les opérations de pêches. Cependant, cette description très large n’informe pas de façon détaillée sur les stratégies de pêche ayant conduit aux capture accidentelles (e.g. temps d’immersion de l’engin, etc.). Les régulations de pêche repose sur cette échelle, comme en témoigne la récente interdiction pendant un mois dans le golfe de Gascogne pour les pêches au chalut, au filet trémail et au filet maillant calé afin de réduire les captures accidentelles de dauphins. Il semble donc nécessaire de faire un criblage plus précis pour déterminer quelles stratégies sont les plus à risques.

Ce rapport présente une étude exploratoire des informations disponibles sur les captures accidentelles en Manche pour deux espèces de mammifères marins : le dauphin commun et le marsouin commun. Il s’agira d’abord d’identifier les zones et les périodes où le risque de captures accidentelles par flottille est le plus élevé pour une espèce considérée. Pour compléter les cartes de risques, les comportements de pêche en lien avec les captures accidentelles observées seront ensuite identifiés et hiérarchisés. Enfin, il s’agira d’établir s’il est possible de prédire un risque de captures accidentelles pour les stratégies de pêche à risque à partir des informations disponibles.

2 Matériels et méthodes

2.1 Espèces et zones étudiées

2.1.1 Espèces étudiées

Deux espèces de cétacés ont été étudiées : le dauphin commun (*Delphinus delphis*) et le marsouin commun (*Phocoena phocoena*).

Le dauphin commun est un des cétacés parmi les plus abondants et les plus répandus sur le globe, en particulier dans le nord-est de l’Atlantique (Braulik et al., 2021). Son aire de répartition dans l’Atlantique inclut la Manche (Murphy et al., 2013). Principalement piscivore, en zone néritique il se nourrit d’une grande diversité d’espèces de poissons pélagiques, tout particulièrement de petits poissons pélagiques tels que la sardine (*Sardina pilchardus*), l’anchois (*Engraulis encrasicolus*), et le sprat (*Sprattus sprattus*) mais également de gadidés (e.g., *Micromesistius poutassou*, *Merlangius merlangus*, *Trisopterus sp.*), de chinchard (*Trachurus trachurus*), de maquereau (*Scomber spp.*), de merlu (*Merluccius merluccius*), et de gobiidés (Meynier et al., 2008; Pierrepont et al., 2005; Santos et al., 2013). Il partage notamment une alimentation à un niveau trophique similaire de celui du bar (*Dicentrarchus labrax*) (Spitz et al., 2013) et du thon (Murphy et al., 2013). C’est une espèce grégaire qui a tendance à se déplacer en groupes (Laran et al., 2017), avec une ségrégation fréquente par âge et par sexe (Murphy et al., 2013).

Le marsouin commun est lui aussi répandu et abondant dans les eaux côtières de l’hémisphère Nord (Hammond et al., 2013). En Manche, il se nourrit de petits pélagiques tels que des clupeidés (e.g., hareng *Clupea harengus*, et sprat), de gadidés (e.g., merlan), et de gobiidés (Pierrepont et al., 2005).

2.1.2 Zone étudiée

La Manche est divisée en deux bassins selon le Conseil International pour l’Exploration de la Mer (CIEM) : le bassin occidental (zone 27.7.e) et le bassin oriental (zone 27.7.d), qui peuvent être subdivisés en sous-rectangles statistiques (Figure 1). Six rectangles dans l’embouchure de la Manche (zone 27.7.h) ont été ajoutés à la zone d’étude afin de maintenir une continuité spatiale et d’incorporer au maximum les observations de captures accidentelles liées à la pêche pratiquée dans la Manche.

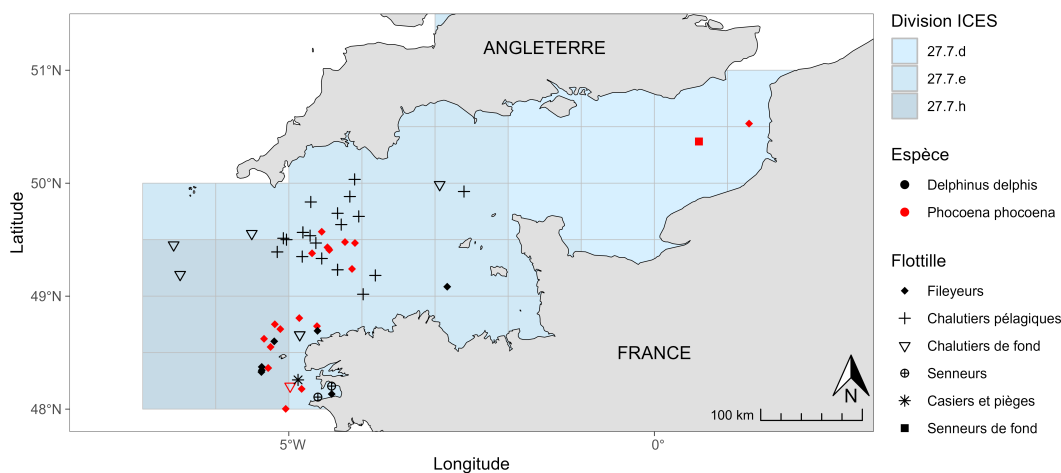


FIGURE 1 – Distribution des évènements de captures accidentelles de dauphin commun (*Delphinus delphis*) et marsouin commun (*Phocoena phocoena*) en Manche de 2007 à 2023, réparties selon les flottilles d'appartenance des navires associés aux captures.

Les deux bassins présentent différentes caractéristiques océanographiques (e.g., la salinité), composantes biologiques (e.g., les récifs, algues) et activités humaines (e.g., les types de pêche). Le bassin occidental est principalement influencé par l'entrée des eaux atlantiques, tandis que le bassin oriental est affecté par l'afflux d'eau douce de l'estuaire de la Seine. La biodiversité de la Manche est composée d'espèces résidentes, d'espèces migratrices (e.g., le maquereau), ou d'espèces présentes seulement à certaines périodes de leur cycle reproductif (e.g., le hareng, le bar) (Dauvin, 2012).

Près de 1200 navires de pêche français ont opéré en Manche en 2021 (Ifremer, 2022). Les principales espèces pêchées incluent la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*), le merlu européen (*Merluccius merluccius*), les baudroies, et la sole commune (*Solea solea*), ainsi que diverses autres espèces démersales et pélagiques, pour un total de 200 000 tonnes vendues en 2021 (Ifremer, 2022). Les principaux métiers, c'est-à-dire la combinaison du type d'engin utilisé et des espèces ciblées, sont la drague à coquille Saint-Jacques, le casier à grands crustacés et à buccin, le chalut de fond à poissons démersaux et benthiques, ainsi que le chalut de fond à céphalopodes, et à sole. Ces navires sont actifs toute l'année, à l'exception de la drague à coquille Saint-Jacques, qui est inactive en été. Les activités de pêche se concentrent dans les zones côtières, notamment au nord de la Bretagne et en Normandie (Ifremer, 2022).

2.2 Données

Trois sources d'information ont été mobilisées : l'observation des captures accidentelles à bord des navires, le suivi annuel des activités de pêche et la distribution spatiale des espèces étudiées.

2.2.1 Observation des captures accidentelles en mer (ObsMer)

ObsMer² (« Observation des captures en Mer ») est un programme d'observateurs embarqués mis en place dans le Cadre de Collecte des Données de la Politique Commune de la Pêche. Le programme ObsMer est mené par l'Ifremer (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer), sous la supervision de la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA). Un plan d'échantillonnage annuel détermine un nombre de navires sur lesquels des observateurs documentent les techniques de pêche (caractéristiques des engins de pêche, espèces ciblées), la composition des captures (nombre, poids, taille, sexe, espèces, rejets et captures accidentelles), ainsi que les facteurs environnementaux (météo, date, localisation).

2.2.2 Suivis annuels des activités de pêche en France (SACROIS)

L'activité annuelle des navires de pêche en France est suivie par SACROIS, un algorithme qui compile l'ensemble des données déclaratives de pêche des flottilles françaises. SACROIS croise les données des livres de bord, des ventes en criées et de la géolocalisation pour les navires de plus de 12m, ainsi que les enquêtes menées par l'Ifremer sur l'activité de pêche. SACROIS fournit donc des estimations précises des quantités débarquées et de l'effort de pêche (nombre de jours en mer et temps de pêche en heures). De plus, le fichier FPC ("Flotte de Pêche Communautaire", rattaché au système informatique halieutique d'Ifremer) recueillant les caractéristiques et données techniques des navires français (e.g., flottilles d'appartenance) a été utilisé.

Les événements de capture accidentelle ont été extraits de la source ObsMer. Les efforts de pêche de l'ensemble des navires associés à ces événements sont issus de SACROIS et ont été utilisés pour cartographier le risque de captures. Les métriques d'activités de pêche utilisés pour les analyses statistiques présentes dans ce rapport sont issues d'ObsMer.

2.2.3 Distribution des espèces étudiées

La répartition saisonnière des dauphins provient d'estimations d'abondances relatives réalisées par l'observatoire PELAGIS en utilisant le modèle du Density Surface Modelling (Miller et al., 2013) qui permet d'obtenir les distributions spatiales des espèces à partir de données d'observation aériennes. Les campagnes associées SAMM (Suivi par observation Aérienne de la Mégafaune Marine) et SCANS (Small Cetaceans in Atlantic waters and North Sea) sont opérées par PELAGIS et l'université de Saint-Andrews (Écosse), respectivement, afin d'étudier la distribution de la mégafaune marine en Atlantique. Les campagnes retenues pour les estimations sont : SAMM I en hiver 2011-2012 et en été 2012, SCANS III en été 2016 et SAMM II en hiver 2021 (Laran et al., 2017; Gilles et al., 2023).

2. ObsMer : <https://sih.Ifremer.fr/Ressources/ObsMer>

2.3 Méthodes

Afin de respecter les préceptes de reproductibilité, les résultats présentés dans ce rapport ont été produits à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2024) et les codes utilisés sont disponibles sur la plate-forme github (Braga et al., 2023), à l'adresse suivante : https://github.com/cdestreanu/STAGE_M2_BYC_MANCHE. Les données utilisées pour les analyses sont soumises à la réglementation sur la protection des données liées aux activités de pêche, elles n'ont donc pas pu être mises à disposition.

2.3.1 Typologie des flottilles

Les données halieutiques renseignent les opérations de pêche à l'aide de différents paramètres (e.g., engin, espèces, zones de pêche, etc.). Les ensembles de navires partageant des caractéristiques similaires sont regroupés en flottilles. La méthode de classification des navires de la flottille "DCR" (Data Collection Regulation, Berthou et al. 2003) a été choisie comme la plus pertinente car celle-ci classe les navires selon la plus grande proportion des engins utilisés lors des opérations de pêches pendant une marée (i.e., sortie en mer) au cours d'une année. Seules les flottilles ayant un nombre de captures accidentelles non-négligeable (seuil arbitraire d'au moins 5 opérations de pêche avec captures accidentelles sur la période étudiée) sont ici considérées comme "à risque" et ont été retenues pour les analyses suivantes.

2.3.2 Méthodes des cartes de risques

Le protocole de l'office français pour la biodiversité (OFB) a été utilisé pour effectuer la distribution spatiale et temporelle du risque de captures accidentelles (Toison et al., 2023). Le risque est déterminé en multipliant l'effort de pêche (par flottille et par unité d'aire) par la densité de l'espèce, pour chaque flottille à risque. La surface sur laquelle est sommé l'effort de pêche correspond aux rectangles statistiques définis par le CIEM, tandis que la densité de l'espèce est estimée sur une grille de 50x50km (Laran et al., 2017). L'intersection spatiale des données d'effort de pêche et de densité d'espèce résulte en un risque cartographié à l'échelle de la grille de 50x50km, défini par :

$$\text{Risque} = \text{Effort de pêche (heures)} \times \text{Densité de l'espèce} \left(\frac{\text{individus}}{\text{km}^2} \right) \quad (1)$$

L'effort de pêche a été déterminé par le nombre total d'heures qu'un navire a passé à mener une activité de pêche par unité de rectangle statistique (données SACROIS), cumulé sur les mois sélectionnés représentant chaque saison (novembre à mars pour la saison hivernale, et juin à août pour la saison estivale). Plusieurs ajustements techniques ont été apportés afin d'avoir une représentation plus précise des modes de pêche utilisés et améliorer la représentation des résultats. En effet, le protocole de l'OFB se base sur l'effort de pêche par type d'engin. Cependant, le type d'engin

référéncé pour un navire ne signifie pas nécessairement que cet engin a été utilisé lors d'un événement de pêche : un navire peut utiliser différentes techniques pour pêcher (alternance de casiers et de filets par exemple). L'utilisation de la flottille DCR permet d'être plus précis pour identifier des stratégies de pêche responsables des captures accidentelles (voir section sur la typologie des flottilles). Ainsi, les cartes de risque de capture accidentelle ont été créées en utilisant l'effort de pêche à l'échelle des flottilles. Pour la représentation des données, la transformation logarithmique a été sélectionnée plutôt que la normalisation min-max utilisée dans le protocole OFB.

2.3.3 Analyses multivariées

Pour analyser les liens entre activités de pêches (voir le paragraphe "Descripteurs des activités de pêche" ci-dessous pour le détail des variables utilisées) et captures accidentelles, les données ont été explorées par la réalisation d'une classification hiérarchique sur composantes principales sur données mixtes (fonction HCPC du package FactoMineR, Lê et al. 2008). Cette classification se base sur une analyse factorielle de données mixtes (AFDM) qui permet d'analyser conjointement des données quantitatives et qualitatives et de décrire le jeu de données en réduisant la dimension des tableaux d'entrée. Cette étape permet de s'affranchir des problèmes de colinéarités entre les variables, tout en conservant le plus d'informations possibles. La règle de Kaiser a été appliquée pour sélectionner uniquement les axes expliquant la majeure partie de la variance, c'est à dire ceux dont les valeurs propres sont supérieures à 1. La classification hiérarchique nous permet ensuite de séparer les données en groupes homogènes (ou, « cluster ») partageant des caractéristiques communes. Ces groupes homogènes de comportement de pêche (i.e. partageant les même profils d'activités) sont par la suite décrit comme des stratégies de pêches. L'algorithme du package R NbClust a été appliqué afin de déterminer le nombre optimal de clusters (Charrad et al., 2014), en utilisant la méthode des Silhouettes. La distance euclidienne a été utilisée pour créer la matrice de dissimilarité, les données ont ensuite été partitionnées en utilisant la plus grande distance entre chaque point (« furthest neighbor method »).

2.3.4 Forêts aléatoires

Pour déterminer l'importance des paramètres de l'activité de pêche dans l'occurrence d'une capture accidentelle au sein d'une flottille et estimer la possibilité de faire de la prédiction du taux de captures accidentelles à partir de ces mêmes variables, l'algorithme de classification de forêt aléatoire (Random Forest, ou RF, Breiman 2001a) a été appliqué en utilisant le package R « randomForest » (Liaw and Wiener, 2002). Cet algorithme d'apprentissage automatique construit des arbres de décisions entraînés sur des sous-échantillons de la base de données initiale et utilisant des jeux de variables différents, sélectionnées aléatoirement à chaque itération. L'objectif est de prédire l'absence ou la présence (0,1) d'une capture accidentelle selon les caractéristiques de l'activité de

pêche à l'échelle des marées pour les flottilles à risque. Le RF est un algorithme simple à mettre en oeuvre avec peu de paramètres à ajuster (Biau and Scornet, 2016). Il offre l'avantage d'être robuste aux distributions déséquilibrées (Chen et al., 2004) et présente d'excellentes capacités prédictives (Breiman, 2001b). Il a cependant tendance à surestimer les taux de captures accidentelles (Stock et al., 2019). 1000 arbres ont été construits pour chaque modèle. Pour compenser le déséquilibre des classes à prédire (0,1), toutes les observations de captures ("1", n = 11) ont été incluses à chaque tirage d'échantillon. La classe "0", les observations sans capture, a été tirée deux fois plus que la classe "1" (n = 22) . L'erreur Out-of-Bag (OOB) a été retenue afin d'évaluer la performance du modèle : chaque arbre est entraîné sur une partie des données, laissant un échantillon de côté dit "out of bag", sur lequel le modèle va ensuite prédire une classe. Le taux d'erreur OOB est la proportion d'erreur de classification de cette classe. Les variables les plus importantes dans leur contribution à la précision du modèle ont été déterminé grâce à la représentation de la diminution moyenne de la précision du modèle lorsque la variable n'est pas prise en compte dans le modèle ("Mean Decrease Accuracy"). Les effets de ces variables sur les occurrences d'une capture accidentelle ont été vérifiés à l'aide des graphiques représentant la dépendance partielle des captures à chacune de ces variables. Ces graphiques sont présentés en annexe. Dans le cadre d'une classification, la dépendance partielle est exprimée par le log de la proportion des votes en faveur de la classe considérée ("logit") :

$$f(x) = \log p_k(x) - \frac{1}{K} \sum_{j=1}^K \log P_j(x)$$

où x est la variable considérée, K le nombre de classe, k la classe évaluée et p_j la proportion de votes pour la classe j . En d'autres termes, une augmentation des valeurs de dépendances partielles indiquent que la probabilité d'occurrence de la classe considérée (ici la classe "0", sans capture accidentelle : Annexe, Figure 9 et 10) augmente elle aussi avec les valeurs correspondantes de la variable.

Vu la très faible quantité des données de captures accidentelles déclarées pour les deux espèces étudiées, seules les données de captures de dauphins communs associées à la flottille des chalutiers pélagiques ont été retenues pour les analyses décrites ci-dessus.

2.4 Descripteurs des activités de pêche

La littérature sur les captures accidentelles rapporte que les facteurs d'opérations de pêche et les facteurs environnementaux suivants sont positivement associées aux captures de mammifères marins : la profondeur de l'eau, la taille de la maille, la hauteur du filet, la profondeur de l'engin, la durée de pêche, la météo, la période de l'année et de la journée (Northridge et al., 2017).

Seules les variables caractérisant l'opération de pêche dans le jeu de données OBSMER ont été sélectionnées pour cibler précisément les stratégies à risque. Les proportions de poids pêchés des

groupes d'espèces partageant des proies similaires au dauphin, et des groupes d'espèces prédatées par le dauphin (voir section "Espèces étudiées"), ont aussi été incluses. Les espèces de proies représentant plus de 4% de la masse moyenne de l'alimentation du dauphin dans l'étude de Meynier et al. (2008) ont été retenues, en raison de la robustesse statistique et de la relative proximité spatiale de cette étude. La méthodologie de celle-ci a notamment été utilisée pour baser le choix des différentes échelles de proies (i.e., genre, famille) retenues pour les analyses. Les gadidés ont été retenus en raison du nombre élevé de proies du dauphin regroupées à cette échelle. Les variables retenues pour les analyses ultérieures sont les suivantes : la maille du filet, la longueur du navire, le temps de pêche, la puissance, la vitesse de l'engin de pêche, la diversité spécifique pêchée, le poids total de pêche, la famille la plus pêchée en terme de poids cumulé, ainsi que la proportion d'espèces d'intérêts en terme de poids à l'échelle de la marée (Table 1).

Enfin, le jeu de donnée a été résumé à l'échelle de la marée (voir Table 1 pour le détails des opérations effectuées) afin de pouvoir éventuellement utiliser le modèle de prédiction sur les données déclaratives SACROIS dans lequel les données sont uniquement détaillées à cette échelle.

TABLE 1 – Descriptions des variables utilisées pour expliciter les liens entre captures accidentelles et activité de pêche.

Variable	Description
Trachurus_p	Proportion d'espèces du genre Trachurus (e.g., chinchards)
Gadidae_p	Proportion d'espèces de la famille des Gadidés (e.g., merlan)
Scomber_p	Proportion d'espèces du genre Scomber (les maquereaux)
Merluccius_p	Proportion d'espèces du genre Merluccius (les merlus)
Dicentrarchus_p	Proportion d'espèces du genre Dicentrarchus (e.g., bar commun)
Sprat_p	Proportion de sprat (<i>Sprattus sprattus</i>)
Anchois_p	Proportion d'anchois (<i>Engraulis encrasicolus</i>)
Sardine_p	Proportion de sardine (<i>Sardina pichardus</i>)
n_especes	Nombre d'espèces (diversité spécifique)
av_mail	Longueur moyenne de la maille du filet (en mm)
av_peche	Effort de pêche moyen (en jour)
Longueur	Longueur du navire (en mètre)
Bycatch	Indicateur de capture accidentelle (0 = absence, 1 = présence)
av_vitesse	Vitesse moyenne (en noeud)
av_puissance	Puissance moyenne du navire (en kW)
poids_tot	Poids total (en kg)
poids_sp_plus_peche	Poids total cumulé de l'espèce la plus pêchée (en kg)
fam_plus_peche	Famille la plus pêchée selon son poids cumulé (en kg)

3 Résultats

3.1 Distribution des captures accidentelles

Entre 2007 et 2023, 97 dauphins ont été capturés en 34 opérations de pêche, au cours de 27 marées observées (Table 2). 72 individus ont été capturés en Manche ouest (27.7.e), 25 à l'entrée de la Manche (27.7.h), et aucun individu n'a été reporté capturé en Manche est (27.7.d) (Figure 1). Les chalutiers pélagiques sont associés à 69 individus capturés en 11 marées sur un total de 118 marées observées (Table 2). À noter que sur ces 69 individus, 68 ont été capturés par des chalutiers ciblant le bar commun (*Dicentrarchus labrax*) en 10 marées sur un total de 83 marées observées (12%) (Table 2). Les chalutiers de fond sont associés à 13 individus capturés en 5 marées sur 275 marées observées (1.8%), ceux ciblant le Saint-Pierre (*Zeus faber*) sont associés à 6 individus capturés en 1 marée sur 37 marées observées (2.7%) (Table 1). Les fileyeurs sont associés à 9 individus capturés en 8 marées sur 1672 marées observées (0.5%), les fileyeurs ciblant les baudroies sont associés à la capture de 6 individus en 5 marées sur 535 marées observées (1%) (Table 2).

TABLE 2 – Distribution des captures accidentelles de dauphins communs par flottille et espèce cible (données ObsMer).

Flottille DCR	Espèce cible	Individus	Opérations	Marées	Opérations totales	Marées totales
Chalutiers pélagiques	Bar commun	68	17	10	605	83
Chalutiers de fond	Saint-Pierre	6	1	1	603	37
Fileyeurs	Baudroies	6	5	5	1535	535
Senneurs	Sardine commune	5	2	2	252	127
Chalutiers de fond	Gadidés	4	3	3	1766	105
Chalutiers de fond	Calmars, Encornets	3	1	1	1352	133
Casiers et pièges	Soles	1	1	1	305	50
Chalutiers pélagiques	Dorades, Sparidés	1	1	1	71	35
Fileyeurs	Poissons plats	1	1	1	174	68
Fileyeurs	Raies (divers)	1	1	1	379	136
Fileyeurs	Soles	1	1	1	6124	933

Sur la même période, 22 marsouins communs ont été capturés en 20 opérations de pêche au cours de 18 marées observées (Table 3). Les fileyeurs sont associés à 19 individus capturés, dont 18 capturés sur des pêches ciblant la baudroie, répartis en 15 marées sur 535 marées observées (4.3%) (Table 3). 3 marsouins ont été capturés par des chalutiers et senneurs de fond.

Les observations de capture accidentelle du dauphin commun sont principalement distribuées dans les trois flottilles suivantes : les chalutiers pélagiques (71%), les chalutiers de fond (13%), les fileyeurs (9%). Les captures de marsouin commun sont majoritairement associées à la flottille des fileyeurs (86%). Ces flottilles ont été sélectionnées pour cartographier le risque de capture accidentelle de ces deux espèces. Cependant, vu la faible proportion de capture accidentelle au sein du nombre total de marées pour les autres flottilles, les analyses multivariées ont été appliquées sur les données de chalutiers pélagiques associées aux captures de dauphins communs.

TABLE 3 – Distribution des captures accidentelles de marsouins communs par flottille et espèce cible (données ObsMer).

Flottille DCR	Espèce cible	Individus	Opérations	Marées	Opérations totales	Marées totales
Fileyeurs	Baudroies	18	17	15	1535	535
Chalutiers de fond	Saint-Pierre	2	1	1	603	37
Fileyeurs	Soles (divers)	1	1	1	6124	933
Senneurs de fond	Calmars, Encornets	1	1	1	136	16

3.2 Cartes de risques

3.2.1 *Delphinus delphis*

Le risque de capture accidentelle a été cartographié à l'échelle de la Manche pour les flottilles identifiées comme étant les plus à risque. Ces cartes ont été produites à l'échelle saisonnière en été et en hiver.

En été, le risque de capture des fileyeurs est réparti dans toute la Manche hormis le long de la côte anglaise, il est le plus élevé à l'ouest et au nord de la Bretagne (indice allant de 0.001 à 45 $\log(\text{heure} \cdot \text{ind}/\text{km}^2)$), et le plus faible à l'est de la Manche (indice allant de 1e-06 à 1e-04). En hiver, le risque est plus élevé autour de la côte bretonne (indice allant de 1 à 80) (Figure 2).

Le risque de capture accidentelle associé aux chalutiers de fond recouvre quasi entièrement la Manche et occupe des zones le long de l'Angleterre; le risque est plus élevé à l'embouchure de la Manche, à l'ouest (indice de 100 à 300) puis diminue vers l'est (indice de 1e-06 à 1e-03). En hiver, ce risque augmente dans l'ensemble de la Manche mais son maximum diminue (indice de 145), et augmente uniformément dans l'est (1e-06 à 0.05) (Figure 2).

À contrario, le risque de capture des chalutiers pélagiques est spatialement restreint : il est particulièrement élevé à l'ouest de la Bretagne (indice de 0.01 à 10), et reste très faible (1e-07 à 1e-03) ou absent dans le reste de la Manche en été. En hiver, ce risque augmente globalement et s'étend vers le nord de façon fragmentée et non uniforme (index de 0.01 à 7) à l'ouest, et reste plutôt homogène à l'est (Figure 2).

Le risque est en moyenne le plus élevé pour la flottille des chalutiers de fond, ce métier étant pratiqué dans toute la Manche, en été comme en hiver. Les chalutiers pélagiques présentent le risque le plus faible des trois flottilles. D'après le protocole d'estimation des risques de l'OFB, les chalutiers de fond et les fileyeurs seraient les flottilles les plus à risque de captures accidentelles, tandis que

la flottille des chalutiers pélagiques le serait beaucoup moins (Toison et al., 2023). Cependant, ce protocole ne prend pas en compte les différences existantes entre flottilles à risques vis-à-vis des niveaux d'association aux captures accidentelles observées : les chalutiers pélagiques sont les plus associés aux captures accidentelles dans les observations du programme ObsMer et il paraît donc difficile d'en écarter le poids effectif. Déterminer un risque au niveau des flottilles sans identifier les variations existantes entre ces flottilles s'avère être insuffisant pour comprendre les déterminismes des captures accidentelles. Il nécessite donc de déterminer à une échelle plus fine les facteurs associés aux captures accidentelle dans les flottilles sélectionnées et tout particulièrement celles avec le plus grand nombre de captures observées, les chalutiers pélagiques en particulier.

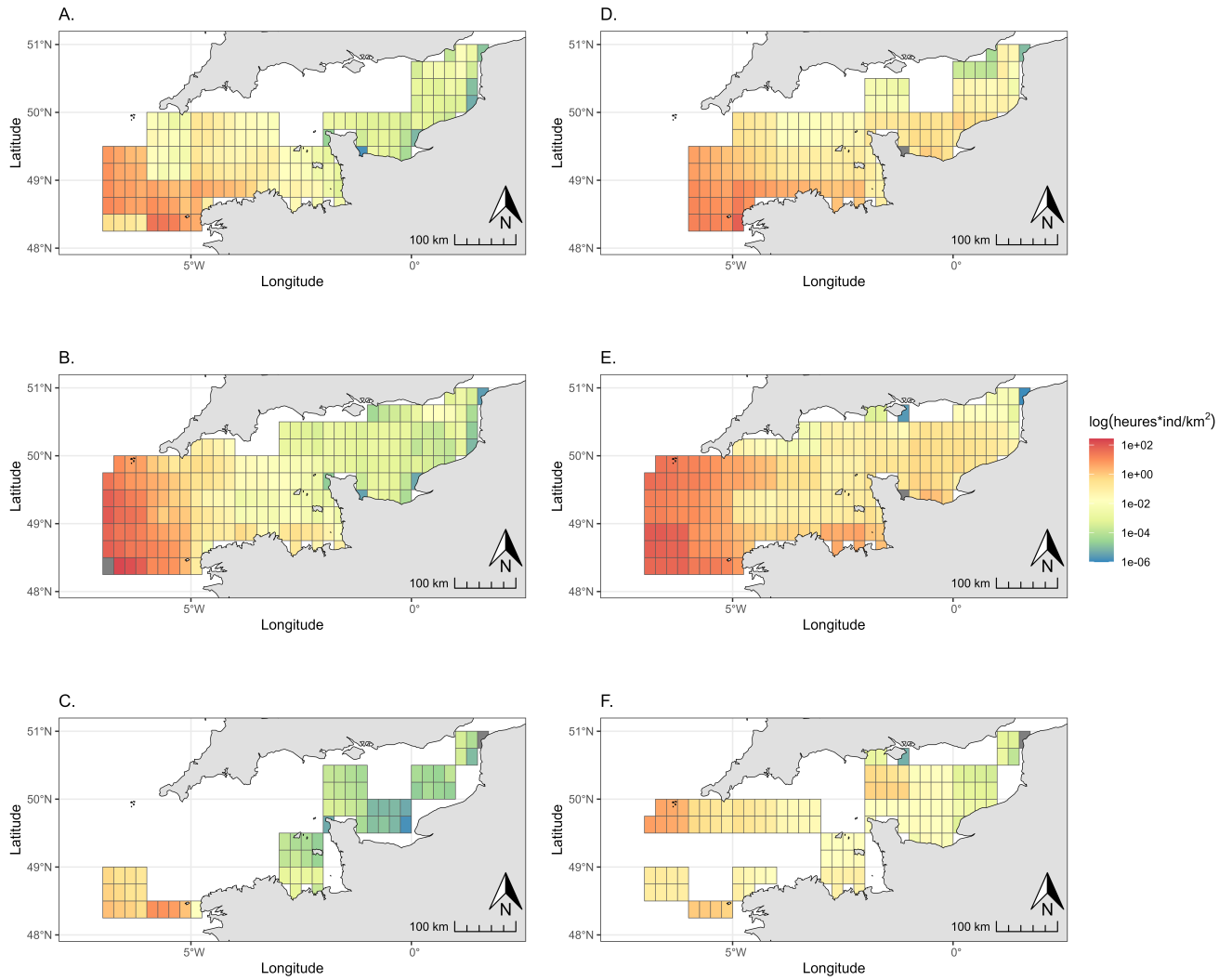


FIGURE 2 – Indice du risque de capture accidentelle de dauphin commun en été par flottille : en hiver 1) A. Fileyeurs, B. Chalutiers de fond, C. Chalutiers pélagiques, en été 2) D. Fileyeurs, E. Chalutiers de fond, F. Chalutiers pélagiques. Cartographie produite sur la Manche en utilisant le protocole de l’OFB, où l’indice du risque est une relation entre l’effort de pêche et la densité de l’espèce, sous forme logarithmique.

3.2.2 *Phocoena phocoena*

Pour le marsouin commun, le risque de capture par les fileyeurs est le plus élevé en hiver, au nord de la Bretagne (indice allant de 0.05 à 10 $\log(\text{heure} \cdot \text{ind}/\text{km}^2)$) et à l'est de la Manche, proche de l'embouchure de la mer du Nord (indice allant de 10 à 30) (Figure 3). Ce risque reste relativement élevé dans l'est en été (indice allant de 0.1 à 31.5), mais diminue en manche ouest (indice allant de 0.01 à 18), et est le plus faible à l'entrée de la Manche (indice allant de 0.001 à 3) (Figure 3). Le risque le plus élevé est principalement situé le long des côtes, ce qui est tout particulièrement visible en été (Figure 3).

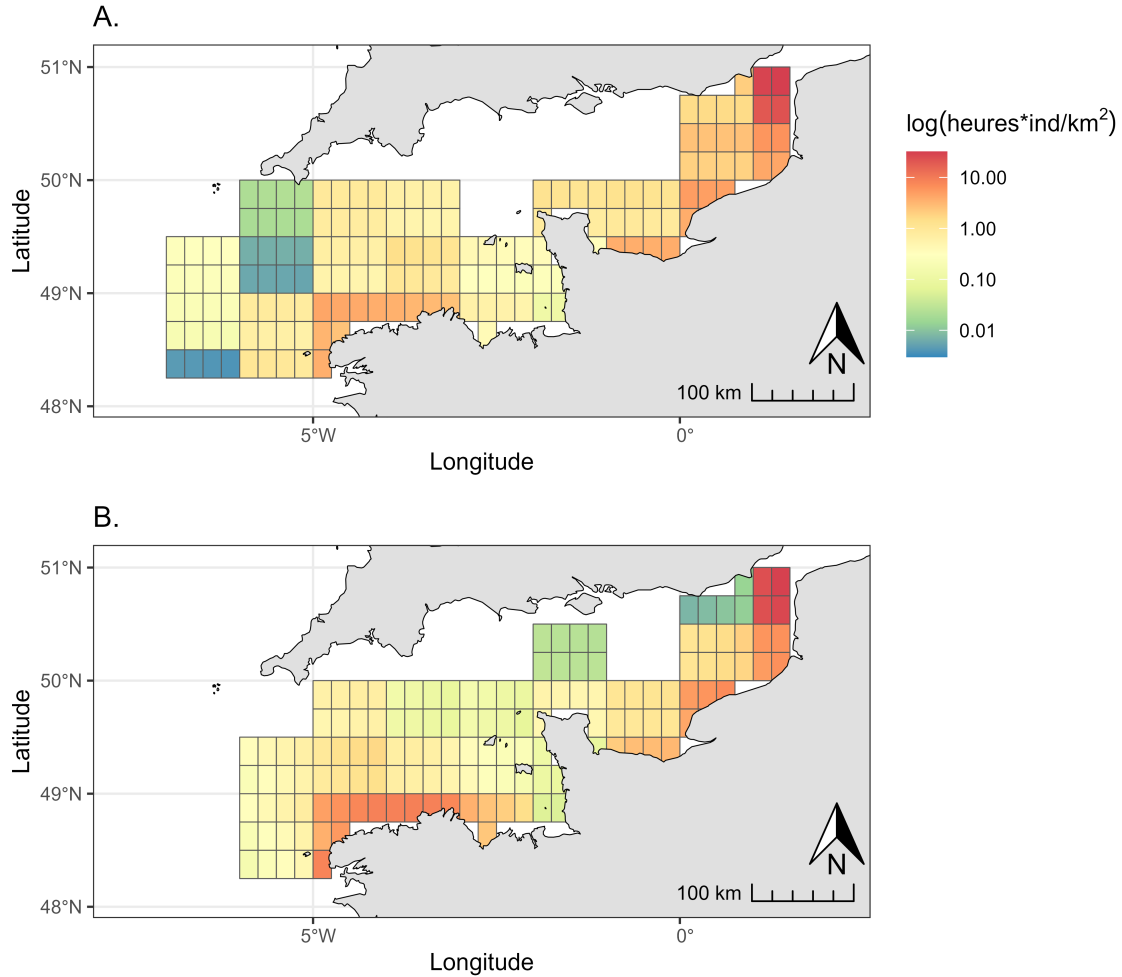


FIGURE 3 – Indice du risque de capture accidentelle de marsouin commun en A. été, B. hiver pour la flottille des fileyeurs. Cartographie produite sur la Manche en utilisant le protocole de l’OFB, où l’indice du risque est une relation entre l’effort de pêche et la densité de l’espèce, sous forme logarithmique.

3.3 Analyses multivariées

3.3.1 Analyse factorielle à données mixtes (AFDM)

Une analyse factorielle sur données mixtes a été réalisée sur les données résumées à l’échelle de la marée pour la flottille des chalutiers pélagiques. En se basant sur la règle de Kaiser, 13 axes ont été retenus pour la suite des analyses, l’ensemble de ces axes expliquent 82.12% de la variance observée (les 4 premiers axes expliquent 40.8 % de la variance : Figure 4).

À partir du cercle de corrélation des variables (Figure 4), on observe que la proportion de bars pêchés et la taille moyenne de la maille du filet sont positivement corrélés, tandis qu'ils sont négativement corrélés à la proportion de pêche de maquereau (*Scomber_p*) et de chinchard (*Trachurus_p*). De plus, le poids total de l'espèce la plus pêchée, le poids total pêché, et la proportion de sardine sont positivement corrélés, et sont négativement corrélés à la diversité spécifique et la proportion de gadidés pêchés (*Gadidae_p*).

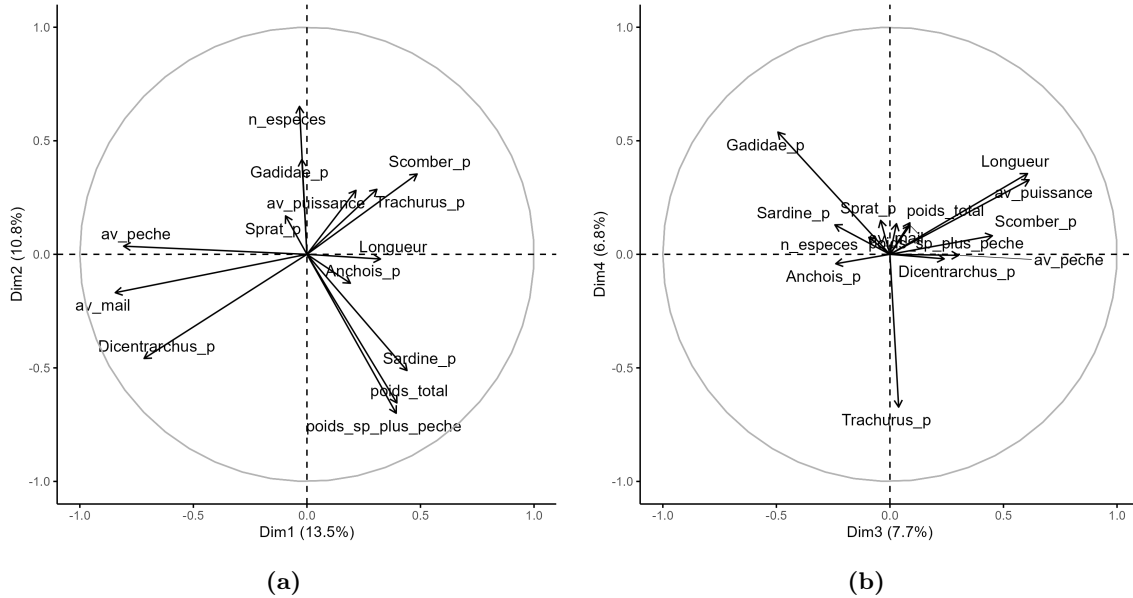


FIGURE 4 – Analyse factorielle de données mixtes (AFDM). Cercle de corrélation affichant les variables quantitatives pour les 4 premiers axes : a) premier et deuxième axes, b) troisième et quatrième axes. Les corrélations des variables avec les dimensions de l'AFDM sont illustrées sous forme de vecteur ; la direction de la flèche est liée à la corrélation avec une certaine dimension de l'AFDM et sa longueur indique l'intensité de la corrélation.

3.3.2 Classification hiérarchique sur composantes principales (HCPC)

Par la suite, une HCPC a été effectuée afin de déterminer des groupements de marées homogènes dans lesquels se distribuent ou non les captures accidentelles. L'algorithme NbClust a déterminé que la partition optimale des données contient 13 clusters (Figure 5). La présence de captures accidentelles a uniquement été identifiée dans le cluster 1.

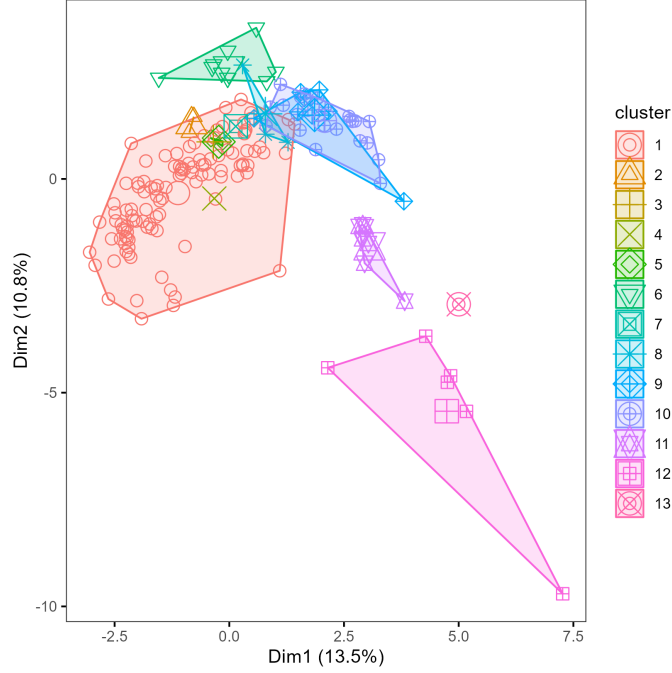


FIGURE 5 – Classification hiérarchique sur composantes principales utilisant la méthode de la plus grande distance euclidienne entre chaque point. Les observations de captures accidentelles se trouvent uniquement dans le cluster 1.

Dans le cluster 1, les variables telles que la taille moyenne de la maille, le temps moyen de pêche, et la proportion du bar ont des valeurs significativement supérieures aux autres cluster, tandis que les valeurs du poids total pêché, le poids total de l'espèce la plus pêché, la longueur du navire, ainsi que la proportion de sardine (*Sardine_p*), la proportion de gadidés (*Gadidae_p*), de chinchard (*Trachurus_p*), et celle des maquereaux (*Scomber_p*) ont des valeurs significativement inférieures aux autres clusters (Table 4). 100% des pêches pour lesquelles la famille majoritairement pêchée sont les moronidés (e.g., bar) sont représentés dans le cluster 1 et ce cluster est composé à 49.09% de pêches pour lesquelles les moronidés sont majoritaires (Table 5). Au sein de ce cluster 20.91% des pêches sont associés à un poids majoritaire de sparidés (e.g. dorades), 15.45% à un poids majoritaire de triakidés (requins) et 10.91% à un poids majoritaire de squalidés (requins).

TABLE 4 – Variables quantitatives associées à la description du cluster 1 à partir de l’analyse HCPC. Le v.test correspond à un test de comparaison de moyenne tel que décrit dans Husson et al. (2016).

Variable	v.test	Moyenne dans la catégorie	Moyenne globale	Écart-type dans la catégorie	Écart-type global	Valeur p
av_mail	8.72	91.82	81.06	13.37	20.87	0.00
av_peche	7.50	0.22	0.19	0.05	0.07	0.00
Dicentrarchus_p	7.42	0.45	0.29	0.39	0.37	0.00
poids_tot	-1.97	2569.66	3090.83	2695.67	4475.62	0.05
poids_sp_plus_peche	-2.00	2014.51	2539.95	2516.91	4444.29	0.05
Longueur	-2.40	20.20	20.58	2.00	2.71	0.02
Sardine_p	-2.72	0.00	0.02	0.01	0.14	0.01
Gadidae_p	-3.44	0.02	0.04	0.04	0.11	0.00
Trachurus_p	-4.17	0.02	0.05	0.05	0.15	0.00
Scomber_p	-6.66	0.04	0.14	0.09	0.26	0.00

TABLE 5 – Variables qualitatives associées à la description du cluster 1 à partir de l’analyse HCPC. Le v.test correspond à un test de comparaison de moyenne tel que décrit dans Husson et al. (2016). Cla/Mod correspond à la proportion d’occurrence de la famille contenue dans ce cluster parmi l’ensemble des clusters. Mod/Cla correspond à la proportion de cette famille au sein de ce cluster parmi l’ensemble des familles contenues dans ce cluster.

Famille	v.test	Cla/Mod	Mod/Cla	Global	Valeur p
Moronidae	7.82	100.00	49.09	30.34	0.00
Sparidae	3.99	95.83	20.91	13.48	0.00
Triakidae	3.76	100.00	15.45	9.55	0.00
Squalidae	3.03	100.00	10.91	6.74	0.00
Gadidae	-3.84	0.00	0.00	5.06	0.00
Carangidae	-3.84	0.00	0.00	5.06	0.00
Clupeidae	-4.79	0.00	0.00	7.30	0.00
Scombridae	-7.09	0.00	0.00	14.04	0.00

3.3.3 Forêt aléatoire (RF)

Enfin, nous avons réalisé une analyse par forêt aléatoire pour hiérarchiser l’importance des variables dans leur association aux captures accidentelles, et pour tester la possibilité d’un cadre

prédictif pour de telles captures en fonction des variables d'activité de pêche.

L'algorithme de la forêt aléatoire a correctement classé 7 observations de capture accidentelle parmi 11 (Table 6, sorties "1") soit un taux d'erreur de 36% , et a correctement classé 149 observations sans captures parmi 167, soit un taux d'erreur de 11%. L'algorithme a un taux d'erreur out-of-bag (OOB) de 12.36%.

TABLE 6 – Matrice de confusion et erreur de classification de la forêt aléatoire. Les sorties "0" correspondent à des marées sans capture accidentelle tandis que les sorties "1" correspondent à des marées avec au moins une capture accidentelle.

	0	1	class.error
0	149	18	0.11
1	4	7	0.36

Les variables les plus importantes dans leur contribution à la précision du modèle sont les suivantes : la longueur, la puissance du navire, la famille la plus pêchée la proportion de bars et de gadidés, le temps de pêche moyen et le nombre d'espèces pêché (Figure 6).

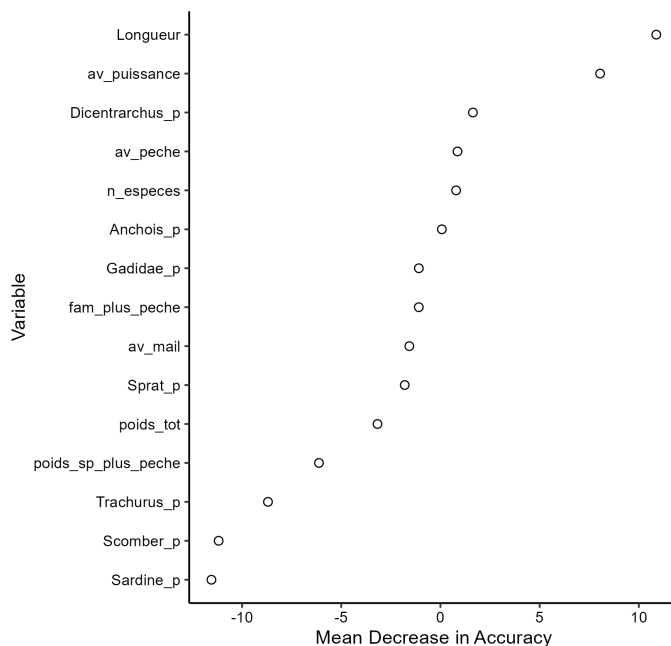


FIGURE 6 – Importance des variables dans le modèle en terme de diminution moyenne de la précision (Mean decrease in Accuracy, voir Méthodes).

L'analyse de graphes de dépendance partielles associés à ce random forest nous indique qu'une augmentation de la valeur des variables proportion de gadidés et nombre d'espèces pêchées lors d'une marée augmente la probabilité que la marée ne soit pas associée à un événement de capture accidentelle au sein du modèle prédictif, et qu'à l'inverse, la diminution du temps de pêche, de la taille de maille, et de la proportion de bars diminue cette probabilité (Annexe, Figure 9). En d'autres termes, une proportion plus élevée de bars augmente la probabilité de capture accidentelle. De plus, Lorsque la longueur du navire dépasse le seuil des 25 mètres, celle-ci augmente la probabilité de capture accidentelle. La relation entre puissance du navire et probabilité de capture est plus variable et ne montre pas de tendance fixe. Enfin, la Figure 10 nous indique que la probabilité de capture est maximale quand les familles Rajidae, Sepiidae, Moronidae et Merlucciidae sont majoritairement pêchées.

4 Discussion

4.1 Distribution spatio-temporelle des captures accidentelles dans les flottilles

Cette étude est la première à explorer le statut des captures accidentelles de cétacés par la flotte française en Manche. Les captures accidentelles observées sont localisées dans des flottilles bien précises pour les deux espèces étudiées. En effet, la majorité des captures de dauphins sont associées aux chalutiers pélagiques ciblant le bar ($n = 68$) (Table 2). Des captures de dauphins par ce métier ont déjà été observées dans la flotte anglaise, où il a été estimé qu'en moyenne un dauphin commun est capturé par opération de pêche entre 2004 et 2006 (Northridge et al., 2011). De plus, nos résultats diffèrent légèrement de ceux du golfe de Gascogne où la distribution des captures de dauphins communs est plus diversifiée, et se répartit principalement parmi les flottilles de fileyeurs ciblant la sole ou le merlu, et les chalutiers pélagiques ciblant le bar ou le merlu ou des petits poissons pélagiques (e.g. anchois, sardines) (Brevet et al., 2024). Les captures de marsouins sont principalement associées à la flottille des fileyeurs ciblant les baudroies ($n = 18$) (Table 3). En mer du Nord, des captures de marsouins par cette flottille ont déjà été de nombreuses fois observées (Kindt-Larsen et al., 2023), notamment par les fileyeurs ciblant les baudroies et la morue (Bjørge et al., 2013). Entre 2014 et 2018, la capture d'environ 1500 individus par an a été estimée par les fileyeurs en Norvège, dont 75% de captures sont attribuées aux engins ciblant la baudroie et la morue.

La distribution des captures accidentelles de dauphin commun et de marsouin commun n'est pas homogène dans la zone étudiée. Les événements de captures se retrouvent majoritairement en Manche ouest (zone 27.7.e) ainsi qu'à l'embouchure de celle-ci (zone 27.7.h), avec seulement deux événements de captures en Manche est (zone 27.7.d) (Figure 1). Malgré la distribution hétérogène

de l'effort de pêche des trois flottilles, les cartes de risque présentent également de manière générale un gradient où le risque diminue d'ouest en est, suivant logiquement la distribution spatiale des densités de dauphin observées par les survols aériens (Annexe, figure 12). Toutefois, les cartes de risques ne sont pas systématiquement liées à la distribution des captures observées. Par exemple, pour l'interaction entre les dauphins communs et les chalutiers pélagiques on observe un maxima local du risque de capture au nord de la pointe du Cotentin en hiver (Figure 2-F) qui n'est pas supporté par les données observées. L'effort de pêche des chalutiers pélagiques en Manche est en hiver (Annexe, Figure 7) combiné à une densité de dauphin assez élevée (Annexe, Figure 8) dans cette même zone entraîne également un risque de capture relativement bas mais homogène. L'absence totale de captures dans cette zone par les chalutiers pélagiques semble donc surprenante. Cela pourrait suggérer une différence de stratégie de pêche au sein de la flotte entre les deux zones, ou alors des processus océanographiques ou biologiques qui entraînent un taux de capture plus élevé en Manche ouest, ou encore une sous-déclaration des captures accidentelles dans l'est de la Manche. L'acquisition d'une plus grande quantité de données et/ou de meilleure qualité apparaît donc centrale afin de pouvoir confirmer ces résultats. Ainsi, Kindt-Larsen et al. (2016) ont développé un modèle utilisant des données (effort de pêche, capture accidentelle et densité d'espèce) collectées via un système de surveillance à distance (i.e., "Remote Electronic Monitoring System", ou REM) et de télémétrie permettant une analyse à fine échelle et donc, des estimations de captures accidentelles et des cartes de risques plus précises.

Notre étude met en évidence que les dynamiques de risque de captures accidentelles varient en fonction des stratégies de pêches. En présence de données suffisamment importantes et diversifiées, il pourrait donc être pertinent d'augmenter la précision des techniques de pêche étudiées, en combinant, dans un premier temps, le type d'engin utilisé et l'espèce cible. Il pourrait également être pertinent de regrouper l'effort de pêche des navires partageant des stratégies de pêche similaires (mêmes caractéristiques des opérations de pêches) et associées aux captures accidentelles.

4.2 Stratégies de pêche à risque de captures accidentelles de dauphin commun

Les captures accidentelles de dauphins sont associées aux chalutiers pélagiques appartenant au cluster 1 (n=11). Ce cluster représente une stratégie de pêche caractérisée par une prédominance de la pêche au bar, suivis par une pêche majoritaire aux sparidés et aux requins, un effort de pêche élevé (temps de pêche) et une taille de maille large par rapport au reste des navires de la flottille. Puisque les dauphins et le bar commun partagent de nombreuses proies (Spitz et al., 2013), il se peut que les dauphins se nourrissent de petits pélagiques, tels que la sardine ou l'anchois lors de ces événements de capture accidentelle. Ces derniers ne sont pas directement renseignés dans les livres de bord, car ces espèces ne sont pas les espèces cibles, mais les proies des espèces ciblées. C'est donc

des similarités dans les proies du dauphin et de l'espèce ciblée par les flottilles qui peut expliquer l'association de cette flottille à un risque élevé de captures accidentelles. De plus, certains squalidés et triakidés partagent également les mêmes proies que le dauphin commun : le requin épineux (*Squalus acanthias*) et le requin-hâ (*Galeorhinus galeus*) se nourrissent de gadidés (e.g., *Trisopterus esmarkii*, de merlan (*Merlangius merlangus*), et de maquereau (*Scomber scombrus*)) (Ellis et al., 1996). Cela représenterait une stratégie de pêche à risque non décrite dans la littérature. Une stratégie pêchant en majorité des espèces partageant les mêmes proies que le dauphin commun représenterait une stratégie de pêche potentiellement à risque de capture accidentelle de cette espèce.

La représentation des dépendances partielles des variables issue du modèle RF (Annexe, Figure 9) suggère une dynamique similaire à celle obtenue lors de l'analyse des clusters puisqu'une forte proportion de bar, un temps de pêche et une taille de maille élevé sont associés aux observations de capture accidentelle (similaire aux différences entre le cluster 1 et les autres clusters). Une plus faible probabilité de non-capture peut être notée lorsque la proportion de bars pêchés est extrêmement faible ; il est possible que cela reflète l'existence d'autres stratégies à risque ciblant exclusivement des espèces autres que le bar. On observe également qu'une augmentation de la proportion de gadidés, du nombre d'espèce pêché et une longueur de navire de moins de 25 mètre diminueraient l'occurrence de capture accidentelle, un pattern qui n'est retrouvé dans aucun des clusters identifiés comme stratégie à risque.

4.3 Prédiction des captures et limitations

La capacité du modèle RF à prédire l'absence ou la présence de capture accidentelle est faible, avec un taux d'erreur de classification des événements de capture accidentelle supérieur à 30%. De ce fait nous n'avons pas appliqué de modèle prédictif à l'échelle de la flottille toute entière (en utilisant les données de suivi SACROIS par exemple). Ce faible pouvoir prédictif peut être dû aux variables choisies pour caractériser les stratégies de pêche. Les variables environnementales n'ont pas été prises en compte dans les analyses en raison d'un manque de données. Il aurait été cependant intéressant de les inclure ; par exemple, la profondeur est souvent reportée comme significativement importante pour prédire les captures accidentelles de dauphin commun (Brown et al., 2014). De la même manière, les captures accidentelles seraient plus fréquentes la nuit du fait d'une réduction du niveau d'alerte et d'activité du dauphin (Warring et al., 1990). Incorporer une variable temporelle, telles que l'heure de l'opération de pêche, pourrait renforcer la capacité prédictive du modèle (Allen et al., 2014). Enfin, aucune dimension spatiale n'a été incluse dans le modèle en raison de l'observation de captures très localisées, limitées à la Manche ouest (Figure 1). Cette localisation restreinte pourrait biaiser les estimations, car le modèle ne prend pas compte la Manche est. Pourtant la pêche ciblant le bar recouvre l'entièreté de la Manche, et la distribution de cette espèce s'étend également en Manche est (de Pontual et al., 2023). Enfin, un nombre plus élevé

d’observations aurait permis une capacité prédictive plus haute du modèle (Mannocci et al., 2021; Babcock et al., 2011; Stock et al., 2019). Un taux d’observation plus élevé permettrait notamment d’inclure une dimension spatiale, qui augmenterait la capacité prédictive du modèle RF (Stock et al., 2019).

La faible capacité prédictive du modèle de forêt aléatoire peut être également associée aux faibles données de captures accidentelles. Plusieurs sources de données complémentaires ou mode d’acquisition autre que les observateurs embarqués pourrait enrichir les données disponibles. En particulier, la déclaration de captures accidentelles dans les logbooks de pêche sont obligatoire depuis 2019 (article 4 de l’arrêté du 1er juillet 2011 fixant la liste des mammifères marins protégés sur le territoire national et les modalités de leur protection), même si celles-ci sont pour le moment très parcellaires (Basran and Sigurðsson, 2021). La surveillance à distance (REM), augmenterait également les observations de captures accidentelles. Par exemple, Le projet OBSCAMe+ déployé par l’OFB, qui équipe les navires volontaires pour collecter des données de captures, est une approche qui permettrait de compléter le programme d’observateur en mer (ObsMer) (Vignard and Tachoures, 2023). Ces approches sont d’autant plus pertinentes que le protocole d’embarquement en mer des observateurs est soumis au bon-vouloir du commandant du navire et des capacités d’accueil de ce dernier. Ces éléments peuvent introduire des biais importants et entraîner une non-représentativité de l’échantillonnage et donc des observations de captures accidentelles dans les flottilles, en plus d’un faible taux d’observation de celles-ci. Ces éléments entraînent une répartition non aléatoire de l’effort d’observation (Liggins et al., 1996). La présence d’un observateur peut également modifier le comportement du navire et donc de la stratégie de pêche, influençant le choix de l’espèce cible, du type d’engin utilisé, de la durée et la localisation de pêche : cela peut ainsi entraîner une non-représentativité de la stratégie de pêche de la flotte (Liggins et al., 1996). Réduire ces biais augmenterait donc la quantité et la qualité des observations. Enfin, il faut noter que ce travail n’inclue pas les captures accidentelles des flottilles étrangères. Par conséquent, le taux de captures accidentelles de dauphin commun et de marsouin commun pourrait être bien plus élevé que ce qui est observé ici.

5 Conclusion

Utiliser l’échelle des flottilles pour déterminer des zones de capture accidentelle permet d’avoir une première visualisation du risque global de capture, avec un gradient de risque de capture augmentant généralement d’est en ouest en Manche. Les résultats présentés restent toutefois à confirmer car ils ne tiennent pas compte de certains paramètres de l’activité de pêche. Utiliser une échelle plus fine, telle qu’en incluant l’espèce cible de l’opération de pêche, serait probablement plus approprié étant donné le rôle structurant de ce paramètre dans la modélisation du risque de capture. Dans notre cas précis il est ainsi observé que la capture de dauphin commun serait particulièrement

associée aux pêches ciblant des espèces ayant un niveau trophique proche, telles que le bar ou les requins. Au vu de la qualité globale de l'information disponible, il reste cependant essentiel d'augmenter l'effort d'observation des captures accidentelles afin de confirmer et de préciser les résultats présentés.

Bibliographie

- S. J. Allen, J. A. Tyne, H. T. Kobryn, L. Bejder, K. H. Pollock, and N. R. Loneragan. Patterns of Dolphin Bycatch in a North-Western Australian Trawl Fishery. *PLOS ONE*, 9(4) :e93178, Apr. 2014. ISSN 1932-6203. doi : 10.1371/journal.pone.0093178.
- M. Authier, E. Rouby, and K. Macleod. Estimating Cetacean Bycatch From Non-representative Samples (I) : A Simulation Study With Regularized Multilevel Regression and Post-stratification. *Frontiers in Marine Science*, 8, 2021. ISSN 2296-7745. doi : 10.3389/fmars.2021.719956.
- I. C. Avila, K. Kaschner, and C. F. Dormann. Current global risks to marine mammals : Taking stock of the threats. *Biological Conservation*, 221 :44–58, May 2018. ISSN 0006-3207. doi : 10.1016/j.biocon.2018.02.021.
- E. Babcock, E. Pikitch, and C. Hudson. How much observer coverage is enough to adequately estimate bycatch. Technical report, University of Miami, Oct. 2011.
- C. J. Basran and G. M. Sigurðsson. Using Case Studies to Investigate Cetacean Bycatch/Interaction Under-Reporting in Countries With Reporting Legislation. *Frontiers in Marine Science*, 8, Dec. 2021. ISSN 2296-7745. doi : 10.3389/fmars.2021.779066.
- G. Bearzi, RANDALL. REEVES, G. Notarbartolo di Sciara, E. Politi, A. Cañadas, A. Frantzis, and B. Mussi. Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus Delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, 33 :224–252, Sept. 2003. doi : 10.1046/j.1365-2907.2003.00032.x.
- P. Berthou, F. Daures, O. Guyader, E. Leblond, C. Merrien, S. Demaneche, M. Jezequel, O. Guyader, E. Leblond, C. Merrien, S. Demaneche, and M. Jezequel. Typologies des flottes de pêche : Méthodes Ifremer-SIH. Technical report, Ifremer, Jan. 2003.
- G. Biau and E. Scornet. A random forest guided tour. *TEST*, 25(2) :197–227, June 2016. ISSN 1863-8260. doi : 10.1007/s11749-016-0481-7.
- A. Bjørge, M. Skern-Mauritzen, and M. C. Rossman. Estimated bycatch of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in two coastal gillnet fisheries in Norway, 2006–2008. Mitigation and implications for conservation. *Biological Conservation*, 161 :164–173, May 2013. ISSN 0006-3207. doi : 10.1016/j.biocon.2013.03.009.

- P. H. P. Braga, K. Hébert, E. J. Hudgins, E. R. Scott, B. P. M. Edwards, L. L. Sánchez Reyes, M. J. Grainger, V. Foroughirad, F. Hillemann, A. D. Binley, C. B. Brookson, K. M. Gaynor, S. Shafiei Sabet, A. Günçan, H. Weierbach, D. G. E. Gomes, and R. Crystal-Ornelas. Not just for programmers : How GITHUB can accelerate collaborative and reproducible research in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(6) :1364–1380, June 2023. ISSN 2041-210X, 2041-210X. doi : 10.1111/2041-210X.14108.
- G. Braulik, T. Jefferson, and G. Bearzi. *Delphinus Delphis* (Common Dolphin). Technical report, IUCN, 2021.
- G. T. Braulik, M. Kasuga, A. Wittich, J. J. Kiszka, J. MacCaulay, D. Gillespie, J. Gordon, S. S. Said, and P. S. Hammond. Cetacean rapid assessment : An approach to fill knowledge gaps and target conservation across large data deficient areas. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(1) :216–230, 2018. ISSN 1099-0755. doi : 10.1002/aqc.2833.
- L. Breiman. Random forests. *Machine Learning*, 45 :5–32, 2001a.
- L. Breiman. Statistical Modeling : The Two Cultures (with comments and a rejoinder by the author). *Statistical Science*, 16(3) :199–231, Aug. 2001b. ISSN 0883-4237, 2168-8745. doi : 10.1214/ss/1009213726.
- M. Brevet, S. Demaneche, H. Peltier, M. Authier, and L. Dubroca. *DELMOGES. Description Des Activités de Pêches, Cartographie et Typologie Des Stratégies Opérant Dans Le Golfe de Gascogne*. Delmoges, 2024. doi : 10.13155/99926.
- S. Brown, D. Reid, and E. Rogan. Characteristics of Fishing Operations, Environment and Life History Contributing to Small Cetacean Bycatch in the Northeast Atlantic. *PLOS ONE*, 9(8) : e104468, Aug. 2014. ISSN 1932-6203. doi : 10.1371/journal.pone.0104468.
- R. Brownell Jr, R. Reeves, A. Read, B. Smith, P. Thomas, K. Ralls, M. Amano, P. Berggren, A. Chit, T. Collins, R. Currey, M. Dolar, T. Genov, R. Hobbs, D. Krebs, H. Marsh, M. Zhigang, W. Perrin, S. Phay, L. Rojas-Bracho, G. Ryan, K. Shelden, E. Slooten, B. Taylor, O. Vidal, W. Ding, T. Whitty, and J. Wang. Bycatch in gillnet fisheries threatens Critically Endangered small cetaceans and other aquatic megafauna. *Endangered Species Research*, 40 :285–296, Dec. 2019. ISSN 1863-5407, 1613-4796. doi : 10.3354/esr00994.
- M. Charrad, N. Ghazzali, V. Boiteau, and A. Niknafs. NbClust : An R package for determining the relevant number of clusters in a data set. *Journal of Statistical Software*, 61(6) :1–36, 2014. URL <https://www.jstatsoft.org/v61/i06/>.
- C. Chen, A. Liaw, and L. Breiman. Using random forest to learn imbalanced data. Technical report, Department of Statistics, UC Berkeley, 2004.

- C. Dars, E. Méheust, M. Genu, P. Méndez-Fernandez, H. Peltier, S. Wund, F. Caurant, W. Dabin, F. Demaret, J. Spitz, and O. Van Canneyt. Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2021. Technical report, La Rochelle Université et CNRS, 2021.
- C. Dars, E. Méheust, M. Genu, P. Méndez-Fernandez, H. Peltier, S. Wund, F. Caurant, W. Dabin, F. Demaret, J. Spitz, and O. Van Canneyt. Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2022. Technical report, La Rochelle Université et CNRS, 2023.
- J.-C. Dauvin. Are the eastern and western basins of the English Channel two separate ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 64(3) :463–471, Mar. 2012. ISSN 0025-326X. doi : 10.1016/j.marpolbul.2011.12.010.
- H. de Pontual, K. Heerah, J. Goossens, F. Garren, S. Martin, L. Le Ru, D. Le Roy, and M. Woillez. Seasonal migration, site fidelity, and population structure of European seabass (*Dicentrarchus Labrax*). *ICES Journal of Marine Science*, 80(6) :1606–1618, Aug. 2023. ISSN 1054-3139. doi : 10.1093/icesjms/fsad087.
- J. Ellis, M. Pawson, and S. Shackley. The Comparative Feeding Ecology of Six Species of Shark and Four Species of Ray (Elasmobranchii) In The North-East Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76(1) :89–106, Feb. 1996. ISSN 0025-3154, 1469-7769. doi : 10.1017/S0025315400029039.
- I. García-Barón, M. B. Santos, A. Uriarte, J. I. Inchausti, J. M. Escribano, J. Albisu, M. Fayos, J. A. Pis-Millán, Á. Oleaga, F. E. Alonso Mier, O. Hernández, O. Moreno, and M. Louzao. Which are the main threats affecting the marine megafauna in the Bay of Biscay? *Continental Shelf Research*, 186 :1–12, Sept. 2019. ISSN 0278-4343. doi : 10.1016/j.csr.2019.07.009.
- A. Gilles, M. Authier, N. R. Martinez, Hélder Araújo, A. Blanchard, J. Carlström, C. Eira, G. Dorémus, C. F. Maldonado, S. C. Geelhoed, L. A. Kyhn, S. Laran, D. Nachtsheim, S. Panigada, R. Pigeault, M. Sequeira, S. Sveegaard, N. Taylor, K. Owen, C. Saavedra, J. A. Vazquez, B. Unger, and P. S. Hammond. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys. Technical report, University of Veterinary Medicine Hannover, 2023.
- M. A. Hall, D. L. Alverson, and K. I. Metuzals. By-Catch : Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41(1) :204–219, Jan. 2000. ISSN 0025-326X. doi : 10.1016/S0025-326X(00)00111-9.
- P. S. Hammond, K. Macleod, P. Berggren, D. L. Borchers, L. Burt, A. Cañadas, G. Desportes, G. P. Donovan, A. Gilles, D. Gillespie, J. Gordon, L. Hiby, I. Kuklik, R. Leaper, K. Lehnert, M. Leopold, P. Lovell, N. Øien, C. G. M. Paxton, V. Ridoux, E. Rogan, F. Samarra, M. Scheidat,

- M. Sequeira, U. Siebert, H. Skov, R. Swift, M. L. Tasker, J. Teilmann, O. Van Canneyt, and J. A. Vázquez. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, 164 :107–122, Aug. 2013. ISSN 0006-3207. doi : 10.1016/j.biocon.2013.04.010.
- F. Husson, S. Lê, and J. Pagès. *Analyse de données avec R*. Pratique de la statistique. Presses universitaires de Rennes, Rennes, 2e éd. revue et augmentée edition, 2016. ISBN 978-2-7535-4869-5.
- ICES. Workshop on Fisheries Emergency Measures to minimize BYCatch of short-beaked common dolphins in the Bay of Biscay and harbour porpoise in the Baltic Sea (WKEMBYC). Report, ICES Scientific Reports, Jan. 2020.
- Ifremer. Flotte de la façade mer du nord - manche. 2021. synthèse des flottilles de pêche. Report, Ifremer, Système d’Informations Halieutiques, 2022. URL <https://archimer.ifremer.fr/doc/00803/91472/>.
- International Whaling Commission. Bycatch. Technical report, International Whaling Commission, 2024.
- A. M. Jaramillo-Legorreta, G. Cardenas-Hinojosa, E. Nieto-Garcia, L. Rojas-Bracho, L. Thomas, J. M. Ver Hoef, J. Moore, B. Taylor, J. Barlow, and N. Tregenza. Decline towards extinction of Mexico’s vaquita porpoise (*Phocoena Sinus*). *Royal Society Open Science*, 6(7) :190598, July 2019. doi : 10.1098/rsos.190598.
- L. Kindt-Larsen, C. Berg, J. Tougaard, T. Sørensen, K. Geitner, S. Northridge, S. Sveegaard, and F. Larsen. Identification of high-risk areas for harbour porpoise *Phocoena Phocoena* bycatch using remote electronic monitoring and satellite telemetry data. *Marine Ecology Progress Series*, 555 :261–271, Aug. 2016. ISSN 0171-8630, 1616-1599. doi : 10.3354/meps11806.
- L. Kindt-Larsen, G. Glemarec, C. W. Berg, S. Königson, A.-M. Kroner, M. Sjøgaard, and D. Lusseau. Knowing the fishery to know the bycatch : Bias-corrected estimates of harbour porpoise bycatch in gillnet fisheries. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 290(2002) :20222570, July 2023. doi : 10.1098/rspb.2022.2570.
- S. Laran, E. Pettex, M. Authier, A. Blanck, L. David, G. Dorémus, H. Falchetto, P. Monestiez, O. Van Canneyt, and V. Ridoux. Seasonal distribution and abundance of cetaceans within French waters- Part I : The North-Western Mediterranean, including the Pelagos sanctuary. *Deep Sea Research Part II : Topical Studies in Oceanography*, 141 :20–30, July 2017. ISSN 09670645. doi : 10.1016/j.dsr2.2016.12.011.

- S. Lê, J. Josse, and F. Husson. FactoMineR : A package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1) :1–18, 2008. doi : 10.18637/jss.v025.i01.
- R. H. Leeney, R. Amies, A. C. Broderick, M. J. Witt, J. Loveridge, J. Doyle, and B. J. Godley. Spatio-temporal analysis of cetacean strandings and bycatch in a UK fisheries hotspot. *Biodiversity and Conservation*, 17(10) :2323–2338, Sept. 2008. ISSN 1572-9710. doi : 10.1007/s10531-008-9377-5.
- R. L. Lewison, L. B. Crowder, A. J. Read, and S. A. Freeman. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(11) :598–604, Nov. 2004. ISSN 0169-5347. doi : 10.1016/j.tree.2004.09.004.
- A. Liaw and M. Wiener. Classification and regression by randomforest. *R News*, 2(3) :18–22, 2002. URL <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>.
- G. Liggins, S. Kennelly, and M. Broadhurst. Observer-based survey of by-catch from prawn trawling in Botany Bay and Port Jackson, New South Wales. *Marine and Freshwater Research*, 47(7) : 877, 1996. ISSN 1323-1650. doi : 10.1071/MF9960877.
- L. Mannocci, Y. Baidai, F. Forget, M. T. Tolotti, L. Dagorn, and M. Capello. Machine learning to detect bycatch risk : Novel application to echosounder buoys data in tuna purse seine fisheries. *Biological Conservation*, 255 :109004, Mar. 2021. ISSN 0006-3207. doi : 10.1016/j.biocon.2021.109004.
- L. Meynier, C. Pusineri, J. Spitz, M. Santos, G. Pierce, and V. Ridoux. Intraspecific dietary variation in the short-beaked common dolphin *Delphinus Delphis* in the Bay of Biscay : Importance of fat fish. *Marine Ecology Progress Series*, 354 :277–287, Feb. 2008. doi : 10.3354/meps07246.
- D. L. Miller, M. L. Burt, E. A. Rexstad, and L. Thomas. Spatial models for distance sampling data : Recent developments and future directions. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11) : 1001–1010, Nov. 2013. ISSN 2041-210X, 2041-210X. doi : 10.1111/2041-210X.12105.
- S. Murphy, P. D. Jepson, and E. Pinn. The short-beaked common dolphin (*Delphinus Delphis*) in the north-east Atlantic : Distribution, ecology, management and conservation status. *Oceanography and Marine Biology : An Annual Review*, 51 :193–280, 2013.
- S. Northridge, A. Kingston, A. Mackay, and M. Lonergan. Bycatch of vulnerable species : Understanding the process and mitigating the impacts. *Final Report to Defra Marine and Fisheries Science Unit, Project no MF1003. University of St Andrews. Defra, London*, Jan. 2011.
- S. Northridge, A. Coram, A. Kingston, and R. Crawford. Disentangling the causes of protected-species bycatch in gillnet fisheries. *Conservation Biology*, 31(3) :686–695, 2017. ISSN 1523-1739. doi : 10.1111/cobi.12741.

- H. Peltier, M. Authier, R. Deaville, W. Dabin, P. D. Jepson, O. van Canneyt, P. Daniel, and V. Ridoux. Small cetacean bycatch as estimated from stranding schemes : The common dolphin case in the northeast Atlantic. *Environmental Science & Policy*, 63 :7–18, Sept. 2016. ISSN 1462-9011. doi : 10.1016/j.envsci.2016.05.004.
- J. F. D. Pierrepont, B. Dubois, S. Desormonts, M. B. Santos, and J. P. Robin. Stomach contents of English Channel cetaceans stranded on the coast of Normandy. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(6) :1539–1546, Dec. 2005. ISSN 1469-7769, 0025-3154. doi : 10.1017/S0025315405012762.
- R Core Team. *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2024. URL <https://www.R-project.org/>.
- M. B. Santos, I. German, D. Correia, F. L. Read, J. M. Cedeira, M. Caldas, A. López, F. Velasco, and G. J. Pierce. Long-term variation in common dolphin diet in relation to prey abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 481 :249–268, May 2013. ISSN 0171-8630, 1616-1599. doi : 10.3354/meps10233.
- J. Spitz, T. Chouvelon, M. Cardinaud, C. Kostecki, and P. Lorance. Prey preferences of adult sea bass *Dicentrarchus Labrax* in the northeastern Atlantic : Implications for bycatch of common dolphin *Delphinus delphis*. *ICES Journal of Marine Science*, 70(2) :452–461, Mar. 2013. ISSN 1054-3139. doi : 10.1093/icesjms/fss200.
- B. C. Stock, E. J. Ward, J. T. Thorson, J. E. Jannot, and B. X. Semmens. The utility of spatial model-based estimators of unobserved bycatch. *ICES Journal of Marine Science*, 76(1) :255–267, Jan. 2019. ISSN 1054-3139. doi : 10.1093/icesjms/fsy153.
- N. Taylor, M. Authier, R. Banga, M. Genu, K. Macleod, and A. Gilles. Marine Mammal By-catch. In : *OSPAR, 2023 : The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic*. Technical report, OSPAR Commission, London, 2022.
- V. Toison, S. Tachoures, F. Tempera, and C. Merrien. Analyse biogéographique des risques de porter atteinte aux objectifs de conservation des espèces d'intérêt communautaire liés aux captures accidentelles par les activités de pêche professionnelle. Technical report, OFB, 2023.
- C. Vignard and S. Tachoures. Projet OBSCAME "OBServation pour mieux comprendre les Captures Accidentelles de Mammifères marins par les fileyeurs du golfe de Gascogne, au travers de l'observation électronique à distance". Technical report, Office français de la biodiversité, Aug. 2023.

- P. R. Wade. Calculating Limits to the Allowable Human-Caused Mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14(1) :1–37, 1998. ISSN 1748-7692. doi : 10.1111/j.1748-7692.1998.tb00688.x.
- G. T. Warring, P. Gerrior, P. M. Payne, B. L. Barry, and J. R. Nicolas. Incidental take of marine mammals in foreign fishery activities of the northeast United States, 1977 –88. *Fishery Bulletin US*, 88 :347–360, 1990.
- S. M. Wilson, G. D. Raby, N. J. Burnett, S. G. Hinch, and S. J. Cooke. Looking beyond the mortality of bycatch : Sublethal effects of incidental capture on marine animals. *Biological Conservation*, 171 :61–72, Mar. 2014. ISSN 0006-3207. doi : 10.1016/j.biocon.2014.01.020.

6 Annexe

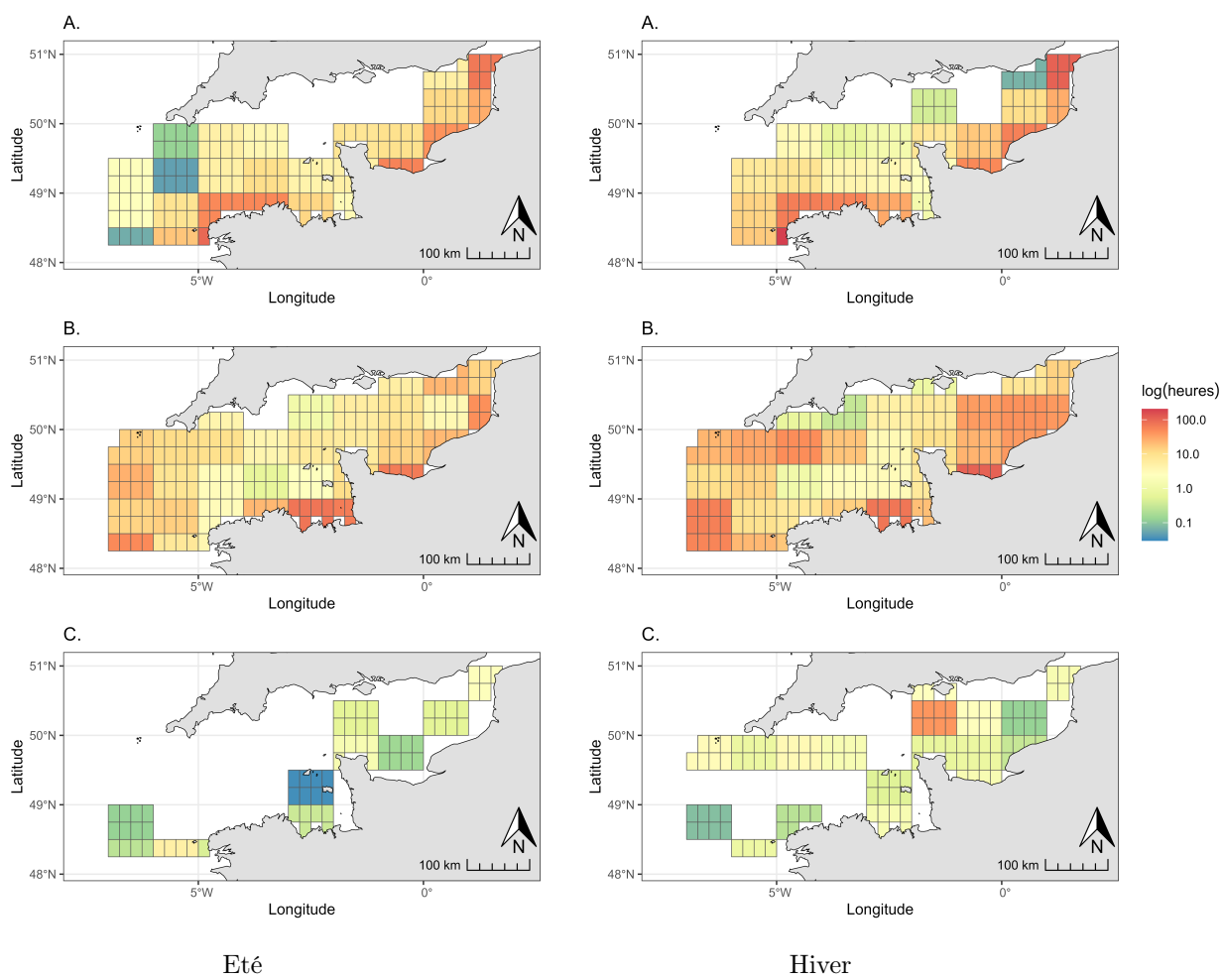
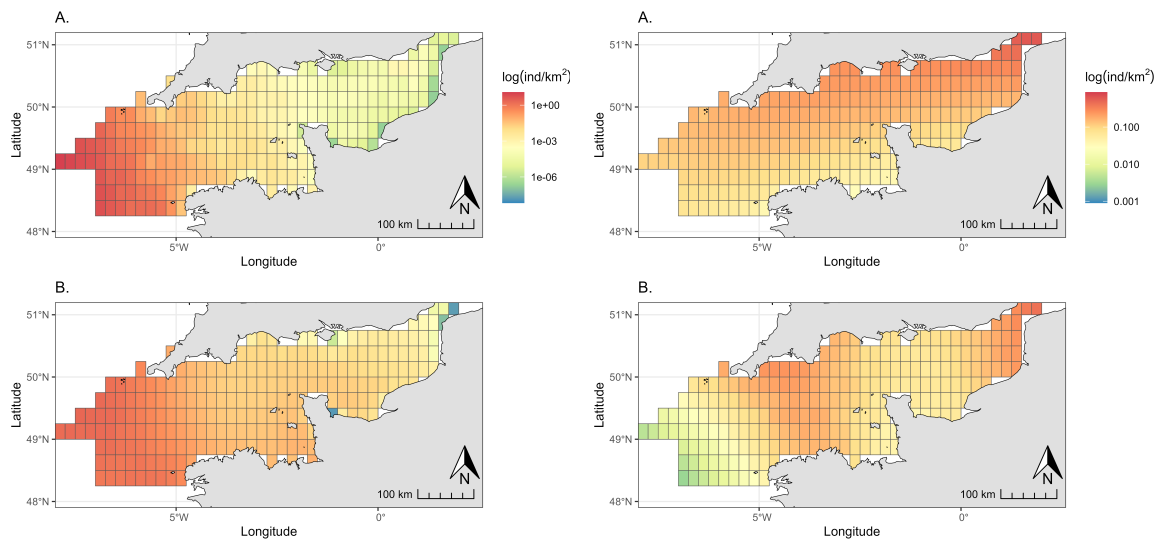


FIGURE 7 – Effort de pêche (en heure, sous forme logarithmique) des flottilles : A. Fileyeurs, B. Chalutiers de fond, C. Chalutiers pélagiques, en été (à gauche), en hiver (à droite).



Delphinus delphis

Phocoena phocoena

FIGURE 8 – Densité des espèces étudiées (individus/km², sous forme logarithmique) en A. été, B. hiver.

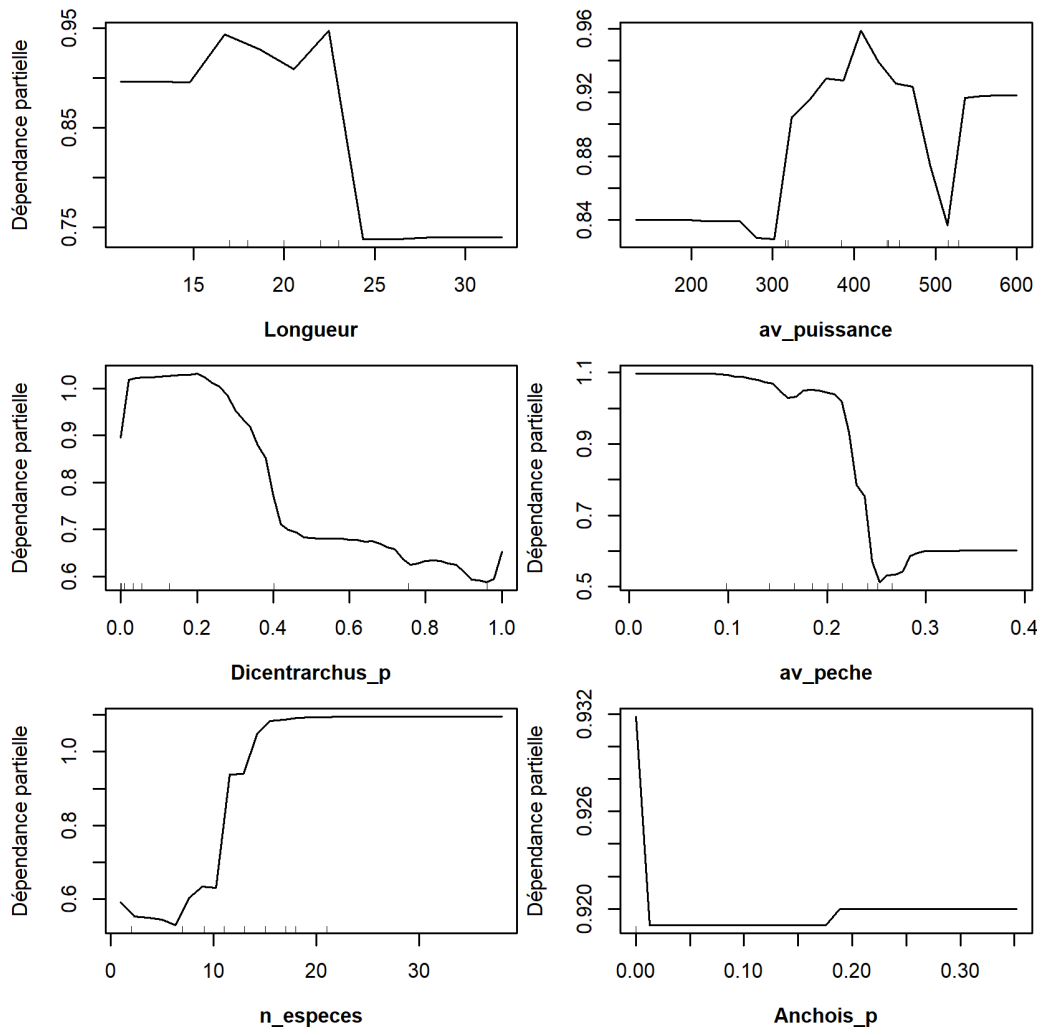


FIGURE 9 – Dépendance partielles associées à l’analyse par forêt aléatoire des variables quantitatives ayant une valeur d’importance positives. Une augmentation des valeurs de dépendances partielles indiquent que la probabilité d’occurrence de la classe considérée (ici la classe "0", sans capture accidentelle) augmente elle aussi avec les valeurs correspondantes de la variable.

7 Résumé

Français :

Les captures accidentelles représentent une menace pour les mammifères marins. La distribution des captures accidentelles du dauphin commun (*Delphinus delphis*) et du marsouin commun (*Phocoena phocoena*) dans la flotte française en Manche était jusqu'ici méconnue. Au total, les observations disponibles indiquent que 97 dauphins communs et 22 marsouins communs ont été capturés entre 2007 et 2023, principalement par la flottille des chalutiers pélagiques ciblant le bar et les fileyeurs ciblant les baudroies, respectivement. Les cartes de risques élaborées révèlent un gradient de risque de capture augmentant d'est en ouest de la Manche. De manière surprenante, un niveau de risque de capture faible par les chalutiers pélagiques est observé malgré leur association à 71% des captures de dauphins, soulignant la nécessité d'évaluer les captures accidentelles à une échelle plus précise. Les analyses multivariées sur cette flottille ont permis d'identifier la stratégie de pêches la plus à risque de captures de dauphin. Elle est caractérisée par une prédominance de pêche au bar (mais également aux sparidés et aux requins) et un effort de pêche élevé. Les variables caractérisant le plus cet ensemble ont également été déterminées comme d'importance majeure pour la prédiction de capture de dauphins par l'algorithme de forêt aléatoire. Les captures accidentelles de dauphins en Manche seraient ainsi principalement associées à une pêche ciblant des espèces partageant les mêmes proies que les dauphins. Ces résultats restent toutefois à confirmer du fait de la faible quantité d'observation disponible, et des biais qui y sont attachés. Il est donc nécessaire d'augmenter les efforts d'observations de captures accidentelles via différentes méthodes afin de pouvoir documenter au mieux les risques et adopter des mesures de gestion adaptées pour la conservation des cétacés en Manche. En particulier ces résultats inédits permettront d'initier un échange avec la profession afin de pouvoir concilier une exploitation durable des ressources et le maintien du rôle des populations de cétacés dans l'écosystème Manche.

Anglais :

The unintentional capture, or bycatch, in fisheries remains a major threat to marine mammals globally. Bycatch distribution of the common dolphin (*Delphinus delphis*) and the harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in the French fleet in the English Channel was previously unknown. In total, 97 common dolphins and 22 harbor porpoises were captured between 2007 and 2023, primarily by the pelagic trawl fishery targeting seabass and the gillnet fishery targeting monkfish, respectively. The developed risk maps indicate an increasing bycatch risk gradient from east to west of the Channel. Surprisingly, despite pelagic trawlers being associated with 71% of dolphin captures, they have an overall low bycatch risk index, highlighting the need for finer scale assessments. Multivariate analyses identified the fishing strategy the most associated with dolphin bycatch : it is characterized by a predominance of seabass fishing (with also sparids and sharks predominantly fished) and a high fishing effort. The variables key to defining this cluster were also found to be significant for predicting

dolphin bycatch in the random forest algorithm. Dolphin bycatch in the English Channel is mainly associated with fishing species with which they share a similar trophic level. However, these results may be subject to significant bias due to the limited amount of available data. Increasing bycatch observation efforts through various methods is therefore key to properly assess bycatch risk and implement adapted cetacean management and conservation measures. These results can initiate an exchange with the concerned fisheries in order to reconcile sustainable commercial fishing with the maintain of cetaceans' functional role in the Channel's ecosystem.