



HAL
open science

Étudier les suivis écologiques dans les Aires Marines Protégées de Méditerranée française : une approche interdisciplinaire autour du grand dauphin

Valentin Lauret

► To cite this version:

Valentin Lauret. Étudier les suivis écologiques dans les Aires Marines Protégées de Méditerranée française : une approche interdisciplinaire autour du grand dauphin. Sciences agricoles. Université Montpellier, 2021. Français. NNT : 2021MONTG047 . tel-03553990

HAL Id: tel-03553990

<https://theses.hal.science/tel-03553990v1>

Submitted on 3 Feb 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

En biologie des populations et écologie

École doctorale GAIA

Unité de recherche CEFE – UMR 5175

Étude des suivis écologiques dans les Aires Marines Protégées de Méditerranée française, une approche interdisciplinaire autour du grand dauphin

Présentée par Valentin Lauret

Le 21 Octobre 2021

Sous la direction de Olivier Gimenez

Devant le jury composé de

Nils Bunnefeld, Professeur, University of Stirling, Stirling, Scotland

Marc Kéry, Directeur de recherche, Swiss Ornithological Institute, Sempach, Suisse

Angela K. Fuller, Professeure, Cornell University, Ithaca, New York, USA

Yunne-Jay Shin, Directrice de recherche IRD, MARBEC, Montpellier, France

Hélène Labach, PhD, directrice de MIRACETI, Martigues, France

Benjamin Guichard, Chargé de mission, OFB, Brest, France

Olivier Gimenez, Directeur de recherche CNRS, CEFE, Montpellier, France

Rapporteur

Rapporteur

Examinatrice

Présidente

Examinatrice

Membre invité

Directeur de thèse



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER

Résumé

Les suivis écologiques permettent de collecter des données et d'acquérir des connaissances sur les espèces ou les écosystèmes. Les suivis écologiques constituent la base sur laquelle s'organise la gestion de la biodiversité. Aujourd'hui, ces suivis se font dans le contexte d'une diversification des échelles d'analyse des enjeux de conservation, et d'une complexification des dynamiques institutionnelles en lien avec la collecte de données écologiques. En Méditerranée française, une trentaine d'Aires Marines Protégées (AMP) forment un maillage de la façade maritime. Ces AMP collectent des données et œuvrent pour la protection de la biodiversité marine, chacune à son échelle et avec ses moyens. Pour de nombreux enjeux touchant à la protection de la biodiversité marine, l'échelle écologique pertinente est celle de la façade Méditerranéenne. C'est par exemple le cas pour les espèces mobiles comme les mammifères marins.

Dans ce contexte, acquérir des connaissances écologiques à large échelle à partir de données collectées par une multitude d'acteurs soulèvent deux grands enjeux. Premièrement, un enjeu opérationnel et politique consiste à impliquer et coordonner les institutions et les acteurs qui collectent les données écologiques. Deuxièmement, un enjeu méthodologique réside dans la capacité à proposer des outils statistiques pouvant produire des indicateurs écologiques robustes à partir de plusieurs protocoles de suivis écologiques. Durant cette thèse, j'ai souhaité proposer l'étude simultanée de ces deux enjeux, opérationnel et méthodologique, en mettant en place une approche interdisciplinaire mobilisant sciences sociales et écologie statistique. L'analyse est centrée sur les suivis écologiques du grand dauphin (*Tursiops truncatus*) réalisés en Méditerranée française.

En réalisant des entretiens semi-directifs avec les agents des AMP de Méditerranée française, j'ai développé une réflexion sur la place des données écologiques dans le fonctionnement des AMP et dans le quotidien des agents qui y travaillent. Les entretiens et la collaboration avec les professionnels de la biodiversité ont aussi permis d'identifier des besoins méthodologiques pour appuyer le suivi écologique du grand dauphin à l'échelle du réseau d'AMP de Méditerranée française. Ainsi, j'ai développé des outils de modélisation intégrée permettant l'analyse conjointe de plusieurs jeux de données pour estimer la distribution, les effectifs et la densité de grand dauphin à l'échelle de la Méditerranée française.

Mon travail aura permis i) de proposer des outils statistiques adaptés au contexte actuel du suivi écologique du grand dauphin en Méditerranée française, et ii) de mettre en évidence et décrire les enjeux opérationnels et politiques de coordination des suivis écologiques entre les différentes AMP de Méditerranée française. Plus largement, ma thèse constitue une illustration de la pertinence du dialogue entre sciences sociales et écologie statistique pour produire des propositions d'outils de conservation écologiquement efficaces et socialement pertinents.

Mots-clés : aires marines protégées, écologie statistique, grand dauphin, Mer Méditerranée, recherche interdisciplinaire

Abstract

Abstract:

Ecological monitoring allows to collect data and to gain knowledge on species or ecosystems. Thus, ecological monitoring is the basis on which biodiversity conservation is organized. Nowadays, the spatial scales of ecological monitoring and conservation issues diversify, as well as the increased complexity of institutional dynamics related to the collection of ecological data. In the French Mediterranean, a network of thirty Marine Protected Areas (MPA) is operating along the coastline. These MPA collect ecological data and work for the protection of marine biodiversity, each at its own scale and with its own means. For many issues related to the protection of marine biodiversity, the relevant ecological scale is that of the Mediterranean coastline embracing the entire MPA network around the same ecological context. This is the case for mobile species such as marine mammals.

In this context, acquiring ecological knowledge at large spatial scales from data collected by a multitude of actors raises two major issues. First, an operational and policy challenge that consists in involving and coordinating institutions and stakeholders that collect ecological data. Second, a methodological challenge that lies in the ability to propose statistical tools that can produce robust ecological indicators from several monitoring protocols. During this thesis, I wanted to jointly study both of these two issues, operational and methodological, by setting up an interdisciplinary approach mobilizing social sciences and statistical ecology. The analysis is focused on the ecological monitoring of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the French Mediterranean Sea.

By conducting semi-directive interviews with MPA managers in the French Mediterranean, I studied the place of ecological data in the functioning of MPA and in the working life of the MPA managers. The interviews and the collaboration with biodiversity managers also allowed to identify methodological requirements to support the ecological monitoring of bottlenose dolphins at the scale of the French Mediterranean MPA network. Thus, I developed integrated modeling tools allowing the joint analysis of multiple datasets to estimate the distribution, abundance and density of bottlenose dolphins at the scale of the French Mediterranean Sea.

My work will have allowed i) to propose statistical tools relevant to the current context of the ecological monitoring of bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea, and ii) to highlight and describe the operational and political issues of coordinating ecological monitoring between the different MPA of the French Mediterranean Sea. Overall, my thesis is an illustration of the relevancy of the dialogue between social sciences and statistical ecology to produce ecologically effective and socially relevant conservation tools.

Keywords: bottlenose dolphin, interdisciplinary research, Marine Protected Areas, Mediterranean Sea, statistical ecology

Table des matières

Remerciements	5
1 Contexte scientifique général	9
1.1 Les données écologiques comme pièces centrales de la conservation de la biodiversité	9
1.2 L'apport des statistiques à l'écologie appliquée à la gestion	14
1.3 Les différentes politiques de protection de la nature, un focus sur les aires protégées	19
1.4 La conservation de la biodiversité marine	20
1.5 Produire des indicateurs écologiques à l'échelle d'un réseau d'AMP	21
2 La conservation marine en France et le cas d'étude du grand dauphin en Méditerranée	23
2.1 Les AMP françaises et les politiques de conservation de la biodiversité marine	23
2.2 Le grand dauphin en Méditerranée française, écologie et statut de conservation	27
2.3 Les jeux de données existants en Méditerranée française	28
2.4 Les objectifs de suivis du grand dauphin	29
3 Objectif et déroulement de la thèse	31
3.1 Objectif et contexte collaboratif de la thèse	31
3.2 Le choix d'une approche multidisciplinaire et cheminement de pensée	32
3.3 Objectif des développements méthodologiques	33
4 Les suivis écologiques en Méditerranée française, une étude de sciences sociales avec les agents d'AMP	36
Article 1 : <i>La construction de l'expertise écologique et ses implications, le regard des travailleurs de la biodiversité sur la place des suivis écologiques dans les Aires Marines Protégées de Méditerranée française</i>	38
5 Estimer la disitrubtion du grand dauphin à partir de plusieurs jeux de données	49
Article 2 : <i>Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs</i>	51
Annexes à l'article 2	60
6 Estimer les effectifs et la densité du grand dauphin à partir de plusieurs jeux de données	84
Article 3 : <i>Integrated spatial models foster complementarity between monitoring programs in producing large-scale bottlenose dolphin indicators</i>	86
Annexe à l'article 3	96
7 Discussion	102
7.1 Intérêt de la thèse pour le suivi du grand dauphin en Méditerranée française	102
7.2 Futures questions écologiques et développements méthodologique envisagés	107
7.3 Analyse critique des politiques françaises de la biodiversité du milieu marin	111
7.4 Retours réflexifs sur les approches de recherche collaboratives et interdisciplinaires	116
Références	120
Annexes	136
Etudier les interactions entre grand dauphin et chalutiers avec des modèles d'occupancy multiespèces	136
Exploration des méthodes de suivi adaptatif	146
Résumé	161

Remerciements

Début Janvier 2017, je rentrai au CEFÉ pour mes premiers pas d'apprenti chercheur en écologie. Depuis, 4 ans et demi se sont écoulés et il se pourrait bien que j'essaie d'y rester quelques temps de plus. Un paquet de personnes géniales, et surtout plein de belles tranches de rigolades auront marqués ces années de thèse. J'ai eu la chance d'avoir un entourage professionnel et personnel exceptionnel qui m'a permis de vivre 3 années fabuleuses, et qu'il me faut remercier dans les lignes qui suivent.

First of all, thanks to **Nils Bunnefeld, Marc Kéry, and Angela Fuller** for evaluating my PhD. I hope this work will be in line with what you are interested in and with what you can expect from a PhD thesis.

Merci aussi à **Yunne-Jai Shin** pour avoir accepté d'examiner mon travail.

Merci à **Benjamin Guichard** pour avoir bien voulu être dans mon jury et pour les précieux conseils prodigués durant la thèse lors de nos quelques discussions.

Merci aux collègues avec qui j'ai pu travailler. Merci **Matthieu Authier** pour ton aide, et tes encouragements aux comités de thèses. Thanks **Daniel Turek** for making SCR models run faster than ever. Merci à **Julie Deter** pour tes conseils lors des comités de thèse. Merci **Eleni** d'avoir été ma directrice administrative et la ligne directrice de mon directeur en quelques sortes. Félicitations pour ta reconversion professionnelle vers la conservation marine.

Olivier merci à toi. Depuis le premier mail au printemps 2016 jusqu'au dépôt de ce manuscrit le 25 Aout 2021, j'ai apprécié échanger et travailler avec toi. Dès le début, tes conseils m'ont permis de transiter des modèles d'occupancy jusqu'à la découverte des sciences sociales et des rongeurs espagnols. Merci pour avoir permis la construction de ce sujet de thèse sur mesure. Au milieu de tous les côtés géniaux qu'il y a à t'avoir comme directeur, je veux te remercier pour avoir toujours été enthousiaste aux nouvelles idées que j'ai pu avoir même si ce n'était pas directement relié à la thèse. En prenant du recul je me rends compte qu'on a pu réfléchir à plein de projets différents avant et pendant la thèse, on avait pu parler de projets annexes au Antilles, du Costa-Rica à un moment, on a parlé de sciences sociales. On a gardé les idées réalistes mais je me rends compte que j'ai vraiment apprécié passer du temps à réfléchir à chacune de ces pistes. Et bien sûr, merci pour la souplesse que tu nous laisses dans notre travail, pour ta réactivité légendaire, pour wall-e, et (surtout) pour l'ambiance de l'équipe qui te doit beaucoup. Merci pour tout, ça donne envie de rester quelques temps de plus.

Hélène Labach merci pour ton soutien logistique pendant la thèse. Pour tes conseils et pour m'avoir fait sortir de mon bureau et m'invitant sur les sorties.

Merci aux équipes de Miraceti, à **Julie, Léa, Andrea, Louis, Joséphine, Sid, Morgane**, pour les bons moments, les aventures, la rigolade et les apéros. Spéciale dédicace à **Ginger** pour avoir été mon binôme officieux pendant ces missions en mer et pour les chansons. Merci aux gestionnaires qui ont accepté de participer aux entretiens. Mention spéciale pour **François Cesari**, et **Alexandre Crispi** pour l'accueil en Corse, pour **Noemie Michez** et **Thierry Auga-Bascou** pour l'accueil en Catalogne et au PNM du Golfe du Lion Je voudrais aussi rendre hommage à **Boris Daniel** qui a grandement enrichi mes travaux de thèse de ses conseils et de ses discussions à la fois dans les bureaux à Marseille et puis ensuite au Cap Couronne.

Du côté du CEFÉ il faut remercier **Wall-e**. Merci de m'avoir accompagné depuis plus de 4 ans maintenant. Désolé de ne pas avoir été plus attentif à tes besoins de nettoyage.

Oksana, Maud, Seb, Gilles, merci pour les années passées en votre compagnie dans le bureau 202 et en dehors du labo. Vous avez toujours su me pousser vers la rigueur et le sérieux qu'exige une thèse, en particulier pour les résumés de match du lundi qui sauvent le début de semaine, les concours de chaise, Carlos, les tours du TE et du Bois de Montmaur, etc. **Seb** tu as été mon exemple à suivre concernant le rythme de travail. **Maud**, merci entre autres pour tes conseils en choix de polices pour lesquels tu es de plus en plus exigeante, et tes conseils à propos de la convergence des MCMC pour lesquels tu es de moins en moins exigeante. **Oksana**, merci entre autres pour ce beau weekend aux Matelles, et pour avoir partagé ensemble nos malheurs de publication. **Gilles** merci pour la culture internet et américaine, pour le schlaglier, les verres d'eaux rafraichissant en été, et désolé pour ne pas avoir répondu à toutes tes petites questions. **Bref, merci à vous 4 pour la rigolade et pour avoir fait de ce bureau un souvenir inoubliable !**

Julie Louvrier merci pour m'avoir fait découvrir le CEFE, le bureau 202, la vie de l'équipe lors de ce stage de fou. Tu as été pour moi une encadrante géniale et tu continues à l'être.

Aurélien Besnard merci pour tes conseils et tes réflexions sur le monde de la gestion. J'ai hâte qu'on travaille ensemble.

Nicolas Lescureux merci pour la tireuse punaise ! Pour l'accompagnement sur l'étude de SHS. Et pour les coups de gueule politiques par mail et en manif, parce qu'il faut mettre des coups de pieds dans la fourmilière de la recherche bienpensante ;)

Et merci à l'équipe du **GDR Ecostats** pour maintenir un niveau des présentations si élevé qu'il permet de faire passer les équations compliquées comme raison principale du mal de crâne qui me touche à chaque édition.

Et merci à toute l'équipe **BBP/HAIR** pour la bonne ambiance qui donne envie de rester encore parmi vous ! **Alix, Sarah B, Thibaut, Coline, Lucile, Sarah C, Nina**

Et pour finir avec le labo, merci aux **précaires de la recherche et du CEFE**, les vieux et les jeunes. Par ordre d'apparition les vieux de l'aile B : **Aloïs, Tanguy, Manon**, pour l'accueil, les apéros, le mazout, les histoires, et les bonnes rigolades. Les moyens-vieux qui ont su animer avec brio les saisons successives : **Emilie, Guillaume, Marie-Chou, Jan, Soum**, et les nouveaux de l'année **Yohan, Samson, Lilian, Arturo, Tatiana, Marwan, Maelis**, avec qui j'ai hâte de continuer les aventures Montpelliéraines.

Merci **Fanny**. Pour le soutien, pendant ces derniers mois de thèse et pendant toute l'organisation qui a précédé la soutenance. En plus de tout le reste, merci de me laisser souvent gagner à la pétanque.

Une pensée aux **collembes indépendants** éparpillés aux quatre coins de la France qui m'ont accompagné pendant ma formation scientifique et politique lors de mes études et qui continuent à le faire.

Jim, Thib, un grand merci tout particulier à vous deux pour le soutien moral et créatif lors de chacune de nos retrouvailles.

Benjamin, malgré les petites frictions je suis très content d'avoir passé trois ans de plus en ta compagnie rapprochée, que tu sois à l'étage du dessus ou à celui du dessous. On va plus trop se facher maintenant j'espère, on n'habitera juste plus ensemble (et encore que...) **Mél, Ju, Pau**, merci à vous les trois vétos pour les bonnes rigolades qu'on a eues et qu'on aura encore à chaque fois qu'on se revoit.

Aude, merci pour avoir contribué à l'aiguillage que j'ai réussi à prendre vers le monde académique et aussi pour celui que j'ai raté (pas totalement) vers les sciences de l'évolution.

Seb, Olivier, je vous aime. Merci pour tout.

Lucie et Pierre on aura bien rigolé au 1067. Ma vie pendant ces 3 ans de thèse est liée de près à la coloc avec vous. Et c'est ce qui fait que c'était si génial.

Flo je ne sais pas trop comment te remercier ici et aujourd'hui. Tu as pourtant bien contribué.

Un merci à la clique Montpelliéraine qui aura si bien accompagné (surtout au bar) mes années de thèse, je pense à **Stan, Marie, Robin, Begum, Tristan, Manon.**

Et pour finir un merci particulier à **ma famille.** C'est grâce à vous et à l'éducation que j'ai eu que je peux délivrer cet exemple de reproduction sociale. C'est entre toi **Béatrice**, ma maman professeure de biologie-écologie en lycée agricole, et toi **Fabien**, mon papa ingénieur agronome, que j'ai su m'orienter le long des étapes scolaires et académiques évitant habilement tout ce qui pouvait s'éloigner légèrement de la biologie et de l'écologie. Merci, pour votre soutien sans faille depuis le début, et malgré mes absences de Valence de plus en plus longues. Merci **Raph et Ju**, et désolé pour les crasses de quand on était petit, surtout toi Raph. Et Ju ce n'est pas vrai que t'es un verrat.

Mamie, merci à **mamie** pour ton soutien depuis la prépa avec tes repas du samedi midi et pour les pommes de terre sautées quand j'étais petit. Désolé pour les plantes de la maison et les taches sur les murs. Merci à **papi**, en suivant tes pas dans la voie universitaire Montpelliéraine, j'ai l'agréable impression de constater que la reproduction sociale peut rester stable à travers plusieurs générations.

Le Gers : papi, mamie, Cécile, Fred, et les couz' merci à vous tous d'être le soutien si stable et si important pour moi depuis si longtemps. Vous êtes associés à tellement de bons souvenirs qu'il me suffit de penser à vous tous et à ma prochaine visite pour me sentir bien.

Merci à toutes et à tous !

**Étudier les suivis écologiques
dans les Aires Marines
Protégées de Méditerranée
française**

**Une approche
interdisciplinaire autour du
grand dauphin**





Section 1

1 CONTEXTE SCIENTIFIQUE GENERAL

1.1 Les données écologiques comme pièces centrales de la conservation de la biodiversité

Des données naturalistes aux suivis écologiques

Depuis toujours, l'observation de la nature et de l'environnement ont amené les sociétés humaines successives à observer et récolter des informations sur ce qui les a entourés. Dans un premier temps, ces observations naturalistes se limitaient à l'inventaire, la description, l'observation, le dessin des espèces. Dès 31000 avant notre ère, les peintures de la Grotte Chauvet en Ardèche font état d'un sens aigu de l'observation et de l'anatomie des espèces. Bien plus tard, les observations naturalistes se sont affinées mais les techniques pour les rapporter restent descriptives. En 1555, le médecin Montpelliérain Guillaume Rondelet livre un des premiers ouvrages zoologiques où il décrit tous les animaux aquatiques qu'il connaît, *Universæ aquatiliæ historiæ pars altera* (Rondelet, 1555). Jusqu'à cette époque, les espèces macroscopiques, charismatiques, emblématiques, faciles à appréhender étaient principalement observées mais progressivement, les moyens et les techniques de collecte des observations naturalistes évoluent (Troudet et al., 2017). Les données écologiques sont de plus en plus détaillées et se complexifient (Moussy et al., 2021). A partir du XVII^{ème} siècle, le développement de la méthode scientifique inonde les sciences dans leur ensemble (Glass & Hall, 2008). Les sciences se dotent de cadres conceptuels

liant hypothèses, prédictions, observations et déduction (Glass & Hall, 2008; Platt, 1964). La méthode hypothético-déductive se répand notamment aux sciences naturelles (Betts et al., 2021; Platt, 1964; Tosa et al., 2021). Elle propose i) la formulation de multiples hypothèses, ii) la définition d'un protocole expérimental permettant de discriminer les hypothèses, et iii) la réalisation de l'expérience et l'interprétation des résultats. Concernant les sciences naturelles, on formule des hypothèse sur le fonctionnement de la nature, et on met en place des stratégies de collecte de données à propos des espèces, concrétisant l'émergence de l'écologie comme une discipline scientifique (Betts et al., 2021; Moussy et al., 2021; Tosa et al., 2021). Depuis le début du XXème siècle, l'écologie scientifique a ainsi évolué, passant de l'histoire naturelle et des observations naturalistes sur le terrain à un domaine multidisciplinaire appliqué et quantitatif (Anderson et al., 2021).

Pour désigner communément les protocoles de collecte de données en milieu naturel, on parle de suivis écologiques. Les suivis écologiques peuvent être envisagés comme la collecte standardisée et systématique de données dans le but de produire des inférences à propos de l'écologie d'un ou plusieurs taxons ou groupes taxonomiques prédéfinis (Moussy et al., 2021). Ces protocoles ont pour objectif la standardisation des observation récoltées à des fins de comparaison, en permettant notamment la reproductibilité de la méthode de collecte à d'autres contextes (Lindenmayer & Likens, 2010). Les protocoles de suivis écologiques peuvent prendre différentes formes : on parle de suivis longitudinaux lorsque la collecte de données s'étale dans le temps, on parle de suivis transversaux lorsqu'au contraire la collecte de données ne tient pas compte du temps écoulé mais que l'échantillonnage est étalé dans l'espace, on parle de réplica lorsqu'un protocole est répété à l'identique plusieurs fois. Petit à petit, c'est tout le champ disciplinaire de l'écologie scientifique qui se construit autour des données naturalistes (Besnard, 2013).

Les données ont permis de mettre en évidence le déclin de la biodiversité

Les données naturalistes récoltées ont progressivement bouleversé les rapports des humains aux êtres-vivants. Au XIXème siècle, à partir des observations naturalistes faites par Charles Darwin sur les pinsons des îles Galápagos (genre *Geospiza*) et celles faites par Alfred Russel Wallace en Asie du Sud-Est, les deux scientifiques renversent la conception de la Nature vivante en théorisant l'Évolution des espèces (Darwin, 1862). Au cours du XXème siècle, les savoirs accumulés sur la biodiversité révèlent les impacts que représente les activités humaines pour les êtres vivants (Dirzo et al., 2014; McCauley et al., 2015; Payne et al., 2016). Devant l'alarmante évidence de l'érosion de la biodiversité due principalement aux pratiques des sociétés humaines occidentales,

des efforts sont engagés pour tenter d'enrayer les déclinés et de limiter les dangers constatés (Godet & Devictor, 2018). Avec la prise de conscience d'une nécessaire protection de la nature depuis les années 1980, l'observation et les données naturalistes sont sorties de leur cadre de connaissance fondamentale pour s'appliquer à la préservation de la diversité biologique (Godet & Devictor, 2018; Mauz & Granjou, 2010). Utiliser les données écologiques dans le but de s'intéresser aux dynamiques et aux problèmes d'espèces et d'écosystèmes menacés a fait émerger une science appliquée, la biologie de la conservation, dont le but est de fournir des principes, et des outils pour la préservation de la biodiversité (Besnard, 2013; Soulé, 1985).

Les sciences de la conservation, une multidisciplinarité qui s'impose

L'évidente dimension sociétale de la biologie de la conservation implique de relier les informations écologiques et les politiques publiques de protection de la biodiversité (Bennett et al., 2017). Cependant, convertir les informations écologiques en mesures de protection nécessite de faire appel à des dimensions humaines et politiques qui dépasse les sciences naturelles (Bennett et al., 2017; Christie et al., 2017; Mathevet & Mauchamp, 2005). Lors du Congrès International pour la Biologie de Conservation qui s'est tenu en 2015 à Montpellier, le président de la Société pour la Biologie de la Conservation a noté que « *Les sciences de la conservation évoluent. Les sciences naturelles et les sciences sociales sont toutes deux cruciales pour résoudre les problèmes de conservation* » (« *Conservation science is evolving. Both natural and social sciences are crucial to solve conservation problems* »). Plus largement que l'écologie et la biologie, les sciences de la conservation sont fortement multidisciplinaires et synergiques dans le but de proposer des outils de protection de la nature efficaces écologiquement et socialement applicables (Bennett et al., 2017; Besnard, 2013). Ainsi, les sciences humaines et sociales se sont imposées comme un complément vital aux sciences naturelles pour tenter de comprendre et décrire les intérêts humains parfois antagonistes autour de problèmes liés à la nature (Redpath et al., 2013), pour étudier l'acceptabilité des mesures de conservation (Gall & Rodwell, 2016), ou encore pour appréhender les savoirs locaux et informer le processus de prise de décision politique (Huntington, 2000; Nuno et al., 2014; Vimal & Mathevet, 2011). Malgré la difficulté que représentent les approches interdisciplinaires, l'inclusion des sciences humaines et sociales aux problèmes de conservation de la biodiversité est toujours en cours (Chassé et al., 2020; Martin et al., 2009; Redpath et al., 2017).

Quelle place pour les données écologiques dans l'échiquier politique de la prise de décision ?

Les sciences de la conservation ont une importance fondamentale puisque les actions de gestion et de protection de la nature se fondent sur les connaissances écologiques et les résultats scientifiques (Sutherland et al., 2004). Les informations écologiques issues des protocoles de suivi de la biodiversité permettent d'identifier les enjeux prioritaires, de comprendre le fonctionnement des écosystèmes et les mécanismes écologiques qui expliquent les déclinés de la biodiversité (Moussy et al., 2021; Nichols & Williams, 2006). Mais les informations écologiques permettent aussi de proposer des modes d'actions pour une protection efficace, et de mesurer l'impact des mesures de gestion (Besnard, 2013; Dunham et al., 2020; Nichols & Williams, 2006). Par ailleurs, les suivis écologiques peuvent aussi intrinsèquement provoquer des résultats positifs en matière de conservation en structurant le fonctionnement des aires protégées et en motivant les agents et les personnes impliquées dans la récoltes des données écologiques (Danielsen et al., 2005; Vimal et al., 2018). Par les multiples dimensions auxquelles ils touchent, les suivis écologiques sont considérés comme un élément vital de la gestion de la biodiversité (Moussy et al., 2021).

La professionnalisation de la gestion de la biodiversité et l'émergence des indicateurs écologiques

L'inscription de la conservation de la biodiversité dans l'agenda des politiques publiques internationales a entraîné la professionnalisation croissante du secteur et a transformé les recours aux connaissances écologiques (Besnard, 2013; Granjou, 2013). Alors qu'il y a 50 ans, les protecteurs de la nature étaient essentiellement des activistes bénévoles, cette protection est aujourd'hui assurée en France par des fonctionnaires (Arpin, 2020; Besnard, 2013). On a observé une transition du militantisme environnemental vers des revendications d'expertises et une institutionnalisation de la protection de la nature (Granjou, 2013). Progressivement, les considérations esthétiques et passionnelles sont abandonnées pour passer de la Protection de la Nature à la gestion de la biodiversité (Blandin, 2009). Les connaissances empiriques ou le « dire d'expert » ne sont pas suffisants pour justifier des politiques de gestion environnementale, alors que les indicateurs écologiques obtenus à partir de suivis écologiques précis et rigoureux permettent d'objectiver une prise de décision (Alphandéry & Fortier, 2015; Besnard, 2013; Granjou et al., 2010). On peut définir un indicateur écologique comme une métrique reflétant une ou plusieurs composantes de l'état des systèmes écologiques. Un indicateur écologique peut être soit mesuré directement, soit résulter de la simplification de plusieurs valeurs estimées sur le

terrain (Niemi & McDonald, 2004). Le recours aux indicateurs en conservation découle de la nécessité d'évaluer l'état écologique des espèces et des écosystèmes pour prendre des décisions en matière de réglementation ou de gestion de la biodiversité (Buckland et al., 2005; Nichols & Williams, 2006). Les informations écologiques étant très abondantes pour décrire l'état d'un écosystème, les indicateurs écologiques visent aussi à réduire la quantité d'informations pour isoler les aspects clés de l'état de l'écosystème, afin d'aider à déterminer les actions appropriées (Buckland et al., 2005; Niemi & McDonald, 2004). Par exemple, le nombre d'individus appartenant à une population donnée mais aussi la tendance dans le temps sont des paramètres perçus comme objectifs qui peuvent conduire à juger la situation d'une population en danger et appeler à la mise en place d'actions de gestion conservatoire (Buckland et al., 2005; Magurran et al., 2010). Dans une optique de justification de l'action environnementale et d'évaluation des politiques publiques, l'introduction des indicateurs écologiques devient un impératif scientifique sur lequel se fonde l'action politique. Les indicateurs assurent ainsi un gain de légitimité mais aussi une traçabilité à l'action publique (Ferraro & Pattanayak, 2006; Granjou et al., 2010). Principalement développés depuis la Convention sur la Diversité Biologique en 2004, le nombre et l'utilisation des indicateurs ont explosé à l'échelle internationale comme aux niveaux nationaux ou locaux (Arpin, 2020; Granjou, 2013). A l'échelle internationale, les données écologiques permettent d'identifier les listes d'espèces en danger comme la liste rouge de l'Union International pour la Conservation de la Nature (IUCN), ou d'établir des synthèses globales sur l'état de la biodiversité comme le fait les rapports de la Plateforme Intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) dans le but d'assister les gouvernements sur les questions de biodiversité (Mauz & Granjou, 2010). Localement, l'état met par exemple en place des réglementations interdisant le mouillage des bateaux de plaisance sur la base d'indicateurs locaux attestant de la bonne santé des herbiers de posidonie de Méditerranée (ANDROMEDE, 2020). Les résultats scientifiques viennent justifier les décisions politiques de protection de la biodiversité. La fiabilité des résultats écologiques est donc de première importance pour informer efficacement la prise de décision. De fait, l'étude des populations végétales et animales dans leur milieu naturel est un secteur marqué par une forte demande en expertise scientifique (Granjou et al., 2010; Granjou & Mauz, 2007). Mais l'exigence de fiabilité nécessite des développements méthodologiques pour obtenir des indicateurs écologiques précis en prenant en compte les incertitudes liées à l'étude des populations en milieu naturel (Buckland et al., 2005; Callon et al., 2001; Stephenson et al., 2021; Yoccoz et al., 2001).

1.2 L'apport des statistiques à l'écologie appliquée et à la gestion

Une apparente simplicité mais des questions complexes liées aux incertitudes des suivis écologiques en milieu naturel

En fournissant des éléments de réponse à des questions écologiques fondamentales telles que « combien ? » ou « où », les méthodes de l'écologie des populations permettent de comprendre la biologie des espèces menacées et de déterminer les conditions de leur restauration ou conservation (Besnard, 2013). Répondre à la question « combien ? » autrement dit quels sont les effectifs et les tendances d'une population, revient à estimer le nombre d'individus dans un espace donné. Répondre à la question « où ? » revient à estimer la répartition géographique d'un groupe d'individus donné et à décrire les mécanismes qui l'influencent. En complément de l'estimation des patrons écologiques « statiques » comme la distribution ou les effectifs d'une population, d'autres questions plus complexes peuvent concerner l'estimation des mécanismes écologiques qui sous-tendent la dynamique spatiale et temporelle de la population (Williams et al., 2002). Inférer les mécanismes écologiques comme le taux de survie, le taux de reproduction, la colonisation ou l'extinction d'une population nécessite des données étendues dans le temps. Par exemple, il faut des données écologiques plus qualitatives et quantitatives pour déterminer les raisons d'un déclin des effectifs d'une population que pour « juste » documenter une tendance des effectifs à la baisse, d'où l'importance des jeux de données à long-terme en conservation (Lindenmayer & Likens, 2009; Magurran et al., 2010). La réponse aux deux questions portant sur la distribution et les effectifs d'une population peut paraître triviale, pourtant, dans de nombreux cas lors de l'étude de population dans leur milieu naturel, ces questions sont complexes (Besnard, 2013). C'est le cas lorsqu'il s'agit d'espèces mobiles, élusives, et à larges domaines vitaux comme les mammifères marins, les grands carnivores terrestres, ou certaines espèces d'oiseaux pour lesquelles des protocoles de suivis ne permettent pas de couvrir l'ensemble de l'aire de répartition de la population ou de dénombrer l'ensemble des individus (Louvrier, 2018; Williams et al., 2002). De plus, les observations naturalistes récoltées dans les milieux naturels sont généralement contaminées par des erreurs comme les faux négatifs (on ne détecte pas un individu ou une espèce qui est présente) et les faux positifs (on détecte un individu ou une espèce qui n'est pas présente à cause d'une erreur d'identification par exemple), que ce soit lors de comptages ou dans des données de détection/non-détection (Kéry & Royle, 2020; Yoccoz et al., 2001). Ainsi, l'analyse écologique nécessite de prendre en compte les imperfections liées à la collecte des données et fait appel à des méthodes statistiques permettant d'accommoder ces incertitudes.

L'exemple de la détection imparfaite

Prenons un exemple, le dénombrement exhaustif de l'ensemble des individus présents dans une aire d'étude est souvent impossible à réaliser y compris sur des espèces peu mobiles, et génère des erreurs de type « faux négatifs ». Par exemple, il est impossible de compter l'ensemble des loups gris (*Canis lupus*) présents dans les Alpes afin d'obtenir la taille de population exacte, les loups étant trop difficile à détecter et la zone d'échantillonnage trop importante (Louvrier, 2018). De fait, l'une des principales difficultés dans le suivi des populations en milieu naturel est de prendre en compte cette détection imparfaite des individus (Guillera-Arroita et al., 2010; Yoccoz et al., 2001). La détection imparfaite peut provenir de l'écologie de l'espèce qui la rend difficile à détecter, des caractéristiques de l'habitat, ou du processus d'observation (e.g. mauvaise météo, observateur inexpérimenté, Guillera-Arroita et al. (2010); Besnard (2013); Louvrier (2018)). La détection imparfaite peut aussi varier dans le temps et dans l'espace. Ne pas prendre en compte ces problèmes de détectabilité engendre une sous-estimation de la taille de population (Cubaynes et al., 2010) ou de l'aire de répartition de l'espèce étudiée (Comte & Grenouillet, 2013; Lahoz-Monfort et al., 2014).

Pour faire des inférences sur les processus écologiques et pour quantifier l'erreur générée lors de leur observation, nous avons besoin d'informations supplémentaires, qui, la plupart du temps, se présentent sous la forme d'observations répétées, ou de la connaissance de l'identité des individus (Kéry & Royle, 2020). Ainsi, certains protocoles de suivis écologiques sont répétés plusieurs fois dans des conditions similaires qui permettent d'estimer la détection imparfaite à partir de modèles statistiques qui estiment conjointement le processus écologique étudié et le processus d'observation (Kéry & Royle, 2020; Kéry & Royle, 2016; Williams et al., 2002). Au-delà de cet exemple sur la détection imparfaite, la variabilité des populations naturelles est un enjeu majeur de l'écologie scientifique. La variabilité résulte à la fois des processus écologiques (e.g. du mouvement des animaux, ou de leur écologie) et de l'échantillonnage (e.g. un échantillonnage biaisé spatialement, des données de présence seulement, des erreurs d'identification d'espèce liées à un effet de l'observateur). Afin de prendre en compte ces incertitudes, les résultats écologiques s'obtiennent au prix de calculs et d'extrapolation à partir des données. Le recours à des méthodes statistiques permet d'extraire l'information des données pour décrire, interpréter, et inférer des mécanismes en prenant en compte les incertitudes liées aux études en milieu naturel. Ainsi, l'écologie statistique se construit comme un champ disciplinaire contribuant aux développements d'outils d'analyse des données écologiques afin de répondre notamment à des questions sur la dynamique des

populations et la distribution des espèces (Gimenez et al., 2014).

Les méthodes d'estimation de la distribution et des effectifs

Pour l'estimation de la distribution écologique d'une espèce ou d'une population, les outils statistiques utilisés sont les modèles de distribution d'espèces (Species distribution models, Franklin (2010); Guisan et al. (2017)). La plupart de ces modèles reposent sur des approches corrélatives entre les patrons spatiaux d'observation d'une espèce et des variables environnementales (Guillera & Arroita, 2017; Guisan et al., 2013). Les outils statistiques pour modéliser la distribution d'espèces diffèrent par le type de données écologiques analysées : présence seule (*presence-only*) ou présence-absence (Elith & Leathwick, 2009). Pour analyser les données de présence seule qui sont très largement disponibles, les modèles MaxEnt sont très répandus et largement utilisés en conservation (Bradie & Leung, 2017; Elith et al., 2011). La flexibilité des modèles MaxEnt nécessite toutefois de prendre en compte les biais liés à l'effort d'échantillonnage souvent irrégulier spatialement, et à l'absence de réelles données d'absence (Kramer-Schadt et al., 2013). A partir de données écologiques de présence – absence collectées répétitivement sur des sites géographiques fixes, les modèles d'occupancy permettent d'estimer explicitement la probabilité de détection de l'espèce étudiée et d'inférer la distribution spatiale d'une espèce corrigée par la détection imparfaite (Mackenzie et al., 2002; Williams et al., 2002).

Concernant les approches permettant d'estimer les effectifs d'une population, deux grandes classes de méthodes coexistent selon si les animaux sont marqués ou identifiés individuellement ou pas. A partir de données de comptage, le « *distance sampling* » consiste à mesurer les distances d'observation d'individus lors du parcours d'un trajet linéaire ou lors d'une session d'observation de durée fixe sur un point. Si l'on suppose que la probabilité de détection des individus décroît avec la distance à l'observateur, la mesure des distances fournit les informations nécessaires à l'estimation des densités. Le principe de la méthode est de modéliser la fonction reliant probabilité de détection et distance à l'observateur (Buckland et al., 2005). Une fois la fonction correctement modélisée, on obtient l'abondance ou la densité de l'espèce étudiée. Une autre approche se fonde sur des données sensiblement différentes mais très fréquentes dans les milieux professionnels de la gestion de la biodiversité, à savoir des comptages répétés dans le temps et sur plusieurs sites (Besnard, 2013; Royle et al., 2004). Ces modèles appelés « *N-mixture* » utilisent aussi des données d'animaux non marqués et permettent d'estimer des abondances relatives ou des densités d'individus sur des sites suivis. Contrairement aux méthodes issues des données de comptages, les méthodes de capture-recapture reposent sur

l'étude successive d'individus marqués ou identifiés et impliquent plusieurs passages sur le terrain pour constituer des histoires de captures pour chaque individu observé (Williams et al., 2002). Les passages répétés permettent d'estimer la probabilité de capture d'un individu et donc d'obtenir des estimations d'abondance non-biasées. L'extension aux modèles de capture-recapture spatialement explicites permet d'estimer conjointement les effectifs et la répartition spatiale des individus, et donc la densité (Kéry & Royle, 2016; Royle et al., 2014).

L'optimisation des suivis écologiques

D'autres développements statistiques s'intéressent à l'étude et à l'optimisation des suivis écologiques (Field et al., 2005; Hooten et al., 2009; Morán-Ordóñez et al., 2018). De nombreux paramètres tels que la fréquence ou la répartition spatiale des protocoles influencent les données récoltées et les estimations écologiques. Sachant que les suivis écologiques sont coûteux en temps et en budget, des réflexions autour de l'optimisation spatio-temporelle permettent de maximiser les chances d'obtenir les informations écologiques voulues tout en minimisant les coûts (Besnard, 2013; Grant et al., 2013; Pacifici et al., 2016). Les méthodes de prise de décision structurée (*Structured Decision Making*) formalisent les objectifs de suivis puis, à travers une optimisation statistique, évaluent itérativement les résultats issus des données récoltées pour réorganiser le plan d'échantillonnage afin de satisfaire au mieux les objectifs de suivis définis (Gregory et al., 2013; Martin et al., 2009). Ces méthodes statistiques, dites de suivi adaptatif, sont proches de celles de la gestion adaptative et visent à itérativement réduire l'incertitude autour de la modélisation du système écologique pour améliorer la pertinence du protocole de suivi écologique (Lindenmayer & Likens, 2009).

L'intégration de données

Dans de nombreuses situations lors de l'analyse de données écologiques, nous disposons de plusieurs types d'observations ou d'ensembles de données (Kéry & Royle, 2020; Zipkin et al., 2019). Par exemple, nous pouvons disposer de comptages et de données de détection/non-détection, qui contiennent tous deux des informations sur la distribution d'une espèce. Ou bien nous pouvons disposer de comptages qui renseignent à la fois sur l'abondance, et nous pouvons également avoir accès à des données de capture-recapture qui renseignent sur la dynamique de la population et sur la survie des individus. Dans ces cas où plusieurs jeux de données coexistent, il semble naturel de vouloir combiner ces données pour exploiter toutes les informations qu'elles contiennent (Besbeas et al., 2002; Miller et al., 2019; Schaub & Abadi,

2011; Zipkin & Saunders, 2018). Ainsi, le développement de modèles intégrés a été l'une des voies de recherche importante dans l'écologie statistique des 20 dernières années, voyant l'émergence de diverses approches pour combiner les informations de plusieurs jeux de données (Amundson et al., 2014; Fletcher et al., 2019; Kéry & Royle, 2020; Miller et al., 2019; Pacifici et al., 2019). Le principe de base de la plupart des modèles intégrés est que plusieurs jeux de données sont décrits en fonction du même processus écologique sous-jacent. Généralement ce processus écologique est exprimé au niveau de résolution correspondant au jeu de données le plus détaillé. Une approche très utilisée consiste à spécifier une vraisemblance jointe, où au moins un paramètre est partagé entre plusieurs jeux de données. La vraisemblance jointe dans la plupart des modèles intégrés décrit un processus écologique commun avec tous les jeux de données impliqués, mais un processus d'observation différent pour chaque protocole de collecte (Fletcher et al., 2019; Kéry & Royle, 2020; Miller et al., 2019). Les deux principaux avantages des modèles intégrés sont une précision accrue des estimations écologiques et parfois la possibilité d'estimer des paramètres supplémentaires qui ne pourraient pas être estimés à partir de chaque source de données seule (Kéry & Royle, 2020; Zipkin et al., 2019). Les développements méthodologiques sur l'intégration de données ont rendu possible la combinaison de nombreux types de données différents (voir Kéry & Royle (2020) pour une revue). En raison de leurs possibilités d'application dans de nombreuses situations, l'utilisation des modèles intégrés en écologie et pour la conservation a beaucoup augmenté ces dernières années. Souvent, on peut combiner un jeu de données important, plutôt peu coûteux ou facile à collecter, mais qui contiendrait peu d'informations (e.g. des comptages à large échelle, des données opportunistes), avec un ensemble de données plus restreint, plus difficile à obtenir, mais qui contiendrait plus d'information. D'une part, les données détaillées peuvent atténuer les faiblesses du jeu de données plus grand et plus pauvre en information (Dorazio, 2014). D'autre part, le jeu de données détaillé est souvent collecté à une échelle spatiale ou temporelle plus limitée, tandis que le jeu de données moins coûteux peut s'étendre sur une échelle spatio-temporelle plus grande. La combinaison des deux peut alors augmenter la portée de l'inférence écologique pour le premier et pour le second (Kéry & Royle, 2020). La possibilité d'une analyse intégrée offre des perspectives intéressantes lors de la planification de protocoles de suivis écologiques dans des contextes de conservation (Zipkin & Saunders, 2018). Les développements méthodologiques sur les modèles intégrés sont toujours en cours, en témoigne le nombre important de publications scientifiques sur le domaine, ou la constitution de sessions dédiées à l'intégration de données lors des conférences internationales sur les méthodes statistiques appliquées à l'écologie. La prise en main des modèles intégrés est toutefois complexe et l'application à des suivis

écologiques dans des cas de conservation nécessite l'aide de statisticiens pour transférer ces méthodes vers le monde des professionnels de la gestion de la nature.

1.3 Les différentes politiques de protection de la nature, un focus sur les aires protégées

La prise de conscience de l'importance de la Conservation sur la Diversité Biologique a conduit à l'émergence de différentes formes de politiques visant à protéger de la biodiversité. Outre les politiques dirigées vers la mitigation des pressions anthropiques (« *threat based conservation* ») qui se traduisent par la réglementation de pratiques dangereuses ou nuisible à la biodiversité (e.g. l'inscription d'espèces protégées dont la chasse ou la pêche est interdite), la protection active de la nature se concrétise majoritairement par la création d'espaces protégés depuis les années 1970 (« *area-based conservation* », Maxwell et al. (2020)). Dans ces zones géographiques limitées, les pratiques et les pressions humaines sont plus ou moins contrôlées et régulées. Avec l'urgence du déclin de la biodiversité, l'agenda fixé par les institutions internationales s'est accéléré et affiche des objectifs ambitieux en termes d'espaces à protéger. 17% de la surface continentale et 10% des océans devait être protégée efficacement en 2020 (decision, 2010; Maxwell et al., 2020). Malgré une augmentation de la surface d'aires protégées au cours des dernières années, les aires protégées couvraient uniquement 15.3% des terres et 7.5% des océans en 2019, faisant état d'un retard sur les objectifs annoncés (Maxwell et al., 2020). Plus qu'un problème de surface couverte, c'est souvent la qualité des aires protégées qui est pointée du doigt (Coad et al., 2019; Maxwell et al., 2020; Mazaris et al., 2019; Rife et al., 2013). Moins d'un quart des aires protégées dans le monde font état de ressources budgétaires suffisantes pour répondre à leurs objectifs, seulement de 4 à 9% des espèces de vertébrés terrestres serait suffisamment inclus dans le réseau mondial d'aires protégées (Coad et al., 2019). La surface d'aire protégée est considérée comme une mauvaise métrique car elle ne fournit aucune garantie sur l'efficacité de la protection (Costello & Ballantine, 2015; Maxwell et al., 2020). Malgré tout, les aires protégées constituent l'outil principal de gestion de la biodiversité à travers le monde et ont à ce titre une dimension politique puisqu'il s'agit de réglementer un espace public et de se conformer à des objectifs de géopolitique internationale. Dans leur fonctionnement, les modes d'actions des aires protégées mobilisent des champs d'actions variés puisqu'elles produisent de la connaissance scientifique via les études écologiques (Granjou et al., 2010), mais elles ont aussi un rôle social via l'accueil réglementé du grand public et la transmission d'expériences de nature (Cosquer et al., 2019; Mazurek et al., 2019; NRC, 2001). Il n'en demeure pas moins que l'objectif principal constitue la sauvegarde et la protection de la biodiver-

sité et des paysages.

1.4 La conservation de la biodiversité marine

Les spécificités du milieu marin

La plus grande partie des sciences de la conservation s'est concentrée sur le développement de stratégies de gestion pour protéger la biodiversité terrestre (Agardy et al., 2011; Boonzaier & Pauly, 2016). Au regard de l'accessibilité difficile du milieu marin, les connaissances sur l'écologie marine sont moins avancées que celles sur le terrestre. Seulement une petite partie de la diversité biologique des océans a été décrite (Dayton, 2003). Néanmoins, on sait que les écosystèmes marins sont plus ouverts que les écosystèmes terrestres qui ont des frontières plus nettes, ce qui a des conséquences sur la dispersion et la migration des espèces marines, plus importante que sur terre (NRC, 2001). L'écologie terrestre des espèces est particulièrement liée à la notion d'habitat, ce qui facilite l'identification des aires de protection. Cependant, dans l'eau, les espèces mobiles se déplacent en trois dimensions et sont beaucoup plus aptes à migrer sur de longues distances que les organismes terrestres. Il est donc plus difficile d'identifier des populations distinctes et les frontières apparentes des écosystèmes marins s'en trouvent brouillées (NRC, 2001). De fait, l'ouverture des écosystèmes marins augmente la probabilité qu'ils soient soumis à des influences extérieures telles que la pollution des terres et des eaux environnantes (Coll et al., 2012). Même si les populations humaines ont moins d'impact les écosystèmes marins que terrestre, la perte d'habitat marin n'a été que rarement documentée. Les déclin de population ou les extinctions d'espèces marines sont plus souvent attribués à la surexploitation ou au prélèvement direct (Dayton, 2003; McCauley et al., 2015; NRC, 2001).

Une différence fondamentale entre l'utilisation des ressources en mer et sur terre découle des perceptions historiques de la propriété et des lois qui régissent le milieu marin. Au niveau international, ce n'est que récemment que les nations ont pris des mesures pour établir la propriété des fonds marins et des eaux subjacentes en déclarant des mers territoriales et des zones économiques exclusives (ZEE) lors de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer en 1982. Ces niveaux de propriété sont bien plus limités que les normes appliquées à la plupart des zones terrestres. La perception de la mer comme un bien commun accessible à tous se retrouve dans les discours des utilisateurs. « *La mer, elle est à tout le monde* » note un agent travaillant dans une aire marine protégée (communication personnelle). Malgré ces différences juridiques, la conservation marine repose, elle aussi, sur la création

d'espaces réglementés. Les aires marines protégées (AMP) sont le principal outil de conservation du milieu marin (Agardy, 1994).

Les Aires Marines Protégées

Les motivations pour créer des AMP sont similaires aux aires protégées terrestres et comprennent le maintien de la bonne santé des écosystèmes, la préservation de biodiversité, assurer l'utilisation durable des ressources marines, et la protection des sites du patrimoine culturel (Mazurek et al., 2019; NRC, 2001). De nombreuses tentatives ont été faites pour développer des définitions au terme d'AMP. Le système de classification le plus communément admis est celui de l'IUCN qui détaille six catégories qui permettent d'évaluer le statut des zones protégées au niveau international. Cependant, faute de consensus, on définira une AMP comme une zone géographique aux frontières nettes qui a vocation à améliorer la conservation des ressources marines (NRC, 2001). On note qu'aucune mention du degré de protection de ces zones n'est inclus dans la définition large d'une AMP. De fait, plusieurs critiques soutiennent que le label d'AMP crée une illusion de conservation de la biodiversité marine (Costello & Ballantine, 2015; Rife et al., 2013). L'objectif de la Convention sur la Diversité Biologique (voir Section 1.3) qui a fixé à 10% l'objectif de couverture de l'océan par des AMP pour 2020 aura donné lieu à un empressement des pays pour établir des AMP sans les ressources appropriées, ce qui ne résout pas les problèmes de conservation (Agardy et al., 2003; Maxwell et al., 2020). Il est établi que le pourcentage de surface labélisé comme AMP n'est pas un bon indicateur de l'efficacité de la protection (Boonzaier & Pauly, 2016). Des AMP sont créées recouvrant de larges surfaces mais sans moyens pour assurer une protection efficace, avec comme exemple des grandes AMP au Brésil (Magris & Pressey, 2018), aux Etats-Unis (Rife et al., 2013), ou en Europe avec le réseau Natura 2000 en mer (Mazaris et al., 2019) et en Méditerranée (Amengual & Alvarez-Berastegui, 2018; Giakoumi et al., 2017). Malgré ces critiques, plusieurs études ont mis en évidence les apports bénéfiques de la mise en place d'AMP pour protéger la biodiversité marine (Blowes et al., 2020; Evans, 2018).

1.5 Produire des indicateurs écologiques à l'échelle d'un réseau d'AMP

Au regard de la grande mobilité des espèces animales marines, les questions de connectivité des zones de protection sont prépondérantes en milieu marin (Agardy et al., 2011; NRC, 2001). Souvent, une seule AMP ne suffira pas à répondre aux besoins multiples d'une éco-région et il sera nécessaire d'établir un réseau d'AMP et de réserves

(García-Barón et al., 2019; Green et al., 2009; NRC, 2001; Pajaro et al., 2010; Roberts et al., 2018). L'implémentation de plusieurs AMP en réseau peut théoriquement surpasser les AMP individuelles pour diverses raisons écologiques, économiques et sociales (Grorud-Colvert et al., 2014). D'une part, les réseaux d'AMP peuvent minimiser les potentiels impacts négatifs économiques, sociaux et culturels d'une grande réserve unique, et d'autre part présenter des avantages écologiques en termes de connectivité entre les différentes populations (Grorud-Colvert et al., 2014; NRC, 2001). De fait, l'échelle écologique pertinente en milieu marin devient souvent celle du réseau d'AMP, ce qui nécessite des indicateurs écologiques à large échelle (Roberts et al., 2018) et soulève des enjeux d'analyse liés à la compatibilité et à l'intégration des différents jeux de données. De plus, dans des contextes institutionnels complexes comme un réseau d'AMP, l'analyse et l'évaluation des cadres institutionnels et des structures de gouvernance sont souhaitables pour une conservation efficace (Agardy et al., 2011; Nuno et al., 2014). **Ainsi, établir des indicateurs écologiques à large échelle à partir de données collectées par une multitude d'acteurs soulèvent plusieurs enjeux. Premièrement, un enjeu opérationnel et politique pour arriver à impliquer et coordonner les institutions et les acteurs qui collectent les données écologiques. Deuxièmement, un enjeu méthodologique quant à la capacité de proposer des outils statistiques pouvant produire des indicateurs robustes à partir de différents protocoles et jeux de données existants.**

Durant cette thèse, nous souhaitons proposer l'étude simultanée de ces deux enjeux l'un opérationnel et l'autre méthodologique en mettant en place une approche interdisciplinaire mobilisant sciences sociales et écologie statistique. Faire dialoguer plusieurs disciplines peut faciliter l'étude de certains problèmes de conservation de plus en plus complexes et multi-acteurs (Braunisch et al., 2012). L'interdisciplinarité, entre sciences sociales et sciences naturelles, permet ainsi de s'ancrer sur un territoire et de répondre directement à des problématiques auxquelles les acteurs sont confrontés (Chassé et al., 2020). Parce qu'elle facilite le lien entre le monde des gestionnaires de la biodiversité et de la recherche, l'implémentation d'approches interdisciplinaires permet de combiner pertinence sociale et recherche académique, c'est ce que nous avons essayé d'illustrer dans cette thèse (Arlettaz et al., 2010; Chassé et al., 2020).



Section 2

2 LA CONSERVATION MARINE EN FRANCE ET LE CAS D'ETUDE DU GRAND DAUPHIN EN MEDITERRANEE

2.1 Les AMP françaises et les politiques de conservation de la biodiversité marine

La France dispose du deuxième espace maritime mondial derrière les États-Unis d'Amérique avec plus de 10 millions de km² ce qui en fait un acteur de premier plan de la conservation des mers et des océans. Pour protéger et gérer l'espace maritime, la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008, *Marine Strategy Framework Directive* - MSFD) adoptée en 2008 par l'Union Européenne intègre un ensemble de textes réglementaires qui concernent le milieu marin, y compris en France. La DCSMM offre un cadre juridique qui a pour objectif de « maintenir ou restaurer un bon fonctionnement des écosystèmes tout en permettant l'exercice des usages en mer pour les générations futures dans une perspective de développement durable ». Au niveau national, l'application de la DCSMM se décline par façade ou sous-région maritime via un plan d'action pour le milieu marin (PAMM) révisé tous les 6 ans, qui demande i) la définition du bon état écologique des eaux françaises de la sous-région comme objectif de conservation à atteindre, ii) l'établissement

d'indicateurs écologiques associés au bon état écologique, iii) le développement d'un programme de surveillance des eaux marines pour renseigner les indicateurs afin de mesurer l'état écologique et l'impact environnemental des activités humaines, iv) la mise en place un programme de mesures qui doit permettre d'atteindre le bon état écologique des eaux marines ou de conserver celui-ci. Depuis 2008, l'état français sollicite les AMP pour l'application de la DCSMM. Depuis l'inscription de la DCSMM dans l'agenda politique, de nombreuses AMP ont été créées, notamment les Parcs Naturels Marins. En 2019, 23.5% des eaux françaises sont couvertes par au moins une AMP contre 0.8% en 2009 (Figure 2). Les AMP françaises ont des statuts de protection et des modes de gouvernance variés. Le code de l'environnement reconnaît plus de 15 types différents d'AMP (Labach et al., 2021). En France, l'Office Français de la Biodiversité (OFB) est l'établissement public administratif qui centralise les politiques de gestion de la biodiversité en France. L'OFB est en charge d'animer le réseau des AMP et d'en gérer certaines, principalement les Parcs Naturels Marins, ainsi que des zones Natura 2000 en mer. Aux AMP gérées par l'OFB, s'ajoutent d'autres AMP gérées par des collectivités locales : les Parcs Naturels Régionaux, certaines zones Natura 2000, et des réserves naturelles. Le statut administratif des AMP peut être difficile à appréhender avec clarté au vu du millefeuille institutionnel impliqué. Les Parcs Nationaux et Parcs Naturels Marins sont exclusivement rattachés ou gérés par l'OFB. Cependant les zones Natura 2000 peuvent être gérées par l'OFB ou par les collectivités. Par exemple, la zone Natura 2000 des Posidonies du Cap d'Agde est gérée par la commune d'Agde alors que la zone Natura 2000 des Posidonies de la côte palavasienne est gérée par l'OFB. A ces statuts réglementaires de protection s'ajoutent des labélisations internationales comme les Aires Spécialement Protégées d'Importance Méditerranéenne (ASPIM, 2014), les Réserves de Biosphère, ou le statut de Liste Verte de l'IUCN (<https://iucngreenlist.org/explore/>). La nouvelle stratégie nationale pour les AMP prévoit de protéger, dès 2022, 30% des espaces maritimes dont un tiers sous protection forte (OFB, 2021). A ce titre, la stratégie ne vise pas uniquement la création d'aires protégées supplémentaires mais vise également à garantir que celles-ci soient représentatives de la diversité des écosystèmes, bien gérées, interconnectées, disposant des moyens suffisants, et ce afin de créer un réseau robuste d'aires protégées résilient aux changements globaux (Labach et al., 2021). Le littoral méditerranéen français comptait plus d'une soixantaine d'AMP en 2016 (dont 2 Parcs Naturel Marin, 2 Parcs Nationaux, 3 réserves naturelles, 3 aires de protection de biotope, 49 zones Natura 2000) représentant près de 34 % de la superficie de la ZEE française. Cinq AMP sont labélisées ASPIM, 2 comme réserves de biosphère, et 2 sont sur la Liste Verte de l'IUCN. Dans la Figure 1, nous représentons les principales AMP de Méditerranée française incluant le Sanctuaire

Pelagos une ASPIM de 87 500 km faisant l'objet d'un accord international entre l'Italie, Monaco et la France pour la protection des mammifères marins. Les AMP de Méditerranée sont régulièrement sollicitées pour collecter des données qui serviront à établir des indicateurs écologiques du programme de surveillance de la DCSMM.

Le paysage institutionnel de la protection de la biodiversité en France est complexe. Dans le milieu marin, la production des indicateurs écologiques est synthétisée à l'échelle des façades maritimes pour informer des directives nationales ou internationales comme la DCSMM. La gestion de la biodiversité est centralisée par l'OFB mais s'appuie sur une grande diversité de structures locales pour collecter des données et appliquer les politiques de gestion impliquant des communes, des partenaires associatifs et privés. Au vu de la diversité des formes institutionnelles des AMP, la coordination et la compatibilité des programmes de suivis écologiques à l'échelle d'une façade maritime constitue un enjeu majeur pour obtenir des indicateurs écologiques cohérents.

Aires Marines Protégées de Méditerranée française

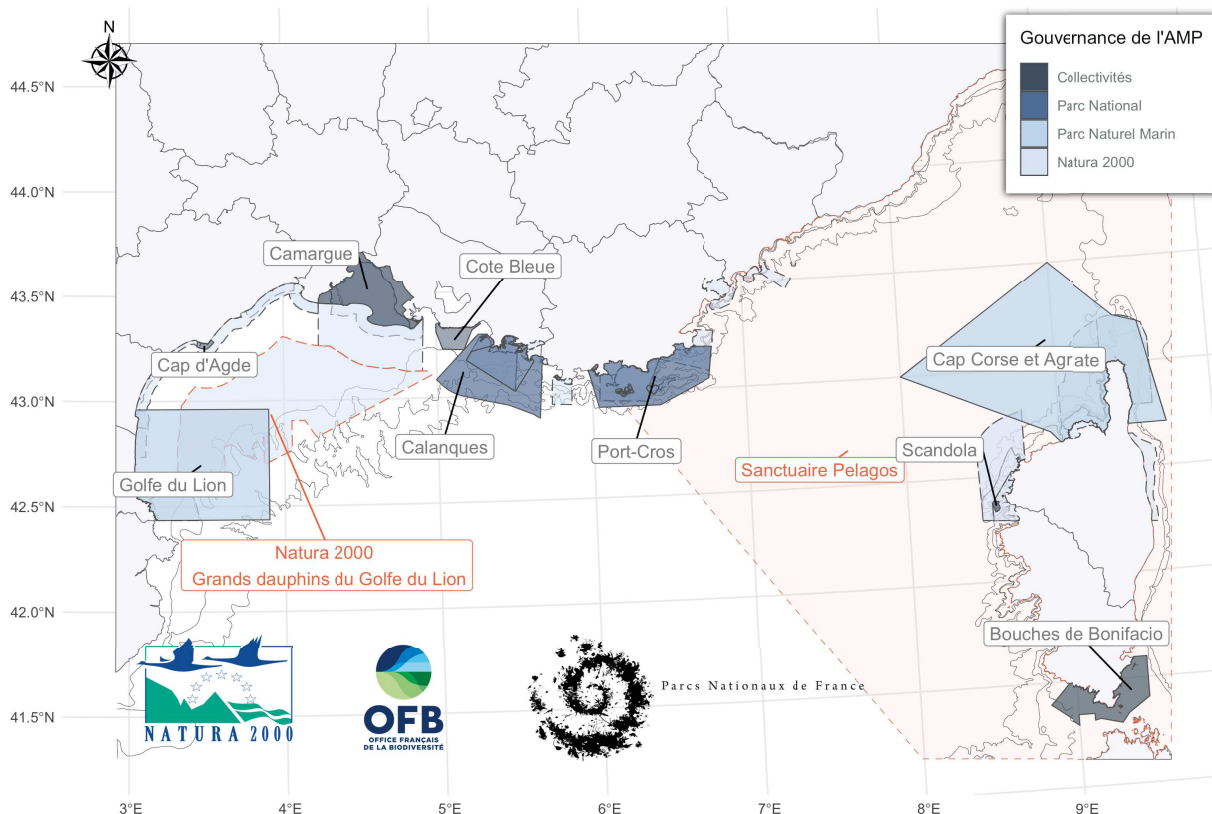


Figure 1: Les principales Aires Marines Protégées de Méditerranée française classées par statut et par mode de gouvernance. La couleur de remplissage de l'AMP correspond au mode de gouvernance, en distinguant les AMP gérées i) par des collectivités locales : un Syndicat Mixte pour le Parc Marin de la Côte Bleue ou pour le Parc Naturel Régional de Camargue, une Commune pour le site Natura 2000 des Posidonies du Cap d'Agde, la Collectivité de Corse pour les Réserves Naturelles de Scandola et des Bouches de Bonifacio, ii) sous la forme d'un Parc National avec une gouvernance de l'état pour le Parc National de Port-Cros et celui des Calanques, iii) sous la forme d'une gouvernance mixte entre l'Office Français pour la Biodiversité et un conseil de gestion issu des acteurs socio-professionnels locaux comme pour les Parcs Naturels Marins du Golfe du Lion et du Cap Corse et de l'Agriate. Le réseau Natura 2000 en mer est affiché en pointillé par transparence. En orange, on retrouve deux grandes AMP désignées notamment pour la protection des grands dauphins : la zone Natura 2000 des Grands dauphin du Golfe du Lion créée récemment, et le Sanctuaire Pelagos. Source : <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/cartes-et-information-geographique>

2.2 Le grand dauphin en Méditerranée française, écologie et statut de conservation

Le grand dauphin (*Tursiops truncatus*) est une espèce commune en mer Méditerranée (Bearzi et al., 2009). Il est observé le long de la plupart des côtes méditerranéennes, plutôt sur le plateau continental (Bearzi et al., 2009; Gnone et al., 2011; Labach et al., 2021), même si des groupes sont également observés au large (Laran et al., 2017). D'après des analyses génétiques, deux populations sont identifiées en Méditerranée : une à l'ouest, une à l'est de la Méditerranée (Louis et al., 2014; Natoli et al., 2005), séparées par une frontière se trouvant au niveau de la péninsule italienne. L'isolement génétique de ces deux populations de grands dauphins est marqué, indiquant peu voire pas d'échanges entre les individus, même proches géographiquement, tandis que l'isolement entre les populations de l'ouest de la Méditerranée et de l'Atlantique est faiblement marqué indiquant un fort taux d'échange entre individus.

Les grands dauphins sont des animaux sociaux avec une structure sociale de type fission-fusion caractérisée par un haut degré de variation spatio-temporelle dans la taille et la composition des groupes (Labach, 2021). En Méditerranée, la taille des groupes de grands dauphins est en général inférieure à 10 individus (Bearzi et al., 2009) bien que des groupes de plus de 50 dauphins aient été observés. Le grand dauphin montre une grande variabilité dans l'amplitude de ses déplacements. Certains individus suivent des migrations saisonnières alors que d'autres peuvent être considérés comme résidents d'une zone. La taille des domaines vitaux peut varier en fonction des régions et des groupes sociaux (Wells & Scott, 2009). La taille totale de la population de grand dauphin à l'échelle de la Méditerranée a été récemment estimée autour de 75 000 individus (intervalle de confiance à 95 % – IC 95% 50 116-114 903) par une campagne de survol aérien de toute la Méditerranée (ACCOBAMS, 2021). En Méditerranée, la sous-population de grand dauphin est listée comme "vulnérable" sur la liste rouge de l'IUCN (IUCN, 2009). Au niveau national, le grand dauphin est strictement protégé par un arrêté ministériel.

L'étude du grand dauphin est complexe car c'est une espèce très mobile, difficilement accessible aussi bien à l'observation qu'aux mesures de gestion (Labach, 2021). Ainsi, la pertinence des mesures de gestion des AMP pour la conservation des espèces mobiles comme le grand dauphin est discutable. Cependant, le grand dauphin est l'espèce de cétacés la plus présente dans les AMP de Méditerranée française et fait partie de la liste des espèces à enjeux dans plusieurs AMP. Ainsi, les AMP peuvent jouer un rôle pour mener des actions d'acquisition de connaissances, de suivis écologiques, et d'identification des éventuelles pressions sur les populations de grand dauphin (Dunham et al., 2020; Labach, 2021).

2.3 Les jeux de données existants en Méditerranée française

Les connaissances sur la population de grand dauphin en Méditerranée française nous viennent principalement de deux programmes récents de suivis à large échelle. Premièrement, les campagnes de Suivi Aérien de la Mégafaune Marine (SAMM) conduites en 2011 et 2012, ont estimé les effectifs de grand dauphin en Méditerranée française et dans les eaux italiennes du sanctuaire Pelagos à 13 400 individus (IC 95% : 5 500- 32 600) en hiver et à 3 900 individus (IC 95% : 1 000-15 000) en été (Laran et al., 2017). Ces survols sont opérés par le laboratoire de recherche Pelagis et visent à collecter des données sur les activités humaines, les oiseaux marins, les poissons, et les mammifères marins (Baudrier et al., 2018; Lambert et al., 2020). Le programme de survol aérien SAMM est planifié pour être appliqué idéalement tous les 6 ans. La première campagne a eu lieu en 2011-2012, et la deuxième en 2018-2019. Le plan d'échantillonnage suit un protocole de transects linéaires aériens qui couvre 24,624 km avec entre 1 et 4 passages par transect (Laran et al., 2017). Deux observateurs collectent les données sur les cétacés en suivant un protocole de *distance sampling*, notant le nom des espèces observées, la taille des groupes, et l'angle de déclinaison.

L'autre programme de collecte de données sur le grand dauphin en Méditerranée française est le programme Grand Dauphin Etude et Gestion en Méditerranée (GDEGeM, Labach et al. (2021); Labach (2021)). L'objectif du projet GDEGeM a été de prospecter tout l'habitat potentiel du grand gauphin en Méditerranée française via un protocole de photo-identification. La prise d'une photographie de la nageoire dorsale permet l'indentification individuelle à partir des marques de dépigmentation situées sur la nageoire (Figure 2). La zone d'étude couvre le plateau continental de Méditerranée française entre la côte et l'isobathe des 500 m. Elle est délimitée par la frontière espagnole à l'ouest, la frontière italienne à l'est et comprend tout le littoral Corse. Les routes de prospection étaient définies de manière aléatoire en fonction des conditions météorologiques pour photo-identifier un maximum de groupes et couvrir un maximum de la zone d'étude (Labach, 2021).

D'autres jeux de données existent à propos du grand dauphin en Méditerranée. Menés par l'IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer), les programmes de pêche scientifique pour évaluer l'état les stocks de poissons pélagiques récoltent annuellement des données sur les grands dauphins du Golfe du Lion en suivant un protocole de transect linéaire en bateau (Baudrier et al., 2018). Toujours par l'IFREMER, des survols aériens visant à estimer les tendances dans l'abondance des thons rouges en Méditerranée relèvent aussi des détections de grands dauphins dans le Golfe du Lion (Ifremer, 2015). Par ailleurs, quelques

AMP de Méditerranée ont mis en place des programmes de suivis pour le grand dauphin comme le Parc National des Calanques (PNC, 2020), le Parc National de Port-Cros, ou ponctuellement la Réserve des Bouches de Bonifacio. En parallèle, le développement des sciences participatives par l'application ObsenMer (<https://www.obsenmer.org/>) fournit de plus en plus d'observations opportunistes de grands dauphins par des particuliers ou des usagers de la mer. Jusqu'à présent, seules les données issues de SAMM et GDEGeM ont donné lieu à des estimations d'effectif du grand dauphin (Labach et al., 2021; Laran et al., 2017), les autres données protocolées ou opportunistes restant inutilisées.



Figure 2: Nageoire dorsale d'un grand dauphin (*Trusiops truncatus*) avec les traces de dépigmentation utiles pour l'identifier individuellement

2.4 Les objectifs de suivis du grand dauphin

Le grand dauphin est une espèce patrimoniale à enjeux de conservation qui est présente sur l'ensemble de la façade Méditerranéenne. Ainsi, l'espèce fait l'objet de programmes d'études dans de nombreuses AMP, et d'un programme de surveillance dédié pour renseigner les indicateurs écologiques de la DCSMM (DCSMM, 2008; Labach, 2021). Lors du premier cycle de la DCSMM, seules les données du programme SAMM à partir des survols aériens de 2011-2012 ont été utilisées pour établir les indicateurs écologiques d'abondance et de distribution du grand dauphin. Cependant, les objectifs de suivis de la DCSMM pour le grand dauphin prévoient

de développer un suivi des populations côtières via la photo-identification. Un suivi régulier par photo-id donnera des indicateurs écologiques plus détaillés que l'analyse seule des survols aérien qui se font qu'une fois par cycle, tous les six ans (Labach, 2021). Dans ce but, l'OFB a pour volonté s'appuyer sur le réseau d'AMP, tout en continuant les survols aériens à large échelle qui fournissent des informations sur de nombreuses autres espèces. Nous avons vu que le réseau d'AMP en Méditerranée française est assez jeune (Section 2.1), et la construction des programmes de suivis écologiques est toujours en cours dans les AMP. Pour renforcer les suivis du grand dauphin par le réseau d'AMP, l'OFB finance des formations à la photo-identification pour les agents des AMP et aide à la définition des protocoles de suivis écologiques dans les AMP (MIRACETI, 2019). Ainsi, plusieurs jeux de données complémentaires coexistent autour du grand dauphin en Méditerranée. Les survols aériens SAMM sont peu fréquents mais sont les seuls à échantillonner les eaux pélagiques. Les suivis côtiers effectués par photo-identification dans les AMP ou par des partenaires associatifs fournissent des informations plus détaillées et plus fréquentes car les protocoles dans les AMP sont en général répétés annuellement ou mensuellement. Jusqu'à présent, chaque jeu de données a été analysé indépendamment, produisant des indicateurs écologiques à la précision limitée, voire parfois des résultats contradictoires. Alors que l'analyse conjointe de jeux de données peut permettre de préciser les inférences écologiques (Section 1.2), le développement d'outils de modélisation intégrée est une perspective opérationnelle prometteuse pour les prochaines évaluations des populations de grand dauphin à l'échelle de la façade Méditerranéenne.

La centralisation de la production d'indicateurs écologiques du grand dauphin sur la façade Méditerranée est un idéal à atteindre mais reste ambitieux au vu de la multitude d'acteurs impliqués, de la diversité des objectifs de chaque partenaire, et des défis méthodologiques et logistiques. Autour du grand dauphin en Méditerranée française, on retrouve les enjeux méthodologiques et opérationnels détaillés dans la Section 1, i) la coordination de nombreux acteurs associatifs, professionnels, et scientifiques qui participent activement à la collecte de données, ii) la coexistence de plusieurs protocoles de suivis écologiques qui implique d'analyser conjointement les données récoltées pour établir des indicateurs précis.



3 OBJECTIF ET DEROULEMENT DE LA THESE

3.1 Objectif et contexte collaboratif de la thèse

La construction du sujet de thèse prend racine début 2018. Ce sont les discussions avec Hélène Labach, directrice de MIRACETI (ex Groupement d'Intérêt Scientifique pour les Mammifères Marins de Méditerranée et leur environnement – GIS3M) qui ont motivé la construction de ce projet de thèse autour des suivis écologiques du grand dauphin. A ce moment, plusieurs discussions étaient en cours entre MIRACETI et l'Antenne Méditerranée de l'OFB (Agence Française pour la Biodiversité – AFB à l'époque) pour favoriser la gestion intégrée et pérenne du grand dauphin sur la façade de Méditerranée française à travers la valorisation du réseau d'AMP (Labach, 2021). C'est dans ce contexte que plusieurs objectifs sont abordés : i) homogénéiser les suivis de grand dauphin réalisés dans les AMP, ii) centraliser, analyser, et valoriser les données récoltées par les AMP, iii) former et appuyer les agents des AMP pour les protocoles de suivis, et iv) développer la recherche sur la gestion des cétacés en France, en lançant des collaborations entre MIRACETI, l'OFB, et les acteurs académiques. C'est dans ce contexte que naît le projet de thèse qui vise à identifier les enjeux liés au suivi du grand dauphin en Méditerranée Française et apporter des outils d'analyse statistique appropriés à la gestion de l'espèce.

3.2 Le choix d'une approche interdisciplinaire et cheminement de pensée

Dès le début, la collaboration se veut étroite avec MIRACETI et avec l'OFB dans le but de proposer des outils méthodologiques utiles aux acteurs et à la gestion de l'espèce. Alors que les mondes des professionnels de la gestion de la biodiversité et des scientifiques académiques ont parfois du mal à dialoguer (Arpin et al., 2019; Besnard, 2013), la volonté dans cette thèse a été d'associer les gestionnaires d'AMP dès l'origine des réflexions. Dans cette optique, nous avons voulu développer une étude de sciences sociales visant à caractériser les besoins méthodologiques et les limites associées aux suivis écologiques dans les AMP, mais aussi pour comprendre le contexte de la collecte de données et les ressentis des agents des AMP. Les motivations à se lancer dans cette étude de sciences sociales proviennent, d'une part, de mon intérêt pour l'étude des dimensions humaines dans les conflits de conservation développé lors d'un stage précédent (Lauret et al., 2020), et d'autre part du contexte scientifique au CNRS de Montpellier avec la création d'une nouvelle équipe multidisciplinaire rassemblant des compétences en statistique, écologie, ethnologie et géographie qui a constitué un terreau favorable à l'émergence des réflexions. La démarche de sciences sociales a été amorcée dès le début du projet de thèse avec l'aide de Nicolas Lescureux pour l'encadrement méthodologique en sciences sociales et l'appui financier de la Société Française d'Ecologie et d'Evolution (SFE2) pour les frais de déplacement. Nous avons réalisé des entretiens semi-directifs avec les agents des principales AMP de Méditerranée française (voir Section 4) dans le but d'étudier la mise en place des suivis écologiques et leur mobilisation dans le fonctionnement des AMP. Au total 21 agents d'AMP ont été interrogés : 9 sont des agents de terrain, 9 sont des chargés de missions, et 3 sont directrices ou directeurs d'AMP provenant de 8 AMP différentes du littoral méditerranéen français (voir Section 4). En marge de l'étude de sciences sociales, plusieurs réunions et missions de terrain ont eu lieu avec des agents de l'antenne Méditerranéenne de l'OFB et avec les gestionnaires d'AMP. Les réunions avaient pour but d'identifier les verrous et les leviers d'actions autour des suivis écologiques du grand dauphin dans les AMP de Méditerranée afin de proposer des outils de gestion plus adaptés.

L'étude de sciences sociales, tout comme l'ensemble des réunions et des discussions avec les acteurs de terrains, ont contribué à la réorientation du projet de thèse durant les premiers mois. En « vase clos », avant le début de cette démarche de concertation et lors de discussions informelles avec Olivier Gimenez et Hélène Labach autour des enjeux du suivi des grands dauphins, les pistes de développement méthodologiques ciblaient l'optimisation spatio-temporelle des protocoles de suivis

écologiques. Dans un premier temps, nous avons commencé à explorer des modèles de suivi adaptatif via des études de simulations (Annexe 2). Les perceptions des gestionnaires recueillies lors de l'étude de sciences sociales et la collaboration avec l'antenne Méditerranée de l'OFB nous ont clairement montré que l'enjeu principal autour des suivis écologiques du grand dauphin était l'intégration de données. Notre idée d'optimisation temporelle des programmes de suivis écologiques était loin d'être à l'ordre du jour au vu des enjeux actuels de coordination du réseau d'AMP de Méditerranée française. Ceci nous a été confirmé lors d'une réunion avec des gestionnaires du Parc Naturel Marin du Golfe du Lion durant laquelle il a été rapidement souligné la nécessité de jongler entre les différents protocoles qui coexistent à l'intérieur même de leur AMP. Des suivis côtiers par photo-identification sont développés en parallèle de transects linéaires visant plusieurs espèces et prospectant les zones côtières et pélagiques. Les outils statistiques les plus attendus dans l'AMP du Golfe du Lion visent à pouvoir combiner les deux protocoles pour renseigner les indicateurs sur le grand dauphin. On observait dans ce cas une illustration à l'échelle d'une AMP des enjeux que l'on retrouvait à l'échelle de la façade méditerranéenne : l'intégration de données.

Dans ce projet de thèse, il faut souligner que l'étude de sciences sociales dépasse la seule identification des outils statistiques et aborde les ressentis et perceptions individuelles des agents d'AMP vis-à-vis des données écologiques, comme présenté dans la Section 4. L'ensemble des discussions réalisées avec les professionnels de la biodiversité souligne l'intérêt du dialogue entre gestionnaires et scientifiques, et les apports des sciences sociales pour identifier correctement les enjeux méthodologiques mais aussi les déterminants institutionnels des politiques de la conservation.

3.3 Objectif des développements méthodologiques

A partir de l'étude de science sociales et par la collaboration avec les gestionnaires, les enjeux autour des suivis du grand dauphin en Méditerranée étaient clairs : développer des outils d'analyse permettant l'intégration de plusieurs jeux de données de nature différente pour répondre à la fois aux indicateurs DCSMM et des AMP. Les deux indicateurs écologiques évoqués par les professionnels sont : la distribution et l'abondance/densité. Suite à l'identification de ces objectifs de développement méthodologiques, nous nous sommes appuyés sur les données des programmes SAMM et GDEGeM présentés en Section 2 car ils constituent les jeux de données les plus fournis et les plus larges à propos du grand dauphin en Méditerranée française. Nous avons conçu les outils statistiques dans l'optique de pouvoir intégrer les futurs jeux de données récoltés par les AMP et par l'OFB

et ainsi répondre aux besoins des institutions de protection de la biodiversité méditerranéenne. L'intérêt principal étant dans la possibilité de combiner les jeux de données pour établir des indicateurs, les interprétations écologiques à propos du grand dauphin n'étaient pas au centre de nos préoccupations. Ainsi, seule une analyse sommaire des déterminants écologiques a été faite, nous y revenons en Discussion (Section 7).

Dans la Section 4, nous présentons les résultats de l'approche de sciences sociales visant à étudier la perception des suivis écologiques par les agents des AMP de Méditerranée française. Le premier objectif est de poursuivre une réflexion sur la place des données écologiques dans le fonctionnement des aires protégées et dans le quotidien des agents qui y travaillent. Le deuxième objectif de l'étude est d'identifier des développements méthodologiques pertinents pour appuyer le suivi du grand dauphin à l'échelle du réseau d'AMP de Méditerranée française.

Dans la Section 5, nous proposons un modèle d'occupancy permettant d'intégrer plusieurs jeux de données pour estimer la distribution du grand dauphin. Nous avons développé ce modèle à partir des jeux de données SAMM et GDEGeM en réalisant une approche comparative. Dans cette même étude, nous avons exploré la possibilité de construire des modèles d'occupancy sans visites répétées aux sites d'échantillonnage, ç.à.d des modèles dits de *single-visit*. A partir de simulations et des jeux de données sur le grand dauphin, nous soulignons que les modèles d'occupancy intégrés et de *single-visit* permettent un usage flexible et pertinent des données de grand dauphin pour estimer sa distribution.

Dans la Section 6, nous mobilisons à nouveau les jeux de données SAMM et GDEGeM mais cette fois pour estimer les effectifs et les densités de grand dauphin en Méditerranée française. Toujours à partir d'une approche comparative, nous avons construit : i) un modèle spatial de *distance sampling* pour analyser les transects linéaires de SAMM, ii) un modèle de capture-recapture spatialement explicite pour analyser les données de photo-identification de GDEGeM, et iii) un modèle spatial intégrant la partie de *distance sampling* et celle de capture-recapture pour combiner les deux jeux de données. Nous montrons que le modèle intégré ouvre des perspectives encourageantes quant à l'intégration de données pour estimer les effectifs de grand dauphin en Méditerranée française.

Dans la Section 7, nous reviendrons sur l'intérêt des méthodes développées pour le suivi du grand dauphin en Méditerranée française. Nous discuterons aussi de leur application dans d'autres contextes écologiques et des autres avancées statistiques à implémenter. Ensuite, nous adopterons une lecture plus globale de la place des

suivis écologiques dans les politiques de la biodiversité en France et sur le fonctionnement du réseau d'AMP. Finalement, nous porterons rapidement une réflexion sur la recherche interdisciplinaire et la portée de ce genre d'approches.

Section 4

Les suivis écologiques dans les AMP



Section 4

Article 1 : La construction de l'expertise écologique et ses implications, le regard des travailleurs de la biodiversité sur la place des suivis écologiques dans les Aires Marines Protégées de Méditerranée française

Résumé : A l'heure où les motivations pour constituer une solide expertise écologique sont importantes dans le monde de la gestion de la biodiversité, nous étudions ici les réactions des professionnels de la biodiversité à la place des données écologiques dans le fonctionnement des aires marines protégées et dans leur quotidien. Disposer d'une expertise écologique permet aux aires marines protégées et à leurs agents de s'imposer localement comme des institutions incontournables de la gestion de la biodiversité. Cependant, le sous-financement des politiques de la biodiversité induit un double risque car les objectifs affichés en termes d'expertise écologique deviennent difficilement réalisables. Le manque de moyens humains, principal marqueur de ces budgets insuffisants, fait craindre un risque d'une part pour la qualité et la quantité des expertises écologiques produites, et d'autre part pour la qualité des conditions de travail des agents. Ce travail constitue une première enquête qualitative réalisée auprès des professionnels de la biodiversité marine et prolonge les travaux menés en milieu terrestre. Nous montrons que la collecte de données écologiques dans les aires protégées revêt de multiples dimensions et remplit plusieurs fonctions d'ordre scientifique, économique, psychologique, et politique qui peuvent être altérées par le tournant actuel des politiques de la biodiversité en France.

Mots-clés : biodiversité, données, espaces naturels protégés, expertise, professionnels

Contribution : J'ai motivé et défini le sujet de l'étude autour des suivis écologiques. Je remercie Ruppert Vimal qui m'a fourni un corpus littéraire pour m'initier au domaine de la sociologie de l'expertise et à l'étude des micro-politiques de la biodiversité. J'ai identifié la méthodologie à adopter et rédigé le guide d'entretien avec l'aide de Nicolas Lescureux. J'ai réalisé l'ensemble des entretiens semi-directifs en me déplaçant dans les aires marines protégées (sauf pour deux entretiens qui ont été effectués à distance en raison de la situation sanitaire). Chaque entretien a été enregistré puis je les ai ensuite retranscrits manuellement. J'ai codifié et analysé l'ensemble des discussions. Puis j'ai rédigé un article scientifique avec l'aide de Nicolas Lescureux et Olivier Gimenez. Le travail de terrain a été financé grâce à la bourse de terrain 2019 de la Société Française d'Ecologie et d'Evolution à laquelle j'ai candidaté, et avec l'aide logistique d'Hélène Labach et de MIRACETI.

Publication : L'article sera soumis prochainement à la revue interdisciplinaire Nature Sciences et Société (<https://www.nss-journal.org/fr/>).

La construction de l'expertise écologique et ses implications, le regard des travailleurs de la biodiversité sur la place des suivis écologiques dans les Aires Marines Protégées de Méditerranée française

Valentin Laurent¹, Olivier Gimenez¹, Hélène Labach², Nicolas Lescureux¹

(1) CEFE, Université Montpellier, CNRS, EPHE, IRD, Université Paul Valéry Montpellier 3, Montpellier, France

(2) MIRACETI, Connaissance et conservation des cétacés, Place des traceurs de pierres, 13500 La Couronne, France

Résumé : A l'heure où les motivations pour constituer une solide expertise écologique sont importantes dans le monde de la gestion de la biodiversité, nous étudions ici les réactions des professionnels de la biodiversité à la place des données écologiques dans le fonctionnement des aires marines protégées et dans leur quotidien. Disposer d'une expertise écologique permet aux aires marines protégées et à leurs agents de s'imposer localement comme des institutions incontournables de la gestion de la biodiversité. Cependant, le sous-financement des politiques de la biodiversité induit un double risque car les objectifs affichés en termes d'expertise écologique deviennent difficilement réalisables. Le manque de moyens humains, principal marqueur de ces budgets insuffisants, fait craindre un risque d'une part pour la qualité et la quantité des expertises écologiques produites, et d'autre part pour la qualité des conditions de travail des agents. Ce travail constitue une première enquête qualitative réalisée auprès des professionnels de la biodiversité marine et prolonge les travaux menés en milieu terrestre. Nous montrons que la collecte de données écologiques dans les aires protégées revêt de multiples dimensions et remplit plusieurs fonctions d'ordre scientifique, économique, psychologique, et politique qui peuvent être altérées par le tournant actuel des politiques de la biodiversité en France.

Mots-clés : biodiversité, données, espaces naturels protégés, expertise, professionnels

1 Introduction

Avec la prise de conscience d'une nécessaire protection de la nature depuis les années 1980, l'observation et les données naturalistes sont sorties de leur cadre de connaissance fondamentale pour prendre une dimension politique dans la préservation de la diversité biologique (Godet & Devictor, 2018; Mauz & Granjou, 2010). Les connaissances écologiques sur un milieu naturel, une espèce, ou une population constituent un élément indispensable à la protection et à la gestion de la biodiversité (Martin et al., 2009; Nichols & Williams, 2006). Les politiques de protection de la nature se fondent généralement sur des connaissances et sur des données écologiques pour établir des réglementations (e.g. la liste rouge de l'IUCN permet de classer des espèces comme protégées). Cependant, au cours des dernières décennies, deux changements majeurs ont impacté le monde de la protection de la nature dans leur rapport aux données écologiques. Tout d'abord, le virage technologique et scientifique a permis l'observation de nouvelles espèces, et l'accès à des systèmes écologiques complexes (Moussy et al., 2021). Alors que les études dans les parcs nationaux ciblaient surtout les espèces de grande faune, la part d'études dédiés aux insectes, à la flore et à d'autres taxons qui peuvent être mal connus ou difficile à étudier a considérablement augmenté dans les dernières décennies (Jailloux, 2010).

C'est ensuite un changement politique et institutionnel qui a traversé le monde de la gestion de la biodiversité depuis les années 1990. L'inscription de la conservation de la biodiversité dans l'agenda des politiques publiques internationales a entraîné la professionnalisation croissante du secteur et a transformé les recours aux connaissances écologiques (Granjou, 2013). Les connaissances empiriques ne sont plus suffisantes pour justifier des politiques de gestion environnementale, alors que des indicateurs écologiques quantitatifs obtenus à partir de protocoles scientifiques précis et rigoureux permettent d'objectiver une prise de décision (Alphandéry & Fortier, 2015; Granjou et al., 2010). Ces évolutions ont fait émerger de nouveaux besoins de connaissances écologiques « scientifiques » ou « objectives » dans les milieux de la protection de la biodiversité. Dans les aires protégées, la collecte de données écologiques s'effectue de plus en plus à travers la mise en place de protocoles scientifiques poussés et met de côté les avis d'experts plus qualitatif (Jailloux, 2010). Pour désigner communément ces protocoles de collecte de données écologiques, on parlera de suivis écologiques. Les suivis écologiques peuvent être envisagés comme la collecte standardisée et systématique de données dans le but de produire des inférences à propos de l'écologie d'un ou plusieurs taxons ou groupes taxonomiques prédéfinis (Moussy et al., 2021). Dans cet article, nous adopterons une définition large des suivis écologiques

comme l'ensemble des opérations protocolées de collecte de données écologiques. Ainsi, on pourra distinguer l'expertise scientifique qui se constitue suite à la mise en place d'une démarche scientifique autour de l'acquisition de la connaissance (e.g. protocole d'échantillonnage robuste, méthode d'analyse statistique) ; et l'expertise écologique qui constitue une connaissance écologique, indépendamment du fait que ce savoir émerge d'une démarche scientifique ou pas (e.g. les « dire d'experts »).

Revendiquer une expertise écologique permet aux acteurs de la gestion de la biodiversité de disposer d'arguments dans la prise de décision des politiques environnementales (Arpin et al., 2015). L'expertise écologique assure un gain de légitimité pour celui qui la détient et fonctionnerait comme une condition d'accès à l'action et aux dispositifs délibératifs (Alphandéry & Fortier, 2015; Granjou, 2013). Principalement développée depuis la Convention sur la Diversité Biologique en 2004, l'explosion du recours à l'expertise écologique a eu lieu à l'échelle internationale (e.g. IUCN, IPBES) comme aux niveaux nationaux ou locaux (e.g. indicateur de bonne santé des herbiers de posidonie de Méditerranée, ANDROMEDE (2020)) pour évaluer et protéger la biodiversité. Le recours quasi-systématique aux études d'impact avant un aménagement, ou encore la désignation des sites d'intérêt écologique accroît la demande en données environnementales nécessaires à ces procédures. Avec les besoins croissant en expertise écologique robuste pour évaluer et connaître l'état des écosystèmes et des espèces, les démarches scientifiques de collecte et d'analyse de données deviennent impératives dans l'acquisition de connaissances écologiques. Les institutions publiques financent des programmes de collecte de données écologiques pour alimenter ce que Céline Granjou appelle le « marché de l'expertise écologique » sur lequel les professionnels de la gestion de la biodiversité sont amenés à se positionner. Parmi les acteurs, on peut englober très largement les associations de protection de la Nature, les gestionnaires d'espaces protégés, les bureaux d'études privés, ou encore les administrations publiques spécialisées comme l'Office Français de la Biodiversité (OFB). Récemment, d'autres structures sectorielles comme les syndicats agricoles, les fédérations de pêcheurs, de chasseurs sont devenues en mesure de se présenter comme des porteurs d'expertise écologique. La revendication d'une expertise écologique répond à une nécessité économique mais a aussi une visée de légitimation politique. Disposer d'une expertise permet d'obtenir des financements et de se présenter comme interlocuteur crédible (Granjou, 2013). Ainsi, les attentes croissantes en termes d'expertise écologique transforment le métier des professionnels de la protection de la nature en France. Les deux grandes voies empruntées par les institutions gestionnaires de la biodiversité pour se conformer aux exigences d'analyse et aux exigences techniques sont la technicisation des suivis et la spécialisa-

tion croissante des agents (Granjou, 2013).

Actuellement, les politiques publiques de l'environnement misent sur les aires protégées comme outil privilégié de gestion des milieux naturels (Blandin, 2009). Les suivis écologiques constituent un élément central du fonctionnement des aires protégées et structurent le quotidien des agents qui y travaillent (Granjou, 2013; Vimal et al., 2018). Parmi les études portant sur les politiques et les travailleurs de la biodiversité en France, le milieu marin a été peu investi. Les façades maritimes françaises sont maillées par un réseau d'Aires Marines Protégées (AMP) qui constituent l'outil institutionnel de protection des mers et océans (Agardy, 1994) et au travers duquel les politiques de la biodiversité sont déclinées de façon analogue au milieu « terrestre ». Les AMP sont des institutions administratives qui produisent et utilisent des données écologiques pour mettre en place des indicateurs et des réglementations locales (Dunham et al., 2020). Ainsi, les AMP forment un réseau dont la contribution à la production de données écologiques sur le milieu marin est importante, notamment car ce sont des structures institutionnelles pérennes comme les acteurs académiques (e.g. IFREMER), et au contraire des acteurs privés ou associatifs.

La collecte de données écologiques en mer s'inscrit dans un cadre législatif bien défini. Récemment inscrit dans l'agenda international de protection de la biodiversité, la Directive Cadre Stratégique pour le Milieu Marin (DCSMM) est votée par l'Union Européenne pour constituer un socle commun des politiques nationales de protection des mers européennes (*La Directive Cadre Stratégie Pour Le Milieu Marin (DCSMM)*, 2008). Chaque état membre doit conduire des programmes de surveillance afin d'évaluer les pratiques, les pressions, et l'état de santé des écosystèmes marins via la production d'indicateurs (e.g. pour les déchets flottant en mer, les stocks de pêches, l'état des populations d'oiseaux, de mammifères marin, Baudrier et al. (2018); Lambert et al. (2020); Laran et al. (2017); Pettex et al. (2017)). L'objectif est ensuite de mettre en œuvre les réglementations nécessaires au maintien du bon état écologique du milieu marin (e.g. interdiction du mouillage dans les herbiers de Posidonie, arrêté ministériel sur la pêche aux mérus). Pour appliquer et développer les nombreux suivis écologiques exigés par le programme de surveillance de la DCSMM, les AMP sont sollicitées. Depuis 2010, dix Parcs Naturels Marins ont été financés et créés, alors qu'en parallèle, la DCSMM se déploie avec les exigences associées en termes de collecte de données écologiques. L'augmentation du nombre et de la surface des AMP a entraîné une émulation scientifique et administrative dans les institutions de la biodiversité en France. En Méditerranée française, les AMP prennent différentes formes institutionnelles, cependant elles forment un réseau cohérent où les enjeux écologiques et certains protocoles de suivis sont communs à l'ensemble des structures (Figure 1).

D'une part, la culture de l'expertise écologique inonde le monde de la gestion de la biodiversité et affecte naturellement le milieu marin. D'autre part, la synchronie entre la récente implémentation de la DCSMM et le renforcement du réseau d'AMP conduit à un accroissement important des besoins en expertise écologique en mer. Ainsi, la protection de la biodiversité marine est en plein développement en France et les agents des AMP en sont les acteurs de premier plan, fournissant un contexte particulièrement pertinent pour étudier la construction l'expertise écologique dans le milieu marin, et ses implications pour le réseau d'AMP et pour les travailleurs. Dans ce contexte peu étudié jusqu'ici, notre objectif est d'analyser la place de l'expertise écologique dans le fonctionnement des aires protégées à travers la perception des agents des AMP de Méditerranée française. Dans un premier temps, nous verrons comment les suivis écologiques structurent le fonctionnement des AMP à travers la production d'une expertise écologique d'une importance capitale pour l'AMP. Revendiquer une connaissance approfondie de leur territoire permet de faire accepter l'AMP comme acteur de la biodiversité aux yeux des interlocuteurs locaux et nationaux. Dans un deuxième temps, nous observerons que pour répondre à ces besoins d'expertise, la multiplication des protocoles de suivis écologiques dans l'AMP fait peser un risque sur la qualité de l'expertise écologique et soulèvent des craintes sur les conditions de travail des agents. Finalement, nous discuterons de la place de l'expertise écologique dans le processus de prise de décision des politiques de protection du milieu marin.

2 Méthodes

2.1 Site d'étude

Le paysage institutionnel des AMP de Méditerranée française est varié et plusieurs statuts de gouvernance coexistent. Certaines AMP sont gérées par des collectivités territoriales (e.g. Parc Naturel Régional - PNR - de Camargue, syndicat-mixte, commune). D'autres AMP relèvent du ministère de l'écologie comme les Parcs Naturels Marins (PNM) et les Parcs Nationaux (PN). L'organisation interne des AMP est profondément influencée par la distinction entre une gouvernance liée à l'Office Français de la Biodiversité (OFB) qui va avec des financements récurrents alloués par l'état, ou une gouvernance par les collectivités et des financements plus précaires. Nous adopterons cet axe de lecture via la gouvernance des AMP à des fins comparatives du paysage institutionnel.

2.2 Les enquêtes qualitatives

Durant deux ans, nous avons conduit des enquêtes qualitatives de terrain réalisées auprès des agents de huit Aires Marines Protégées de Méditerranée française, et de l'Office Français pour la Biodiversité (OFB). Nous

avons réalisé des entretiens semi-directifs individuels pour explorer la perception des professionnels de la biodiversité marine concernant les suivis écologiques et leur place dans le fonctionnement des politiques de protection du milieu marin. Le guide d'entretien comportait trente et une questions structurées en trois parties principales.

La première partie porte sur l'activité professionnelle actuelle et passée de la personne sujette de l'entretien. Nous y abordons ses missions actuelles au sein de l'AMP ainsi que son parcours éducatif et professionnel. La deuxième partie de l'entretien vise à explorer les conditions dans lesquelles l'agent de l'AMP réalise les suivis écologiques auxquels il prend part. Les questions portent sur les différentes étapes du déroulement des suivis écologiques, de la définition d'une question scientifique, à la restitution et à l'analyse des résultats, en passant par la mise en place d'un protocole sur le terrain. Dans une troisième partie, nous explorons la place des suivis écologiques dans le fonctionnement de l'AMP, et vis-à-vis des politiques nationales de protection du milieu marin.

Durant l'entretien, l'enquêteur s'assurait que chaque sujet du guide d'entretien était abordé, même si certaines réponses débordaient du sujet étudié. Huit AMP de Méditerranée ont été ciblées parmi les plus importantes en termes de surface et de moyens (voir figure de l'aire d'étude). Un entretien classique durait environ 45 minutes. Au total, 22 personnes ont répondu à l'entretien. Les entretiens ont eu lieu directement dans les bureaux des AMP, ou sur le terrain. En raison des restrictions sanitaires liées à l'épidémie de Covid-19, quatre entretiens ont été fait en visio-conférence, dont deux avec des personnes déjà rencontrées sur le terrain dans leur AMP. Parallèlement à l'étude qualitative de terrain, cet article s'appuie aussi sur l'implication de l'un des auteurs dans le cadre de son travail portant sur l'étude des suivis écologiques des mammifères marins dans les AMP de Méditerranée française. Au cours des trois dernières années, plusieurs missions de terrain et réunions ont été effectués conjointement avec les agents des AMP et nourrissent certaines des réflexions présentées ici.

3 Résultats

Parmi les 22 agents d'AMP interrogés, 12 appartiennent à la fonction publique d'état et font partie de Parc Naturel Marin ou de Parc National tandis que 10 sont employés par des collectivités territoriales (commune, syndicat mixte, Parc Naturel Régional, collectivité de Corse). 9 sont des agents de terrain, 9 sont des chargés de missions, et 3 sont directrices ou directeurs d'AMP. Il y a 7 femmes pour 15 hommes.

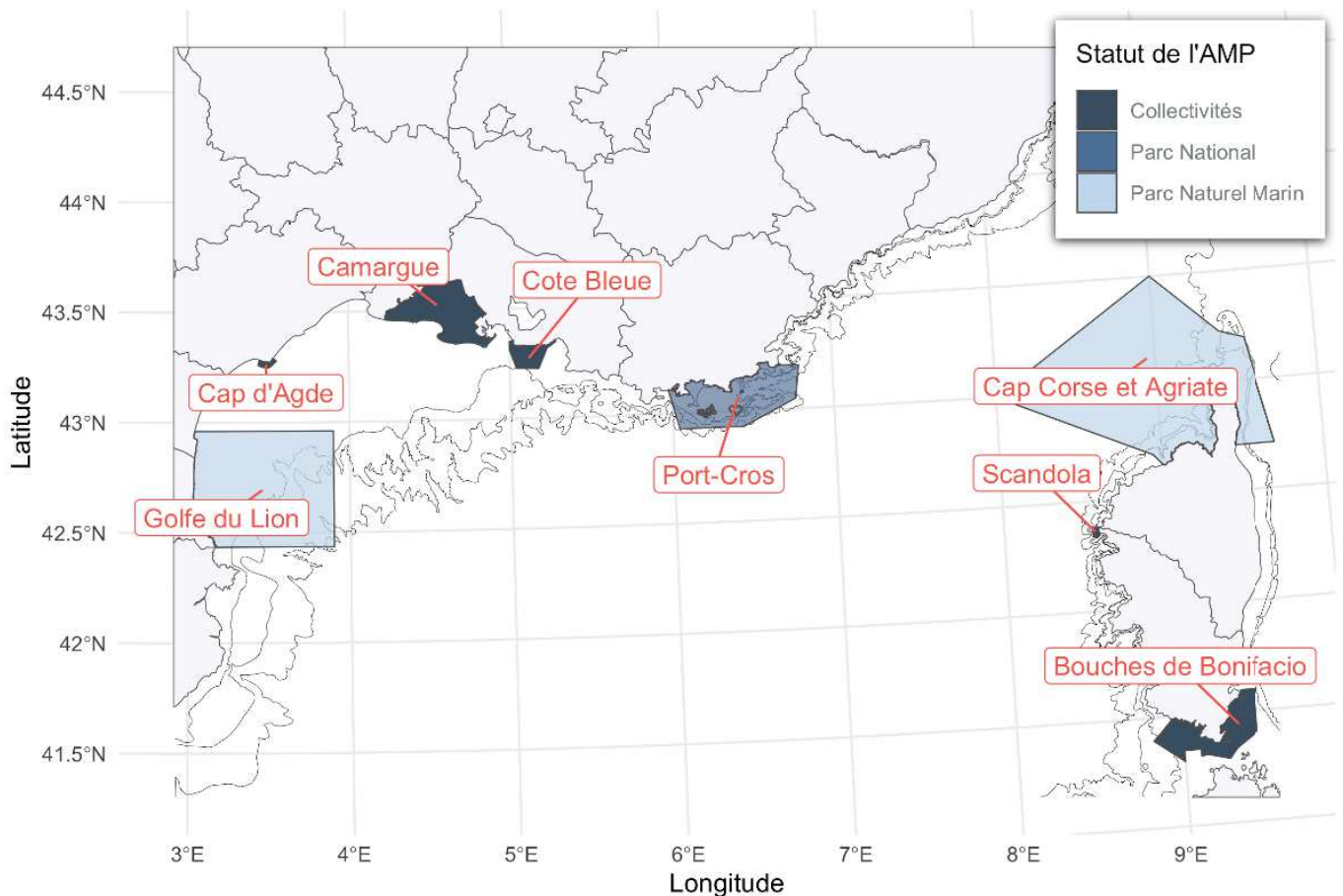


Figure 1: **Localisation des Aires Marines Protégées (AMP) visitées pendant l'étude.** La couleur de remplissage de l'AMP correspond au mode de gouvernance, en distinguant les AMP gérées i) par des collectivités locales : Syndicat Mixte pour le Parc Marin de la Côte Bleue ou Parc Naturel Régional de Camargue, Commune pour le site Natura 2000 des Posidonies du Cap d'Agde, Collectivité de Corse pour les Réserves Naturelles de Scandola et des Bouches de Bonifacio), ii) sous la forme d'un Parc National avec une gouvernance de l'état pour le Parc National de Port-Cros, iii) sous la forme d'une gouvernance mixte entre l'Office Français pour la Biodiversité et un conseil de gestion issu des acteurs socio-professionnels locaux comme pour les Parcs Naturels Marins du Golfe du Lion et du Cap Corse et de l'Agriate.

3.1 La course à l'expertise écologique dans les AMP

Les suivis écologiques et les données récoltées permettent aux AMP de construire une expertise écologique, qui sert à informer les services de l'état, renseigner les indicateurs de la DCSMM, et éclairer la mise en place des réglementations. « *La place des suivis est de fournir des billes pour mettre en place des outils pour la protection* » #7 souligne un agent. Les agents d'AMP revendiquent une expertise écologique de qualité qui tient de la connaissance fine du contexte local. La gestion de proximité est leur atout, car ils connaissent leurs territoires et perçoivent leurs connaissances comme plus légitimes que les indicateurs à large échelle. Pour les agents, l'expertise écologique est « *de l'initiative du gestionnaire*

car directement en lien avec les problématiques de gestion. L'expertise de terrain, l'historique de la mise en place du suivi, il y a que le gestionnaire qui la connaît » #15. Les gestionnaires d'AMP savent justifier de la fiabilité de leurs données. De par la connaissance approfondie de leur territoire et par leurs relations de proximité avec les acteurs locaux, les agents d'AMP incorporent explicitement les besoins de leur site, contrairement aux politiques nationales ou européennes comme la DCSMM. Les réglementations issues des suivis nationaux sont parfois perçues comme peu précises, et la pertinence des réglementations est parfois contestée par les AMP. « *On aimerait être écouté en amont plutôt qu'en aval, mais c'est là qu'on intervient, quand la mesure est calée, juste avant son application, on fait remonter nos données et on remet tout en cause.* » #2 Ainsi, les agents d'AMP en-

dossent une responsabilité quant à la connaissance fine de leur territoire, ce qui se traduit par une certaine exigence au niveau de l'expertise écologique à produire. L'expertise écologique est une garantie de crédibilité pour les AMP et les agents, tant auprès des acteurs locaux que vis-à-vis des services de l'état. Connaître les enjeux écologiques du territoire permet de légitimer l'existence de l'AMP dans le jeu des acteurs de la biodiversité.

3.2 Des AMP aux moyens limités

Bien que toutes les AMP soient touchées par cet impératif de production d'expertise écologique, les établissements publics d'état comme les Parcs Naturels Marins et Parcs Nationaux sont impactés différemment des AMP gérées par des collectivités locales. En effet, dans les AMP au fonctionnement cadré par le ministère, le tableau de bord récapitulatif de l'ensemble des indicateurs écologiques à remplir est assez rigide, et les missions de suivis écologiques prennent une place prédominante dans l'emploi du temps des agents par rapport à la surveillance. « Normalement, c'est 80% de connaissance, et 20% de police. » rapporte un agent du Parc Naturel Marin du Golfe du Lion. Tandis que les AMP gérées à plus petite échelle (e.g. Parc Naturel Régional, Syndicat Mixte de la Côte Bleue) bénéficient d'une marge de manœuvre plus importante dans la définition de leurs objectifs de suivi et dans l'organisation de leurs missions. Les équipes sont plus petites et pour ces agents, la surveillance peut prendre une place plus importante, bien que n'étant pas assermentés pour la verbalisation. Néanmoins, on observe des tendances globales de sous-dimensionnement des budgets dans les AMP. La principale difficulté porte sur des moyens humains insuffisants alors que les besoins matériels sont assez souvent satisfaits à de rares exceptions. « On est bien. Niveau investissement c'est pas open bar mais presque, on a du bon matériel. C'est plutôt les effectifs où c'est pas suffisant. » #10. Les agents pointent du doigt la dissociation entre les objectifs affichés et la baisse des recrutements. « Peut-être qu'on a voulu faire les choses trop en grand. Mais on est de moins en moins nombreux aussi » #19.

Produire une expertise écologique complète et de qualité implique une charge importante en termes de quantité de données à collecter pour l'AMP. Dans des conditions de manque de moyens humains, la réalisation de l'ensemble des protocoles de suivis écologiques est compliquée. Un agent témoigne du sous-dimensionnement des budgets par rapport aux objectifs fixés lors de la création de l'AMP :

« Le souci c'est qu'on n'est pas dimensionné pour. Quand le statut de PNM, qui est récent, s'est fait en 2011, les conditions budgétaires étaient différentes, il y avait de l'argent. On vendait des Parcs à 30-40 personnes. Donc effectivement 30-40 personnes avec du budget, on pouvait envisager plein de choses sauf que la réalité aujourd'hui, c'est qu'un parc, quand il

y a 10 personnes c'est bien. Et les budgets, on voit partout qu'ils diminuent. Le PNM d'Iroise faisait plein de suivis parce qu'ils étaient engagés dans plein de démarches à la belle époque et il y a plein de suivis qu'ils ont stoppés. Parce qu'il n'y a plus les budgets et plus de moyens humains » #6

La surévaluation du nombre de suivis écologiques à réaliser par rapport aux capacités de l'AMP a des implications scientifiques sur la qualité des données produites et des implications humaines pour les travailleurs des AMP.

3.3 La course à l'expertise affecte la qualité des données écologiques collectées

Le sous-dimensionnement des effectifs par rapport aux objectifs de suivis écologiques nécessite une adaptation de la part des agents d'AMP. Lorsque la planification de tous les protocoles est compliquée, les agents sont parfois conduits à devoir choisir entre plusieurs suivis écologiques :

« En période de forte fréquentation c'est trop dur. Ça peut donner lieu au fait qu'en été on a du mal à assurer les suivis. Alors que c'est une période cruciale pour la Méditerranée occidentale » #19

La communication entre les agents à l'intérieur des AMP peut souffrir de cette charge de travail trop importante, ce qui détériore la qualité des suivis effectués. Les agents qui planifient et analysent les suivis n'ont pas forcément le temps de s'assurer du bon déroulement de la collecte des données par les agents de terrain :

« Les chargés de mission n'ont pas assez de temps pour sortir. Donc il y a des protocoles où on se rend compte qu'il y a un décalage entre la prise de donnée sur le terrain et le traitement ensuite » #10

Par ailleurs, le temps nécessaire à la définition des protocoles peut manquer : « On a identifié les indicateurs mais on n'a pas réfléchi au protocole. Et ça on a pas le temps de le faire. » #6. Le manque de moyens affecte aussi d'autres missions de l'AMP. Comme en a témoigné un agent, les récents Parcs Naturels Marins sont des AMP très étendues en mer et la présence des agents au large est quasiment inexistante car les moyens humains et nautiques ne sont pas disponibles pour aller travailler dans ces zones pélagiques. Malgré leur labélisation d'AMP, ces zones très étendues ne sont pas surveillées, pas réglementées, et peu étudiées.

3.4 La course à l'expertise affecte les conditions de travail

Les conditions de travail dans les AMP sont aussi touchées par le sous-dimensionnement des moyens humains. Les exigences importantes en termes de protocoles de suivis et de surveillance de police entraînent les agents à être souvent mobilisés sur le terrain tout

en étant dépendants des conditions météorologiques en mer. Plusieurs agents s'inquiètent de leur rythme de travail qu'ils estiment difficilement soutenable. Ainsi, certains déplorent ce travail « à flux tendu » difficile à concilier avec leur vie personnelle (e.g. travail le weekend, dépendance vis-à-vis des conditions météo). D'autre part, un agent a fait part de sa crainte d'accident de travail au vu du rythme intense des sorties à effectuer. Malgré des conditions de travail de plus en plus compliquées, les agents font état d'un attachement important à leur profession dont ils parlent pour certains comme d'une « passion » :

« Je l'ai déjà dit, on est pointé comme très performant mais au détriment des conditions du personnel. Après je m'en contente et je continuerai mais on est parmi les plus mal lotis. » #2

L'attachement au travail de terrain est souligné. Cependant, le fonctionnement en sous effectifs éloigne certains agents du travail de terrain vers des tâches plus administratives : « On était beaucoup sur le terrain avant. Et même pour nous, être des rats de bureau c'est pas... » #13. De plus, certains agents craignent que la montée en technique des protocoles diminue leur travail de terrain « Un souhait pour le futur ? De pouvoir continuer à plonger, de ne pas être remplacé par des robots » #3. Globalement, la dégradation des conditions de travail n'est pas sujette à revendication en interne dans l'AMP et les ambiances de travail sont plutôt bonnes pour les agents interviewés. Le problème est perçu comme étant structurel et affectant l'ensemble des politiques de la biodiversité : « Il n'y a pas de conflit personnellement en interne car tout le monde est conscient du manque de moyen, ce n'est pas la direction qui ne joue pas le jeu » #2. Ces problèmes structurels de financement font peser des risques sur les missions des agents et leurs conditions de travail.

Par ailleurs, le sous-dimensionnement des AMP pourrait affecter la qualité de la protection du milieu marin : « [Une AMP c'est] une équipe et des moyens. S'il n'y a pas ça, ça marche moins bien, c'est des paper park. » #3. La référence aux « paper park » cible des aires protégées purement administratives où les moyens alloués insuffisants ne permettent pas de remplir efficacement les missions de protection de la biodiversité (Rife et al., 2013). Dans certaines AMP, les contraintes budgétaires ont contraint à réduire voire arrêter le recrutement d'emplois pérennes et pousse les structures à s'orienter vers des procédures de Volontariat Service Civique (VSC) permettant d'embaucher des personnels qualifiés à moindre coût et dans des conditions avantageuses du fait de la souplesse du contrat. Très récemment, pour pallier à l'insuffisance de moyens humains, d'autres recrutements à durée déterminée passent par des appels à projet (e.g. financement de contrat avec des ONG), y compris dans des AMP où la grande majorité des postes permanents sont des fonctionnaires d'état. Les AMP gérées par les collectivités ne bénéficient pas d'un financement récurrent suffisant pour assurer leur fonc-

tionnement. Afin de « boucler le budget », les candidatures aux appels à projet font partie du quotidien des agents pour répondre à la précarité des financements.

3.5 L'expertise écologique se heurte à l'impératif délibératif

Malgré la pression à disposer d'une expertise écologique, des agents soulignent que les décisions de réglementation sont peu motivées par les données écologiques et plutôt par des considérations politiques. Sur certains sujets comme les mammifères marins, ils soulignent l'impossibilité de mettre en place des mesures de protection car il s'agit d'espèces mobiles sur lesquelles aucune réglementation n'a d'effet, et remettent en cause la collecte des données :

« Oui il ne faut pas remettre en question l'aspect connaissance mais aujourd'hui j'ai l'impression qu'on ne connaît jamais assez... on fait des grands programmes de suivi, des stratégies de suivi mais on n'a toujours pas de levier d'action. » #1

Plus largement, les AMP ne garantiraient pas d'une protection efficace :

« Nous on est un parc marin alors oui on fait des suivis, mais pour l'instant il n'y a rien de plus protégé que Calvi où il n'y a pas de parc marin. Alors les mesures de protection forte c'est bien, il en faut. Mais il en faudrait un peu plus dans les AMP. » #10

Les agents pointent du doigt le manque de volonté politique pour mettre en place des mesures de protection et la faible importance des connaissances acquises à partir des protocoles de suivis écologiques :

« Pour les oursins, on maintient l'arrêté. Mais vu le rapport oursin, c'est pas l'argument massue pour maintenir l'arrêté. C'est juste que personne n'a demandé de lever l'arrêté. » #8

« Il n'y a pas assez de réglementations ou préconisations issues de ces suivis. A première vue c'est évident. Ça manque de suites. » #7.

Plus gravement, certaines AMP comme les zones Natura 2000 ne sont tout simplement pas financées :

« Le milieu marin n'est pas financé pour Natura 2000. Mais c'est complètement aberrant parce que l'OFB est censé s'occuper des sites mais il ne peut pas non plus parce qu'une personne doit gérer 4 ou 5 sites. » #17

Conscients de l'insuffisance des expertises écologiques pour mettre en place des mesures de gestion, les agents soulignent que les responsabilités de l'AMP s'étendent au-delà du domaine scientifique pour inclure un rôle délibératif. Les agents mettent en avant leurs relations de confiance avec les usagers de la mer pour inciter à des changements de pratiques :

« [On est] dans l'incitation à améliorer les pratiques. Les suivis vont abonder une base de données qu'on présente aux acteurs sociopro concernés et au conseil de gestion en essayant de les inciter à changer les pratiques. En imaginant avec les données une autre façon de faire pour que ce soit un win-win. » #7

Malgré les nombreux protocoles de suivis écologiques qui mettent sous pression le fonctionnement des AMP, la pièce centrale des politiques de gestion du milieu marin réside dans le jeu d'acteurs au sein duquel les AMP et leurs agents avancent leur expertise écologique pour tenir leur place.

4 Discussion

Notre étude fournit la première enquête qualitative réalisée auprès des professionnels de la biodiversité marine et prolonge les travaux menés en milieu terrestre (Arpin et al., 2015; Arpin, 2020; Jailloux, 2010). Leurs récits dressent un panorama des conditions de terrain dans les AMP, et établit un lien avec les politiques nationales de la protection du milieu marin et leur financement. Cette recherche contribue aussi aux travaux en sociologie de l'expertise et illustre les conséquences et les contradictions liées aux exigences à la production d'expertise écologique qui traverse les acteurs de la biodiversité. Plus largement, les implications soulevées ici sont susceptibles de se retrouver dans de nombreuses institutions de gestion de la biodiversité, associations, et ONG.

4.1 L'impératif de l'expertise écologique et ses implications

Le paysage institutionnel de la protection du milieu marin ne fait pas exception au « marché de l'expertise » sur lequel les professionnels de la biodiversité sont appelés à se positionner pour revendiquer une légitimité politique (Granjou, 2013). La légitimité et l'acceptation des AMP aux yeux des acteurs locaux passe notamment par une connaissance fine des territoires et une expertise écologique poussée. L'implantation durable d'un outil de gestion sur un territoire est étroitement liée à l'acceptation et l'engagement par les parties prenantes (Danielsen et al., 2005; Garcia & Lescuyer, 2008). Les connaissances écologiques acquises permettent d'engager un dialogue avec les populations locales qui sont intéressées par les informations fines dont dispose l'AMP. Alors que les premières motivations pour la détention de l'expertise écologique sont d'ordre opérationnelles (e.g. renseigner les indicateurs du plan de gestion de l'AMP), les agents d'AMP valorisent aussi leurs savoirs écologiques dans le cadre informel, notamment en facilitant le dialogue avec les acteurs extérieurs à l'AMP. La coopération entre les gestionnaires et les acteurs locaux a été identifiée comme un des principaux facteurs bénéfiques au fonction-

nement des AMP (Giakoumi et al., 2018). On note à ce sujet, dans l'organigramme des AMP, des services s'éloignant de la simple expertise écologique et destinés au développement du patrimoine culturel, ou à l'accompagnement des activités économiques (Mazurek et al., 2019). L'expertise écologique contribue ainsi à l'acceptation de l'AMP qui obtient ainsi de la crédibilité aux yeux des partenaires locaux. De par cette inscription dans le monde socio-économique local, les AMP construisent leurs actions et leurs missions en accord avec les enjeux du territoire.

Parallèlement, la revendication d'une « expertise de proximité » se construit parfois en complément des décisions de réglementation nationales jugées avec défiance car elles éloignent les décisions du lieu de collecte des données (Arpin, 2020). Cette conception de l'expertise fait écho aux tiraillements dans lequel se trouve le monde des associations naturalistes entre une logique de proximité territoriale et sociale avec les données, et une logique de professionnalisation et de normalisation à grande échelle via les bases de données centralisées du Muséum National d'Histoire Naturelle (Alphandéry & Fortier, 2015). Les AMP s'engagent dans la production d'une expertise écologique poussée sur leur territoire pour assumer une responsabilité comme acteur légitime de la biodiversité locale. Notre étude semble renforcer l'idée selon laquelle les programmes de suivis structurent les actions des aires protégées en engageant les ressources financières, logistiques, et les moyens humains (Vimal et al., 2018). Disposer d'expertise écologique a aussi une utilité symbolique en contribuant à la matérialisation des actions de l'AMP. Au lieu de tenir un rôle important dans la prise de décision, les dimensions humaines de l'expertise écologique semblent prédominantes en renforçant les relations liant l'AMP et ses agents aux acteurs du territoire (Vimal et al., 2018).

Cependant, les besoins des AMP à produire une expertise écologique ambitieuse se heurte aux contraintes budgétaires. Largement répandu parmi les institutions de protection de la biodiversité, le sous-financement induit des dysfonctionnements scientifiques et opérationnels dans les aires protégées (Balmford & Whitten, 2003; Coad et al., 2019). Les AMP de Méditerranée française étudiées n'échappent pas à ce schéma et souffrent aussi de moyens humains limités au regard des objectifs affichés. Lorsque l'ensemble des programmes de suivis écologiques ne peuvent pas tous être menés dans des conditions satisfaisantes, les agents des AMP ne sont pas aveugles aux difficultés qu'ils rencontrent et tentent d'améliorer les conditions de travail et de production des informations écologiques. Ce sous-financement peut pousser les personnels à hiérarchiser les missions de l'aire protégée pour se concentrer sur les actions les plus prioritaires (Gardner et al., 2008), ou à collecter des informations de moindre qualité « *data rich but information poor* » (Gardner et al., 2008; Vimal et al., 2018). S'ensuit potentiellement une dégradation de la

qualité des expertises produites, et donc *in fine* des informations nécessaires à la protection de la biodiversité. Alors qu'un des objectifs des suivis écologiques consiste à réduire l'incertitude concernant les décisions à prendre en matière de protection de la biodiversité (Callon et al., 2001), le sous-financement des AMP contribue à augmenter cette incertitude en limitant les quantités et la qualité des informations disponibles. Par conséquent, la dégradation des conditions de réalisation des suivis écologiques a des implications délétères sur l'efficacité de la protection de la biodiversité (Coad et al., 2019).

Parallèlement au risque concernant la dégradation de l'information écologique, les conditions de travail des agents sont parfois mises à mal par ce sous-financement des AMP. La plupart des agents des AMP font, toutefois, état d'une importante motivation à effectuer leur métier, qui pour la plupart est vu comme une « passion », comme pour l'ensemble des professionnels de la biodiversité (Granjou, 2013). Différentes dimensions psychologiques du rapport au travail sont engagées par les agents AMP. Travailler dans une AMP mobilise des savoirs techniques dans la mise en place des protocoles de suivis, des savoirs relationnels lors des échanges avec les acteurs locaux ou lors des missions de police pour certains agents, mais implique aussi l'identité des agents et la vision qu'ils ont de la pertinence de leur travail (Dejours, 2009). Le rapport subjectif des agents des AMP à leurs missions est perturbé par les conditions de sous-financement des AMP. Le « monde social » qui comprend les relations interpersonnelles est dégradé par la surcharge de travail mais dans une plus grande mesure c'est le « monde subjectif » qui est affecté (Fiorelli et al., 2012). En effet, les agents d'AMP engagent leur personnalité et leurs convictions dans un rapport parfois passionnel avec leur travail. Disposer d'une expertise écologique de qualité est valorisant pour l'agent et constitue une reconnaissance symbolique de l'accomplissement de son travail. Cette rationalité subjective peut-être affectée lorsque les connaissances écologiques produites ne sont plus de qualité satisfaisante ou perdent de leur utilité. Ainsi, alors que les agents investissent fortement leur personnalité dans la collecte des données écologiques, le fonctionnement en sous-effectif pourrait nuire à la rétribution symbolique des agents pour leur travail au sein de l'AMP. Néanmoins, comme sur le terrestre, les travailleurs enquêtés ici mettent en avant que leurs missions contribuent à la valorisation d'un bien commun qui est la nature, ou la biodiversité qu'ils protègent (Granjou, 2013). La reconnaissance symbolique et personnelle que les agents d'AMP tirent de leurs missions reste importante malgré la pression. L'attachement des agents à leurs rôles de protection de la biodiversité compense les conditions de travail parfois éprouvantes.

De plus, la montée en technicité des suivis écologiques, le recours croissant aux prestataires extérieurs, et les moyens humains sous dimensionnés font craindre un enfermement dans les bureaux pour certains agents

qui soulignent leur attachement au travail de terrain, comme l'a aussi montré Céline Granjou (Granjou, 2013). La montée en technicité a transformé le rapport des agents à la nature ; certaines rationalités esthétiques, physiques, ont été évacuées. La modernisation de la profession a accéléré la mise en place de rationalités opérationnelles et techniques, notamment liées à la production de données (Granjou, 2013). D'une part, des protocoles répétitifs et standardisés sont parfois difficiles à accepter pour des agents qui ne sentent pas leurs savoirs et leur expertise personnelle valorisés par ces pratiques. D'autre part, certains agents sont enthousiastes quant à la perspective d'utiliser des technologies de pointe, ou quant à l'implémentation de protocoles rigoureux perçus comme robuste et informatif. On retrouve largement des sentiments semblables de perte de sens dans la sphère du travail en général (Dejours, 2009). Il semble toutefois intéressant de noter l'influence de cette tendance à même d'inquiéter des agents AMP aux vocations passionnelles forte vis-à-vis de leur métier.

Nationalement, les politiques de la protection de la biodiversité répondent aux mêmes conditions de financement et d'organisation que les AMP. Les agents des AMP « d'état » (e.g. Parc Naturel Marin, Parc National) appartiennent au même corps de fonctionnaires et naviguent entre les différentes structures au fil des mutations. Les conditions financières sont centralisées par le Ministère de l'Écologie et sont répercutées à l'identique sur l'ensemble des travailleurs de la biodiversité en France. Le sous-financement des politiques de la biodiversité induit un double risque dans les aires protégées lorsque les objectifs affichés en termes d'expertise écologique deviennent difficilement réalisables. Le manque de moyens humains fait craindre un risque, d'une part pour la qualité et la quantité des expertises écologiques produites, et d'autre part pour la qualité des conditions de travail des agents.

En 2013, Céline Granjou souligne que les tendances à la diminution des budgets ne sont pas propres aux AMP mais pèsent sur l'ensemble des acteurs de la biodiversité. Au niveau national, le désinvestissement touche une grande partie des institutions publiques (Frajerman, 2019; Simonet, 2021). La diminution voire l'arrêt du recrutement de fonctionnaires à la faveur de la contractualisation des agents, la place grandissante du fonctionnement par appel à projets, et la rationalisation des choix budgétaires illustrent l'incorporation des stratégies du *new public management* aux politiques publiques, y compris à celles de la protection de la biodiversité (Merrien, 2002; Pesqueux, 2020).

4.2 L'expertise écologique insuffisante face aux verrous des politiques de la biodiversité

La construction d'une expertise écologique constituerait un préalable indispensable à la prise de

décision environnementale (Alphandéry & Fortier, 2015; Mathevet & Mauchamp, 2005). Cependant, les agents d'AMP reconnaissent l'insuffisance des connaissances écologiques lors de la mise en place des politiques environnementales. Les mesures de protection du milieu marin ne s'établissent pas indiscutablement en fonction des données écologiques. L'« *evidence-based conservation* » (Sutherland et al., 2004) se heurte à la réalité du terrain et au contexte sociologique local (Mathevet & Mauchamp, 2005). Les mécanismes sociologiques à l'œuvre et les intérêts socio-économiques sont jugés comme déterminants dans la mise en place des décisions, d'après les agents d'AMP et comme souligné par Vimal & Mathevet (2011). Pour avoir une place dans la prise de décision politique, les aires protégées font valoir leur expertise écologique fine du territoire et revendiquent des compétences dans la conduite des processus délibératifs (Granjou et al., 2010; Mazurek et al., 2019). Ainsi, les AMP se positionneraient sur l'échiquier politique avec plusieurs types d'expertise. Non seulement les AMP produisent une expertise scientifique et des savoirs techniques (*contributory expertise*, Carolan (2006)), mais elles savent aussi faire dialoguer les savoirs scientifiques et techniques avec d'autres types d'acteurs. On parle alors d'expertise interactionnelle (*interactional expertise*, Carolan (2006); Stem et al. (2005)). La connaissance écologique n'est plus seulement une information indiscutable mais un savoir indissociable d'un contexte social, politique et culturel qu'il s'agit de faire dialoguer et de mobiliser pertinemment sur l'échiquier des politiques de gestion de la biodiversité (Alphandéry & Fortier, 2015).

D'aucuns pourraient entrevoir un paradoxe entre des objectifs d'expertise écologique surdimensionnés et des politiques environnementales finalement peu impactées par ces résultats écologiques. Dans un contexte au financement limité, la sur-importance allouée aux suivis écologiques pourrait se faire au détriment d'autres actions tels que la surveillance ou la sensibilisation, comme illustré dans d'autres aires protégées (Gardner et al., 2008; Mueller-Hirth, 2012). Au-delà de la faible contribution de l'expertise écologique à la prise de décision, les agents d'AMP pointent du doigt la lenteur de la mise en place des réglementations de protection de la biodiversité, rejoignant la littérature sur les « *paper parks* » Magris & Pressey (2018). Cependant, malgré les critiques formulées à son encontre, la dénomination d'AMP reste en vigueur. La surface couverte par les AMP est la métrique utilisée et valorisée dans les feuilles de route politiques (Costello & Ballantine, 2015; Maxwell et al., 2020), et les objectifs internationaux dictés par la Convention sur la Diversité Biologique fixaient un objectif de 10% de protection du milieu marin à l'horizon 2020. Afin de respecter ces engagements, de nombreuses AMP ont vu le jour mais ne sont pas accompagnés de moyens effectifs de protection (Amengual & Alvarez-Berastegui, 2018). C'est le cas de certaines AMP de Méditerranée française qui, étant

très étalées, permettraient de satisfaire des objectifs de visibilité et de surface sans pour autant s'engager dans la mise en place de mesures de protection concrètes et contraignantes, comme en a témoigné un agent à propos des zones Natura 2000 non financées.

Au-delà de notre cas d'étude, les tendances de sous-financement alloués à la protection de la biodiversité sont internationales (Coad et al., 2019). Les états occidentaux, notamment l'Union Européenne, mobilisent une série de stratégies visant à aligner les politiques de la conservation dans un cadre typiquement néolibéral de réduction des coûts et de désinvestissement public (Apostolopoulou et al., 2014). On observe, entre autres, le désinvestissement de l'état des opérations de gestion et de protection de la nature (parfois au profit d'organisations non-gouvernementales), la reterritorialisation des politiques de conservation, l'augmentation des partenariats publics-privé de gestion de la biodiversité, accompagné par une rhétorique des approches délibératives et consensuelles (Igoe & Brockington, 2007 ; Apostolopoulou et al., 2014). Au sein des politiques de la biodiversité marine en France, nous avons pu relever plusieurs de ces dynamiques. Les Parcs Naturels Marins, les outils de gestion les plus récemment créés, illustrent la décentralisation des politiques de la protection de la biodiversité en donnant le pouvoir décisionnel à un conseil de gestion au fonctionnement délibératif, avec les limites associées en termes d'efficacité de la protection (Mazurek et al., 2019). Etudier les pratiques des gestionnaires d'espaces protégés permet de mettre en lumière la manière dont les actions de gestion de la biodiversité prennent place dans le contexte socio-économique propre au modèle néolibéral dominant aujourd'hui et sert à en exposer les contradictions (Apostolopoulou et al., 2014).

References

- Agardy, T. (1994). Advances in marine conservation: The role of marine protected areas. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(7), 267–270. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90297-6](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90297-6)
- Alphandéry, P., & Fortier, A. (2015). Les données naturalistes à l'épreuve de la transparence. *Etudes Rurales*, 19. <https://doi.org/10.4000/etudesrurales.10291>
- Amengual, J., & Alvarez-Berastegui, D. (2018). A critical evaluation of the Aichi Biodiversity Target 11 and the Mediterranean MPA network, two years ahead of its deadline. *Biological Conservation*, 225, 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.032>
- ANDROMEDE. (2020). *Surveillance biologique de la région Corse - Analyse des données 2020 - TEMPO, réseau de suivi des herbiers à Posidonie* (p. 210).
- Apostolopoulou, E., Bormpoudakis, D., Paloniemi, R., Cent, J., Grodzińska-Jurczak, M., Pietrzyk-Kaszyńska, A., & Pantis, J. D. (2014). Governance rescaling and the neoliberalization of nature: The case of biodiversity conservation in four

- EU countries. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 21(6), 481–494. <https://doi.org/10.1080/13504509.2014.979904>
- Arpin, I. (2020). Les producteurs professionnels de données sur la biodiversité face aux « big data » en écologie. *Natures Sciences Sociétés*. <https://doi.org/10.1051/nss/2020020>
- Arpin, I., Charvolin, F., & Fortier, A. (2015). *Les inventaires naturalistes : Des pratiques aux modes de gouvernement*. 17.
- Balmford, A., & Whitten, T. (2003). *Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met?* 13.
- Baudrier, J., Lefebvre, A., Galgani, F., Saraux, C., & Doray, M. (2018). Optimising French fisheries surveys for marine strategy framework directive integrated ecosystem monitoring. *Marine Policy*, 94, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.04.024>
- Blandin, P. (2009). In *Librairie Quae*. <https://www.quae.com/produit/1559/9782759229864/de-la-protection-de-la-nature-au-pilotage-de-la-biodiversite>
- Callon, M., Lascoumes, P., & Barthe, Y. (2001). *Agir dans un monde incertain: Essai sur la démocratie technique*. Seuil.
- Carolan, M. S. (2006). Science, Expertise, and the Democratization of the Decision-Making Process. *Society & Natural Resources*, 19(7), 661–668. <https://doi.org/10.1080/08941920600742443>
- Coad, L., Watson, J. E., Geldmann, J., Burgess, N. D., Leverington, F., Hockings, M., Knights, K., & Di Marco, M. (2019). Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 259–264. <https://doi.org/10.1002/fee.2042>
- Costello, M. J., & Ballantine, B. (2015). Biodiversity conservation should focus on no-take Marine Reserves. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(9), 507–509. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.011>
- Danielsen, F., Jensen, A. E., Alviola, P. A., Balet, D. S., Mendoza, M., Tagtag, A., Custodio, C., & Enghoff, M. (2005). Does Monitoring Matter? A Quantitative Assessment of Management Decisions from Locally-based Monitoring of Protected Areas. *Biodiversity and Conservation*, 14(11), 2633–2652. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-8392-z>
- Dejours, C. (2009). Insatisfaction au travail et souffrance mentale. *Problèmes Politiques Et Sociaux*, 965, 35.
- Dunham, A., Dunham, J. S., Rubidge, E., Iacarella, J. C., & Metaxas, A. (2020). Contextualizing ecological performance: Rethinking monitoring in marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(10), 2004–2011. <https://doi.org/10.1002/aqc.3381>
- Fiorelli, C., Mouret, S., & Porcher, J. (2012). Les rationalités du travail avec les animaux d'élevage : Produire, vivre ensemble et se construire. *INRAE Productions Animales*, 25(2), 181–192. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2012.25.2.3207>
- Frajerman, L. (2019). Manager les professeurs ? Les relations hiérarchiques dans l'établissement en France à l'heure du Nouveau management public. *Education Et Societes*, n° 43(1), 57–75. <https://www.cairn.info/revue-education-et-societes-2019-1-page-57.htm>
- Garcia, C. A., & Lescuyer, G. (2008). Monitoring, indicators and community based forest management in the tropics: Pretexts or red herrings? *Biodiversity and Conservation*, 17(6), 1303–1317. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9347-y>
- Gardner, T. A., Barlow, J., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M. S., Leite, R. N., Lo-Man-Hung, N. F., Malcolm, J. R., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda-Santos, R., Overal, W. L., Parry, L., ... Peres, C. A. (2008). The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests: Cost-effectiveness of biodiversity surveys. *Ecology Letters*, 11(2), 139–150. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x>
- Giakoumi, S., McGowan, J., Mills, M., Beger, M., Bustamante, R. H., Charles, A., Christie, P., Fox, M., Garcia-Borboroglu, P., Gelcich, S., Guidetti, P., Mackelworth, P., Maina, J. M., McCook, L., Micheli, F., Morgan, L. E., Mumby, P. J., Reyes, L. M., White, A., ... Possingham, H. P. (2018). Revisiting “Success” and “Failure” of Marine Protected Areas: A Conservation Scientist Perspective. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00223>
- Godet, L., & Devictor, V. (2018). What Conservation Does. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(10), 720–730. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.07.004>
- Granjou, C. (2013). *Micropolitiques de la biodiversité: Experts et professionnels de la nature*. Peter Lang AG.
- Granjou, C., Mauz, I., & Cosson, A. (2010). Le recours aux savoirs dans l'action publique environnementale : Un foisonnement expérimental. *Sciences De La Société*, 79, 115–129. <https://doi.org/10.4000/sds.2799>
- Igoe, J., & Brockington, D. (2007). *Neoliberal Conservation: A Brief Introduction*. 18.
- Jailloux, M. A. (2010). *Les suivis dans les parcs nationaux français, une contribution originale pour l'évaluation de la biodiversité ?* 58.
- Kati, V., Hovardas, T., Dieterich, M., Ibisch, P. L., Mihok, B., & Selva, N. (2015). The challenge of implementing the European network of protected areas Natura 2000: Implementing Natura 2000. *Conservation Biology*, 29(1), 260–270. <https://doi.org/10.1111/cobi.12366>
- La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DC-SMM)*. (2008). <http://www.dcsmm-d4.fr/la-directive-cadre-strategie-pour-le-milieu-marin-dcsmm>
- Lambert, C., Authier, M., Dorémus, G., Laran, S., Panigada, S., Spitz, J., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2020). Setting the scene for Mediterranean litterscape management: The first basin-scale quantification and mapping of floating marine debris. *Environmental Pollution*, 263, 114430. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114430>
- Laran, S., Pettex, E., Authier, M., Blanck, A., David, L.,

- Dorémus, G., Falchetto, H., Monestiez, P., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2017). 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. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.12.011>
- Magris, R. A., & Pressey, R. L. (2018). Marine protected areas: Just for show? *Science*, *360*(6390), 723–724. <https://doi.org/10.1126/science.aat6215>
- Martin, J., Runge, M. C., Nichols, J. D., Lubow, B. C., & Kendall, W. L. (2009). Structured decision making as a conceptual framework to identify thresholds for conservation and management. *Ecological Applications*, *19*(5), 1079–1090.
- Mathevet, R., & Mauchamp, A. (2005). Evidence-based conservation: Dealing with social issues. *Trends in Ecology & Evolution*, *20*(8), 422–423. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.012>
- Mauz, I., & Granjou, C. (2010). La construction de la biodiversité comme problème politique et scientifique, premiers résultats d'une enquête en cours. *Sciences Eaux & Territoires, Numéro 3*(3), 10. <https://doi.org/10.3917/set.003.0010>
- Maxwell, S. L., Cazalis, V., Dudley, N., Hoffmann, M., Rodrigues, A. S. L., Stolton, S., Visconti, P., Woodley, S., Kingston, N., Lewis, E., Maron, M., Strassburg, B. B. N., Wenger, A., Jonas, H. D., Venter, O., & Watson, J. E. M. (2020). Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature*, *586*(7828), 217–227. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z>
- Mazurek, H., Arreghini, L., Cochet, C., Daniel, J., Gros-Désormeaux, J.-R., & Pereira, D. (2019). La création du parc naturel marin de Martinique : Entre concertation et fragmentation. *Natures Sciences Sociétés*, *27*(3), 310–326. <https://doi.org/10.1051/nss/2019044>
- Merrien, F.-X. (2002). La Nouvelle Gestion publique : Un concept mythique. *Lien Social Et Politiques*, *41*, 95–103. <https://doi.org/10.7202/005189ar>
- Moussy, C., Burfield, I. J., Stephenson, P. J., Newton, A. F. E., Butchart, S. H. M., Sutherland, W. J., Gregory, R. D., McRae, L., Bubb, P., Roesler, I., Ursino, C., Wu, Y., Retief, E. F., Udin, J. S., Urazaliyev, R., Sánchez-Clavijo, L. M., Lartey, E., & Donald, P. F. (2021). A quantitative global review of species population monitoring. *Conservation Biology*, *cobi.13721*. <https://doi.org/10.1111/cobi.13721>
- Mueller-Hirth, N. (2012). If You Don't Count, You Don't Count: Monitoring and Evaluation in South African NGOs: Monitoring and Evaluation in South African NGOs. *Development and Change*, *43*(3), 649–670. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2012.01776.x>
- Nichols, & Williams. (2006). Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(12), 668–673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>
- Pesqueux, Y. (2020). *New Public Management (NPM) et Nouvelle Gestion Publique (NGP)*. [halshs-02506340](https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-02506340)
- Pettex, E., David, L., Authier, M., Blanck, A., Dorémus, G., Falchetto, H., Laran, S., Monestiez, P., Van Canneyt, O., Virgili, A., & Ridoux, V. (2017). Using large scale surveys to investigate seasonal variations in seabird distribution and abundance. Part I: The North Western Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, *141*, 74–85. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.11.008>
- Rife, A. N., Erisman, B., Sanchez, A., & Aburto-Oropeza, O. (2013). When good intentions are not enough: Insights on networks of paper park marine protected areas. *Conservation Letters*, *13*.
- Simonet, D. (2021). Centralization of health policy decisions, conversion to austerity, and public defiance in contemporary France. *Journal of Public Affairs*, *e2634*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/pa.2634>
- Stem, C., Margoluis, R., Salafsky, N., & Brown, M. (2005). Monitoring and Evaluation in Conservation: A Review of Trends and Approaches. *Conservation Biology*, *19*(2), 295–309. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00594.x>
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., & Knight, T. M. (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, *19*(6), 305–308. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018>
- Vimal, R., Gatiso, T., & Mathevet, R. (2018). Monitoring in Tropical National Parks: The Power of Knowledge. *Conservation and Society*, *16*(1), 76. https://doi.org/10.4103/cs.cs_17_12
- Vimal, R., & Mathevet, R. (2011). La carte et le territoire : Le réseau écologique à l'épreuve de l'assemblée cartographique. *Cybergeo*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.24841>

Section 5

Estimer la distribution du grand dauphin à partir de plusieurs jeux de données



Section 5

Article 2 : Utiliser des données de type single-visit dans des modèles intégrés d'occupancy pour tirer le meilleur parti des programmes de suivis écologiques existants

Résumé : Un défi majeur en écologie statistique consiste à produire des indicateurs écologiques fiables tout en intégrant différents jeux de données. Pour estimer la distribution des espèces, les modèles d'occupancy constituent un outil flexible qui peut s'étendre à l'analyse de plusieurs jeux de données obtenus à partir de différents protocoles de suivis. Cependant, la répétition des visites sur les sites d'échantillonnage est une condition préalable à l'utilisation des modèles d'occupancy classiques. Récemment, des modèles d'occupancy ont été développés pour analyser les données de détection/non-détection recueillies lors d'une seule visite, on parle de modèles d'occupancy de type single-visit. À ce jour, les modèles d'occupancy single-visit n'ont jamais été adaptés pour intégrer plusieurs jeux de données.

Ici, nous présentons une approche qui combine deux jeux de données single-visit dans un modèle d'occupancy intégré. Comme cas d'étude, nous estimons la distribution du grand dauphin (*Tursiops truncatus*) en Méditerranée française en combinant les données issues de 24 624 km de survols aérien avec les données provenant de 21 464 km de suivi en bateau. Nous avons comparé les résultats des modèles d'occupancy single-visit aux modèles d'occupancy classiques à visites répétées, y compris pour des modèles d'occupancy intégrés. Les modèles intégrés permettent une meilleure couverture d'échantillonnage de la population de grand dauphin, ce qui se traduit par une précision accrue des estimations d'occupancy par rapport aux modèles utilisant les jeux de données séparément. Dans l'ensemble, les modèles d'occupancy single-visit et à visites répétées produisent des inférences similaires sur la distribution des grands dauphins. Les modèles intégrés d'occupancy single-visit ouvrent des perspectives prometteuses pour l'utilisation des jeux de données écologiques dans les contextes de conservation où plusieurs protocoles de suivis écologiques coexistent.

Mots-clés : grand dauphin, modèles intégrés de distribution d'espèces, modèles d'occupancy, single-visit, suivis écologiques

Contribution : J'ai développé les modèles d'occupancy, et effectué les simulations présentées dans les annexes de l'article. J'ai extrait les variables environnementales et j'ai mis en forme les données de détection de grand dauphin et d'effort d'échantillonnage récupérées auprès d'Hélène Labach et de Matthieu Authier. Une fois les résultats obtenus, j'ai mené la rédaction et la publication l'article ci-après. Olivier Gimenez a supervisé l'ensemble des étapes.

Publication : L'article est aujourd'hui accepté dans la revue *Ecology*. Ce travail a donné lieu à une présentation lors de la *World Marine Mammals Conference* à Barcelone en 2019.

Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs

Valentin Lauret¹, Hélène Labach^{1,2}, Matthieu Authier^{3,4}, Olivier Gimenez¹

(1) CEFE, Université Montpellier, CNRS, EPHE, IRD, Université Paul Valéry Montpellier 3, Montpellier, France

(2) MIRACETI, Connaissance et conservation des cétacés, Place des traceurs de pierres, 13500 La Couronne, France

(3) ADERA, 162 avenue Albert Schweitzer, 33608 Pessac Cedex

(4) Observatoire PELAGIS, UMS 3462 CNRS-La Rochelle Université, 5 all e de l'Oc ean, 17000 La Rochelle

Abstract: A major challenge in statistical ecology consists of integrating knowledge from different datasets to produce robust ecological indicators. To estimate species distribution, occupancy models are a flexible framework that can accommodate several datasets obtained from different sampling methods. However, repeating visits at sampling sites is a prerequisite for using standard occupancy models. Occupancy models were recently developed to analyze detection/non-detection data collected during a single visit. To date, single-visit occupancy models have never been used to integrate several different datasets. Here, we showcase an approach that combines two datasets into an integrated single-visit occupancy model. As a case study, we estimated the distribution of common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) over the North-western Mediterranean Sea by combining 24,624 km of aerial surveys and 21,464 km of at-sea monitoring. We compared the outputs of single- vs. repeated-visit occupancy models into integrated occupancy models. Integrated models allowed a better sampling coverage of the targeted population, which provided a better precision for occupancy estimates than occupancy models using datasets in isolation. Overall, single- and repeated-visit integrated occupancy models produced similar inference about the distribution of bottlenose dolphins. We suggest that single-visit occupancy models open promising perspectives for the use of existing ecological datasets.

Keywords: Bottlenose dolphins, Ecological monitoring, Integrated species distribution models, Multi-method, Occupancy models, Single-visit

1 Introduction

In large-scale ecological analysis, several parallel monitoring programs are often carried out to collect ecological data (Zipkin & Saunders, 2018). Ecological monitoring programs are conducted by organizations operating across different time scales, geographic scales and funding initiatives (Lindenmayer & Likens, 2010). A major challenge is integrating knowledge from different monitoring programs to produce robust ecological indicators that may be used to inform decision-making (Fletcher et al., 2019; Zipkin et al., 2021). Recently, modeling tools have emerged to combine multiple data sources to estimate species distributions and Integrated models refer to the approaches that combine different data sources (Isaac et al., 2019; Miller et al., 2019). The main purpose of integrated models is to improve the accuracy of ecological indicators (Fletcher et al., 2019; Zipkin et al., 2019). Species distributed over large areas could particularly benefit from integrated models because they allow for a global coverage of species occurrence by combining different data sources collected at different spatial scales (Miller et al., 2019). To estimate species distribution in the face of uncertainties inherent to data collection, occupancy models are commonly used statistical tools (Mackenzie et al., 2002). Occupancy models have been developed to estimate species distribution while accounting for false negatives in the observation process (Mackenzie et al., 2002). Estimating oc-

cupancy when species detection is not perfect requires performing repeated visits to a set of sites to assess the detection probability (MacKenzie, 2006). However, repeating visits is sometimes unfeasible due to associated costs and logistical issues. In this context, two relevant developments of occupancy models have been recently proposed. First, integrated occupancy models combine data from different monitoring programs to improve the estimation of species distribution (Fletcher et al., 2019; Miller et al., 2019; Nichols et al., 2008). Second, Lele et al. (2012) used occupancy models to estimate species distribution and detectability while having only one visit at the sampling site, i.e. hereafter single-visit occupancy models. An increasing number of studies suggest that under certain conditions, single-visit models produce robust estimates of occupancy without repeating visits at the sampling sites (Lele et al., 2012; Peach et al., 2017; Sólymos & Lele, 2016). Besides, single-visit occupancy offers the possibility to work with existing datasets that did not carry out repeated visits, which is relevant to population biology and management. In this paper, we develop an integrated approach that combines two single-visit occupancy models and demonstrate that combining several datasets into integrated single-visit occupancy models leads to accurate ecological parameter estimation. We also investigate the performance of single-visit vs. repeated-visit occupancy models. As a case study, we focused on the distribution of Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the North-

Western Mediterranean Sea. We combined aerial surveys and at-sea monitoring into integrated occupancy models and we compared the outputs of integrated occupancy models to occupancy models using each dataset in isolation. Last, we discuss the advantages of integrated single-visit occupancy models to deal with existing ecological monitoring programs.

2 Methods

2.1 Model description

2.1.1 Latent ecological process

Occupancy models estimate spatial distribution while accounting for imperfect species detection (Mackenzie et al., 2002). The formulation of occupancy models as state-space models allows distinguishing the latent ecological state process (i.e. species present or absent at a grid-cell) from the detection process (Royle & Kéry, 2007). We denote z_i the latent occupancy of grid-cell i ($z = 1$, presence; $z = 0$, absence). We assume z_i is drawn from a Bernoulli distribution with ψ_i the probability that the species is present at grid-cell i :

$$z_i \sim \text{Bernoulli}(\psi_i)$$

We modelled ψ as a function of some environmental covariate on a logit scale, say *habitat*.

$$\text{logit}(\psi_i) = \beta_0 + \beta_1 \text{habitat}_i$$

where parameters β_0 , and β_1 are to be estimated.

2.1.2 Repeated-visit observation process

In standard occupancy designs, each grid-cell is visited J times to estimate the detection probability. We denote $y_{i,j}$ ($y_{i,j} = 0$, no detection; $y_{i,j} = 1$, detection) the observations corresponding to the data collected at grid-cell i during visit j ($j = 1, \dots, J$). Repeating visits at a grid-cell allows estimating species detectability, with $p_{i,j}$ being the probability of detecting the species at visit j given it is present at grid-cell i :

$$y_{i,j}|z_i \sim \text{Bernoulli}(z_i p_{i,j})$$

2.1.3 Single-visit observation process

The difference with repeated-visit occupancy models lies in the number of sampling occasions which is $J = 1$ in single-visit occupancy models. The j subscript is dropped and we denoted y_i the observation corresponding to the data collected at site i . Subsequently, p_i is the probability of detecting the species during the single visit given it is present at site i :

$$y_i|z_i \sim \text{Bernoulli}(z_i p_i)$$

. Single-visit occupancy models require certain conditions to be fulfilled for estimating detection probabilities reliably. First, different continuous covariates should be used to estimate detection and occupancy probabilities (Lele et al., 2012; Peach et al., 2017). Second, the number of detections may affect the estimation of occupancy in the case of rare or ubiquitous species (Peach et al., 2017). Third, the use of inappropriate link functions to model the detection process may lead to model misspecification and biased interpretation (e.g. log-link and scaled logit link function on detection, Knappe & Korner-Nievergelt (2015)). However, most often, the logit link function is used for detection, which makes the single-visit approach valid (Sólymos & Lele, 2016). Despite these concerns, simulation studies have showed that situations where single-visit occupancy models fail are rare (Peach et al., 2017; Sólymos & Lele, 2016) and, in practice, the conditions for a valid application of single-visit occupancy models are often fulfilled (Sólymos & Lele, 2016). We detailed the modeling assumptions of single-visit occupancy models in Appendix S4. Because the number of detections is an important condition to accurately estimate single-visit occupancy parameters (Peach et al., 2017), we expect that integrated approaches will be beneficial to single-visit occupancy modeling by increasing the number of detections (true occupancy) available.

2.1.4 Integrated occupancy models

We developed an integrated occupancy model using data from two independent monitoring programs, say A and B. The state process driving the latent occupancy state of site i , z_i , remains unchanged and is drawn from a Bernoulli distribution with probability ψ , which is modeled as a function of environmental covariates. The observation of the targeted species at site i during occasion j may take four values with $y_{i,j} = 0$ for no detection, $y_{i,j} = 1$ for detection in dataset A, $y_{i,j} = 2$ for detection in dataset B, and $y_{i,j} = 3$ for detection in both datasets A and B. For convenience, we drop the subscripts in the notation as the formulation of the integrated observation process is identical whether we consider single-visit occupancy (i.e. $J = 1$) or repeated-visit occupancy ($J > 1$). Assuming that detection methods are independent, the observation process can be written using detection probability by the monitoring program A (p_A) and detection probability by the monitoring program B (p_B):

$$y|z \sim \text{Multinomial}(1, z\pi)$$

with

$$\pi = [p_0, p_1, p_2, p_3] = [\text{pr}(y=0), \text{pr}(y=1), \text{pr}(y=2), \text{pr}(y=3)]$$

$$\pi = [1 - p_A - p_B + p_A p_B, p_A(1 - p_B), p_B(1 - p_A), p_A p_B]$$

We modeled monitoring-specific detection probabilities as functions of the sampling effort of each monitoring

program:

$$\text{logit}(p_A) = \alpha_{0A} + \alpha_{1A} \log(\text{Seff}A)$$

$$\text{logit}(p_B) = \alpha_{0B} + \alpha_{1B} \log(\text{Seff}B)$$

where the parameters α_{0A} , α_{1A} , α_{0B} , and α_{1B} are to be estimated. For example, if we assume that the detection history at site i is $y_i = 2, 0, 1, 2$ over $J = 4$ sampling occasions, i.e. the species was detected by monitoring program B only at sampling occasions $j = 1$ and $j = 4$, then went undetected at $j = 2$, and was detected by monitoring program A only at $j = 3$, then for single-visit integrated occupancy we consider $y_i = 3$ because both monitoring programs detected the species at site i . We ran a simulation study comparing the performance of single- vs. repeated-visit occupancy over different scenarios affecting occupancy, and detection probabilities (Appendix S1).

2.2 Bottlenose dolphins case study

We aimed at estimating bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) distribution in an area of 255,000 km² covering the North-Western Mediterranean. The protected status of this species within the French seas led to the development of specific programs to monitor Mediterranean bottlenose dolphins within the implementation of the European Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC; MSFD), which involve estimating common bottlenose dolphin distribution. We considered two large-scale monitoring programs about bottlenose dolphins. We divided the study area in 4,356 contiguous pixel/grid-cells creating a 5'x5' Mardsen grid (WGS 84) that we used for all the occupancy models we considered. We used data from at-sea surveys over 21,464 km of the French continental shelf (456 grid-cells sampled, 10.46% of the total number of grid-cells). Observers performed monitoring aboard small sailing and motor boats to locate and photo-identify bottlenose dolphins all year long between 2013 and 2015 (Labach et al., 2021). At-sea surveys detected 129 distinct bottlenose dolphin groups located in 89 different grid-cells. At-sea surveys did not include planned repeated visits, some grid-cells have been visited once, and others have been visited 50 times. Then, using repeated-visits occupancy models to analyze the at-sea monitoring data requires considering only the grid-cells sampled multiple times and hence to drop the data collected in grid-cells sampled only once. Single-visit models enable us to include all data, even data collected in grid-cells that were surveyed only once, which make at-sea a relevant candidate for single-visit model implementation. Besides, we considered data collected during aerial line-transects covering 24,624 km of the French Exclusive Economic Zone (EEZ), targeting marine megafauna, and following a distance sampling protocol. The survey sampled 1336 grid-cells (i.e. 30.67% of the total number of grid-cells). Aerial surveys produced 130 distinct bottlenose

dolphin detections located in 87 grid-cells. Sampling effort for aerial surveys was homogeneous over the study area with three or four replicates per line-transect between November 2011 and August 2012 (Laran et al., 2017). Because we used occupancy models, we only considered detection/no-detection data, which lead to a binary 0/1 dataset. Hence, multiple sightings detected in the same groups were coded as 1. Thus, we obtain the two aerial and at-sea detection/no-detection datasets that we analyzed with occupancy models. An important assumption of single-season occupancy models is that the latent ecological state of a grid-cell (the z_i 's) remains unchanged between the repeated visits (MacKenzie, 2006). When monitoring highly mobile species, such as cetaceans, the closure assumption is likely to be violated because individuals can move into and out of the sampling grid-cell. The size of the grid-cells is much lower than dolphins' range of activity. If individuals' movement in and out of the sampling units is random, then the occupancy estimator is unbiased (Kendall et al., 2013). However, it is unlikely the case for bottlenose dolphins because their use of space is driven by ecological and environmental factors, and occupied locations are used only temporarily by individuals (MacKenzie, 2006; Neilson et al., 2018). Closure assumption is crucial to the interpretation of occupancy model's parameters. In cases where this assumption is known to be violated, the parameter is usually interpreted as the probability that a location is used by the species as opposed to probability of species presence. In this situation, the occupancy estimator ψ_i represents the probability that grid-cell i is used by the target species (Kendall et al., 2013), being interpreted as space-use by bottlenose dolphins. Occupancy and space-use refer to distinct ecological concepts. Occupancy describes the species home range that can be defined as the geographic range of occurrence, while space-use refers to the usage made by individuals of the different components of the home range (e.g. feeding locations, migratory routes, Johnson (1980)). Then, both single-visit and repeated-visits occupancy models infer the probability that a particular grid-cell is used by the species. The detection probability now accounts for both the probability of detecting the species given that the species is available for sampling, and the probability that the species is using the grid-cell during the sampling, reflecting that the species might occupy the grid-cell but not during the sampling occasion (MacKenzie, 2006). As stated above, single-visit occupancy relaxed the closure assumption because the inference of the detection probability does not require site closure between the repeated visits. However, the interpretation of the occupancy parameter is always space-use in the case of our bottlenose dolphin case study because our data is collected during multiple years and dolphins are expected to move in and out the sampling unit area during the sampling period. Because at-sea and aerial surveys were performed during different years, we considered them as independent. In 2018, recent Mediterranean scale aerial monitoring program

sampled French Mediterranean following the same line-transect protocol as the aerial dataset we analyzed (AC-COBAMS Survey Initiative, Initiative (2018)). Preliminary and unpublished results from the 2018 program estimated similar common bottlenose dolphin distribution to that of 2011-2012. Then, we assumed that space-use remained unchanged during the monitoring period (i.e. 2011 to 2015). Besides, we neglected the seasonal variation in the bottlenose dolphin space-use in this case study. Concerning the ecological process, we used two environmental covariates to estimate the space-use of bottlenose dolphins: i) bathymetry, which is expected to have a positive effect on bottlenose dolphins' occurrence (Bearzi et al., 2009; Labach et al., 2021), and ii) sea surface temperature (SST, AQUA MODIS | NASA 2019, <https://neo.sci.gsfc.nasa.gov/>), which is locally related to dolphins' prey abundance and hence expected to affect local distribution of bottlenose dolphins (Bearzi et al., 2009). We extracted average SST between 2011 and 2015 value in each grid-cell, making SST a cell-specific covariate. Similarly, bathymetry had a single value per grid-cell. We checked for correlation between the two covariates and the Pearson coefficient was < 0.3 . Then, we modelled ψ as a function of bathymetry, SST, and the interaction between bathymetry and SST on a logit scale:

$$\text{logit}(\psi_i) = \beta_0 + \beta_1 \text{bathymetry}_i + \beta_2 \text{SST}_i + \beta_3 \text{bathymetry}_i \text{SST}_i$$

Regarding the observation process, we calculated the transect length (in km) prospected by each monitoring protocol within each grid-cell during a time period. Sampling effort was therefore a grid-cell-specific and time-specific covariate; $SeffA$ refers to the sampling effort of the aerial monitoring program while $SeffS$ refers to the sampling effort of the at-sea monitoring program. We modeled monitoring-specific detection probabilities as functions of the relevant sampling effort:

$$\text{logit}(p_a) = \alpha_0 + \alpha_1 \log(SeffA)$$

$$\text{logit}(p_s) = \alpha'_0 + \alpha'_1 \log(SeffS)$$

Regarding the repeated-visit occupancy models, we divided the detection/non-detection datasets into four sampling occasions ($J = 4$): winter (January, February, March), spring (April, May, June), summer (July, August, September), autumn (October, November, December). For the single-visit occupancy models, we considered the entire monitoring program in a single occasion. For example, let us assume that the detection history at site i is $y_i = 0, 1, 1, 0$ in repeated-visit occupancy, i.e. the species was detected at sampling occasions $j = 2$ and $j = 3$, and went undetected at $j = 1$, and $j = 4$, then for single-visit occupancy we have $y_i = 1$. In addition, the single-visit sampling effort in a grid-cell was equal to the sum of the sampling effort over the 4 sampling occasions of the repeated-visit occupancy model.

2.2.1 Performances of integrated models

To assess the added value of combining aerial and at-sea datasets into integrated single-visit occupancy models, we analyzed 3 datasets: i) the aerial dataset, ii) the at-sea dataset, and iii) the two datasets together into an integrated occupancy model. For each of these datasets, we applied repeated-visit and single-visit occupancy models. Besides the case study, we also carried out a simulation study to test for the performances of integrated occupancy models (Appendix S2). In Appendix S5, we go through a worked example of the likelihood functions for single-visit, repeated-visit, integrated repeated-visit, and integrated single-visit occupancy models. In Appendix S4, we listed the modeling assumptions required to run the different occupancy models.

2.2.2 Bayesian implementation

We ran all models with three Markov Chain Monte Carlo chains with 100,000 iterations each in JAGS called from R (R Development Core Team, 2021) using the r2jags package (Su & Yajima, 2015). We checked for convergence calculating the R-hat parameter (Gelman et al., 2013) and reported posterior means and 95% credible intervals (CI) for each regression coefficient of covariates affecting space-use probability (Fig. 1). Hereafter, we considered effect size of a covariate as the estimate of its regression coefficient. We discussed the effect of a covariate whenever the 95% CI of its associated parameter did not include 0. From covariates' effect size, we calculated the predicted space-use by bottlenose dolphins (i.e. ψ , Fig. 2). We reported maps of standard deviation of ψ (Fig. 2B). On the maps, we displayed mean and standard deviation of ψ for coastal and pelagic seas according to a 500m deep boundary that corresponds to the separation of continental shelf from the abysses. Data and codes are available on Data S1, and on GitHub at <https://github.com/valentinlauret/IntegratedSingleVisitOccupancy>.

3 Results

All models produced similar predictions of space used by bottlenose dolphins (Fig. 2). The 95% CI of SST, and of the interaction between SST and bathymetry included 0 in all models (Fig. 1). The probability of space-use increased with decreasing bathymetry for all models (Fig. 1). Bathymetry ranges from altitude of 0 m to -3,488 m deep, hence a positive influence of bathymetry referred to a preference for a high seafloor (e.g. 0-200m depth). Overall, maps showed greater probabilities of space-use on the continental shelf (mean $\psi = 0.76 \text{ SD} \pm 0.17$) than on the high seas (mean $\psi = 0.40 \text{ SD} \pm 0.15$), although magnitudes of ψ were different between models (Fig. 2). Bathymetry posterior means were highest for at-sea occupancy (although the 95% CI of effect

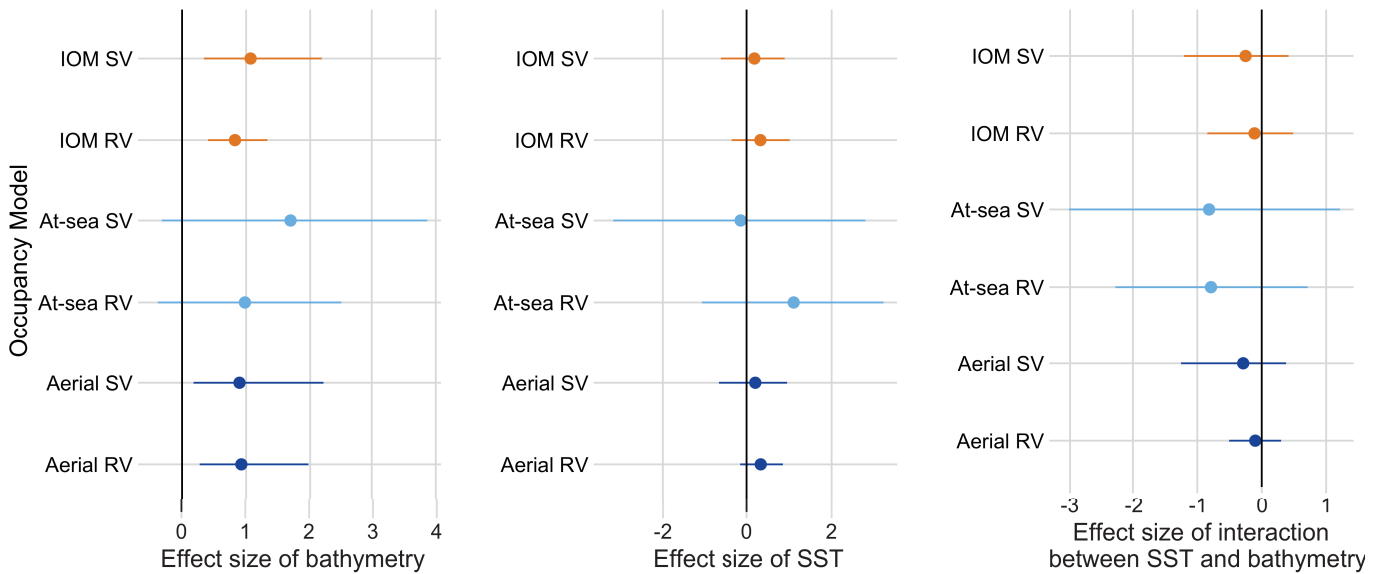


Figure 1: Effect size of bathymetry, sea surface temperature (SST), and interaction between SST and bathymetry on the probability ψ that a site is used by Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). The posterior mean is provided with the associated credible interval. "SV" refers to single-visit occupancy models, "RV" to repeated visit occupancy models, and "IOM" stands for integrated occupancy models, in which aerial surveys and at-sea surveys are combined. Estimates are given on the logit scale.

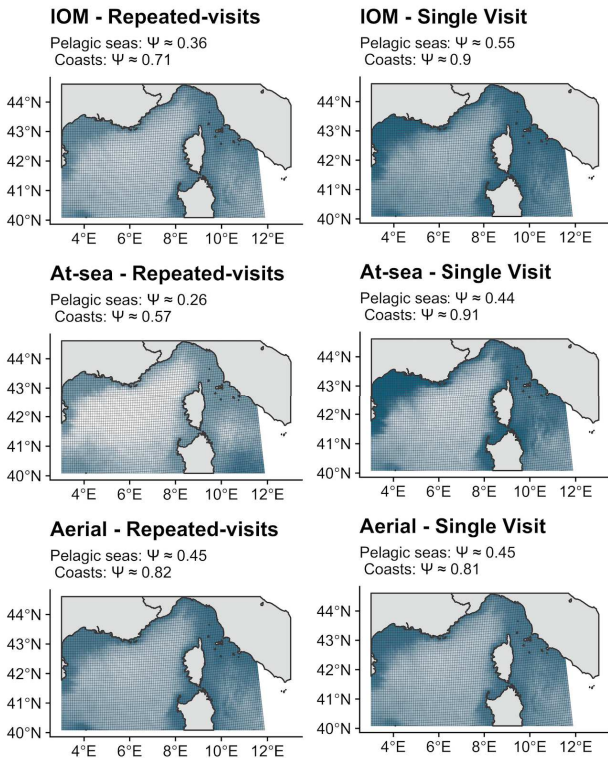
size included 0), which resulted in models using only at-sea survey data predicting the highest contrast between the continental shelf and the high-seas. Bathymetry effect size was the lowest for aerial occupancy while maps from integrated occupancy models displayed moderate contrast of space-use between shelf and pelagic waters (Fig. 2). Single-visit occupancy models exhibited similar covariates estimates to those of repeated-visit occupancy models (Fig. 1). For aerial occupancy, we noticed similar space-use prediction between single- and repeated-visit (Fig. 2A). For at-sea, predicted space-use probabilities were different between single-visit and repeated-visit occupancy models (Fig. 2). When considering the covariates' effect size (Fig. 1), the widths of the 95% CI were not smaller for integrated occupancy than for occupancy models using datasets in isolation. However, when looking at the standard deviation of the predicted probability of space-use, integrated occupancy models had a better precision than aerial or at-sea occupancy models separately, (Fig. 2B). The use of integrated single-visit occupancy models also improved precision in predicted space-use compared to single-visit occupancy built from aerial and at-sea datasets separately (Fig.2B). Inspecting the simulation results, we found that 1) integrated occupancy models produced more precise estimates of covariates effect size than occupancy models fitted to a single dataset (Appendix S2), and 2) single-visit occupancy models produced similar results to repeated-visit occupancy models (Appendix S1).

4 Discussion

4.1 Integrated single-visit occupancy models provide reliable ecological inference

Ecological inference from integrated occupancy models lied within the range of the estimates obtained with each dataset separately (Fig. 1). Across all occupancy models, the effects of environmental covariates were similar and consistent with previous studies. Bottlenose dolphins were more likely to use shallower seas (Bearzi et al., 2009; Labach et al., 2021), and depth had a stronger effect than SST on the use of space by bottlenose dolphins (Torres et al., 2008). However, we found variations among models in the estimation of the probability of space-use by dolphins (Fig. 1). In particular, at-sea occupancy models predicted that dolphins make little use of the pelagic seas compared to the continental shelf, while aerial occupancy models predict more homogeneous space-use between coasts and pelagic seas. Aerial surveys detected several dolphin groups in the high depths while at-sea surveys detected none. Detecting offshore groups tempered the preference for low-depth seafloors in aerial occupancy models (Appendix S6). Besides, we recommend caution in interpreting predicted maps of space-use as predicted space-use was sensitive to the mean value of covariate effect size. Therefore, depth being the only covariate that affect space-use probability, maps of predicted space-use were mostly driven by bathymetry effect size, and

A. Predicted space-use probability



B. Predicted space-use standard deviation

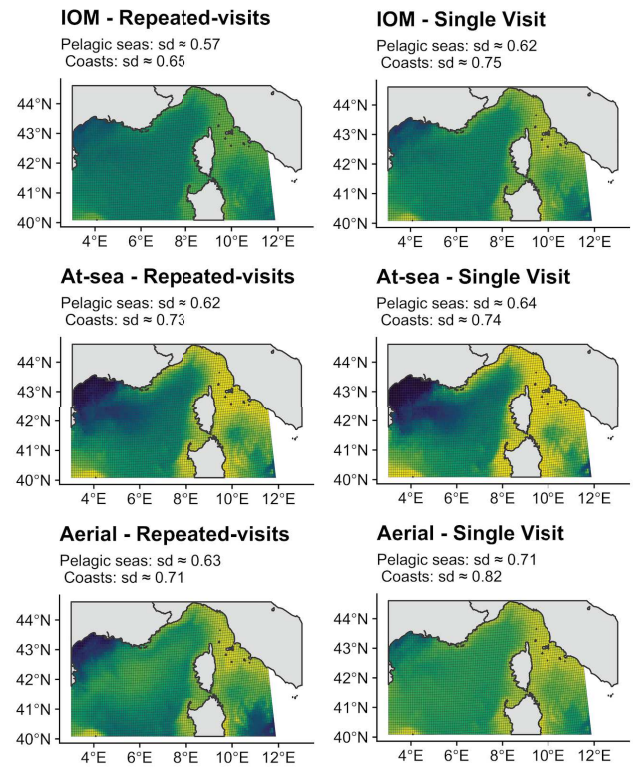


Figure 2: **A. Probability of predicted space-use by Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) over the NW Mediterranean Sea.** Using the posterior mean of covariates effect size, we estimated the probability that a grid-cell was used by bottlenose dolphins. For each occupancy model, we added the mean space-use probability (ψ) for coasts (bathymetry < 500 m) and pelagic seas (bathymetry > 500 m). **B. Standard deviation of predicted space-use.** Using the posterior standard deviation of covariates effect size, we estimated the standard deviation associated with the space-use probability. For each occupancy model, we added the mean standard-deviation (sd) associated with (ψ) for coasts (bathymetry < 500 m) and pelagic seas (bathymetry > 500 m). "IOM" stands for integrated occupancy models, in which aerial surveys and at-sea surveys are combined. Repeated-visit occupancy maps refer to occupancy models with 4 sampling occasions. Single-visit maps refer to occupancy models considering 1 sampling occasion.

did not account for precision associated with space-use prediction. Because depth posterior mean was similar between occupancy models, differences between predicted space-use maps do not provide a relevant illustration to compare occupancy models performances, nor they reflect the uncertainty associated with the occupancy models' estimates. To study the benefits of single-visit and integrated occupancy models to accommodate existing ecological datasets, we emphasize standard deviation maps and the credible intervals of covariates effect size (Fig. 1-2B). Integrated occupancy models had a better precision in space-use than models using aerial or at-sea surveys separately (Fig. 2). This result was supported by our simulation study which demonstrates the better performance of integrated occupancy models at estimating covariate effect size compared to occupancy models from a single dataset (Appendix S2). Single-visit occupancy models gave similar estimates to those obtained with repeated-visit occupancy models, although

repeated-visit occupancy models exhibited better precision (Fig. 1-2B), as well as in our simulations (Appendix S1). In the bottlenose dolphins case study, we considered two existing monitoring programs that were not initially designed for occupancy modeling. In the at-sea monitoring, repeated line-transects were not implemented, nor the high depths were sampled, which made at-sea occupancy unlikely to exhibit precise estimates at our spatial extent. The two datasets exhibit complementary features. While aerial surveys covered a larger spatial scale than at-sea surveys, at-sea surveys exhibited a better detection rate. Detection probability was greater for at-sea surveys ($p = 0.18 \text{ SD} \pm 0.04$) than for aerial surveys ($p = 0.10 \text{ SD} \pm 0.03$). Regarding the aerial dataset, the number of occurrences was low despite the important coverage of the monitoring design (i.e. bottlenose dolphins were detected in 6.5% of sampled grid-cells), which might hinder the implementation of single-visit occupancy when the number of occurrences is less

than 10% of the sampling units (Peach et al., 2017). However, the at-sea dataset had occurrences in 19.5% of sampled units. Using integrated occupancy models enables to combine low-frequency occurrence data like the aerial dataset with another dataset to increase the amount of information about the ecological state process and helps mitigating the issue of low number of occurrences.

4.2 Ecological implications and perspectives

Overall, we illustrate that: i) Integrating datasets into occupancy models improves the precision of space-use estimates, and ii) Single-visit occupancy models can reliably accommodate the lack of repeated visits that occurs frequently. Integrated occupancy models produced more reliable estimates than occupancy models using datasets in isolation in both the bottlenose dolphin data analyzes and the simulations. Our finding on the bottlenose dolphins case study is a good illustration of the well-known benefit of combining datasets into integrated species distribution models to increase precision in ecological inference (Fletcher et al., 2019). Although we adapted a standard multinomial detection process of integrated (or multi-methods) occupancy models, some advanced developments allow combining datasets to estimate occupancy parameters at multiple spatial scales (Nichols et al., 2008; Pavlacky et al., 2012). Besides, integrated occupancy modeling has also been used to evaluate ecological monitoring programs prior to their implementation (e.g., comparing capabilities of different detection devices, Otto & Roloff (2011); Haynes et al. (2013)). Here, we emphasize the benefit of considering integrated methods combined with single-visit occupancy modeling after data collection. When the species of interest either occurs over a large spatial scale or is a highly mobile species (such as bottlenose dolphins), considering multiple sampling methods is effective to monitor the entire population making the most of each device (Zipkin & Saunders, 2018). In particular, integrating a large volume of data, such as those that can be leveraged through citizen-science programs or with dedicated NGOs over the years can make the most of ecological monitoring programs for the furthering of many applied situations (Zipkin et al., 2019). One could also extend integrated occupancy models to more than two datasets. However, caution should be taken as integrating data is not always beneficial and requires additional modeling assumptions according to the particularity of each dataset to include (Dupont et al., 2019; Farr et al., 2020; Fletcher et al., 2019; Lele & Allen, 2006; Simmonds et al., 2020). Although repeated-visit occupancy models remain statistically more precise, there are benefits in using single-visit occupancy models. The ability of single-visit occupancy to relax the closure assumption is appealing, because this assumption is often incompatible with the behavior of mobile species and for numerous monitoring programs of animal pop-

ulations (Issaris et al., 2012; Kendall et al., 2013; Lele et al., 2012; Rota et al., 2009; Sólomos & Lele, 2016). However, in a single-visit occupancy model that integrate multiple datasets, one need to account for site closure during the time span of the monitoring programs. In this study, the closure assumption is unlikely to be valid for bottlenose dolphins over the time span of the two monitoring programs, because dolphins obviously would not remain into the same grid-cell, hence we interpreted the occupancy parameter as space-use. Besides, when financial or logistical costs are limited, implementing a single-visit monitoring design could provide robust ecological inference while explicitly accounting for imperfect species detection (Dénes et al., 2017; Lele et al., 2012). Overall, increasing quantity and types of biodiversity data are becoming available (Isaac et al., 2019). Numerous monitoring programs do not rely on protocols implementing repeated visits like, e.g., historical monitoring programs, or citizen science programs (Tingley & Beissinger, 2009; Zipkin & Saunders, 2018). Then, using single-visit occupancy models helps making efficient use of available data, which is of great interest in many ecological applications (Nichols & Williams, 2006; Sólomos & Lele, 2016). In this context, Miller et al. (2019) encouraged further developments of methods mixing standardized and non-standardized datasets. To illustrate, we built an integrated occupancy model mixing repeated-visit occupancy models for aerial surveys and single-visit occupancy models for at-sea surveys (Appendix S3). The flexibility of occupancy models provided a relevant framework to combine monitoring programs and to accommodate different types of data collection. Integrated and single-visit occupancy models contribute to widen the scope of possibilities. We emphasize the usefulness of both integrated and single-visit approaches to deal with existing datasets. We anticipate that their combination into integrated single-visit approaches will be of most interest for many parties in ecological research.

5 Acknowledgements

The French Ministry in charge of the environment (Ministère de la Transition Energetique et Solidaire) and the French Office for Biodiversity (OFB) funded the project SAMM. The PELAGIS observatory, with the help of the OFB, designed, coordinated and conducted the survey. We are grateful to all financial partners of the GDEGeM project. We warmly thank technical and scientific participants of GDEGeM. We also thank three anonymous reviewers for their insightful comments and suggestions.

References

Bearzi, G., Fortuna, C. M., & Reeves, R. R. (2009). Ecology and conservation of common bottlenose dolphins

- Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, 39(2), 92–123. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00133.x>
- Dénes, F. V., Sólymos, P., Lele, S., Silveira, L. F., & Beissinger, S. R. (2017). Biome-scale signatures of land-use change on raptor abundance: Insights from single-visit detection-based models. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1268–1278. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12818>
- Dupont, P., Milleret, C., Gimenez, O., & Bischof, R. (2019). Population closure and the bias–precision trade-off in spatial capture–recapture. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(5), 661–672. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13158>
- Farr, M. T., Green, D. S., Holekamp, K. E., & Zipkin, E. F. (2020). Integrating distance sampling and presence-only data to estimate species abundance. *Ecology*. <https://doi.org/10.1002/ecy.3204>
- Fletcher, R. J., Hefley, T. J., Robertson, E. P., Zuckerberg, B., McCleery, R. A., & Dorazio, R. M. (2019). A practical guide for combining data to model species distributions. *Ecology*, e02710. <https://doi.org/10.1002/ecy.2710>
- Gelman, A., Carlin, J. B., Stern, H. S., Dunson, D. B., Vehtari, A., & Rubin, D. B. (2013). *Bayesian data analysis*. Chapman; Hall/CRC.
- Haynes, T. B., Rosenberger, A. E., Lindberg, M. S., Whitman, M., & Schmutz, J. A. (2013). Method- and species-specific detection probabilities of fish occupancy in Arctic lakes: Implications for design and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(7), 1055–1062. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2012-0527>
- Initiative, A. S. (2018). ASI 2018 Summer Survey | Accobams. In *ACCOBAMS Survey Initiative*. <https://accobams.org/main-activites/accobams-survey-initiative-2/asi-preliminary-results/>
- Isaac, N. J. B., Jarzyna, M. A., Keil, P., Dambly, L. I., Boersch-Supan, P. H., Browning, E., Freeman, S. N., Golding, N., Guillera-Aroita, G., Henrys, P. A., Jarvis, S., Lahoz-Monfort, J., Pagel, J., Pescott, O. L., Schmucki, R., Simmonds, E. G., & O'Hara, R. B. (2019). Data Integration for Large-Scale Models of Species Distributions. *Trends in Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.08.006>
- Issaris, Y., Katsanevakis, S., Salomidi, M., Tsiamis, K., Katsiaras, N., & Verriopoulos, G. (2012). Occupancy estimation of marine species: Dealing with imperfect detectability. *Marine Ecology Progress Series*, 453, 95–106. <https://doi.org/10.3354/meps09668>
- Johnson, D. H. (1980). The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology*, 61(1), 65–71. <https://doi.org/10.2307/1937156>
- Kendall, W. L., Hines, J. E., Nichols, J. D., & Grant, E. H. C. (2013). Relaxing the closure assumption in occupancy models: Staggered arrival and departure times. *Ecology*, 94(3), 610–617. <https://doi.org/10.1890/12-1720.1>
- Knape, & Korner-Nievergelt. (2015). Estimates from non-replicated population surveys rely on critical assumptions. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(3), 298–306. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12329>
- Labach, H., Azzinari, C., Barbier, M., Cesarini, C., Daniel, B., David, L., Dhermain, F., Di-Méglio, N., Guichard, B., Jourdan, J., Robert, N., Roul, M., Tomasi, N., & Gimenez, O. (2021). Distribution and abundance of bottlenose dolphin over the French Mediterranean continental shelf. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/723569>
- Laran, S., Pettex, E., Authier, M., Blanck, A., David, L., Dorémus, G., Falchetto, H., Monestiez, P., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2017). 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. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.12.011>
- Lele, S. R., & Allen, K. L. (2006). On using expert opinion in ecological analyses: A frequentist approach. *Environmetrics*, 17(7), 683–704. <https://doi.org/10.1002/env.786>
- Lele, S. R., Moreno, M., & Bayne, E. (2012). Dealing with detection error in site occupancy surveys: What can we do with a single survey? *Journal of Plant Ecology*, 5(1), 22–31. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr042>
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143(6), 1317–1328. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013>
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A. (2002). *Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one*. 83(8), 8.
- MacKenzie, D. I. (Ed.). (2006). *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species*. Elsevier.
- Miller, D. A. W., Pacifici, K., Sanderlin, J. S., & Reich, B. J. (2019). The recent past and promising future for data integration methods to estimate species' distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(1), 22–37. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13110>
- Neilson, E. W., Avgar, T., Burton, A. C., Broadley, K., & Boutin, S. (2018). Animal movement affects interpretation of occupancy models from camera-trap surveys of unmarked animals. *Ecosphere*, 9(1), e02092. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2092>
- Nichols, Bailey, L. L., O'Connell Jr, A. F., Talancy, N. W., Campbell Grant, E. H., Gilbert, A. T., Annand, E. M., Husband, T. P., & Hines, J. E. (2008). Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1321–1329. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01509.x>
- Nichols, & Williams. (2006). Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), 668–673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>

- Otto, C. R. V., & Roloff, G. J. (2011). Using multiple methods to assess detection probabilities of forest-floor wildlife. *The Journal of Wildlife Management*, 75(2), 423–431. <https://doi.org/10.1002/jwmg.63>
- Pavlacky, D. C., Blakesley, J. A., White, G. C., Hanni, D. J., & Lukacs, P. M. (2012). Hierarchical multi-scale occupancy estimation for monitoring wildlife populations. *The Journal of Wildlife Management*, 76(1), 154–162. <https://doi.org/10.1002/jwmg.245>
- Peach, M. A., Cohen, J. B., & Frair, J. L. (2017). Single-visit dynamic occupancy models: An approach to account for imperfect detection with Atlas data. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 2033–2042. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12925>
- R Development Core Team. (2021). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria : The R Foundation for Statistical Computing.
- Rota, C. T., Fletcher Jr, R. J., Dorazio, R. M., & Betts, M. G. (2009). Occupancy estimation and the closure assumption. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01734.x>
- Royle, J. A., & Kéry, M. (2007). A Bayesian state-space formulation of dynamic occupancy models. *Ecology*, 88(7), 1813–1823. <https://doi.org/10.1890/06-0669.1>
- Simmonds, E. G., Jarvis, S. G., Henrys, P. A., Isaac, N. J. B., & O’Hara, R. B. (2020). Is more data always better? A simulation study of benefits and limitations of integrated distribution models. *Ecography*, ecog.05146. <https://doi.org/10.1111/ecog.05146>
- Sólymos, P., & Lele, S. R. (2016). Revisiting resource selection probability functions and single-visit methods: Clarification and extensions. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(2), 196–205. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12432>
- Su, Y.-S., & Yajima, M. (2015). *R2jags: Using R to Run 'JAGS'*. <https://CRAN.R-project.org/package=R2jags>
- Tingley, M. W., & Beissinger, S. R. (2009). Detecting range shifts from historical species occurrences: New perspectives on old data. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(11), 625–633. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.009>
- Torres, L. G., Read, A. J., & Halpin, P. (2008). Fine-scale habitat modeling of a top marine predator: Do prey data improve predictive capacity. *Ecological Applications*, 18(7), 1702–1717. <https://doi.org/10.1890/07-1455.1>
- Zipkin, E. F., Inouye, B. D., & Beissinger, S. R. (2019). Innovations in data integration for modeling populations. *Ecology*, e02713. <https://doi.org/10.1002/ecy.2713>
- Zipkin, E. F., & Saunders, S. P. (2018). Synthesizing multiple data types for biological conservation using integrated population models. *Biological Conservation*, 217, 240–250. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.017>
- Zipkin, E. F., Zylstra, E. R., Wright, A. D., Saunders, S. P., Finley, A. O., Dietze, M. C., Itter, S., & Tingley, M. W. (2021). Addressing data integration challenges to link ecological processes across scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9.

Appendix S1: Simulation study of repeated-visits and single-visit occupancy models

Valentin Lauret, Hélène Labach, Matthieu Authier, Olivier Gimenez, Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs, Ecology

Contents

Methods	60
Data simulation	61
Models	62
Results	63
Covariate effect size	63
Occupancy prediction	63
Discussion	63
References	64

Supporting information of the article *Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs*.

You can [download codes and results on Github](#)

The objective of this document is to perform a simulation study of the single-visit (SV) occupancy models and to compare their estimation to those of repeated-visits (RV) occupancy models.

SV occupancy has been developed by Lele, Moreno, and Bayne (2012). Unlike classical RV occupancy models, they support that robust occupancy estimations can be obtained from a single-visit per sampling unit. However, SV occupancy models require certain conditions to be fulfilled for estimating detection probabilities reliably. First, different continuous covariates should be used to estimate detection and occupancy probabilities (Lele, Moreno, and Bayne (2012)). Second, the number of detections is an important parameter that may affect the results in the case of rare or ubiquitous species (Peach, Cohen, and Frair (2017)). Third, the use of inappropriate link functions to model the detection process may lead to model misspecification and biased interpretation (Knape and Korner-Nievergelt (2015)). We simulated presence-absence datasets and we aimed to compare the outputs of SV and RV occupancy models at estimating occupancy parameters. We compared SV and RV occupancy models over a large range of occupancy and detection probabilities.

Methods

We simulated occupancy data based on a fictive covariate affecting the latent occupancy process, and 4 sampling occasions. Then, we considered two different datasets to fit occupancy models: i) a dataset with the 4 sampling occasions to fit repeated-visits occupancy model, ii) a dataset in which we considered only one sampling occasion to fit a single-visit occupancy model.

We simulated occupancy datasets with four sets of occupancy probability ($\Psi \approx 0.1$, $\Psi \approx 0.3$, $\Psi \approx 0.5$, $\Psi \approx 0.9$), and four sets of detection probabilities ($p \approx 0.1$, $p \approx 0.3$, $p \approx 0.5$, $p \approx 0.8$).

To compare model precision and bias, we calculated the relative bias (RB) and root mean square error (RMSE) of occupancy estimates over $S = 500$ simulations:

- Relative bias: $RB = \frac{1}{S} \sum_1^S \frac{(\hat{\theta}_s - \theta)}{\theta}$
- Root Mean Square Error: $RMSE = \sqrt{\frac{1}{S} \sum_1^S (\hat{\theta}_s - \theta)^2}$

where $\hat{\theta}_i$ is the estimate of parameter θ in the i -th simulation. We reported RB and RMSE for the regression coefficient of covariate affecting occupancy probability, and for occupancy probability itself.

Data simulation

State process

The occupancy state z was drawn from a Bernoulli distribution with parameter ψ , $z \sim \text{dbern}(\psi)$. We wrote ψ as a logistic function of an environmental covariate cov :

$$\text{logit}(\psi) = \alpha_0 + \alpha_1 \text{cov}$$

where α_0 and α_1 are unknown parameters that need to be estimated.

We considered 4 sets of values for the alpha's:

- $\alpha_0 = -1.9$ and $\alpha_1 = 0.2$ that led to ψ approx. equal to 0.1
- $\alpha_0 = -0.5$ and $\alpha_1 = 0.2$ that led to ψ approx. equal to 0.3
- $\alpha_0 = 0.5$ and $\alpha_1 = 0.2$ that led to ψ approx. equal to 0.5
- $\alpha_0 = 2.5$ and $\alpha_1 = 0.15$ that led to ψ approx. equal to 0.9

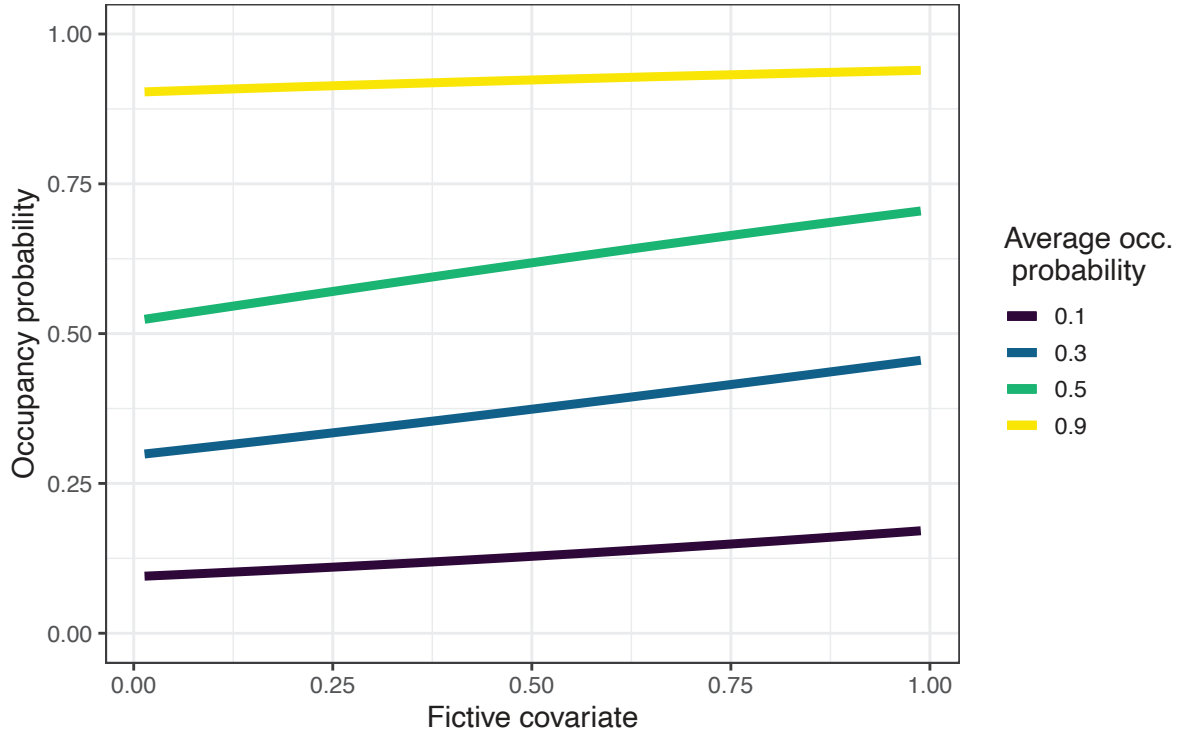


Figure 1: Occupancy probability as a function of a fictive covariate

Observation process

Observations are drawn from a Bernoulli distribution with parameter p . We wrote p as a logistic function of a sampling effort covariate seff:

$$\text{logit}(p) = \beta_0 + \beta_1 \text{seff}$$

where β_0 and β_1 are unknown parameters that need to be estimated.

We considered 4 sets of values for the beta's:

- $\beta_0 = -1.5$ and $\beta_1 = 0.26$ that led to p approx. equal to 0.15
- $\beta_0 = -0.6$ and $\beta_1 = 0.25$ that led to p approx. equal to 0.35
- $\beta_0 = 0.3$ and $\beta_1 = 0.26$ that led to p approx. equal to 0.5
- $\beta_0 = 1.8$ and $\beta_1 = 0.3$ that led to p approx. equal to 0.8

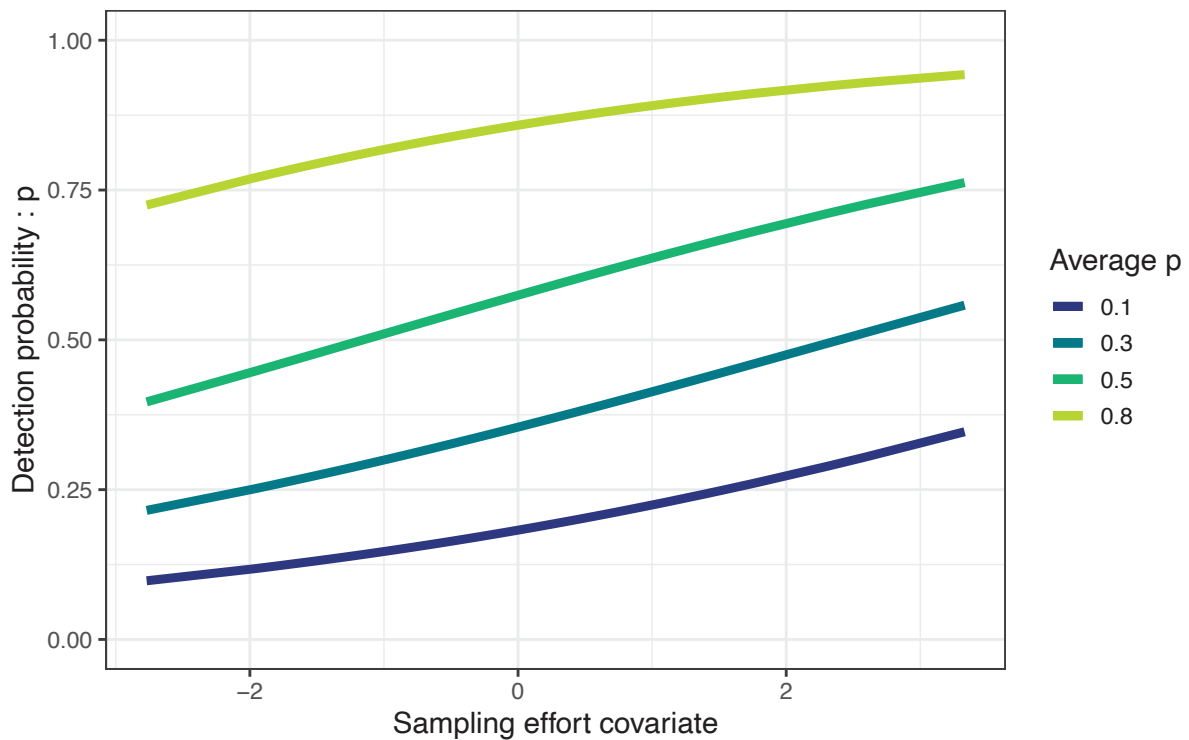


Figure 2: Detection probability as a function of a fictive sampling effort

Study area

We simulated z and y for study areas of 100 sites.

Models

For each combination of ψ and p we fitted 2 occupancy models:

- Repeated-visit occupancy model (RV)
- Single-visit occupancy model (SV)

We have 32 ecological situations depending on ψ and p .

For each scenario, we ran 500 simulations and fitted the 2 occupancy models.

Results

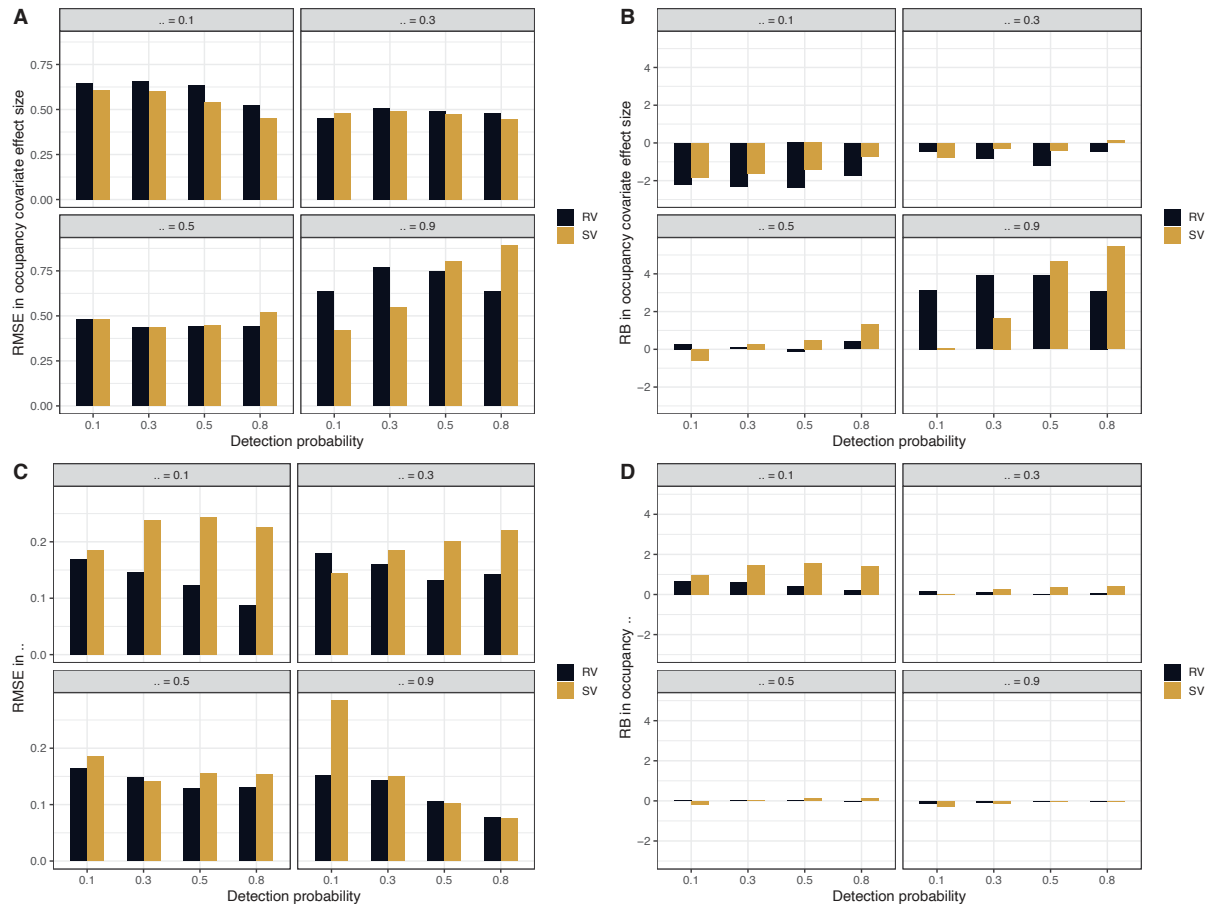


Figure 3: Root-mean square error (RMSE) and Relative Bias (RB) of repeated- and single-visit occupancy models based on simulated data

Covariate effect size

Regarding the covariate effect size on ψ (Fig.3A-B), we found close RMSE and RB between repeated- and single-visit occupancy. In the case, of high occupancy ($\psi = 0.9$), differences in RB are greater although they are close in precision. Overall, the results were similar whatever the occupancy models we considered.

Occupancy prediction

Predicted occupancy probability between single- and repeated-visits models are closed to each other in Fig. 3C-D. However, precision and bias are greater for low occupancy $\psi = 0.1$, which is consistent with Peach, Cohen, and Frair (2017) findings. Same results when detection probability is low and when ψ is high. Although, note that RMSE plotting scale is smaller in Fig. 3C than in Fig. 3A.

Discussion

Our simulations study showed that single-visit and repeated-visit occupancy models had similar results in the estimation of covariate effect size for occupancy. We explored simple logistic regressions to describe models parameters. To be consistent with our manuscript, we reported performances of covariates effect size and predicted occupancy. To have a complete understanding of models performances, one might want to

look at wider range of relationships, and observe all models parameters (e.g. intercept, sampling effort effect size on detection probability).

Overall, our simulation results support that single-visit occupancy models can be used to obtain reliable estimates of occupancy.

References

- Knape, Jonas, and Fränzi Korner-Nievergelt. 2015. “Estimates from Non-Replicated Population Surveys Rely on Critical Assumptions.” Edited by Nigel Yoccoz. *Methods in Ecology and Evolution* 6 (3): 298–306. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12329>.
- Lele, S. R., M. Moreno, and E. Bayne. 2012. “Dealing with Detection Error in Site Occupancy Surveys: What Can We Do with a Single Survey?” *Journal of Plant Ecology* 5 (1): 22–31. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr042>.
- Peach, Michelle A., Jonathan B. Cohen, and Jacqueline L. Frair. 2017. “Single-Visit Dynamic Occupancy Models: An Approach to Account for Imperfect Detection with Atlas Data.” *Journal of Applied Ecology* 54 (6): 2033–42. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12925>.

Appendix S2: Integrated single-visit occupancy models, a simulation study

Valentin Lauret, Hélène Labach, Matthieu Authier, Olivier Gimenez, Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs, Ecology

Contents

Methods	65
Data simulation	66
Models	66
Results	67
Discussion	67
References	68

Supporting information of the article *Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs*.

You can [download codes and results on Github](#)

The objective of this document is to perform a simulation study to assess the performance of integrated occupancy models. We explored whether single-visit (SV) or repeated-visits (RV) occupancy models benefit from data integration, and we explored the effect of number of detections to estimate the SV occupancy model parameters.

Methods

We simulated occupancy data based on a fictive covariate affecting the latent occupancy process, and 4 sampling occasions. Then, we considered two different datasets to fit occupancy models: i) a dataset with the 4 sampling occasions to fit RV occupancy model, and ii) a dataset in which we pooled the 4 occasions to fit a SV occupancy model considering with the entire dataset simulated as a single sampling occasion.

We simulated occupancy datasets with two sets of value for occupancy probability ($\psi \approx 0.1$, and $\psi \approx 0.3$), and two sets of detection probabilities: $p \approx 0.1$, $p \approx 0.5$. Finally, we analysed the datasets of detection probability $p \approx 0.1$, and $p \approx 0.5$ jointly into integrated occupancy models.

To compare model precision and bias, we calculated the relative bias (RB) and root mean square error (RMSE) of occupancy estimates over $S = 500$ simulations:

- Relative bias: $RB = \frac{1}{S} \sum_1^S \frac{(\hat{\theta}_s - \theta)}{\theta}$
- Root Mean Square Error: $RMSE = \sqrt{\frac{1}{S} \sum_1^S (\hat{\theta}_s - \theta)^2}$

where θ_i is the estimate of parameter θ in the i -th simulation. We reported RB and RMSE for the regression coefficient of covariate affecting occupancy probability, and for occupancy probability itself.

Data simulation

State process

The occupancy state z was drawn from a Bernoulli distribution with parameter ψ , $z \sim \text{dbern}(\psi)$. We wrote ψ as a logistic function of an environmental covariate cov :

$$\text{logit}(\psi) = \alpha_0 + \alpha_1 \text{cov}$$

where α_0 and α_1 are unknown parameters that need to be estimated.

We considered 2 sets of values for the alpha's:

- $\alpha_0 = -1.9$ and $\alpha_1 = 0.2$ that led to ψ approx. equal to 0.1
- $\alpha_0 = -0.5$ and $\alpha_1 = 0.2$ that led to ψ approx. equal to 0.3

Observation processes

Observations are drawn from a Bernoulli distribution with parameter p . We wrote p as a logistic function of a sampling effort covariate seff :

$$\text{logit}(p) = \beta_0 + \beta_1 \text{seff}$$

where β_0 and β_1 are unknown parameters that need to be estimated.

We considered 2 sets of values for the beta's:

- $\beta_0 = -1.5$ and $\beta_1 = 0.26$ that led to p approx. equal to 0.1
- $\beta_0 = 0.3$ and $\beta_1 = 0.26$ that led to p approx. equal to 0.5

We simulated 3 different datasets to fit occupancy models:

- RV occupancy dataset considering four sampling occasions ($J=4$), hereafter 'RV'
- SV occupancy dataset considering the one single sampling occasion ($J=1$), hereafter 'SV'

Models

For each value of ψ ($\Psi \approx 0.1$, and $\Psi \approx 0.3$), we built RV, and SV datasets with:

- low detection probability simulations, $p \approx 0.1$
- high detection probability simulations, $p \approx 0.5$
- both datasets combined in an integrated dataset.

Overall, we obtained occupancy models to 18 datasets.

Note that for the integrated occupancy, we combined datasets generated from the same z ecological states with two different detection probabilities, i.e. we combined one monitoring with 0.5 detection probability (i.e. 'low p '), and one monitoring with 0.8 detection probability (i.e. 'high p ').

Results

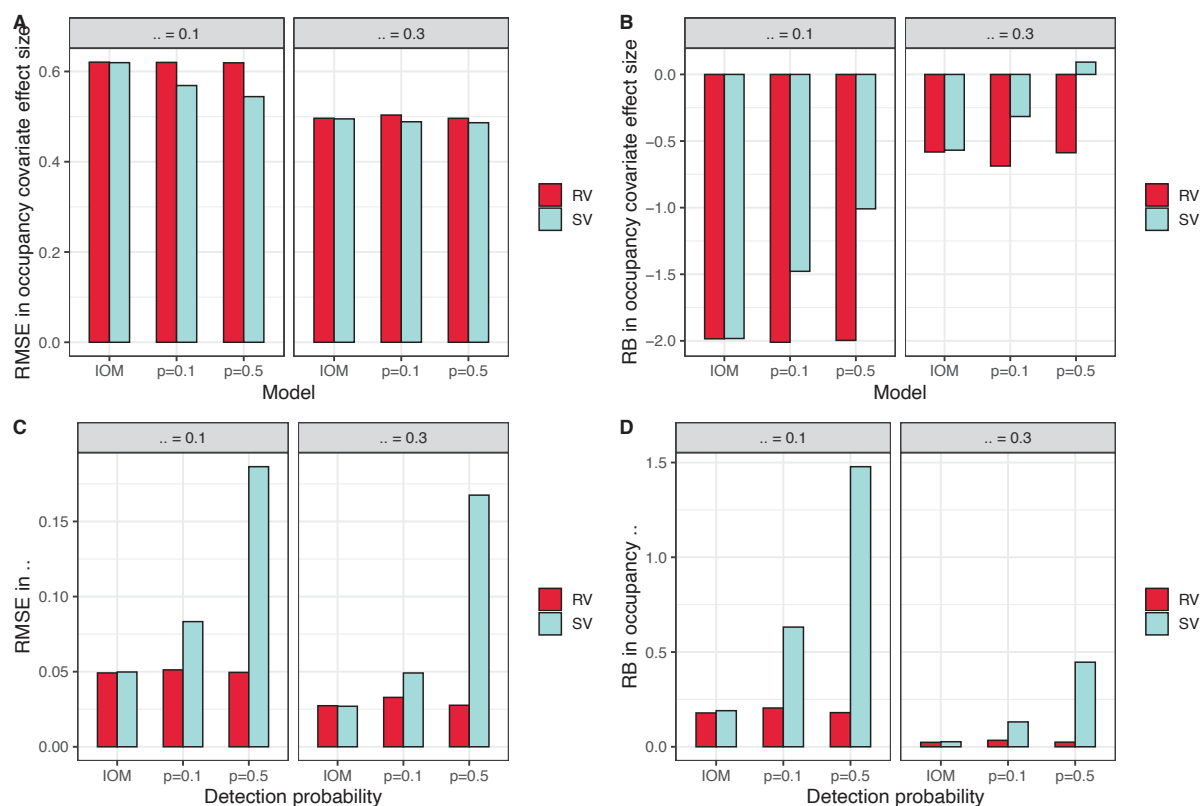


Figure 1: Root-mean square error (RMSE) and Relative Bias (RB) of occupancy models based on simulated data. IOM stands for “Integrated Occupancy Models”

Regarding the covariate effect size on occupancy probability (Fig. 1A-B), the RMSE values were similar whatever the occupancy model we considered. Overall, we found a better precision and bias for higher occupancy ($\rho = 0.3$). When reconstructing the occupancy probability (Fig. 1C-D), the results between single-visit and repeated-visits were similar to each other, although single-visit occupancy models exhibited a slightly greater RMSE and RB. For single-visit occupancy models, integrated occupancy models exhibited better precision and bias than occupancy models using the dataset in isolation.

Discussion

Our simulations showed that integrated occupancy models particularly benefit to single-visit occupancy models to improve the precision and bias when estimating occupancy probability. We suggest that care should be taken when considering SV occupancy for datasets that arise from reduced sampling effort coupled with low detection probability, which can produce small numbers of detections which, in turn, leads to degraded performance of single-visit occupancy models. To overcome this issue, reducing the amount of sampling effort per grid-cell could be balanced by an increase in the number of sampled sites not to decrease precision in occupancy estimates. Results from both Peach et al. (2017) and our simulation study comparing single- and repeated-visit pointed out the limited performances of single-visit occupancy models in the case of low occupancy (Supporting information 1), and when the number of detections is limited.

Overall, our simulations underline that integrated single-visit occupancy models can be used to obtain reliable estimates of occupancy.

References

- Peach, M. A., Cohen, J. B., & Frair, J. L. (2017). Single-visit dynamic occupancy models: An approach to account for imperfect detection with Atlas data. *Journal of Applied Ecology*, *54*(6), 2033–2042. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12925>

Appendix S3: Integrated “mixed” single-visit occupancy models

Valentin Lauret, Hélène Labach, Matthieu Authier, Olivier Gimenez, Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs, Ecology

Contents

Methods	69
State process	69
Observation process	69
Mixed observation process	70
BUGS model	70
Results	71
Discussion	71
References	73

Supporting information of the article *Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs*.

You can *download codes and results on Github*

The objective of this document is to explore how to build a “mixed” integrated occupancy model analyzing a repeated-visit dataset along with a single-visit dataset.

Methods

Based on the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) case study of the paper *Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs*, we built a ‘mixed’ integrated occupancy models considering a repeated-visits (RV) observation process for the aerial-dataset, and a single-visit (SV) observation process for the at-sea dataset.

State process

The occupancy state z was drawn from a Bernoulli distribution with parameter ψ , $z \sim \text{Bernoulli}(\psi)$. We wrote ψ as a logistic function of two environmental covariates bathy (bathymetry), and SST (Sea Surface Temperature):

$$\text{logit}(\psi) = \alpha_0 + \alpha_1 \text{ bathy} + \alpha_2 \text{ SST}$$

where α_0 , α_1 , and α_2 are unknown parameters that need to be estimated.

Observation process

The observations are drawn from a Bernoulli distribution with parameter p . We wrote p as a logistic function of a sampling effort covariate seff:

$$\text{logit}(p) = \beta_0 + \beta_1 \text{seff}$$

where β_0 and β_1 are unknown parameters that need to be estimated.

Mixed observation process

In this ‘mixed’ integrated occupancy model, the state process remains unchanged. However, there are 2 separated observation processes, while we analyzed jointly the detections into the same observation process in the ‘classical’ integrated model that considered the same number of sampling occasions (J). The two observation processes informed the latent ecological layer.

We separated the RV aerial detections ya (with 4 sampling occasions, J=4), from the SV at-sea detections ys (i.e. 1 sampling occasion, J=1).

Both ya and ys are binary datasets (O/1) modeled as draws in Bernoulli distributions, with associated detection probabilities pa , and ps . For grid-cell i , during sampling occasion j :

- $ya_{i,j} \sim \text{Bernoulli}(z_i pa_{i,j})$
- $ys_i \sim \text{Bernoulli}(z_i ps_i)$

BUGS model

Hereafter, you would find the JAGS formulation of this occupancy model.

```
# Specify model in BUGS language
sink("mixed_iom.jags")
cat("
  model {

    # priors

    alpha.psi ~ dnorm(0,0.444) # occupancy intercept
    alpha.pa ~ dnorm(0,0.444) # detection aerial intercept
    alpha.ps ~ dnorm(0,0.444) # detection at-sea intercept

    beta.sst ~ dnorm(0,0.444) # slope sst effect
    beta.bathy~ dnorm(0,0.444) # slope bathy effect
    beta.eff.a~ dnorm(0,0.444) # slope aerial survey effort effect
    beta.eff.s~ dnorm(0,0.444) # slope at-sea survey effort effect
    beta.occ2 ~ dnorm(0,0.444) # occasion effect
    beta.occ3 ~ dnorm(0,0.444) # occasion effect
    beta.occ4 ~ dnorm(0,0.444) # occasion effect

    # State process

    for (i in 1:nsite){
      z[i] ~ dbern(psi[i])

      logit(psi[i]) <- lpsi[i]

      lpsi[i] <- alpha.psi + beta.sst * SST[i] + beta.bathy * BATHY[i]
    } # i
```

```

# Detection process

# At-sea monitoring
for(i in 1:nsite){

  mu.p_s[i] <- z[i] * p_s[i]

  logit(p_s[i]) <- alpha.ps + beta.eff.s*eff.s[i]
y_s[i] ~ dbern(mu.p_s[i])

} #i

# Aerial monitoring
for(i in 1:nsite){
  for (j in 1:nrep){

    mu.p_a[i,j] <- z[i] * p_a[i,j]

    logit(p_a[i,j]) <- lp_a[i,j]

    lp_a[i,j] <- alpha.p_a + beta.eff.a * eff.a[i,j] + beta.occ2 * equals(j,2) + beta.occ3 * eq

    y_a[i,j] ~ dbern(mu.p_a[i,j])

  } #j
} #i

}#fin du modele
", fill = TRUE)

sink()

```

Results

Hereafter, we displayed the effect size of the environmental covariate on the estimated occupancy probability (ψ).

The Mixed IOM model displayed similar estimates of effect size to estimates obtained from other occupancy models presented in the manuscript. We considered that the Mixed - IOM model had a better performance than the IOM SV model. Mixed model exhibited a better precision of the covariate effect size on ψ than SV integrated model on (Fig. 1), but precision was equivalent to RV integrated model.

Discussion

This extension of SV and RV integrated occupancy models highlights the flexibility of occupancy model to fit with the sampling designs of existing datasets. However, the separated formulation of the detection process into 2 Bernoulli draws is relevant only if the monitoring programs are independent. Dependence between monitoring devices requires to model explicitly the covariation between detection probabilities Clare et al. (2017).

Miller et al. (2019) encouraged further developments of methods mixing standardized and non-standardized datasets. We support that occupancy models provide a relevant framework to integrate monitoring pro-

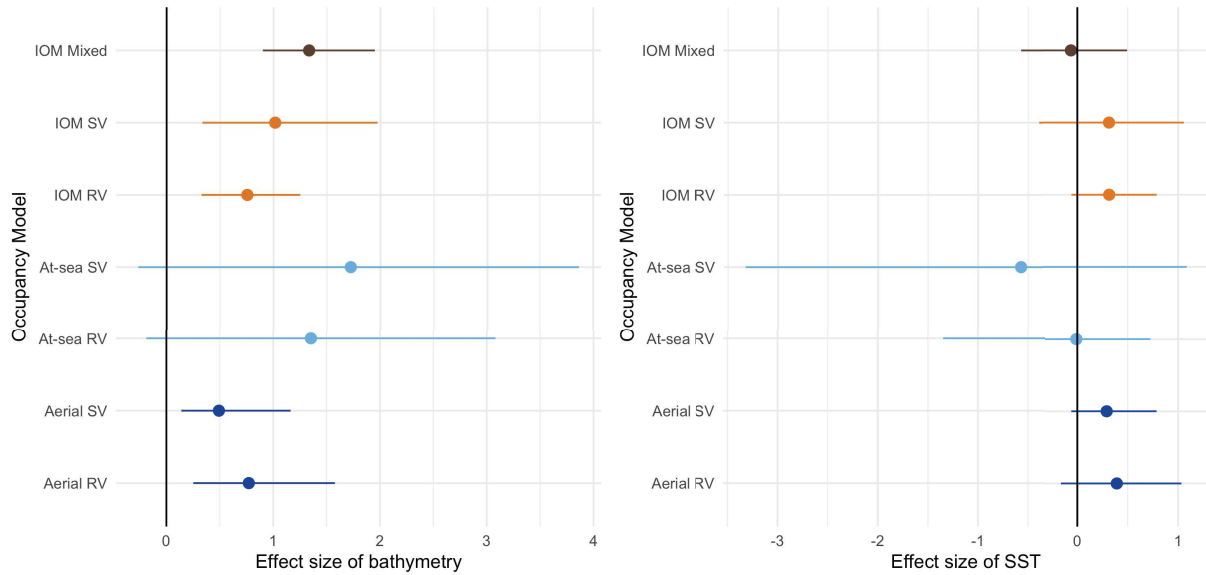


Figure 1: Figure 1 :Effect size of sea surface temperature (SST) and bathymetry on the space-use probability. Posterior mean is given with the associated 95% credible interval. Estimates are given on the logit scale. “SV” refers to single-visit occupancy models. “RV” refers to repeated-visit occupancy models. “IOM” stands for integrated occupancy models, in which aerial surveys and at-sea surveys are combined. “IOM - Mixed” refers to the ‘mixed’ model described above in this document.

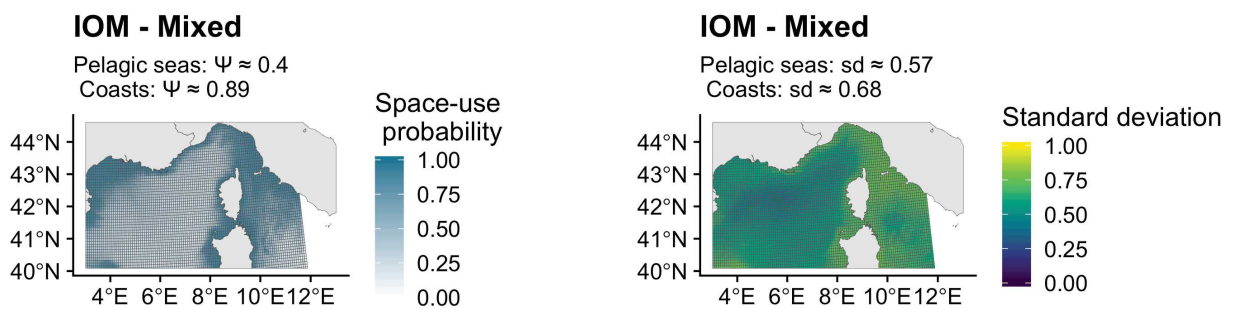


Figure 2: Figure 2: Map of predicted space use and associated standard deviation for the mixed model

grams and to accommodate different types of data collection. Integrated and single-visit occupancy models contribute to widen the scope of possibilities.

References

- Clare, J., McKinney, S. T., DePue, J. E., & Loftin, C. S. (2017). Pairing field methods to improve inference in wildlife surveys while accommodating detection covariance. *Ecological Applications*, *27*(7), 2031–2047. <https://doi.org/10.1002/eap.1587>
- Miller, D. A. W., Pacifici, K., Sanderlin, J. S., & Reich, B. J. (2019). The recent past and promising future for data integration methods to estimate species' distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(1), 22–37. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13110>

Appendix S4: Modeling assumptions of repeated-visit, single-visit, and integrated occupancy models

Valentin Lauret, Hélène Labach, Matthieu Authier, Olivier Gimenez, Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs, *Ecology*

Contents

Modeling assumptions	74
Repeated-visits occupancy models	74
Single-visit occupancy	74
Integrated occupancy models	75
Table summarizing assumptions for all models	75
Literature cited	76

Supporting information of the article *Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs*, in *Ecology*.

Modeling assumptions

In this section we aimed to list the modeling assumptions of the Repeated-Visit (RV), Single-Visit (SV), and Integrated occupancy models that we used.

Repeated-visits occupancy models

There are several critical assumptions for the standard occupancy model, i.e. RV occupancy (MacKenzie 2006).

1. Occupancy status at each site does not change over the survey season; that is, sites are “closed” to changes in occupancy.
2. The probability of occupancy is constant across sites, or differences in occupancy probability are modeled using covariates.
3. The probability of detection is constant across all sites and surveys or is a function of site-survey covariates.
4. There is no unmodeled heterogeneity in detection probabilities.
5. Detection of species and detection histories at each location are independent.

Single-visit occupancy

(Lele, Moreno, and Bayne 2012) underlined that SV occupancy models relax the closure assumption of sampled sites between visits. Besides, the literature about SV provide some requirements and guidance to a valid application of SV occupancy models. We listed the elements below:

1. Occupancy probability and detection probability depend on covariates

2. At least two independent continuous covariates are used to estimate occupancy probability and detection probability. Shared covariates can result in biased estimates for regression coefficients.
3. There should be an adequate numbers of occurrence. (Peach, Cohen, and Frair 2017), suggested that “estimates of occupancy probability remained unbiased across our scenarios, whereas colonization and extinction estimates became biased as occupancy probability approached extremes (i.e. 0.1 or 0.9).”
4. Nonlinear detection model should be preferred to provide accurate parameter estimates and to assume a more realistic relationship between detection and effort (Knappe and Korner-Nievergelt 2015).

Integrated occupancy models

Combining multiple datasets into occupancy models have been developed previously by (Nichols et al. 2008) in details for estimating occupancy at two the spatial scales. In our approach, we extended the parametrization of a standard occupancy model detection process to include two different datasets with different detection probabilities. Doing it, our model relies on the following assumption:

- The two monitoring programs are independent, i.e. detection by program 1 does not affect detection probability of program 2, and vice-versa.

Subsequently, integrated repeated-visits occupancy models have the same modeling assumption of both RV occupancy and of integrated occupancy. Similarly, using integrated single-visit occupancy models combine the assumptions of SV occupancy and integrated occupancy.

Table summarizing assumptions for all models

Modeling assumptions	RV occupancy	SV occupancy
Closure assumption, i.e. site does not change over the survey season	Yes	No
Latent occupancy process	Occupancy prob. constant across sites, or modeled with covariates	Continuous covariate needed, independent from the covariate used for the detection prob.
Detection process	Detection prob. constant across sites, or modeled with covariates	Continuous covariate needed, independent from the covariate used for the occupancy prob.
No unmodeled heterogeneity in detection prob.	Yes	Yes
Detection of species and detection histories at each site are independent	Yes	Yes
Proportion of occurrence over the total number of sites is > 10%	No	Yes
Data integration Detection process	Integrated RV occupancy Monitoring programs must be independent, or dependency must be accounted for.	Integrated SV occupancy Monitoring programs must be independent, or dependency must be accounted for.

Literature cited

- Knappe, Jonas, and Fränzi Korner-Nievergelt. 2015. “Estimates from Non-Replicated Population Surveys Rely on Critical Assumptions.” Edited by Nigel Yoccoz. *Methods in Ecology and Evolution* 6 (3): 298–306. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12329>.
- Lele, S. R., M. Moreno, and E. Bayne. 2012. “Dealing with Detection Error in Site Occupancy Surveys: What Can We Do with a Single Survey?” *Journal of Plant Ecology* 5 (1): 22–31. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr042>.
- MacKenzie, Darryl I., ed. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species*. Amsterdam ; Boston: Elsevier.
- Nichols, James D., Larissa L. Bailey, Allan F. O’Connell Jr., Neil W. Talancy, Evan H. Campbell Grant, Andrew T. Gilbert, Elizabeth M. Annand, Thomas P. Husband, and James E. Hines. 2008. “Multi-Scale Occupancy Estimation and Modelling Using Multiple Detection Methods.” *Journal of Applied Ecology* 45 (5): 1321–29. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01509.x>.
- Peach, Michelle A., Jonathan B. Cohen, and Jacqueline L. Frair. 2017. “Single-Visit Dynamic Occupancy Models: An Approach to Account for Imperfect Detection with Atlas Data.” *Journal of Applied Ecology* 54 (6): 2033–42. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12925>.

Appendix S5: Worked example of the likelihood functions for repeated-visit, single-visit, and integrated occupancy models

Valentin Lauret, Hélène Labach, Matthieu Authier, Olivier Gimenez, Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs, Ecology

Contents

A worked example	77
Notation	77
Detections histories and associated likelihood	77

Supporting information of the article *Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs* in *Ecology*.

A worked example

In this section, we provide a worked example of the detection histories and the likelihood functions for SV, RV and Integrated occupancy models for the same hypothetical data. We aimed at clarifying the differences in the methods, as to how the information is used.

Notation

Let’s consider a fictive site s , and y_s refers to the detection history made for this site s . Two monitoring programs **A** & **B** collect data at site s during one year. Then, y_s^A and y_s^B refer to the detection histories collected at site s by respectively monitoring program **A** and **B**.

Each monitoring program collected binary data during one year at site s , with $y = 1$ if the species is detected, and $y = 0$ otherwise. For the monitoring period, we considered two situations and applied different occupancy models accordingly:

1. We divided the monitoring period into 4 sampling occasions $j = \{1, \dots, 4\}$ with $J = 4$ and analyzed the data with a RV occupancy model.
2. We considered the entire monitoring period as a single sampling occasion and analyzed the data with a SV occupancy model.

Detections histories and associated likelihood

We now present the detection histories we obtain from each of the two approaches presented above to deal with the collected data. Then, we name the relevant occupancy model to analyze the detection history and we display the likelihood to link the detection history and latent occupancy state (*i.e.* site s occupied by the species is $z_s = 1$, site s unoccupied by the species $z_s = 0$).

1. RV occupancy

When dividing the monitoring period into 4 sampling occasion, program **A** detected the species during occasion $j = 2$, and $j = 4$. The species remained undetected during sampling occasions $j = 1$, and $j = 3$.

$$y_s^A = \{0, 1, 0, 1\}$$

To analyze data collected by program **A** when having 4 sampling occasions, we used a standard repeated-visit occupancy model. For each sampling occasion j , we calculated the likelihood of collected data $y_{s,j}^A$ as a Bernoulli draw, $y_{s,j}^A \sim \text{Bernoulli}(z_s p_{s,j}^A)$, with $p_{s,j}^A$ the probability of detecting the species with program **A** at site s during sampling occasion j .

Similarly, for program **B**, the detection history is $y_s^B = \{1, 0, 0, 1\}$. We used the same RV occupancy model, and for each j , the likelihood is $y_{s,j}^B \sim \text{Bernoulli}(z_s p_{s,j}^B)$

2. SV occupancy

When considering the entire monitoring period as a single sampling occasion, both program **A** and **B** detected the species at site s :

$$y_s^A = \{1\}$$

$$y_s^B = \{1\}$$

To analyze data collected by program **A** when considering one single sampling occasion, we used a single-visit occupancy model. We calculated the likelihood of collected data y_s^A as a Bernoulli draw, $y_s^A \sim \text{Bernoulli}(z_s p_s^A)$, with p_s^A the probability of detecting the species with program **A** at site s .

Similarly, for program **B**, the detection history is $y_s^B = \{1\}$. We used the same SV occupancy model, and the likelihood is $y_s^B \sim \text{Bernoulli}(z_s p_s^B)$

3. Integrated RV occupancy models

When analyzing jointly both programs **A** & **B**, the detection/non-detection is coded differently, we coded $y = 0$ if the species is not detected by program **A** nor by program **B**, $y = 1$ if the species is detected only by program **A**, $y = 2$ if the species is detected only by program **B**, and $y = 3$ if the species is detected by both programs **A** & **B**.

When dividing the monitoring period into 4 sampling occasions, we saw above that binary detection histories of both program at site s are $y_s^A = \{0, 1, 0, 1\}$ and $y_s^B = \{1, 0, 0, 1\}$.

Then, when analyzing jointly both programs with a RV detection process, the detection history is:

$$y_s^{AB} = \{2, 1, 0, 3\}$$

To analyze data collected by both programs **A** and **B** when considering 4 sampling occasions, we used an integrated RV occupancy model. We calculated the likelihood of collected data $y_{s,j}^{AB}$ as a multinomial draw, $y_s^A \sim \text{Multinomial}(1, z_s \pi_{s,j})$, with

$$\begin{aligned} \pi_{s,j} &= \{P(y_{s,j}^{AB} = 0), P(y_{s,j}^{AB} = 1), P(y_{s,j}^{AB} = 2), P(y_{s,j}^{AB} = 3)\} \\ \pi_{s,j} &= \{1 - p_{s,j}^A - p_{s,j}^B + p_{s,j}^A p_{s,j}^B, p_{s,j}^A (1 - p_{s,j}^B), p_{s,j}^B (1 - p_{s,j}^A), p_{s,j}^A p_{s,j}^B\} \end{aligned}$$

This likelihood formulation requires that the two detection processes are independent.

4. Integrated SV occupancy models

Subsequently, when analyzing jointly both programs **A** and **B** with a SV detection process, the detection history is

$$y_s^{AB} = \{3\}$$

Then, to analyze data collected by both programs **A** and **B** when considering a single sampling occasion, we used an integrated **SV** occupancy model. We calculated the likelihood of collected data y_s^{AB} as a multinomial draw, $y_s^A \sim \text{Multinomial}(1, z_s \pi_s)$, with

$$\begin{aligned} \pi_s &= \{P(y_s^{AB} = 0), P(y_s^{AB} = 1), P(y_s^{AB} = 2), P(y_s^{AB} = 3)\} \\ \pi_s &= \{1 - p_s^A - p_s^B + p_s^A p_s^B, p_s^A(1 - p_s^B), p_s^B(1 - p_s^A), p_s^A p_s^B\} \end{aligned}$$

Appendix S6: Data exploration about bottlenose dolphin in the French Mediterranean Sea

Valentin Lauret, Hélène Labach, Matthieu Authier, Olivier Gimenez, Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs, Ecology

Contents

About bottlenose dolphins	80
Monitoring programs	81
At-sea monitoring	82
Aerial pelagic and coastal monitoring program	82
Detection of bottlenose dolphins	82

Supporting information of the article *Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs*.

The objective of this document is to provide supplementary information about common bottlenose dolphin data.

About bottlenose dolphins



Figure 1: Bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea

Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the North-Western Mediterranean Sea. In the marine world, many species of conservation interest are elusive, and ecological data can be costly to obtain. In particular, the high seas are difficult to access and ecological monitoring is often performed through aerial surveys. However, coastal seas allows performing detailed at-sea monitoring. Besides, many species such as marine megafauna are mobile and occur in both coasts and high seas. Combining monitoring programs that are carried out in each realm (i.e. coasts and high seas) has the potential to provide relevant information about these species.

Monitoring programs

We focused on the North-Western Mediterranean, an area of 255,000 km², which includes the Gulf of Lion and the Ligurian sea, the French coast of Provence, Corsica, and the Northern part of Sardinia (Figure 2). Our study area includes the Pelagos Sanctuary, which is a transboundary marine protected area for Mediterranean marine mammals covering an area of 90,000 km² between Italy, France and Monaco. The North-Western Mediterranean Sea is a critical habitat for many cetaceans species. Due to its coastal behaviour, bottlenose dolphins suffer from several anthropogenic pressures (e.g. collisions, fisheries bycatch, pollution, or acoustic perturbations), which raise concerns about their coexistence with human activities. The Mediterranean population of Bottlenose dolphins is considered “vulnerable” by the IUCN Red List and is one of the two cetacean species listed on Annex 2 of the European Habitats Directive (92/43/EEC). The protected status of this species within the French seas led to the development of specific programs to monitor Mediterranean bottlenose dolphins within the implementation of the European Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC; MSFD).

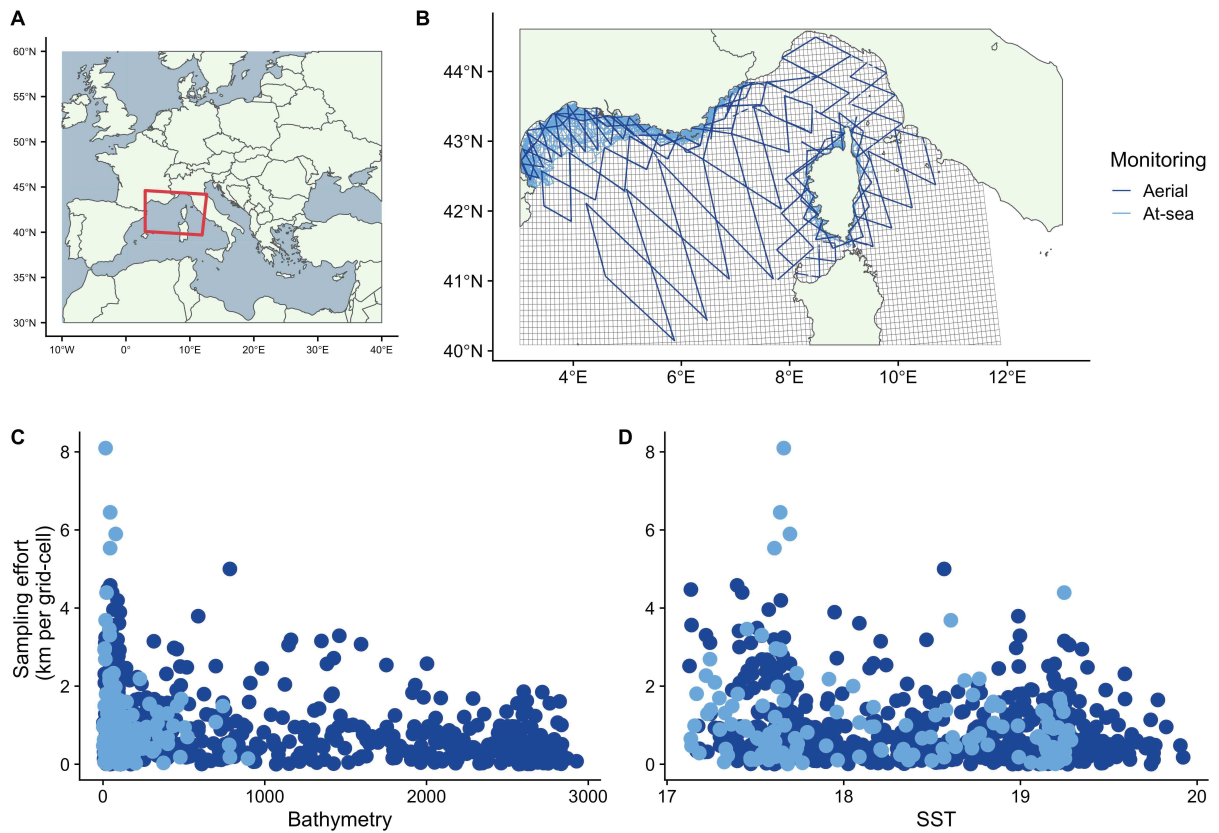


Figure 2: A. Location of study area in the Mediterranean basin. B. Sampling design of the two monitoring programs studied. The aerial surveys (SAMM program; dark blue) prospected 24,624 km of both sea shelf and high seas. At-sea surveys (GDEGeM program; light blue) prospected 21,646 km of the French continental shelf. C. Distribution of sampling effort of each monitoring program over the range of bathymetry. One dot is a grid-cell sampled either by aerial surveys (dark blue dot), or by at-sea surveys (light blue dot). D. Distribution of sampling effort of each monitoring program over the range of Sea Surface Temperature (SST). One dot is a grid-cell sampled either by aerial survey (dark blue dot), or by at-sea survey (light blue dot).

At-sea monitoring

We used data from the first large-scale study of Bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea. Four NGOs and one marine reserve performed at-sea surveys over 21,464 km of the French continental shelf including the Gulf of Lion, the French Riviera, and Corsica (Figure 2). Observers performed monitoring aboard small sailing and motor boats to locate and photo-identify bottlenose dolphins all year long between 2013 and 2015 (observers collected group size, behaviour, and took pictures of the dorsal fin of each individual in the group when possible). Such surveys with small vessels are expected to recorded detailed information while being limited to coastal area. Between summer 2013 and summer 2015, at-sea surveys detected 129 bottlenose dolphin groups located in 89 different grid-cells. The sampling effort of at-sea surveys was heterogeneous in space (i.e. between 1 and more than 500 km prospected per sampled grid-cell), and time (i.e. higher prospection in spring and summer than in autumn and winter). At-sea surveys did not include repeated visits. Some sites have been visited once, and others have been visited 50 times.

Aerial pelagic and coastal monitoring program

Data were collected during aerial surveys targeting the main taxa of marine megafauna within the French Exclusive Economic Zone (EEZ) including the Pelagos Sanctuary. The survey covered 24,624 km of line-transect performed by scientific institutional partners of the French Biodiversity Office and sampled 1336 grid-cells (i.e. 30.67% of the total number of grid-cells, Fig. 1). Two trained observers collected cetacean data following a distance sampling protocol (i.e. recording species identification, group size, declination angle). Aerial surveys were conditional on a good weather forecast and were performed using high-wind aircrafts with bubble windows. Sampling effort for aerial surveys was homogeneous over the studied area with three or four replicates per line-transect between November 2011 and August 2012. While aircrafts surveyed large area quickly, the limited temporal coverage may reduce overall number of detections. In the future, this survey will be conducted every six years to inform the MSFD (for more details).

The two monitoring programs collected either photo-identification or distance sampling data. For both programs, we used the locations of bottlenose dolphins encounters and the survey tracks. We used two environmental covariates to estimate the space-use of bottlenose dolphins: i) bathymetry, and ii) sea surface temperature (SST).

Detection of bottlenose dolphins

In the following maps, we displayed the sampling effort and detections of common bottlenose dolphins made by aerial line-transect, and by the boat at-sea monitoring programs.

Aerial surveys detected several dolphin groups in the high depths while at-sea surveys detected none. Detecting offshore groups tempered the preference for low-depth seafloors in aerial occupancy models.

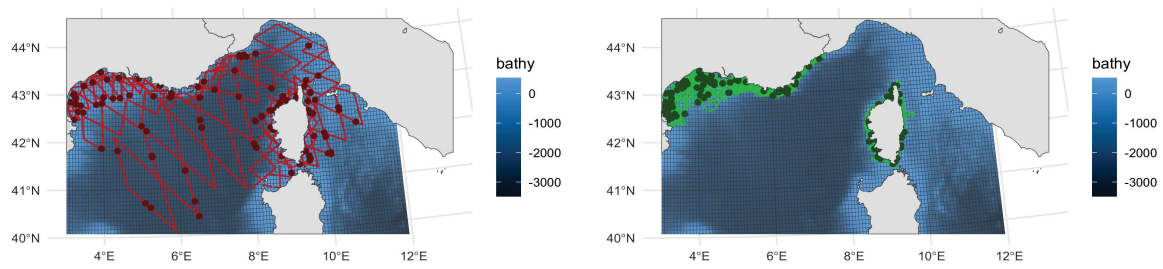


Figure 3: Location of common bottlenose dolphins detection and sampling effort of i) aerial line transect monitoring (left panel), ii) boat photo-id monitoring (right panel)

Section 6

Estimer les effectifs et la densité du grand dauphin à partir de plusieurs jeux de données



Section 6

Article 3 : Un modèle spatial intégré pour illustrer la complémentarité entre les programmes de suivis écologiques à grande échelle, un cas d'étude sur le grand dauphin en Méditerranée française.

Résumé : Au cours des dernières décennies, l'échelle des études écologiques a sensiblement augmenté, nécessitant la collecte de données écologiques sur une large couverture spatiale et temporelle. Cependant, il est souvent difficile d'obtenir des informations pertinentes à grande échelle à partir d'un seul programme de suivi écologique, et il est alors pertinent d'intégrer plusieurs sources de données éventuellement hétérogènes. Dans ce contexte, les modèles intégrés combinent plusieurs jeux de données en une seule analyse pour quantifier la dynamique de la population étudiée. Travailler à de grandes échelles géographiques nécessite également une spatialisation de l'inférence écologique. En utilisant les informations disponibles à différentes échelles spatiales, les modèles spatiaux intégrés ont le potentiel de produire des estimations écologiques spatialisées difficiles à obtenir si les jeux de données étaient analysés séparément.

Dans cet article, nous illustrons comment la modélisation spatiale intégrée offre un cadre méthodologique pertinent pour réaliser des inférences écologiques à grande échelle sur les effectifs et la densité des populations. En nous concentrant sur les grands dauphins de Méditerranée (*Tursiops truncatus*), nous avons combiné i) 21 464 km de suivis de photo-identification par bateau collectant des données de capture-recapture spatiale, avec ii) 24 624 km de transects linéaires en survol aérien suivant un protocole de distance sampling. Nous avons analysé les données spatiales de capture-recapture avec les données de distance sampling pour estimer l'abondance et la densité des grands dauphins via un modèle spatial intégré. Nous avons comparé les performances du modèle spatial intégré à celles d'un modèle de distance sampling et d'un modèle spatial de capture-recapture séparément.

Les résultats des modèles spatiaux intégrés renseignent sur l'état écologique des grands dauphins en Méditerranée française et fournissent des indicateurs écologiques précis et pertinents pour répondre aux évaluations écologiques à l'échelle régionale, comme par exemple la Directive Cadre Stratégique sur le Milieu Marin (DCSMM). Plus largement, nous discutons de la pertinence d'utiliser les modèles spatiaux intégrés dans les études de conservation de la biodiversité à de grandes échelles spatiales.

Mots-clés : Directive Cadre Stratégique pour le Milieu Marin, distance sampling, grand dauphin, intégration de données, modèles intégrés, NIMBLE, spatial capture-recapture

Contribution : J'ai développé les modèles spatiaux de distance sampling, de capture-recapture, et le modèle spatial intégré. J'ai mis en forme les données de grand dauphin et des variables environnementales récupérées auprès d'Hélène Labach et de Sophie Laran. Daniel Turek m'a aidé à optimiser la rapidité du modèle de capture-recapture spatiale via le package NIMBLE. Une fois les résultats obtenus, j'ai rédigé et entrepris de commencer la publication de l'article ci-après. Olivier Gimenez a supervisé et participé à l'ensemble des étapes.

Publication : Le processus de publication est en cours, l'article est en révision dans la revue *Animal Conservation*. Ces travaux ont donné lieu à une présentation lors de la conférence EURING en Juin 2021.

Integrated spatial models foster complementarity between monitoring programs in producing large-scale bottlenose dolphin indicators

Valentin Lauret¹, Hélène Labach^{1,2}, Daniel Turek³, Sophie Laran⁴, Olivier Gimenez¹

(1) CEFE, Université Montpellier, CNRS, EPHE, IRD, Université Paul Valéry Montpellier 3, Montpellier, France

(2) MIRACETI, Connaissance et conservation des cétacés, Place des traceurs de pierres, 13500 La Couronne, France

(3) Williams College, Department of Mathematics and Statistics, Williamstown, MA 01267, USA

(4) Observatoire PELAGIS, UMS 3462 CNRS-La Rochelle Université, 5 all ee de l'Oc ean, 17000 La Rochelle

Abstract: Over the last decades, large-scale ecological projects have emerged that require collecting ecological data over broad spatial and temporal coverage. Yet, obtaining relevant information about large-scale population dynamics from a single monitoring program is challenging, and often several sources of data, possibly heterogeneous, need to be integrated. In this context, integrated models combine multiple data types into a single analysis to quantify population dynamics of a targeted population. Working at large geographical scales, calls for a spatialization of ecological inference. Using available information at different spatial scales, integrated spatial models have the potential to produce spatial ecological estimates that would be difficult to obtain if data were analyzed separately. In this paper, we illustrate how spatial integrated modeling offers a relevant framework for conducting ecological inference at large scales. Focusing on the Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*), we combined 21,464 km of photo-identification boat surveys collecting spatial capture-recapture data with 24,624 km of aerial line-transect following a distance-sampling protocol. We analyzed spatial capture-recapture data together with distance-sampling data to estimate abundance and density of bottlenose dolphins. We compared the performances of the spatial integrated model, with that of the distance sampling model, and the spatial capture-recapture model separated. The outputs of spatial integrated models inform bottlenose dolphin ecological status in the French Mediterranean Sea and provide ecological indicators that are required for regional scale ecological assessments like the EU Marine Strategy Framework Directive. At a wider extent, integrated spatial models are widely applicable and relevant to conservation research and biodiversity assessment at large spatial scales.

Keywords: Bottlenose dolphins, data integration, distance sampling, integrated models, Marine Strategy Framework Directive, NIMBLE, spatial capture-recapture

1 Introduction

Macro-institutions get increasingly involved in large-scale programs for biodiversity conservation over regional and continental areas. Whether these policies aim at assisting governments (e.g., the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), or at implementing environmental management such as the European Union directives (Habitat Directive, 92/43/EEC, or Marine Strategy Framework Directive, MSFD, 2008/56/EC, *La Directive Cadre Stratégie Pour Le Milieu Marin (DCSMM)* (2008)), conducting large-scale ecological monitoring is required to establish conservation status of targeted species and ecosystems, and to inform decision-making. At large spatial scales, logistical and financial constraints often prevent a detailed coverage of the targeted population using a single collection effort, and different monitoring programs often coexist (Isaac et al., 2019; Lindenmayer & Likens, 2010; Zipkin & Saunders, 2018). The multiplication of monitoring programs over the same conservation context has fostered the development of statistical models that can estimate ecological indicators while accommo-

dating several, possibly heterogeneous, datasets (Besbeas et al., 2002; Farr et al., 2020; Isaac et al., 2019; D. A. W. Miller et al., 2019; Zipkin et al., 2019). Integrating data from several monitoring protocols can give complementary insights on population structure and dynamics (Schaub & Abadi, 2011), increase space and time coverage of the population (Schaub & Abadi, 2011; Zipkin et al., 2019), and produce more precise estimate of ecological indicators (Farr et al., 2020; Isaac et al., 2019; Lauret, Labach, Turek, et al., 2021). A recurrent objective of ecological monitoring programs is to estimate population abundance and density (Williams et al., 2002), for which distance sampling (DS, Buckland et al. (2005)), and capture-recapture (CR, Williams et al. (2002)) methods are widely used. DS and spatial CR methods (SCR) allows accounting for spatial variation in abundance and density (Camp et al., 2020; D. L. Miller et al., 2013; Royle et al., 2014), possibly at large scales (Bischof et al., 2020). Recent modelling tools have emerged to integrate both DS and CR methods into integrated population models (K ery & Royle, 2020). The extension to integrated spatial models has been proposed to account for spatial variation in abundance and demographic parameters while analyzing jointly DS

data and SCR data (Chandler et al., 2018). This integrated modeling approach holds promise for species occurring over large areas that are likely to be the target of multiple monitoring protocols. Besides, working at large geographical scales, require encapsulating spatial dimensions in the estimation of ecological indicators. Integrated spatial models allow to assess spatialized ecological inference, e.g density of individuals. To date, integrated spatial models have been developed and used on open populations to estimate temporal variation in population dynamics and vital rates such as survival and recruitment (Chandler et al., 2018; Chandler & Clark, 2014; Sun et al., 2019). These applications rely on long-term datasets that are not always compatible with conservation objectives. In many cases, ecological information is needed, needed quick, and no temporal depth is available (Lindenmayer & Likens, 2010; Nichols & Williams, 2006). Consequently, ecological inference is often restricted to closed-population indicators (e.g. abundance, density, distribution). When the temporal resolution of monitoring programs does not allow to quantify population dynamics, we argue that an application of integrated spatial models to closed populations can be useful in numerous ecological contexts to deal jointly with existing monitoring programs and assess abundance and density. In this paper, we applied an integrated spatial model demonstrating the relevance of combining DS and SCR to build large scale ecological indicators. We consider the monitoring of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) that are considered as “vulnerable” by the IUCN Red List in the North-Western Mediterranean Sea (IUCN, 2009). The protected status of bottlenose dolphins within the French seas (listed on Annex II of the European Habitats Directive) led to the development of specific programs to monitor Mediterranean bottlenose dolphins within the implementation of the European marine strategy framework directive, which requires assessing the conservation status of this species every 6 years over the large extent of the French Mediterranean Sea (Authier et al., 2017). Increasing efforts are dedicated to develop monitoring programs by the Marine Protected Areas (MPA) network that mainly implement photo-identification protocols locally, while governmental agencies perform large-scale line-transect programs to monitor marine megafauna and fisheries. Hence, multiple data sources coexist about bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea. In this paper, we analyzed jointly the data collected through existing monitoring programs about bottlenose dolphins. We analyzed DS data collected by aerial line-transect surveys over a large area covering coastal and pelagic seas (Laran et al., 2017). We also analyzed SCR data collected by a photo-identification monitoring program restricted to coastal waters (Labach et al., 2021). We compared the abundance and density of bottlenose dolphins estimated from DS model, SCR model, and integrated spatial models to highlight the benefits of the integrated approach in an applied ecological situation. We discussed the promising opportu-

nities of using integrated spatial models in the context of marine monitoring planning in the French Mediterranean. Then, we underlined the conservation implications of using such model at a wider extent to make the best of available datasets.

2 Methods

2.1 Monitoring bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea

Common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) occur over large areas throughout the Mediterranean Sea. Because monitoring elusive species in the marine realm is complex, multiple monitoring initiative have emerged to collect data about bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea. In the context of the Marine Strategy Framework Directive, the French government implemented large-scale aerial transects to monitor marine megafauna (Laran et al., 2017). However, the large spatial coverage of the aerial monitoring is impaired by the low resolution of such data (i.e. 1 campaign every 6 years). Then, to collect detailed data, the French agency for biodiversity funded a photo-identification monitoring program to investigate the ecological status of the bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea. This coastal boat photo-identification monitoring has been performed between 2013 and 2015 (Labach et al., 2021). Coastal photo-identification monitoring represents a promising opportunity to produce high resolution information because data can be collected routinely by Marine Protected Areas at high time frequency. Then, large scale aerial line-transect and coastal photo-identification are complementary datasets that coexist about Mediterranean bottlenose dolphins although official ecological assessment for the EU directive only rely on aerial line transects to date.

2.2 Study area and datasets

We focused on an area of 255,000 km² covering the North-Western Mediterranean Sea within which we considered two monitoring programs about bottlenose dolphins. We used SCR data from at-sea boat surveys over 21,464 km of the French continental shelf. Observers performed monitoring aboard small boats to locate and photo-identify bottlenose dolphins all year long between 2013 and 2015. Taking pictures of the dorsal fin of each individual in the group makes possible the construction of detection history and hence the analysis of the population through capture-recapture methods (Labach et al., 2021). Boat surveys were restricted to the coastal waters of France, and is homogeneous in space and time. We divided the duration of the monitoring programs into 8 equal sampling occasions as in Labach et al. (2021). We also used DS data that were collected during winter and summer aerial line-transect surveys covering 24,624 km of both coastal and pelagic NW Mediter-

ranean Sea between November 2011 to February 2012 and May to August 2012 (Laran et al., 2017). Two trained observers collected cetacean data following a DS protocol (i.e. recording species identification, group size, declination angle). Aerial surveys were conditional on a good weather forecast and aerial sampling effort was homogeneous over the studied area. Although the SCR and DS datasets were collected during separated time frames, we assumed that the bottlenose dolphin abundance did not change much between 2011 and 2015 considering a long-lived species such as bottlenose dolphins (Bearzi et al., 2009). We divided the study area in 4356 contiguous pixel/sites creating a 5'x5' Madsen grid (WGS 84). To model density of individuals, we used bathymetry as an environmental covariate, which is expected to have a positive effect on bottlenose dolphins' occurrence (Bearzi et al., 2009; Labach et al., 2021). To estimate the sampling effort of aerial and boat surveys, we calculated the transect length (in km) prospected by each monitoring protocol within each site during a time period. Sampling effort was therefore site and occasion-specific in the case of the SCR model, and site specific for the DS model. We used subjective weather condition recorded by plane observers during the line transect protocols. Good weather condition is considered to be positively related to the detection probability.

2.3 Spatial integrated models for closed populations

To integrate DS and SCR data, we used the hierarchical model proposed by Chandler et al. (2018). However, while initially developed for open populations and due to the lack of temporal depth in our datasets, we adapted the model to estimate abundance and density without accounting for demographic parameters (Fig 1). Our integrated spatial model is structured around two layers with i) an ecological model that describes the density of individuals based on an inhomogeneous point process (Spatial abundance section below), and ii) two observation models that describe how the DS and SCR data arise from the latent ecological model (Capture-recapture data and Distance-sampling data sections below).

2.3.1 Spatial abundance

For the ecological model, we use a latent spatial point process modelling the density of individuals and the overall abundance. Over the study area S , an intensity function returns the expected number of individuals at location s in S . To account for spatial variation, we model the latent density surface as an inhomogeneous point process. For every location s in the study area S , the expected abundance λ is written as a log-linear function of an environmental covariate, say habitat:

$$\log(\lambda(s)) = \mu_0 + \mu_1 \text{habitat}(s) \quad (1)$$

where parameters to be estimated are μ_0 and μ_1 respectively the density intercept and the regression coefficient of the environmental covariate. We used bathymetry as a habitat covariate possibly influencing bottlenose dolphin density. Then, the estimated population size is derived by integrating the intensity function over the study area:

$$E(N) = \int_S \lambda(s) ds \quad (2)$$

The latent ecological process defined by Eq. 1 is an inhomogeneous point process that is common to both the SCR and DS models. SCR and DS data are linked to density λ and informed the parameters of Eq. 1. To account for unseen individuals, we used the data augmentation technique and augmented the observed datasets to reach $M = 10,000$ individuals (Royle & Dorazio, 2012). Each individual i is considered being ($z_i = 1$) or not ($z_i = 0$) a member of the population according to a draw in a Bernoulli distribution of probability ψ , with

$$z_i \sim \text{Bernoulli}(\psi)$$

where ψ is the probability for individual i to be a member of the population, with $\psi = E(N)/M$ and $N = \sum_{i=1}^M z_i$.

2.3.2 Capture-recapture data

To link capture-recapture data with the ecological process, we built a SCR model (Royle et al., 2014). Detection history of individuals were collected over $T = 8$ sampling occasions and capture locations were recorded. We stored observations in a three-dimensional array y with y_{ijt} indicating whether individual i was captured at detector j during sampling occasion t . We assume that observation y_{ijt} is an outcome from a Bernoulli distribution with capture probability p_{ijt} , $y_{ijt} \sim \text{Bernoulli}(p_{ijt})$. We model capture probability with a half-normal detection function

$$p_{ijt} = p_0 \exp(-(d_{ij}^2)/(2\sigma^2))$$

where d_{ij} is the Euclidian distance between the activity center of individual i and the detector location j , σ is the scale parameter of the half-normal function, and p_0 is the baseline encounter rate (Royle et al., 2014). We accounted for spatial and temporal variation in the detection probability through the scale parameter σ which we wrote as a log-linear function of sampling effort E_{jt} at detector j during sampling occasion t : $\log(\sigma_{jt}) = \beta_0 + \beta_1 E_{jt}$. We also wrote p_0 as a logit-linear function of E_{jt} : $\text{logit}(p_{0jt}) = d_0 + d_1 E_{jt}$. When the sampling effort E_{jt} is null, we fixed p_{ijt} to 0. For each individual i belonging to the sampled population, its activity center is assigned a uniform distribution throughout the study

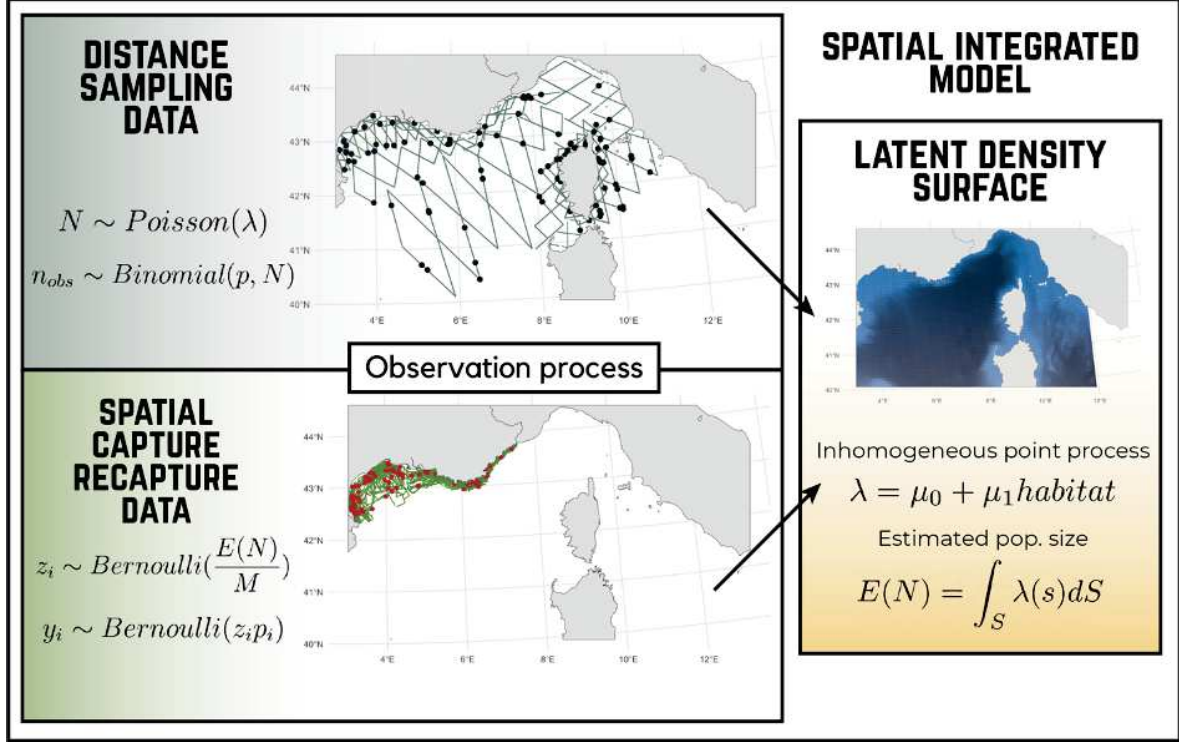


Figure 1: Graphical description of the Spatial Integrated Model (SIM) that combines Spatial Capture Recapture (SCR), and Distance Sampling (DS). The SIM is a hierarchical model with three processes: i) latent population size $E(N)$ and density λ informed by an inhomogeneous point process, ii) DS observation process that link the line-transect dataset to the latent density surface, iii) SCR observation process that links the detection histories to the latent density. The observation process is stochastic according to detection probability. For DS model, the observed group size n_{obs} is a Binomial draw in the latent abundance N at the sampling location. For SCR model, observing an individual i is a Bernoulli draw with a detection probability p_i . Through the data augmentation process with a hypothetical population size M , the probability an individual i belong to the study population is the result of a Bernoulli draw of probability

area. The locations of activity centers inform the density of individuals λ . In the SCR model, the abundance at location s is defined as the number of activity centers of bottlenose dolphins. The link between density of individuals λ and capture locations is made via the detection probability that is a decreasing function of distance between activity center of individual i and sample location j . Another option is to model the location of activity center of each individual i as the result of a multinomial draw in the predicted density in each site of the study area.

$$id_i \sim \text{Multinomial}(1, \bar{\lambda})$$

where id_i is the activity center of individual i , and $\bar{\lambda}$ represent the vector of the predicted density in each cell of the study area. We did not implement the multinomial distribution because of the computational burden to sample the 4356 grid-cells.

2.3.3 Distance-sampling data

To accommodate distance data, we built a hierarchical DS model (Kéry & Royle, 2016). We model the DS data conditional on the underlying density surface defined by Eqs (1) and (2). We assume that the probability of de-

tecting dolphins in transect l is a decreasing function of d_{il} the perpendicular distance between transect l and dolphins group location i , with

$$r_{il} = r_0 \exp(-(d_{il}^2)/(2\eta^2))$$

, where η is the scale parameter of the half-normal function, and r_0 is the probability of detection on the transect, which we will set to 1. Because distance may not be estimated with perfection by observers, we discretized the distance of observation in B distance bins. We assume that density within each transect is uniform and that the number of individuals in each transect is Poisson distributed. Then, $n_{i,b}$ the observed group size detected at location i in distance bin b , is given by a Binomial draw in the expected number of individuals in bin b , $N_{i,b}$ with $r_{i,b}$ the detection probability within each bin b .

$$N_{i,b} \sim \text{Poisson}(\lambda_{i,b})$$

$$n_{i,b} \sim \text{Binomial}(N_{i,b}, r_{i,b})$$

We account for spatial variation in the scale parameter of the detection function via η as a log-linear function of

sampling effort S_j and of weather condition W_j in transect j : $\log(\eta_j) = \alpha_0 + \alpha_1 S_j + \alpha_2 W_j$.

2.4 Bayesian implementation

To highlight the benefit of integrating data for the estimation of bottlenose dolphin density, we compared i) the output of the spatial DS model, ii) the SCR model, and iii) the integrated spatial model. We ran all models with three Markov Chain Monte Carlo chains with 100,000 iterations each in the NIMBLE R package (Valpine et al., 2017). We checked for convergence calculating the R-hat parameter (Gelman et al., 2013) and reported posterior mean and 80% credible intervals (CI) for each parameter. We considered as important the effect of a regression parameter whenever the 80% CI of its posterior distribution did not include 0. We also calculated the predicted density of bottlenose dolphins (i.e. λ). Data and codes are available on [GitHub](#).

3 Results

We detected 536 dolphins through aerial surveys clustered in 129 groups. We identified 927 dolphins over 1707 detections in photo-identification surveys, out of which 638 dolphins were captured only once (68%), 144 were captured twice (15.5%), 149 were captured 3 times and up to 8 times for one individual. The maximum distance between two sightings of the same individual was 302 km and 115 km during the same sampling occasion. We estimated 2450 dolphins (2276; 2631) with integrated spatial model over the study area (Table 1), 8470 dolphins (7620; 9329) with the DS model and 1756 dolphins (1645; 1872) with the SCR model (Table 1). Density intercepts of integrated spatial model ($\mu_0 = -0.67(-0.75; -0.60)$) and SCR model ($\mu_0 = -1.01(-1.37; -0.89)$) were lower than intercept of DS model ($\mu_0 = 0.6(0.50; 0.71)$). In the integrated spatial model, estimated abundance increased when bathymetry increased ($\mu_1 = 0.43(0.37; 0.48)$, Table 1), suggesting a preference for low-depth seafloors (Fig. 2). DS model also estimated a positive effect of bathymetry ($\mu_1 = 0.34(0.28; 0.39)$, Table 1), while the SCR model did not detect any effect of bathymetry on density ($\mu_1 = 0.02(-0.73; 0.83)$, Table 1). Then, integrated spatial model and DS models predicted higher densities of bottlenose dolphins in the coastal seas than in the pelagic seas, whereas the SCR model did not predict any variation in density between coastal and pelagic waters (Fig. 2). We detected a positive effect of aerial sampling effort on detection probability in both DS model ($\alpha_1 = 0.61(0.54; 0.67)$) and integrated spatial model ($\alpha_1 = 0.47(0.36; 0.57)$). Boat sampling effort exhibited a positive effect on detection probability for both the SCR model ($\beta_1 = 0.84(0.73; 0.96)$, $d1 = 0.76(0.71; 0.81)$) and the integrated spatial model ($\beta_1 = -0.22(-1.34; 0.76)$,

$d1 = 0.70(0.65; 0.75)$, table 1). For the integrated spatial model and the DS model, the detection probability increased when the weather condition improved (integrated spatial model: $\alpha_2 = 0.30(0.18; 0.42)$, DS: $\alpha_2 = 0.14(0.08; 0.20)$, Table 1).

4 Discussion

4.1 Integrated spatial model benefits from both distance sampling and capture-recapture data

With our integrated spatial model, we estimated bottlenose dolphin abundance within the range of what was found in previous studies in nearby areas (Gnone et al., 2011; Lauriano et al., 2014), and found that densities were more likely to be higher in coastal areas (Bearzi et al., 2009). A striking result was the large differences in abundance estimates between DS and SCR models, which were also found in previous studies analyzing the same datasets in isolation. Using capture-recapture data only, Labach et al. (2021) estimated 2647 dolphins (95% confidence interval: 2059; 3528) inhabiting the French continental coast where our model predicted 2450 dolphins (2276; 2631). Analyzing distance sampling data, Laran et al. (2017) estimated 2946 individuals (95% confidence interval: 796; 11,462) during summer, and 10,233 (95% confidence interval: 4217; 24,861) during winter where our DS model estimated 8470 (7413; 9595) all year long. We see several reasons that might explain these differences. First, the seasonal difference in Laran et al. (2017) DS abundance estimates suggests an issue with the geographic closure assumption that might explain the discrepancy in estimates obtained from SCR and DS models. Although the Mediterranean bottlenose dolphins population is clustered in coastal sub-units (Carnabuci et al., 2016), groups can be encountered offshore (Bearzi et al., 2009). In the DS dataset, large dolphin groups were detected in the pelagic seas at the extreme south of sampling design (Appendix 1). These groups could either be i) occasional pelagic individuals that belong to coastal populations and that are mainly resident outside our study area (e.g. Balearic, South-Western Sardinia), or ii) resident pelagic populations that are not sampled by coastal boat surveys (Louis et al., 2014). Second, DS and SCR models do not estimate the same quantities. While DS models take a snapshot of abundance and density in the study area at the moment of the sampling, SCR models estimate abundance and density of the sampled population, whether or not the individuals are present in the study area during the sampling period (Calambokidis & Barlow, 2004). In our case study, SCR data were restricted to the French continental coast and did not sample dolphin populations that exist elsewhere in the study area, e.g. in Corsica, Liguria, and Tuscany (Carnabuci et al., 2016). Despite this geographic sampling bias in the capture-recapture data, SCR models should predict the existence

Table 1: Parameter estimates for the spatial integrated model (SIM), spatial capture-recapture (SCR) model, and distance-sampling (DS) model. For each parameter, we display the posterior mean and its 80% credible interval (CI).

Parameter	SIM		SCR model		DS model	
	Mean	80% CI	Mean	80% CI	Mean	80% CI
Estimated population size N	2450	2276, 2631	1756	1645, 1872	8470	7620, 9329
Intercept of density μ_0	-0.67	-0.75, -0.60	-1.01	-1.37, -0.89	0.60	0.50, 0.71
Effect of bathymetry on density μ_1	0.43	0.37, 0.48	0.02	-0.73, 0.83	0.34	0.28, 0.39
SCR scale parameter: Intercept β_0	0.23	-0.82, 1.45	0.04	-1.01, 1.12		
SCR scale parameter: Effect of at-sea sampling-effort β_1	0.84	0.71, 0.95	0.84	0.73, 0.96		
SCR p_0 parameter: Intercept d_0	-6.65	-7.05, -6.27	-6.51	-6.93, -6.11		
SCR p_0 parameter: Effect of at-sea sampling-effort d_1	0.70	0.65, 0.75	0.76	0.71, 0.81		
DS scale parameter: Intercept α_0	-5.52	-6.50, -4.34			-7.91	-8.52, -7.24
DS scale parameter: Effect of aerial sampling-effort α_1	0.47	0.36, 0.57			0.61	0.54, 0.67
DS scale parameter: Effect of weather condition α_2	0.30	0.18, 0.42			0.14	0.08, 0.20

of Corsican and Italian populations if the relationship between density and habitat in Eq (1) was correct and consistent throughout the study area. As the capture-recapture survey did not sample the lower range of bathymetry, our SCR model underestimated abundance because the link between density and bathymetry was not correctly specified. Overall, because groups of the Sardinian and Balearic populations and offshore groups can be sampled in the aerial surveys, the DS model drives upward abundance compared to the SCR model that is unlikely to account for animals that are members of the Southern neither the Eastern populations. To perform detailed analysis of the NW Mediterranean bottlenose dolphin populations, one should consider additional environmental covariates to better capture spatial variation in density (e.g., sea surface temperature, distance to coast, or 200m contour, Lambert et al. (2017)). Both DS and SCR data affected the estimates of the integrated spatial model. Using the DS data that were collected in both coastal and pelagic seas informed the slope of the inhomogeneous point process (μ_1), and detected the effect of bathymetry on density. Thus, the DS data informed the integrated spatial model by correcting for the geographic sampling bias in the SCR data. On the other hand, the SCR data brought more information about population size (e.g. more detections, more individuals) that the DS data to inform the intercept of density (μ_0), making the integrated spatial model abun-

dance estimate closer to the SCR model estimate (Table 1). In the integrated spatial model, the SCR data informed the estimated population size and the DS data informed spatial repartition of individuals. Then, the integrating approach helped to correct for the sampling bias of each of the dataset and can improve the ecological inference as illustrated here about bottlenose dolphins.

4.2 Conservation implications for monitoring bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea

To date, the assessment of French Mediterranean bottlenose dolphin population required by the EU are established using the DS data (Laran et al., 2017). Aerial surveys provide crucial information on marine megafauna taxa, and on human pressures to fill several criteria of the Marine Strategy Framework Directive (Lambert et al., 2020; Laran et al., 2017; Pette et al., 2017). However, funding constraints make the aerial monitoring hardly applicable at a high frequency, and it is planned to be implemented every 6 years. Then, the French agency for biodiversity develop and support locally photo-identification monitoring through the French MPA network to collect detailed data continuously. For bottlenose dolphins, at-sea photo-identification programs collecting detailed

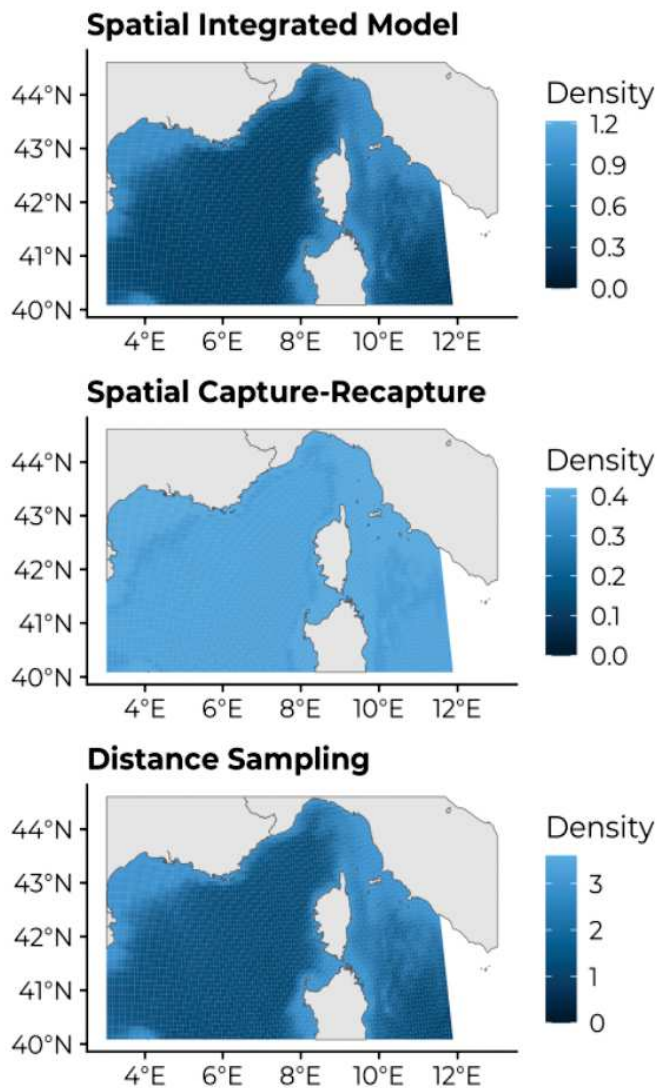


Figure 2: Estimated density surface of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) for the 3 models. Lighter color indicates higher number of individuals per area unit. Both spatial integrated model (SIM) and distance sampling (DS) predicted higher density in coastal seas, while spatial capture-recapture (SCR) predicted homogeneous density across the study area. Note that density scales are different between maps, indicating a higher overall population size for DS model than for SIM, and SCR model.

data are an important asset to inform abundance (Evans & Hammond, 2004). Ecological indicators required by the Marine Strategy Framework Directive for bottlenose dolphins would benefit from integrating aerial line-transect with more data when available (Lauret, Labach, Authier, et al., 2021). In addition, the French Research Institute for Exploitation of the Sea (i.e. IFREMER) collected yearly bottlenose dolphins' data during line transects surveys for pelagic fisheries (Baudrier et al., 2018). Ultimately, several monitoring programs will be available about bottlenose dolphins in the Mediterranean context and integrated spatial models makes possible to include existing datasets that have been discarded so far to inform public policies (Cheney et al., 2013; Isaac et al., 2019).

We acknowledge that our model has limitations and does not provide precise estimates due to several ecological features that we did not account for (e.g. spatial autocorrelation, effect of other environmental covariates). However, we believe that integrated spatial models are highly relevant considering the future monitoring planning by the French biodiversity agency that will perpetuate the coexistence of photo-identification with aerial line-transect. Analyzing the collected data in an integrated framework will lead to a more comprehensive understanding of how the monitoring programs can work together and what exactly it is that they achieve in unison. It is our hope that the ability of integrating different datasets contribute to the ongoing monitoring efforts developed in the Mediterranean context and fit in the scope of what managers expect form statistical developments to inform environmental policies.

Our work provides a promising modelling baseline to deal with the bottlenose dolphin evaluation but also open perspectives for other conservation challenges about marine species that are subject to similar monitoring situations in the French Mediterranean context (e.g. fin whale, seabirds). Last, adding complementary long-term datasets to the aerial-surveys would make possible to access the demographic parameters (e.g. recruitments, survival (Chandler et al., 2018), which would represent a major opportunity for the knowledge about French Mediterranean bottlenose dolphin populations and to produce reliable conservation status. The use of integrated spatial models for the French Mediterranean bottlenose dolphin population also enable to extend the modelling approach exploring seasonality in density, and to measure immigration and dispersal between bottlenose dolphins populations (Zipkin & Saunders, 2018).

4.3 Spatial integrated models as a promising tool for conservation

When establishing species conservation status for large-scale environmental policies, discarding some datasets from the analysis can reduce the reliability of the ecological estimation (Bischof et al., 2016). Using multiple datasets into integrated spatial models help to over-

come some limitations present when using separated datasets (e.g. limited spatial or temporal survey coverage, Zipkin & Saunders (2018); Isaac et al. (2019)). However, caution should be taken as integrating data requires additional modelling assumptions (Dupont et al., 2019; Farr et al., 2020; Fletcher et al., 2019; Simmonds et al., 2020). Integrated spatial models are flexible tools that can include more than 2 datasets (Zipkin & Saunders, 2018), and various type of data that enlarge the scope of usable information (presence-absence Santika et al. (2017)), count data Chandler et al. (2018), citizen science data Sun et al. (2019)). Recent and current developments of SCR models widen perspectives to extend integrated spatial models to account for unidentified individuals, or to better describe animal movement (Jiménez et al., 2020; Milleret et al., 2019; Turek et al., 2020). Over the last decades, the spatial scope of conservation efforts has greatly increased, and the analytical methods have had to adapt accordingly (Zipkin & Saunders, 2018). Integrated spatial models are a promising tool that can be used in multiple situations where several data sources coexist, especially for large scale conservation policies.

5 Acknowledgements

The French Ministry in charge of the environment (Ministère de la Transition Energetique et Solidaire) and the French Office for Biodiversity (OFB) funded the project SAMM that performed the aerial line-transects. The PELAGIS observatory, with the help of the OFB, designed, coordinated and conducted the survey: Emeline Pettex, Ghislain Doremus and Olivier Van Canneyt. We thank all the observers: Léa David (cruise leader), Eric Stéphane (cruise leader), Thomas Barreau, Ariane Blanchard, Vincent Bretille, Alexis Chevalier, Cécile Dars, Olivier Dian, Nathalie Di-Méglio, Emilie Durand, Marc Duvilla, Emmanuelle Levesque, Alessio Maglio, Marie Pellé, Morgane Perri, and Sandrine Serre. We are indebted to all aircraft crew members of Pixair Survey and the logistic partnership SINAY. We are grateful to all financial partners of the GDEGeM project that performed the photo-identification monitoring. We warmly thank technical and scientific participants of GDEGeM

References

- Authier, M., Commanducci, F. D., Genov, T., Holcer, D., Ridoux, V., Salivas, M., Santos, M. B., & Spitz, J. (2017). Cetacean conservation in the Mediterranean and Black Seas: Fostering transboundary collaboration through the European Marine Strategy Framework Directive. *Marine Policy*, *82*, 98–103. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.012>
- Baudrier, J., Lefebvre, A., Galgani, F., Saraux, C., & Doray, M. (2018). Optimising French fisheries surveys for marine strategy framework directive integrated ecosystem monitoring. *Marine Policy*, *94*, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.04.024>
- Bearzi, G., Fortuna, C. M., & Reeves, R. R. (2009). Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, *39*(2), 92–123. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00133.x>
- Besbeas, P., Freeman, S. N., Morgan, B. J. T., & Catchpole, E. A. (2002). Integrating Mark-Recapture-Recovery and Census Data to Estimate Animal Abundance and Demographic Parameters. *Biometrics*, *58*(3), 540–547. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2002.00540.x>
- Bischof, R., Brøseth, H., & Gimenez, O. (2016). Wildlife in a Politically Divided World: Insularism Inflates Estimates of Brown Bear Abundance: Transboundary wildlife populations. *Conservation Letters*, *9*(2), 122–130. <https://doi.org/10.1111/conl.12183>
- Bischof, R., Milleret, C., Dupont, P., Chipperfield, J., Tourani, M., Ordiz, A., Valpine, P. de, Turek, D., Royle, J. A., Gimenez, O., Flagstad, Ø., Åkesson, M., Svensson, L., Brøseth, H., & Kindberg, J. (2020). Estimating and forecasting spatial population dynamics of apex predators using transnational genetic monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *117*(48), 30531–30538. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011383117>
- Buckland, Magurran, A. E., Green, R. E., & Fewster, R. M. (2005). Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *360*(1454), 243–254. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1589>
- Calambokidis, J., & Barlow, J. (2004). Abundance of blue and humpback whales in the eastern north pacific estimated by capture-recapture and line-transect methods. *Marine Mammal Science*, *20*(1), 63–85. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2004.tb01141.x>
- Camp, R. J., Miller, D. L., Thomas, L., Buckland, S. T., & Kendall, S. J. (2020). Using density surface models to estimate spatio-temporal changes in population densities and trend. *Ecography*. <https://doi.org/10.1111/ecog.04859>
- Carnabuci, M., Schiavon, G., Bellingeri, M., Fossa, F., Paoli, C., Vassallo, P., & Gnone, G. (2016). Connectivity in the network macrostructure of *Tursiops truncatus* in the Pelagos Sanctuary (NW Mediterranean Sea): Does landscape matter? *Population Ecology*, *58*(2), 249–264. <https://doi.org/10.1007/s10144-016-0540-7>
- Chandler, R. B., & Clark, J. D. (2014). Spatially explicit integrated population models. *Methods in Ecology and Evolution*, *5*(12), 1351–1360. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12153>
- Chandler, R. B., Hepinstall-Cymerman, J., Merker, S., Abernathy-Conners, H., & Cooper, R. J. (2018). Characterizing spatio-temporal variation in survival and recruitment with integrated population models. *The Auk*, *135*(3), 409–426. <https://doi.org/10.1642/AUK-17-181.1>

- Cheney, B., Thompson, P. M., Ingram, S. N., Hammond, P. S., Stevick, P. T., Durban, J. W., Culloch, R. M., Elwen, S. H., Mandleberg, L., Janik, V. M., Quick, N. J., ISLAS-Villanueva, V., Robinson, K. P., Costa, M., Einfeld, S. M., Walters, A., Phillips, C., Weir, C. R., Evans, P. G. H., ... Wilson, B. (2013). Integrating multiple data sources to assess the distribution and abundance of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in Scottish waters: Abundance of bottlenose dolphins around Scotland. *Mammal Review*, 43(1), 71–88. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2011.00208.x>
- Dupont, P., Milleret, C., Gimenez, O., & Bischof, R. (2019). Population closure and the bias–precision trade-off in spatial capture–recapture. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(5), 661–672. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13158>
- Evans, P. G. H., & Hammond, P. S. (2004). Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review*, 34(1–2), 131–156. <https://doi.org/10.1046/j.0305-1838.2003.00027.x>
- Farr, M. T., Green, D. S., Holekamp, K. E., & Zipkin, E. F. (2020). Integrating distance sampling and presence-only data to estimate species abundance. *Ecology*. <https://doi.org/10.1002/ecy.3204>
- Fletcher, R. J., Hefley, T. J., Robertson, E. P., Zuckerberg, B., McCleery, R. A., & Dorazio, R. M. (2019). A practical guide for combining data to model species distributions. *Ecology*, e02710. <https://doi.org/10.1002/ecy.2710>
- Gelman, A., Carlin, J. B., Stern, H. S., Dunson, D. B., Vehtari, A., & Rubin, D. B. (2013). *Bayesian data analysis*. Chapman; Hall/CRC.
- Gnone, G., Bellingeri, M., Dhermain, F., Dupraz, F., Nuti, S., Bedocchi, D., Moulins, A., Rosso, M., Alessi, J., Mc-Crea, R. S., Azzellino, A., Airoldi, S., Fortunato, N., Laran, S., David, L., Di Meglio, N., Bonelli, P., Montesi, G., Trucchi, R., ... Wurtz, M. (2011). Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea): THE BOTTLENOSE DOLPHIN IN THE PELAGOS SANCTUARY MPA. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(4), 372–388. <https://doi.org/10.1002/aqc.1191>
- Isaac, N. J. B., Jarzyna, M. A., Keil, P., Dambly, L. I., Boersch-Supan, P. H., Browning, E., Freeman, S. N., Golding, N., Guillera-Aroita, G., Henrys, P. A., Jarvis, S., Lahoz-Monfort, J., Pagel, J., Pescott, O. L., Schmucki, R., Simmonds, E. G., & O'Hara, R. B. (2019). Data Integration for Large-Scale Models of Species Distributions. *Trends in Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.08.006>
- IUCN. (2009). *Tursiops truncatus (Mediterranean subpopulation): Bearzi, G., Fortuna, C. & Reeves, R.: The IUCN Red List of Threatened Species 2012: E.T16369383A16369386*. International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012-1.RLTS.T16369383A16369386.en>
- Jiménez, J., Augustine, B., Linden, D. W., Chandler, R., & Royle, J. A. (2020). Spatial capture–recapture with random thinning for unidentified encounters. *Ecology and Evolution*, ece3.7091. <https://doi.org/10.1002/ece3.7091>
- Kéry, M., & Royle, J. (2020). *Applied hierarchical modeling in ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in r and bugs: Volume 2: Dynamic and advanced models: Vols. Ch 10* (1st ed.). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-04070-9>
- Kéry, M., & Royle, J. A. (2016). *Applied hierarchical modeling in ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS*. Elsevier/AP, Academic Press is an imprint of Elsevier.
- La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DC-SMM). (2008). <http://www.dcsmm-d4.fr/la-directive-cadre-strategie-pour-le-milieu-marin-dcsmm>
- Labach, H., Azzinari, C., Barbier, M., Cesarini, C., Daniel, B., David, L., Dhermain, F., Di-Méglio, N., Guichard, B., Jourdan, J., Robert, N., Roul, M., Tomasi, N., & Gimenez, O. (2021). Distribution and abundance of bottlenose dolphin over the French Mediterranean continental shelf. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/723569>
- Lambert, C., Authier, M., Dorémus, G., Laran, S., Panigada, S., Spitz, J., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2020). Setting the scene for Mediterranean litterscape management: The first basin-scale quantification and mapping of floating marine debris. *Environmental Pollution*, 263, 114430. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114430>
- Lambert, C., Virgili, A., Pettex, E., Delavenne, J., Toison, V., Blanck, A., & Ridoux, V. (2017). Habitat modelling predictions highlight seasonal relevance of Marine Protected Areas for marine megafauna. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 262–274. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.03.016>
- Laran, S., Pettex, E., Authier, M., Blanck, A., David, L., Dorémus, G., Falchetto, H., Monestiez, P., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2017). 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. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.12.011>
- Lauret, V., Labach, H., Authier, M., & Gimenez, O. (2021). Using single visits into integrated occupancy models to make the most of existing monitoring programs. *Ecology*, 848663. <https://doi.org/10.1101/848663>
- Lauret, V., Labach, H., Turek, D., Laran, S., & Gimenez, O. (2021). Spatial integrated models foster complementarity between monitoring programs in producing large-scale ecological indicators. *bioRxiv*.
- Lauriano, G., Pierantonio, N., Donovan, G., & Panigada, S. (2014). Abundance and distribution of *Tursiops truncatus* in the Western Mediterranean Sea: An assessment towards the Marine Strategy Framework Directive requirements. *Marine Environmental Research*, 100, 86–93. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.04.001>

- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143(6), 1317–1328. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013>
- Louis, M., Viricel, A., Lucas, T., Peltier, H., Alfonsi, E., Berrow, S., Brownlow, A., Covelo, P., Dabin, W., Deaville, R., Stephanis, R. de, Gally, F., Gauffier, P., Penrose, R., Silva, M. A., Guinet, C., & Simon-Bouhet, B. (2014). Habitat-driven population structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the North-East Atlantic. *Molecular Ecology*, 23(4), 857–874. <https://doi.org/10.1111/mec.12653>
- Miller, D. A. W., Pacifici, K., Sanderlin, J. S., & Reich, B. J. (2019). The recent past and promising future for data integration methods to estimate species' distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(1), 22–37. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13110>
- Miller, D. L., Burt, M. L., Rexstad, E. A., & Thomas, L. (2013). Spatial models for distance sampling data: Recent developments and future directions. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1001–1010. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12105>
- Milleret, C., Dupont, P., Bonenfant, C., Brøseth, H., Flagstad, Ø., Sutherland, C., & Bischof, R. (2019). A local evaluation of the individual state-space to scale up Bayesian spatial capture–recapture. *Ecology and Evolution*, 9(1), 352–363. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.4751>
- Nichols, & Williams. (2006). Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), 668–673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>
- Pettex, E., David, L., Authier, M., Blanck, A., Dorémus, G., Falchetto, H., Laran, S., Monestiez, P., Van Canneyt, O., Virgili, A., & Ridoux, V. (2017). Using large scale surveys to investigate seasonal variations in seabird distribution and abundance. Part I: The North Western Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 141, 74–85. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.11.008>
- Royle, J. A., Chandler, R. B., Sollmann, R., & Gardner, B. (Eds.). (2014). *Spatial capture-recapture*. Elsevier.
- Royle, J. A., & Dorazio, R. M. (2012). Parameter-expanded data augmentation for Bayesian analysis of capture–recapture models. *Journal of Ornithology*, 152(S2), 521–537. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0619-4>
- Santika, T., Ancrenaz, M., Wilson, K. A., Spehar, S., Abram, N., Banes, G. L., Campbell-Smith, G., Curran, L., d'Arcy, L., Delgado, R. A., Erman, A., Goossens, B., Hartanto, H., Houghton, M., Husson, S. J., Kühl, H. S., Lackman, I., Leiman, A., Llano Sanchez, K., ... Meijaard, E. (2017). First integrative trend analysis for a great ape species in Borneo. *Scientific Reports*, 7(1), 4839. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04435-9>
- Schaub, M., & Abadi, F. (2011). Integrated population models: A novel analysis framework for deeper insights into population dynamics. *Journal of Ornithology*, 152(S1), 227–237. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0632-7>
- Simmonds, E. G., Jarvis, S. G., Henrys, P. A., Isaac, N. J. B., & O'Hara, R. B. (2020). Is more data always better? A simulation study of benefits and limitations of integrated distribution models. *Ecography*, ecog.05146. <https://doi.org/10.1111/ecog.05146>
- Sun, C. C., Royle, J. A., & Fuller, A. K. (2019). Incorporating citizen science data in spatially explicit integrated population models. *Ecology*, 100(9). <https://doi.org/10.1002/ecy.2777>
- Turek, D., Milleret, C., Ergon, T., Brøseth, H., & Valpine, P. de. (2020). *Efficient Estimation of Large-Scale Spatial Capture-Recapture Models* [Preprint]. Ecology. <https://doi.org/10.1101/2020.05.07.081182>
- Valpine, P. de, Turek, D., Paciorek, C. J., Anderson-Bergman, C., Lang, D. T., & Bodik, R. (2017). Programming with models: Writing statistical algorithms for general model structures with NIMBLE. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 26(2), 403–413.
- Williams, Nichols, & Conroy. (2002). *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, San Diego, California, USA. <https://www.elsevier.com/books/analysis-and-management-of-animal-populations/williams/978-0-12-754406-9>
- Zipkin, E. F., Inouye, B. D., & Beissinger, S. R. (2019). Innovations in data integration for modeling populations. *Ecology*, e02713. <https://doi.org/10.1002/ecy.2713>
- Zipkin, E. F., & Saunders, S. P. (2018). Synthesizing multiple data types for biological conservation using integrated population models. *Biological Conservation*, 217, 240–250. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.017>

Appendix S1: Data exploration: Spatial Integrated Model

Valentin Lauret, Hélène Labach, Daniel Turek, Sophie Laran, Olivier Gimenez

Contents

.....	96
The Data	96
About bottlenose dolphins	96
Monitoring programs	97
At-sea monitoring	97
Aerial pelagic and coastal monitoring program	98
Results: comparison between models	99
About population size	99
Density maps	99

In this document, we provide data exploration and results of our analyze of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the northwestern Mediterranean Sea.

To study bottlenose dolphins, we combined two existing datasets in the French waters :

- aerial line-transects collecting bottlenose dolphins data following a distance sampling (DS) protocol.
- at-sea photo identification collecting individual data about dolphins population.

We built a DS model to analyze aerial data, a spatial capture-recapture (SCR) model to analyze at-sea data, and a spatial integrated model (SIM) to analyze jointly both datasets and to estimate abundance and density.

Hereafter, we provide data exploration and displayed some of the results.

The Data

The objective of this section is to provide supplementary information about bottlenose dolphins data.

About bottlenose dolphins

Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the North-Western Mediterranean Sea. In the marine world, many species of conservation interest are elusive, and ecological data can be costly to obtain. In particular, the high seas are difficult to access and ecological monitoring is often performed through aerial surveys. However, coastal seas allows performing detailed at-sea monitoring. Besides, many species such as marine megafauna are mobile and occur in both coasts and high seas. Combining monitoring programs that are carried out in each realm (i.e. coasts and high seas) has the potential to provide relevant information about these species.



Figure 1: Bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea

Monitoring programs

We focused on the North-Western Mediterranean, an area of 255,000 km², which includes the Gulf of Lion and the Ligurian sea, the French coast of Provence, Corsica, and the Northern part of Sardinia (Figure 2). Our study area includes the Pelagos Sanctuary, which is a transboundary marine protected area for Mediterranean marine mammals covering an area of 90,000 km² between Italy, France and Monaco.

The North-Western Mediterranean Sea is a critical habitat for many cetaceans species. Due to its coastal behaviour, bottlenose dolphins suffer from several anthropogenic pressures (e.g. collisions, fisheries bycatch, pollution, or acoustic perturbations), which raise concerns about their coexistence with human activities. The Mediterranean population of Bottlenose dolphins is considered “vulnerable” by the IUCN Red List and is one of the two cetacean species listed on Annex 2 of the European Habitats Directive (92/43/EEC). The protected status of this species within the French seas led to the development of specific programs to monitor Mediterranean bottlenose dolphins within the implementation of the European Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC; MSFD).

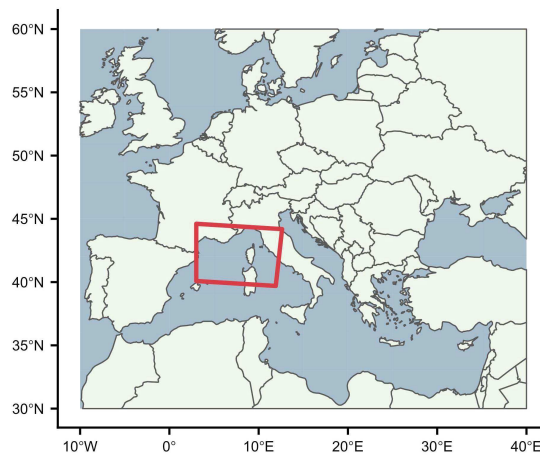


Figure 2: Location of study area in the Mediterranean basin.

At-sea monitoring

We used data from the first large-scale study of Bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea. Four NGOs and one marine reserve performed at-sea surveys over 21,464 km of the French continental shelf including the Gulf of Lion, the French Riviera, and Corsica (Figure 2). Observers performed monitoring aboard small sailing and motor boats to locate and photo-identify bottlenose dolphins all year long between 2013 and 2015 (observers collected group size, behaviour, and took pictures of the dorsal fin of each individual in the group when possible). Such surveys with small vessels are expected to recorded detailed information while being limited to coastal area. Between summer 2013 and summer 2015, at-sea surveys detected 129 bottlenose dolphin groups located in 89 different grid-cells. The sampling effort of at-sea surveys was heterogeneous in space (i.e. between 1 and more than 500 km prospected per sampled grid-cell), and time (i.e. higher prospection in spring and summer than in

autumn and winter). At-sea surveys did not include repeated visits. Some sites have been visited once, and others have been visited 50 times.

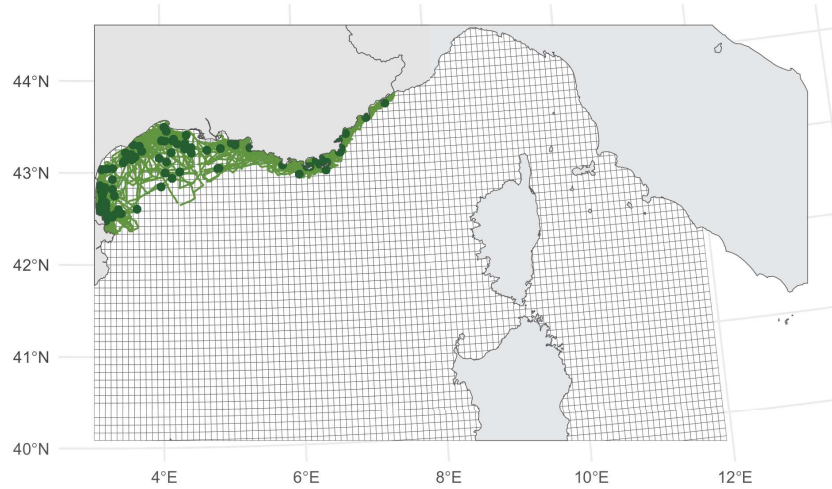


Figure 3: Boat surveys (GDEGeM program) prospected 21,646 km of of the French continental shelf. Darkgreen dots are detection locations.

Aerial pelagic and coastal monitoring program

Data were collected during aerial surveys targeting the main taxa of marine megafauna within the French Exclusive Economic Zone (EEZ) including the Pelagos Sanctuary. The survey covered 24,624 km of line-transect performed by scientific institutional partners of the French Biodiversity Office and sampled 1336 grid-cells (i.e. 30.67% of the total number of grid-cells, Fig. 1). Two trained observers collected cetacean data following a distance sampling protocol (i.e. recording species identification, group size, declination angle). Aerial surveys were conditional on a good weather forecast and were performed using high-wind aircrafts with bubble windows. Sampling effort for aerial surveys was homogeneous over the studied area with three or four replicates per line-transect between November 2011 and August 2012. While aircrafts surveyed large area quickly, the limited temporal coverage may reduce overall number of detections. In the future, this survey will be conducted every six years to inform the MSFD (for more details).

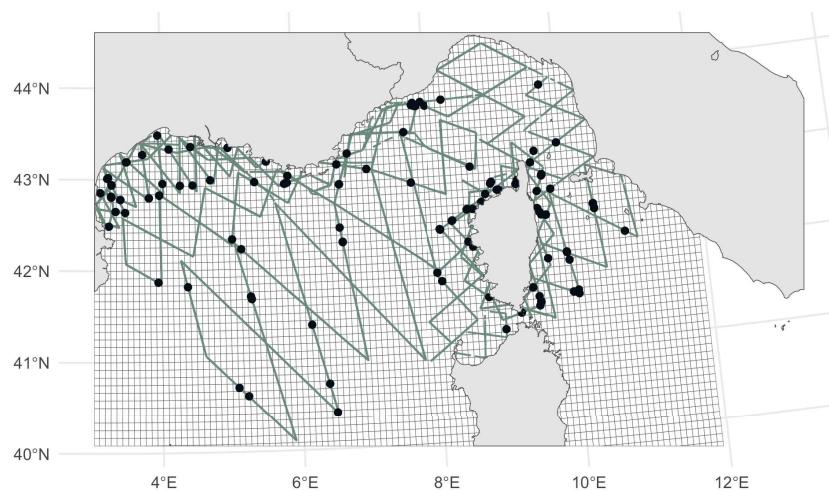


Figure 4: Aerial surveys (SAMM program) prospected 24,624 km of both sea shelf and high seas, darkblue dots are detection locations.

The two monitoring programs collected either photo-identification or distance sampling data. For both programs,

we used the locations of bottlenose dolphins encounters and the survey tracks. We used two environmental covariates to estimate the space-use of bottlenose dolphins: i) bathymetry, and ii) sea surface temperature (SST).

Results: comparison between models

About population size

We built the density surface λ from the Inhomogeneous Point Process in every site of the study area from the estimated parameters μ_0 and μ_1 .

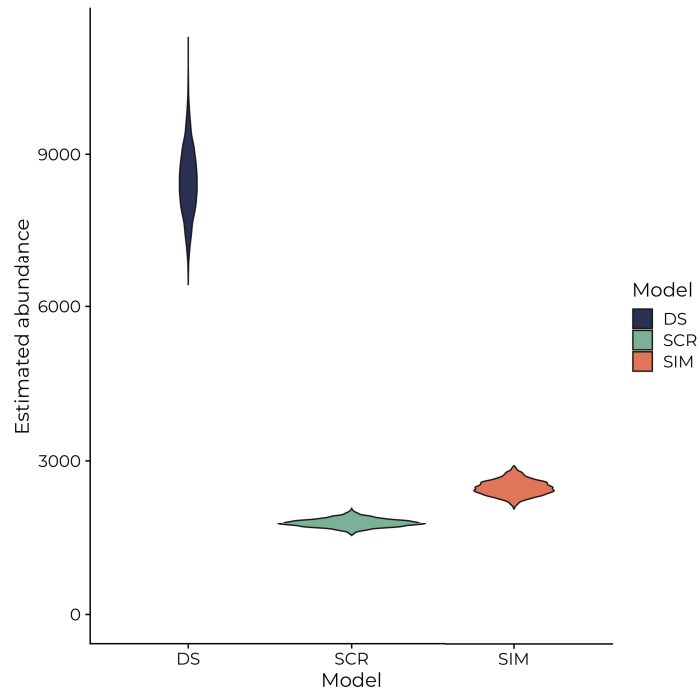


Figure 5: Abundance estimated by DS model, SCR model, and SIM

Density maps

Density maps are built projecting λ in every site of the study area.

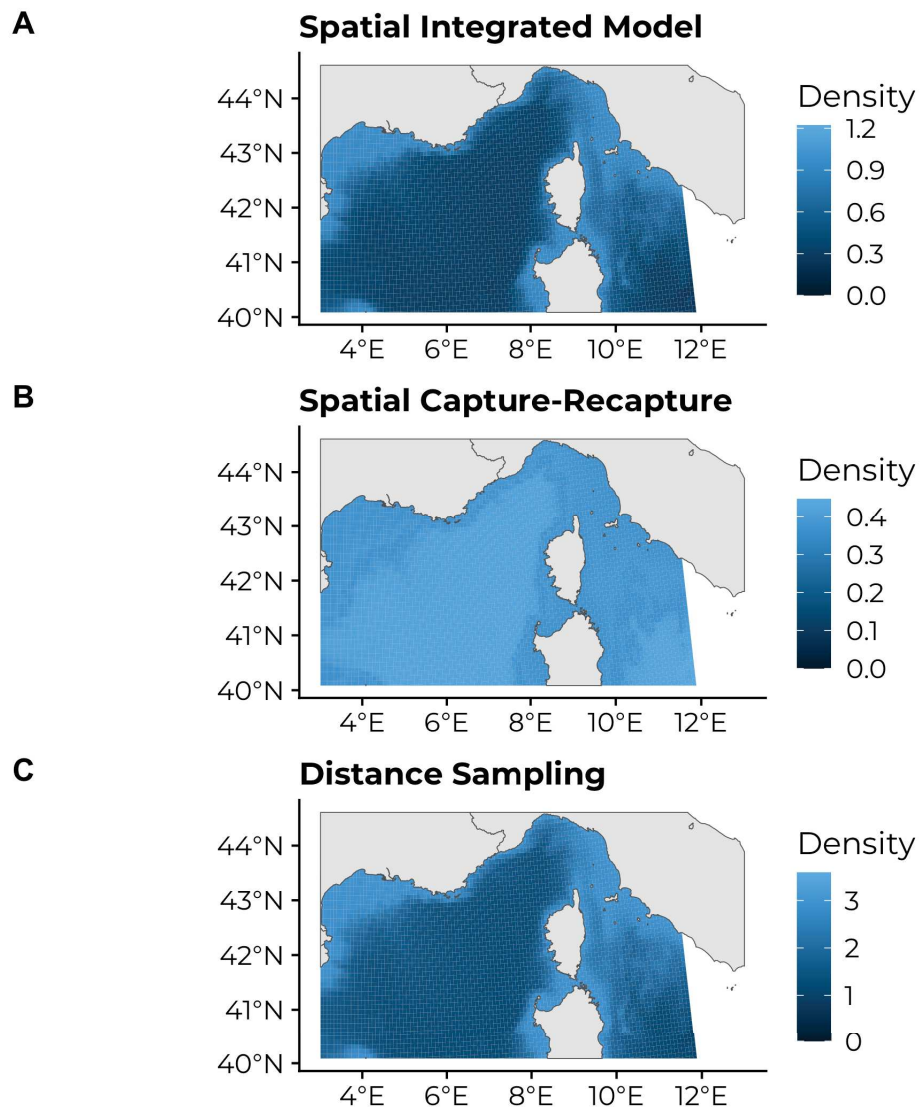


Figure 6: Density of bottlenose dolphins estimated by DS model, SCR model, and SIM

Section 7

Discussion





Section 7

7 DISCUSSION

7.1 Intérêt de la thèse pour le suivi du grand dauphin en Méditerranée française

L'enjeu de coordination des suivis écologiques entre l'échelle globale et l'échelle locale

Les entretiens réalisés (Section 4) et le dialogue avec les professionnels de la biodiversité soulignent que la construction d'indicateurs écologiques est au centre des enjeux institutionnels en Méditerranée. On identifie toutefois plusieurs verrous et difficultés lors de l'estimation d'indicateurs écologiques. Parmi eux, on compte les problèmes d'échelle liés à l'articulation difficile entre les objectifs de connaissance des AMP à l'échelle locale et ceux de l'OFB à l'échelle de la façade. C'est le cas pour le grand dauphin : les indicateurs écologiques de distribution et d'effectif sont nécessaires pour répondre au programme de surveillance de la DCSMM d'une part, et pour les tableaux de bord ou plan de gestion des AMP d'autre part. Cependant, les indicateurs globaux de la DCSMM ne permettent pas de satisfaire les besoins de précision des AMP qui doivent établir des indicateurs à l'échelle locale. Par exemple pour le cas des survols pour la mégafaune marine, un agent de l'OFB indique :

« Les grands survols sont souvent critiqués car les AMP disent qu'elles ne peuvent pas en faire grand chose. Vous faites des évaluations à l'échelle de toute la ZEE. Et même si vous faites des modélisations d'habitat, nous on est qu'un petit carré au milieu d'une tâche mais ça nous informe pas du tout. »

Dans certains cas, les indicateurs écologiques produits par les suivis globaux ne sont pas compatibles avec les données récoltées par les AMP car les protocoles de récolte sont différents (par exemple entre des données de comptage et des données de photo-identification). Les protocoles des suivis globaux sont parfois trop grossiers et peuvent produire des résultats erronés selon les AMP. Un exemple concerne les herbiers de posidonie (*Posidonia oceanica*) pour lequel sont produits des cartographies des herbiers à l'échelle de la façade. La définition des zones interdites au mouillage des bateaux se fonde sur ces cartographies mais les AMP contestent leur précision. A ce propos, un agent d'AMP souligne :

« Au niveau local, quand ça ne colle pas on est bien obligé de le dire. Par exemple quand ils mettent des herbiers [de posidonie] là où il n'y en a pas. Ça a des répercussions sur la gestion. »

Parfois, les suivis écologiques des AMP et les suivis à large échelle sont difficiles à coordonner. Les écarts entre les objectifs des AMP et ceux de la façade Méditerranéenne soulignent un réel enjeu opérationnel et politique. Il faudrait rendre conciliable les données écologiques récoltées pour informer les objectifs aux deux échelles spatiales, comme précisé explicitement dans les entretiens par le même agent de l'OFB, conscient du problème :

« L'idée depuis le début est de réussir à mettre au point des suivis qui répondent à la fois aux besoins des AMP et à des besoins à plus grande échelle sachant que ce n'est pas toujours facile à concilier. »

Sans pour autant pouvoir s'attaquer à la coordination des protocoles dans les AMP, les modèles statistiques développés pendant cette thèse constituent un socle prometteur pour l'intégration des données issues de protocoles variés, en particulier au vu du contexte institutionnel de la planification des suivis écologiques. D'après les échanges avec les gestionnaires, l'objectif pour le grand dauphin en Méditerranée est de développer les suivis de photo-id dans les AMP avec, en parallèle, la pérennisation des survols aériens à l'échelle de la ZEE. Les deux types de données utilisés pour la construction des modèles dans les Sections 5 et 6 (survol aérien, et photo-id) sont donc amenés à être collectés de manière récurrente en Méditerranée, ce qui renforce la pertinence des outils développés durant cette thèse.

La modélisation intégrée comme outil opérationnel à l'échelle du réseau d'AMP

De fait, l'utilisation des modèles intégrés peut être judicieuse aux deux échelles : locale et globale. Tout d'abord à l'intérieur d'une AMP, plusieurs protocoles de suivis peuvent coexister. Les Parcs Naturels Marins étant des AMP très étendues au large, le

survol aérien est envisagé pour prospecter les zones pélagiques, mais du suivi côtier embarqué est mené en parallèle pour la photo-identification du grand dauphin. Pour ces types d'AMP, l'utilisation des modèles intégrés permettra de renseigner les indicateurs écologiques nécessaires au plan de gestion. Les agents du Parc Naturel Marin du Cap Corse et de l'Agriate, et ceux du Parc Naturel Marin du Golfe du Lion nous ont déjà sollicité pour nous faire part de leur intérêt pour ces méthodes statistiques permettant l'intégration des jeux de données à l'échelle de leur AMP. A l'échelle de la façade, l'OFB tente de centraliser les données écologiques des AMP (programme TURSMED, MIRACETI (2019)). Les outils de modélisation intégrés permettront d'analyser conjointement les informations apportées par les AMP et les informations issues des survols aériens à large échelle qui ont vocation à être pérennisés par l'OFB tous les 6 ans. Du point de vue de la modélisation, étant donné que les protocoles de photo-id sont effectués à fine échelle dans les AMP, la résolution du processus écologique des modèles pourrait être suffisamment élevée pour répondre simultanément aux exigences de détail des AMP et pour établir les indicateurs à l'échelle de la façade. Ainsi, l'OFB a l'opportunité de développer un cadre intégré d'estimation des indicateurs écologiques du grand dauphin en réconciliant les échelles d'études locales et globales.

Afin de porter à connaissance des gestionnaires d'AMP l'existence de ces outils statistiques, la prochaine étape de mon travail consistera à organiser une restitution aux agents des AMP, ce qui n'a pu se faire le temps dans la thèse du fait des conditions sanitaires. Nous espérons dans un futur proche présenter les outils statistiques développés et discuter de leur mobilisation pour l'estimation des différents indicateurs écologiques dans les AMP et au niveau de la façade par l'OFB. Une restitution auprès de la délégation de façade Méditerranée de l'OFB est prévue, et une autre est envisagée aux Ateliers Techniques de Façade qui sont des séminaires régionaux réunissant les agents d'AMP de Méditerranée autour de questions techniques. Nous tenons également à restituer les travaux de sciences sociales aux agents des AMP sous un format à définir.

Des perspectives pour les autres suivis écologiques en Méditerranée française

Si les données issues de survol aérien et de photo-identification sont majoritaires pour le grand dauphin en Méditerranée française, d'autres jeux de données pourraient être considérés pour l'intégration dans les estimations d'indicateurs écologiques. Dans le cas des protocoles de transects linéaires pour l'estimation des stocks de petites pêches pélagique (programme PELMED - Baudrier et al. (2018)) ou pour les survols aériens pour le thon (Ifremer, 2015), l'intégration des données

se ferait via un processus d'observation de distance sampling à la façon dont les données SAMM sont utilisées pour l'estimation des effectifs (voir Section 6). Je tiens à remercier Claire Saraux pour l'envoi des observations de mégafaune marine observées lors des campagnes de pêche scientifique du protocole PELMED. Une exploration préliminaire des données m'a permis de dénombrer seulement quelques détections de grands dauphins chaque année (15 observations en 2015), en plus d'un échantillonnage qui se limite à la zone du Golfe du Lion. Cependant la récurrence du protocole PELMED chaque année et le plan d'échantillonnage permettent d'avoir régulièrement des données au large du Golfe du Lion dans des zones rarement prospectées. Le même intérêt s'applique aux données issues des « survols thon » : une récurrence annuelle, peu de détections de grand dauphin, des données seulement dans le Golfe du Lion mais incluant le large. Une perspective pour étudier l'apport de ces jeux de données aux estimations des indicateurs écologiques du grand dauphin serait d'intégrer les données protocolées de PELMED et des survols thon entre 2010 et 2015 aux modèles développés en Sections 5 et 6 afin de quantifier l'apport de ces informations à l'inférence écologique.

Les échouages de mammifères marins constituent aussi une source conséquente de données biologiques à propos des populations de cétacés (Bouchard et al., 2019; Peltier et al., 2012). Les autopsies réalisées permettent d'apporter des informations sur les éventuelles pollutions présentes en mer, sur l'impact des activités humaines, mais aussi sur l'écologie et le comportement des cétacés (e.g. le régime alimentaire). Mis en place dans les années 1970, le Réseau National Échouage (RNE) assure une veille sur l'ensemble du littoral français pour détecter et intervenir rapidement sur les échouages (Dars et al., 2020). Les données d'échouage pourraient fournir des informations pertinentes sur la mortalité en mer, ainsi que sur l'abondance relative, la richesse des espèces et la distribution des cétacés (Peltier et al., 2012). Avec les données d'échouage, le RNE constitue un programme de surveillance à long-terme sur les mammifères marins et fournit une perspective intéressante pour leur utilisation des échouages comme une source d'indicateur de population dans des programmes de surveillance à long terme (Dars et al., 2020; Peltier et al., 2012).

En parallèle de ces suivis protocolés, les données opportunistes se multiplient en Méditerranée française. Certaines AMP recensent les observations de particuliers diffusées sur les réseaux sociaux. On note aussi l'émergence de plateformes numériques pour la saisie des données écologiques comme BioObs pour les observations réalisées en plongée sous-marine (<https://bioobs.fr/>) ou l'application mobile ObsenMer qui permet aux usagers de la mer (particuliers, professionnels) de saisir leurs observations de mégafaune marine lors de leurs sorties. Les observations ponctuelles is-

sues d'ObsenMer constituent une ressource intéressante pour l'estimation des indicateurs écologiques. Parmi, plus de 400 détections de grand dauphin en Méditerranée française depuis 2015, de nombreuses observations ponctuelles de grand dauphin sont recensées sur ObsenMer dans le Golfe d'Aigues-Mortes et en Camargue, là où les suivis protocolés sont rares. Cependant, les données non protocolées nécessitent de prendre en compte les difficultés méthodologiques engendrées par l'absence d'effort d'échantillonnage explicitement mesuré. Des méthodes existent pour estimer les indicateurs écologiques à partir de données opportunistes en prenant en compte les biais d'échantillonnage (Derville et al., 2018; Louvrier, 2018).

Plus largement, l'utilisation des modèles intégrés pourrait être pertinente pour d'autres espèces en Méditerranée française. Durant cette thèse, des discussions avec le World Wildlife Fund Méditerranée française (WWF) ont été amorcées pour appliquer les modèles intégrés au rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) afin d'estimer les effectifs et les densités de l'espèce en Méditerranée française. La combinaison de données porterait sur i) les détections issues des survols aériens SAMM, avec ii) un jeu de données de capture-recapture collecté par le WWF depuis les années 2000 au large de la Provence (WWF, 2020). Le modèle spatial intégré serait l'équivalent de celui développé en Section 6. La profondeur temporelle des données de capture-recapture permettrait d'étendre le modèle en population ouverte pour estimer les paramètres démographiques du rorqual commun (Chandler et al., 2018). L'utilisation des modèles intégrés pourrait aussi s'appliquer à d'autres espèces pour lesquelles la couverture spatiale des protocoles de suivis actuels est partielle. C'est le cas de plusieurs espèces d'oiseaux marins qui sont détections par les survols aériens SAMM, par des transects en bateau (comme au Parc Naturel Marin du Golfe du Lion), et qui font l'objet de programmes de baguage aux sites de nidification donnant lieu à des données de capture-recapture (par exemple au Parc National de Port-Cros sur les puffins Yelkouan *Puffinus yelkouan*, Bourgeois & Vidal (2008)). Les oiseaux marins font partie de plusieurs objectifs de suivis dans les AMP et au niveau national dans la DCSMM. Les enjeux de conservation autour de ces espèces sont importants actuellement en Méditerranée avec la planification de parcs éoliens offshore connus pour avoir un impact sur les oiseaux marins (Furness et al., 2013). La combinaison des différents jeux de données avec les modèles développés dans cette thèse serait judicieuse pour préciser les indicateurs écologiques sur plusieurs espèces d'oiseaux marins.

Au-delà du contexte méditerranéen, de nombreuses données récoltées sur les mammifères marins dans le monde proviennent de programmes de photo-identification et de transects linéaires (Evans & Hammond, 2004). Par exemple en Ecosse, un suivi

de photo-identification est réalisé régulièrement et localement sur les populations de grand dauphin, en parallèle des survols aériens des campagnes SCANS (Cheney et al., 2013; Hammond et al., 2013). On est dans une situation similaire à celle étudiée en Méditerranée française. Il est probable que les modèles présentés dans cette thèse pourraient s'avérer pertinents pour l'étude de plusieurs populations de mammifères marins déjà étudiées via ces protocoles de données (Cheney et al., 2013; Pirotta et al., 2015).

Outre leur application au milieu marin, les modèles intégrés constituent un outil de conservation particulièrement pertinent pour estimer des indicateurs écologiques à l'heure où les jeux de données se multiplient (Kéry & Royle, 2020; Zipkin et al., 2021). De nouveaux types d'observations naturalistes ont abondé les bases de données grâce aux récentes avancées technologiques. L'émergence des nouvelles techniques d'échantillonnage telles que le metabarcoding, la bioacoustique, la télédétection permettent d'obtenir de façon non-invasive des informations écologiques de qualité et en quantité (Lahoz-Monfort & Magrath, 2021; Tosa et al., 2021). La contribution simultanée des progrès en séquençage génétique (*Next Generation Sequencing*) et en bio-informatique ont permis de démocratiser ces techniques de suivis écologiques qui peuvent maintenant être envisagées lors de la planification d'études environnementales (Tosa et al., 2021). Les méthodes d'échantillonnage de l'ADN environnemental sont en cours d'exploration pour la détection des mammifères marins (Foote et al., 2012). Ces nouvelles technologies ont une influence croissante dans l'établissement des programmes de suivis en particulier en conservation (Lahoz-Monfort & Magrath, 2021). L'apport de nouvelles sources de données renforce l'intérêt des modèles intégrés pour pouvoir combiner plusieurs protocoles complémentaires lors des études écologiques.

7.2 Futures questions écologiques et développements méthodologiques envisagés

Affiner la modélisation des processus écologiques

Les outils développés durant cette thèse constituent une base méthodologique pour l'estimation d'indicateurs écologiques en intégrant plusieurs jeux de données. Cependant, nous n'avons pas suffisamment exploré l'influence des variables écologiques. Nos modèles utilisent une seule variable écologique, la bathymétrie. Incorporer d'autres variables environnementales qui influencent la distribution et la densité de grand dauphin permettrait de réduire la part de variance non expliquée, et ainsi affiner les estimations du processus écologique. Pour satisfaire les exigences

des directives nationales ou renseigner les objectifs des AMP, l'utilisation des outils développés dans cette thèse nécessiterait un effort de modélisation supplémentaire pour préciser le processus écologique latent. Plusieurs covariables environnementales devraient être testées et utilisées pour préciser l'utilisation de l'espace par l'espèce, ou pour caractériser la densité des individus. Les études fines de l'habitat du grand dauphin ont mis en évidence l'influence de la distance à la côte, la pente des fonds marins, la distance à l'isobathe de 100m, la salinité de l'eau de surface (Cañadas et al., 2002; Ingram & Rogan, 2002; Marini et al., 2015). L'utilisation de variables de niveau trophique supérieur comme la répartition des proies n'est pas forcément judicieuse pour étudier de la distribution du grand dauphin puisque i) les proies sont représentatives seulement du comportement alimentaire, ii) la localisation des proies préférentielles est souvent une variable soumise à une forte incertitude (Torres et al., 2008), iii) le grand dauphin a un régime alimentaire très généraliste (Bearzi et al., 2009). La difficulté de la modélisation de l'habitat du grand dauphin est certaine au vu de la plasticité écologique de l'espèce et de la difficulté de définir écologiquement un habitat marin (Cribb et al., 2015). Néanmoins, l'étude affinée des variables environnementales à l'échelle de notre aire d'étude permettrait de mettre en évidence des tendances écologiques plus précises dans l'estimation des indicateurs de distribution et de densité du grand dauphin.

Inférer les mécanismes écologiques grâce aux modèles en population ouverte

Les modèles présentés ici répondent aux indicateurs écologiques DCSMM et à ceux des AMP : les effectifs et la distribution. Distribution et effectifs permettent d'inférer les patrons écologiques d'une population, une sorte de cliché à un instant donné, mais ne donnent pas accès aux mécanismes qui régissent les dynamiques écologiques. A partir de l'estimation répétée dans le temps des effectifs ou de la distribution d'une population, on peut inférer une tendance mais on ne met pas en évidence les processus écologiques qui la sous-tendent. Par exemple, quid de la survie des individus ou du taux de reproduction qui affectent les variations temporelles des effectifs de la population étudiée ? Lors de la planification de suivis écologiques, la question se pose : a-t-on besoin de connaître les mécanismes écologiques ? Au niveau de la gestion, l'identification des mécanismes écologiques a un intérêt certain pour identifier les menaces et les leviers d'action à mobiliser pour protéger les espèces. Cependant, l'étude des mécanismes écologiques nécessitent des jeux de données plus étalés dans le temps et souvent plus coûteux à obtenir. A ce jour, la plupart des indicateurs écologiques se contentent des estimations « statiques » et la détection d'une tendance avec certitude est déjà un réel enjeu

méthodologique lorsque les données sont limitées (Authier et al., 2020). Lorsque les données écologiques sont abondantes et qualitatives, il est possible d'étendre les modèles intégrés développés aux Sections 5 et 6 pour inférer explicitement les mécanismes écologiques à l'origine des dynamiques de la distribution et des effectifs des populations. Les modèles d'occupancy dynamiques permettent d'estimer la colonisation et les taux d'extinction locaux lors de l'étude de la distribution d'une espèce (Louvrier, 2018; MacKenzie, 2006). Sur la base des travaux de Richard Chandler et de ses collègues (Chandler et al., 2018), on peut combiner des données distance sampling et de SCR pour estimer la dynamique d'une population et calculer le taux de reproduction et de survie des individus. L'extension à des modèles dynamiques nécessite des jeux de données d'une importante profondeur temporelle. Ces jeux de données sont inexistant à l'heure actuelle sur le grand dauphin en Méditerranée française mais de tels développements seront possibles dans le futur si la collecte de données protocolées par photo-id et survol aérien se pérennise comme envisagée dans les documents stratégiques (MIRACETI, 2019).

Explorer l'impact des menaces anthropiques via des modèles multi-espèces

Par ailleurs, l'identification des menaces pesant sur les écosystèmes et les espèces marines est un des objectifs du programme de surveillance de la DCSMM. L'impact des interactions entre les espèces marines et les activités humaines est réel en Méditerranée, la mer la plus fréquentée du globe (Coll et al., 2012; Giakoumi et al., 2017). L'écologie côtière des grands dauphins et la pression de déprédation qu'ils exercent sur les stocks de pêche les amènent à des interactions régulières avec les activités humaines de plaisance et les pêcheries (Bearzi et al., 2009; Leone et al., 2019; Queiros et al., 2018). Caractériser les interactions humains – animaux est complexe mais des outils de modélisation multi-espèces permettent d'inférer explicitement les probabilités d'interaction et d'estimer l'influence de chaque espèce sur l'autre (Quéroué et al., 2021; Rota et al., 2016). Les grands dauphins sont souvent observés à proximité des activités de pêche, et les interactions de déprédation ou de pêche accessoires posent des problèmes de conservation (Lewison et al., 2004). Même si la déprédation reste rare en Méditerranée française, nous avons exploré l'apport d'un modèle d'occupancy multi-espèces permettant d'estimer la probabilité de co-occurrence spatiale entre les chalutiers et les grands dauphins dans le Golfe du Lion (Annexe 1). Nous avons combiné les données de grand dauphin et de chalutiers issues des survols aériens SAMM et celles issues des suivis GDEGeM dans le Golfe du Lion. Notre approche est préliminaire mais suggère qu'une implémentation plus poussée de ce genre d'outil pourrait contribuer à étudier les interactions entre activités humaines et grand dauphin en

Méditerranée française. Dans le cas général, intégrer les activités humaines dans des modèles multi-espèces pourrait constituer un outil intéressant pour identifier et quantifier les menaces des pressions anthropiques sur l'environnement (Marescot et al., 2019).

L'optimisation spatio-temporelle des programmes de suivis écologiques par les méthodes de suivi adaptatif

Dans les AMP, la plupart des suivis écologiques sont menés de front avec parfois des incompatibilités en termes de calendrier et d'effectifs disponibles pour réaliser les protocoles (voir Section 4). En réponse à ces difficultés, les agents d'AMP entament des réflexions sur l'optimisation temporelle des protocoles. A quel pas de temps réaliser les protocoles pour que tous les suivis soient compatibles dans l'emploi du temps des agents ? Un agent d'AMP indique

« On aimerait regarder la temporalité de certains suivis comme pour le Cormoran huppé, on a 10% de la population mondiale et on fait un suivi tous les ans. Peut-être que pour se concentrer sur le grand dauphin, on va faire un suivi cormoran seulement tous les 3 ans. »

Adaptées des théories de la gestion adaptative, les méthodes de suivi adaptatif permettent d'optimiser statistiquement les protocoles de suivis à partir de l'évaluation itérative des données récoltées. L'idée sous-jacente est que toutes les étapes des suivis écologiques (la définition des objectifs, la collecte des données, les analyses, et la planification des protocoles) évoluent conjointement tout en maintenant la compatibilité des données collectées précédemment (Lindenmayer & Likens, 2009). Les protocoles de suivis écologiques sont adaptés au fur et à mesure que les nouvelles informations collectées réduisent les incertitudes sur le fonctionnement de l'écosystème, ou lorsque de nouvelles questions ou des nouvelles conditions de suivi apparaissent (Lindenmayer & Likens, 2009; Lyons et al., 2008; Runge et al., 2011). Ainsi, un des principaux défis du suivi adaptatif est d'adapter les protocoles de collecte tout en maintenant la compatibilité entre les jeux de données. Dans l'Annexe 2, nous illustrons par une étude de simulation le principe, le fonctionnement de ces modèles, et nous discutons leur intérêt pour les suivis écologiques dans les AMP. Confronté aussi à des contraintes budgétaires, les outils permettant de planifier les protocoles pour rendre plus efficace la collecte de données écologiques pourraient intéresser les AMP. Un agent précise :

« Souvent les plans de gestion sont très difficiles à évaluer. Il faut mettre en place des méthodes d'évaluation. On a construit des indicateurs qui permettent

d'évaluer les actions. On est un peu obligé de prendre ça en compte. En fonction des équipes disponibles et des financements. On ne peut pas faire tous les suivis tous les ans, on doit s'organiser pour couvrir tous les suivis. »

L'implémentation du suivi adaptatif comme outil de planification des suivis constituerait un avantage certain en termes de rationalisation des coûts, des emplois du temps des agents d'AMP, et pour l'analyse des données écologiques. Cependant, la gestion des protocoles de suivis écologiques dans les AMP de Méditerranée française par suivi adaptatif nécessiterait un niveau de coordination entre les institutions difficile à envisager au vu de la situation actuelle. Pour reprendre le parallèle avec la gestion adaptative, une analyse critique a pointé du doigt les difficultés à outrepasser le manque de volonté des décideurs politiques, et la surcharge administrative liée à une coordination de la gestion et des protocoles de suivis écologiques expérimentaux (Walters, 2007). Comme l'implémentation de la gestion adaptative, les contraintes humaines et opérationnelles sont aujourd'hui importantes dans les institutions de protection de la biodiversité de Méditerranée française et freinent les ambitions quant à la coordination des suivis écologiques.

7.3 Analyse critique des politiques françaises de protection du milieu marin

Le manque de coordination et d'échanges au sein du réseau d'AMP de Méditerranée française

L'étude de sciences sociales de la Section 4 a mis en lumière des problèmes structurels de financement des politiques de la biodiversité marine en Méditerranée française. Alors que les AMP au sein d'un réseau devraient fonctionner de manière coopérative et synergique (Meehan et al., 2020), la coordination peine à se mettre en place en Méditerranée. Le fonctionnement en réseau est compliqué, la communication entre les différentes AMP est limitée. Pourtant, les agents valorisent fortement les échanges entre les AMP pour partager de l'expérience, des conseils, ou pour s'accorder sur les différents protocoles. Un agent d'un Parc Naturel Marin explique :

« On n'a pas beaucoup d'échange [entre AMP], c'est dommage. Mais pourtant on gagnerait du temps. Quitte à prendre une journée ou deux pour discuter. J'étais parti former des agents du Parc National des Calanques sur les techniques d'intervention police, et c'était top. J'étais revenu avec plein de trucs. J'avais ramené une doc que j'avais passé aux chargés de mission. On aurait recréé plein de protocoles alors que ça existe déjà et en plus c'est mieux de travailler de la même manière. Et faut se dire que ce n'est pas du temps de perdu. »

Les emplois du temps des agents étant déjà saturés, l'auto-organisation des échanges entre AMP est compliquée. L'organisation et l'animation de la communication doivent être organisées formellement et sont particulièrement attendues pour gagner du temps et se concerter lors de la mise en place de protocole de suivis. Au contraire, la dynamique des échanges entre AMP a été réduite depuis les récentes transformations institutionnelles qui ont conduit au passage de l'AFB à l'OFB début 2020. L'ancienne Agence des Aires Marines Protégées (AAMP) a été dissoute et les différentes AMP doivent maintenant référer à des antennes régionales de l'OFB qui se préoccupent à la fois du terrestre et du marin. La perte de la spécificité d'une organisation dédiée à la gestion des AMP a affecté les dynamiques de coordination qui existaient autour du milieu marin et génèrent des incompréhensions. Le dialogue entre les AMP et les antennes régionales de la biodiversité largement axées sur le milieu terrestre peut s'avérer compliqué tant la spécificité juridique des réglementations en milieu marin est importante.

« Comment l'OFB fait elle pour être cohérente avec elle-même ? Sachant qu'à l'AAMP, tout le monde était sous la même bannière. A l'AFB, déjà les PNM ont été séparés de la direction qui s'occupait de la DCSMM. Et maintenant à l'OFB, chaque PNM, chaque Antenne, est dans une direction différente. On est dans 10 directions administratives différentes. Donc il va y avoir un gros travail interne à faire pour que ça ne parte pas dans tous les sens. »

Les agents craignent notamment que les ateliers techniques de façade Méditerranéenne, ou les séminaires inter-Parcs Naturels Marins qui réunissaient les différentes AMP lors de journées d'échanges soient supprimés avec la nouvelle organisation de l'OFB. La communication et l'échange d'expérience entre agents tente de s'organiser de façon informelle via les réseaux sociaux mais n'est pas régulière, ce qui réduit probablement son efficacité et son impact. Par ailleurs, le manque de coordination affecte aussi la construction et la compréhension des indicateurs et des protocoles de suivi écologique. Bien qu'étant censée être le socle des politiques de gestion du milieu marin en France, la DCSMM reste opaque pour les agents d'AMP.

« Suite à l'évaluation 2018, PELAGIS a beaucoup présenté les résultats mais à ma connaissance ce n'est pas vraiment organisé. C'est à la bonne volonté de communiquer ou pas. Et il a pu y avoir des incompréhensions, l'évaluation 2018 a rendu par exemple quasiment rien sur les mammifères marins en Méditerranée, c'est tout gris. Il n'y a rien à évaluer. Pour beaucoup d'acteurs en Méditerranée, qui avait des données et qui ont pu être un peu surpris de ça. Il faut comprendre

que la DCSMM est un processus très cadré. Peut-être que les acteurs de Méditerranée n'ont pas été suffisamment impliqués. Mais sur d'autres sujets c'est encore pire. Des fois, il y a des évaluations qui ont été rendues sans prendre en compte d'autres travaux scientifiques... »

Une autre personne interrogée note :

« Le problème c'est que c'est pas mal verrouillé par le Ministère, et c'est une grosse machine. Ça devrait être au Ministère d'organiser le retour mais si tu regardes, il n'y a pas de site internet, pas de communication. C'est un truc énorme, et c'est tout dans l'urgence et personne ne prend jamais le temps d'expliquer aux gens ce que c'est. Si t'es pas impliqué dedans c'est vraiment opaque et on a l'impression que rien n'en sort alors que beaucoup de choses sont faites. Tout ça sont des choses qu'on va essayer d'améliorer au 2ème cycle. »

Le manque de coordination induit que la DCSMM peut être perçue comme inefficace par les agents des AMP. Plus largement, c'est le soutien financier des politiques de la biodiversité qui n'est pas au niveau des objectifs affichés par la DCSMM. Cependant, des efforts sont réalisés malgré le budget limité, les programmes TURSMED sont financés par l'OFB pour tenter de coordonner le suivi du grand dauphin par le réseau d'AMP (MIRACETI, 2019). Mais les objectifs ne sont que partiels, la centralisation et l'analyse des données récoltées ne sont pas financées dans le cadre de ce programme et, bien que renouvelable, le financement limité à 3 ans précarise les structures et réduit la capacité de planification à long terme. Une meilleure coordination serait une voie d'amélioration souhaitée assez unanimement par les agents de l'OFB et des AMP. D'une part, c'est la transmission des informations et l'animation des échanges entre AMP qui est à améliorer. D'autre part, la coordination technique des protocoles et des analyses est souvent recherchée pour minimiser les efforts financiers et humains inutiles, et pour augmenter l'efficacité des programmes de collecte de données (Morán-Ordóñez et al., 2018). Faute de moyens financiers suffisant, l'OFB a des difficultés à remplir son rôle de coordinateur et d'animation du réseau d'AMP.

Les tendances internationales au manque de volonté politique

Le manque structurel de moyens qui touche l'OFB et les AMP est le penchant d'une tendance globale à l'affaiblissement des services publics en France, les politiques de la biodiversité n'étant pas épargnées (Frajerman, 2019; Simonet, 2021). Au niveau international, les objectifs de surface à protéger ont des effets délétères sur l'efficacité de la protection de la biodiversité lorsque les aires protégées sont des paper parks qui ne sont pas dotées de moyens financiers et humains suffisants (voir Section 1.4). On

suspecte même l'hypocrisie de certains gouvernements qui se vanteraient de ces aires protégées à des fins de communication « *Just for show ?* » (Magris & Pressey, 2018). Quelle est la situation de la France au regard de l'état des politiques de protection du milieu marin via les AMP ? Les zones Natura 2000 en mer couvrent de grandes surfaces, notamment au large, mais ne sont pas financées et ne contiennent pas de réglementation particulières. C'est le cas de la récente zone spéciale de conservation Natura 2000 créée en 2018 pour le grand dauphin dans le Golfe du Lion qui atteint une superficie de 491 000 hectares (Figure 1). Un agent nous informe :

« Le milieu marin n'est pas financé pour Natura 2000. Mais c'est complètement aberrant parce que l'OFB est censé s'occuper des sites mais il ne peut pas non plus parce qu'une personne doit gérer 4 ou 5 sites différents. »

Comme pour les zones Natura 2000, les récents Parcs Naturels Marins permettent d'atteindre les objectifs de surface d'AMP dans les eaux françaises mais font état d'un sous-financement et ne contiennent pas forcément de réglementation (voir Section 4), ce qui n'est pas sans rappeler les reproches formulés à l'encontre des paper-parks. Un agent de Parc Naturel Marin se questionne :

« Une étude du WWF a fait ressortir qu'il y a un grand territoire en termes de pourcentage d'AMP. Je crois qu'on est dans les clous [vis-à-vis des objectifs de surface] mais en définitive est-ce que c'est vraiment protégé ? Nous on est un parc naturel marin alors oui, on fait des suivis. Mais pour l'instant il n'y a rien de plus protégé que Calvi où il n'y a pas de parc marin. Alors les mesures de protection forte c'est bien, il en faut. Et il en faudrait un peu plus dans les AMP. »

Derrière les effets d'annonces (Figure 3), on est en mesure de se demander quelle est la volonté du gouvernement français au vu des moyens insuffisamment accordés à la protection de la biodiversité. Si les tendances de sous-financement sont internationales, les états occidentaux, notamment l'Union Européenne, mobilisent une série de stratégies visant à aligner les politiques de la conservation dans un cadre typiquement néolibéral de réduction des coûts et de désinvestissement public (Apostolopoulou et al., 2014). Les politiques néolibérales, terme communément utilisé pour décrire le mouvement vers le recul de l'État et le rôle croissant de la société civile, des marchés, et des mécanismes de marché dans la fourniture de services (Holmes, 2011), se manifestent de plus en plus en conservation. On observe, entre autres, le désinvestissement de l'état des opérations de gestion et de protection de la nature (parfois au profit d'organisations non-gouvernementales), la reterritorialisation des politiques de conservation, l'augmentation des partenariats publics-privé de gestion

RÉSEAU FRANÇAIS DES AIRES MARINÉS PROTÉGÉES



PROGRESSION DU RÉSEAU



EN JUILLET 2019

23,5%

des eaux françaises sont couvertes par au moins une aire marine protégée

546

aires marines protégées, en métropole et outre-mer



LA FRANCE

2^e espace maritime mondial

avec + de **10** millions de km²



97%

de l'espace maritime français est outre-mer

DICOM-DGALIN/13148-5 - Juillet 2019

ecologique-solidaire.gouv.fr

Figure 3: Infographie de l'Office Français de la Biodiversité mettant en avant la progression du réseau d'AMP au niveau national. Source : <https://www.ecologie.gouv.fr/patrimoine-marin-et-aires-marines-protégees-francaises>

de la biodiversité, accompagné par une rhétorique des approches délibératives et consensuelles Igoe & Brockington (2007). Nous avons pu observer plusieurs de ces dynamiques dans les politiques de la biodiversité marine en France (voir section 4, Mazurek et al. (2019)). L'apport des sciences humaines et sociales et de la « *political ecology* » sert, entre autre, à démêler les différents rôles de la gouvernance de la biodiversité (Mathevet, 2013; Nuno et al., 2014). Le champ disciplinaire de la *political ecology* permet de mettre en lumière la manière dont les actions de gestion de la biodiversité prennent place dans le contexte économique et socio-écologique propre au modèle de production dominant (Mathevet, 2013). En particulier à l'époque actuelle de l'intensification de la néolibéralisation, je pense qu'il n'a jamais été autant nécessaire d'exposer les contradictions inhérentes à la relation entre la protection de la biodiversité et le néolibéralisme (Apostolopoulou et al., 2014).

7.4 Retours réflexifs sur les approches de recherche collaboratives et interdisciplinaires

Ce projet de thèse s'est construit autour d'une double volonté : premièrement, réaliser une thèse en collaboration avec le monde de la gestion de la biodiversité ; deuxièmement, continuer à me former à la pratique des sciences sociales. Le mariage entre écologie et sciences sociales pour l'étude des pratiques de gestion de la biodiversité s'est rapidement imposé comme le cadre scientifique de cette thèse que je souhaitais interdisciplinaire.

L'intérêt de la collaboration avec les gestionnaires

Les collaborations entre chercheurs et gestionnaires de la biodiversité sont anciennes, du fait notamment du rôle des chercheurs dans la création de certains espaces naturels protégés et dans leurs instances de gestion comme les conseils scientifiques (Arpin et al., 2019). Ainsi, plusieurs chercheurs académiques ont des domaines de recherche appliqués qui les font collaborer régulièrement avec le monde de la gestion, que ce soit des écologues, des statisticiens, des sociologues, ou des géographes. D'un côté, les différences de compétences et l'échange d'expérience constituent l'intérêt de la collaboration, ce qui la rend « productive ». D'un autre côté, les différences d'objectifs et de méthodes peuvent être susceptibles d'entraver la collaboration (Arpin et al., 2019). Collaborer à un coût et comporte des difficultés et des risques qui peuvent être inégalement répartis entre les participants, en particulier dans le cadre d'une thèse où l'investissement est important pour le doctorant (Chassé et al., 2020). Pendant ma thèse, la collaboration a été nettement

bénéfique pour la construction du sujet d'étude. Du point de vue de l'écologie statistique, les modèles de suivi adaptatif envisagés au départ n'auraient eu aucune application dans le contexte actuel des AMP de Méditerranée française, au contraire des modèles intégrés pour lesquels plusieurs AMP ont fait part de leur intérêt. La collaboration précoce avec les gestionnaires d'AMP et l'OFB a permis de proposer des outils statistiques pertinents mais aussi de mettre en évidence les enjeux de coordination des suivis écologiques entre les AMP et ainsi de motiver l'étude de sciences sociales.

La thèse interdisciplinaire : un enrichissement personnel, scientifique, et critique

Réaliser une thèse interdisciplinaire en mobilisant les sciences sociales en parallèle de l'écologie statistique a été enrichissant d'un point de vue personnel, scientifique, et critique.

a) Apport personnel Le hiatus est grand entre les statisticiens/écologues académiques et les gestionnaires de la biodiversité. Les deux cercles ne partagent souvent ni la culture scientifique et sa rigueur, ni la culture naturaliste et son pragmatisme (Besnard, 2013). Venant de l'écologie statistique, mobiliser des sciences sociales dans une approche interdisciplinaire m'a permis de combler en partie ce fossé. J'ai entrepris de comprendre, de découvrir le milieu de la conservation marine et des AMP. J'ai découvert une partie des métiers des gestionnaires d'espaces protégés. J'ai développé une meilleure compréhension des politiques françaises de protection du milieu marin et de leur contexte institutionnel. Le déroulement d'une thèse interdisciplinaire peut être compliqué par un entourage scientifique peu adapté et par les difficultés liées à l'appropriation des méthodes issues d'une discipline scientifique moins maîtrisée, dans mon cas la mobilisation des sciences sociales (Chassé et al., 2020). Pour ma part, j'ai eu la chance de bénéficier d'un contexte scientifique très favorable à l'émergence de ce genre d'approches. Réaliser ma thèse dans une équipe de recherche interdisciplinaire du CEFÉ y est pour beaucoup (équipe HAIR) ; avec la complémentarité de Nicolas Lescureux pour m'encadrer sur les méthodes d'entretiens semi-directifs, Aurélien Besnard qui collabore très étroitement avec les gestionnaires d'espaces protégés et qui a nourri certaines des réflexions développées ici, et Olivier Gimenez dont les compétences en modélisation, l'expérience de collaboration avec le milieu professionnel de la gestion de la biodiversité, et la sensibilité pour les sciences humaines permettent de superviser le développement des outils statistiques adaptés aux besoins des gestionnaires tout en ayant une vue aiguisée de l'entièreté du projet de thèse interdisciplinaire. Le

cadre scientifique est primordial pour l'émergence de pratiques interdisciplinaires, l'émulation et le dialogue entre les différentes disciplines.

b) Apport scientifique Académiquement, l'étude de sciences sociales aura permis d'illustrer les conséquences et les contradictions qui affectent les professionnels de la biodiversité à propos de la collecte de données écologiques. Du point de vue de l'écologie statistique, les modèles développés constituent une avancée dans la prise en compte de multiples jeux de données en fournissant des outils adaptés aux contextes de conservation. L'approche se considère interdisciplinaire dans le sens où nous avons essayé de faire dialoguer les disciplines scientifiques mobilisées (Lé-tourneau, 2008). Il y a eu échange et transfert de résultats des sciences sociales vers l'écologie statistique, les entretiens ayant contribué à adapter les développements méthodologiques. Cependant, les intérêts de l'interdisciplinarité ressortent peu dans les productions académiques de ma thèse. Les publications des Sections 4, 5, 6 (voire celles des Annexes 1 et 2) sont mono-disciplinaires, soit en écologie statistique, soit en sciences sociales. Les bénéfices de l'interdisciplinarité ont été principalement de garantir une meilleure applicabilité des résultats en lien avec « le réel » (Chassé et al., 2020). J'espère que ces travaux illustreront malgré toute la pertinence du dialogue entre sciences sociales et écologie statistique pour produire des outils de conservation écologiquement efficaces et socialement pertinents.

c) Apport critique sur la place du chercheur dans le débat public La multidisciplinarité des sciences de la conservation permet d'envisager une vision globale de la protection de la biodiversité reliant les processus écologiques au contexte socio-économique et politique. S'engager dans une approche multi-disciplinaire permet aussi au chercheur en écologie de prendre du recul sur son contexte d'étude. La portée des sciences sociales fournit une vision élargie des processus à l'œuvre en conservation. Appréhender les déterminants politiques et sociétaux est pertinent à mon sens pour deux raisons. D'une part, le chercheur peut mieux cibler ses sujets et ses pratiques de recherche pour maximiser leur utilité écologique et sociétale. D'autre part, les chercheurs sont ainsi en capacité de commenter ou d'évaluer le processus de prise de décision et les politiques mises en place. Les sciences de la conservation constituent un champ disciplinaire orienté qui incorpore des valeurs subjectives assumées (Robinson, 2006). Les sciences de la conservation brouillent ainsi la distinction classique entre science et politique en imbriquant les pratiques scientifiques dans le processus politique, en témoigne les instances scientifiques consultatives qui assistent les politiques publiques (e.g. l'IPBES, le GIEC, les conseils scientifiques des espaces naturels protégés). Tout en respectant une exigence de

démarcation entre la science et les activités écologistes militantes, il faut reconnaître aux sciences de la conservation une place centrale et une responsabilité sociétale dans la production de connaissances et dans l'évaluation des politiques publiques. Le croisement des disciplines fournit une grille de lecture large et aiguisée des enjeux environnementaux qui permettrait aux sciences de la conservation de s'engager davantage dans cette analyse scientifique des politiques publiques (Robinson, 2006). A l'heure où la désinformation scientifique touche à des problèmes sociétaux de premier plan et dans des proportions inquiétantes (e.g. désinformation au sujet du changement climatique, des campagnes de vaccination, ou à des fins politiques à travers le mauvais usage des données quantitatives, West & Bergstrom (2021)), l'indépendance et la démocratisation de la recherche scientifique publique n'ont jamais été aussi urgents pour collectivement nous informer et nous armer intellectuellement.



Références

Références

- ACCOBAMS. (2021). *Estimates of abundance and distribution of cetaceans, marine megafauna and marine litter in the Mediterranean Sea from 2018-2019 surveys* (p. 117p). Ed. ACCOBAMS - ACCOBAMS Survey Initiative Project, Monaco.
- Agardy, T. (1994). Advances in marine conservation: The role of marine protected areas. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(7), 267–270. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90297-6](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90297-6)
- Agardy, T., Bridgewater, P., Crosby, M. P., Day, J., Dayton, P. K., Kenchington, R., Laffoley, D., McConney, P., Murray, P. A., Parks, J. E., & Peau, L. (2003). Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(4), 353–367. <https://doi.org/10.1002/aqc.583>
- Agardy, T., Sciara, G. N. di, & Christie, P. (2011). Mind the gap: Addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy*, 35(2), 226–232. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.10.006>
- Alphandéry, P., & Fortier, A. (2015). Les données naturalistes à l'épreuve de la transparence. *Etudes Rurales*, 19. <https://doi.org/10.4000/etudesrurales.10291>
- Amengual, J., & Alvarez-Berastegui, D. (2018). A critical evaluation of the Aichi Biodiversity Target 11 and the Mediterranean MPA network, two years ahead of its deadline. *Biological Conservation*, 225, 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.032>

- Amundson, C. L., Royle, J. A., & Handel, C. M. (2014). A hierarchical model combining distance sampling and time removal to estimate detection probability during avian point counts. *The Auk*, 131(4), 476–494. <https://doi.org/10.1642/AUK-14-11.1>
- Anderson, S. C., Elsen, P. R., Hughes, B. B., Tonietto, R. K., Bletz, M. C., Gill, D. A., Holgerson, M. A., Kuebbing, S. E., McDonough MacKenzie, C., Meek, M. H., & Veríssimo, D. (2021). Trends in ecology and conservation over eight decades. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(5), 274–282. <https://doi.org/10.1002/fee.2320>
- ANDROMEDE. (2020). *Surveillance biologique de la région Corse - Analyse des données 2020 - TEMPO, réseau de suivi des herbiers à Posidonie* (p. 210).
- Apostolopoulou, E., Bormpoudakis, D., Paloniemi, R., Cent, J., Grodzińska-Jurczak, M., Pietrzyk-Kaszyńska, A., & Pantis, J. D. (2014). Governance rescaling and the neoliberalization of nature: The case of biodiversity conservation in four EU countries. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 21(6), 481–494. <https://doi.org/10.1080/13504509.2014.979904>
- Arlettaz, R., Schaub, M., Fournier, J., Reichlin, T. S., Sierro, A., Watson, J. E. M., & Braunisch, V. (2010). From Publications to Public Actions: When Conservation Biologists Bridge the Gap between Research and Implementation. *BioScience*, 60(10), 835–842. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.10.10>
- Arpin, I. (2020). Les producteurs professionnels de données sur la biodiversité face aux « big data » en écologie. *Natures Sciences Sociétés*. <https://doi.org/10.1051/nss/2020020>
- Arpin, I., Ronsin, G., Aubertie, S., Collin, A., Landrieu, G., & Le Bastard, A.-M. (2019). La transdisciplinarité en pratique. Les collaborations entre chercheurs et gestionnaires d'espaces naturels protégés. *Natures Sciences Sociétés*, 27(2), 205–211. <https://doi.org/10.1051/nss/2019029>
- ASPIM. (2014). *Aire spécialement protégée d'importance méditerranéenne - ASPIM*. <https://sextant.ifremer.fr/record/962d96b2-ba23-4682-b2cf-aa170da89139/>
- Authier, M., Galatius, A., Gilles, A., & Spitz, J. (2020). Of power and despair in cetacean conservation: Estimation and detection of trend in abundance with noisy and short time-series. *PeerJ*, 8, e9436. <https://doi.org/10.7717/peerj.9436>
- Baudrier, J., Lefebvre, A., Galgani, F., Saraux, C., & Doray, M. (2018). Optimising French fisheries surveys for marine strategy framework directive integrated ecosystem monitoring. *Marine Policy*, 94, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.04.024>
- Bearzi, G., Fortuna, C. M., & Reeves, R. R. (2009). Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal*

- Review*, 39(2), 92–123. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00133.x>
- Bennett, N. J., Roth, R., Klain, S. C., Chan, K., Christie, P., Clark, D. A., Cullman, G., Curran, D., Durbin, T. J., Epstein, G., Greenberg, A., Nelson, M. P., Sandlos, J., Stedman, R., Teel, T. L., Thomas, R., Veríssimo, D., & Wyborn, C. (2017). Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation. *Biological Conservation*, 205, 93–108. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.006>
- Besbeas, P., Freeman, S. N., Morgan, B. J. T., & Catchpole, E. A. (2002). Integrating Mark-Recapture-Recovery and Census Data to Estimate Animal Abundance and Demographic Parameters. *Biometrics*, 58(3), 540–547. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2002.00540.x>
- Besnard, A. (2013). *D'une nécessaire interface entre biostatistiques et conservation de la nature*.
- Betts, M. G., Hadley, A. S., Frey, D. W., Frey, S. J. K., Gannon, D., Harris, S. H., Kim, H., Kormann, U. G., Leimberger, K., Moriarty, K., Northrup, J. M., Phalan, B., Rousseau, J. S., Stokely, T. D., Valente, J. J., Wolf, C., & Zárrate-Charry, D. (2021). When are hypotheses useful in ecology and evolution? *Ecology and Evolution*, 11(11), 5762–5776. <https://doi.org/10.1002/ece3.7365>
- Blowes, S. A., Chase, J. M., Di Franco, A., Frid, O., Gotelli, N. J., Guidetti, P., Knight, T. M., May, F., McGlinn, D. J., Micheli, F., Sala, E., & Belmaker, J. (2020). Mediterranean marine protected areas have higher biodiversity via increased evenness, not abundance. *Journal of Applied Ecology*, 1365–2664.13549. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13549>
- Boonzaier, L., & Pauly, D. (2016). Marine protection targets: An updated assessment of global progress. *Oryx*, 50(1), 27–35. <https://doi.org/10.1017/S0030605315000848>
- Bouchard, C., Bracken, C., Dabin, W., Van Canneyt, O., Ridoux, V., Spitz, J., & Authier, M. (2019). A risk-based forecast of extreme mortality events in small cetaceans: Using stranding data to inform conservation practice. *Conservation Letters*, 12(4), e12639. <https://doi.org/10.1111/conl.12639>
- Bourgeois, K., & Vidal, E. (2008). The endemic Mediterranean yelkouan shearwater *Puffinus yelkouan*: Distribution, threats and a plea for more data. *Oryx*, 42(02). <https://doi.org/10.1017/S0030605308006467>
- Bradie, J., & Leung, B. (2017). A quantitative synthesis of the importance of variables used in MaxEnt species distribution models. *Journal of Biogeography*, 44(6), 1344–1361. <https://doi.org/10.1111/jbi.12894>
- Braunisch, V., Home, R., Pellet, J., & Arlettaz, R. (2012). Conservation science relevant to action: A research agenda identified and prioritized by practitioners. *Biological*

- Conservation*, 153, 201–210. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.05.007>
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Laake, J. L. (2005). Distance sampling. *Encyclopedia of Biostatistics*, 2.
- Callon, M., Lascoumes, P., & Barthe, Y. (2001). *Agir dans un monde incertain: Essai sur la démocratie technique*. Seuil.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., & García-Tiscar, S. (2002). Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 49(11), 2053–2073. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(02\)00123-1](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(02)00123-1)
- Chandler, R. B., Hepinstall-Cymerman, J., Merker, S., Abernathy-Conners, H., & Cooper, R. J. (2018). Characterizing spatio-temporal variation in survival and recruitment with integrated population models. *The Auk*, 135(3), 409–426. <https://doi.org/10.1642/AUK-17-181.1>
- Chassé, P., Cogos, S., & Fouqueray, T. (2020). La thèse interdisciplinaire en sciences de l'environnement, des défis à relever et des opportunités à saisir : Regards de doctorants. *Natures Sciences Sociétés*, 28(2), 159–168. <https://doi.org/10.1051/nss/2020037>
- Cheney, B., Thompson, P. M., Ingram, S. N., Hammond, P. S., Stevick, P. T., Durban, J. W., Culloch, R. M., Elwen, S. H., Mandleberg, L., Janik, V. M., Quick, N. J., ISLAS-Villanueva, V., Robinson, K. P., Costa, M., Einfeld, S. M., Walters, A., Phillips, C., Weir, C. R., Evans, P. G. H., ... Wilson, B. (2013). Integrating multiple data sources to assess the distribution and abundance of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in Scottish waters: Abundance of bottlenose dolphins around Scotland. *Mammal Review*, 43(1), 71–88. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2011.00208.x>
- Christie, P., Bennett, N. J., Gray, N. J., Wilhelm, T., 'Aulani, Lewis, N., Parks, J., Ban, N. C., Gruby, R. L., Gordon, L., Day, J., Tai, S., & Friedlander, A. M. (2017). Why people matter in ocean governance: Incorporating human dimensions into large-scale marine protected areas. *Marine Policy*, 84, 273–284. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.002>
- Coad, L., Watson, J. E., Geldmann, J., Burgess, N. D., Leverington, F., Hockings, M., Knights, K., & Di Marco, M. (2019). Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 259–264. <https://doi.org/10.1002/fee.2042>
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Lasram, F. B. R., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Karpouzi, V. S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M. L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., & Pauly, D. (2012). The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 465–480. <https://doi.org/>

[10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x)

- Comte, L., & Grenouillet, G. (2013). Species distribution modelling and imperfect detection: Comparing occupancy versus consensus methods. *Diversity and Distributions*, 19(8), 996–1007. <https://doi.org/10.1111/ddi.12078>
- Cosquer, A., Hughes, M., Le Corre, N., Saint-Pierre, A., Peuziat, I., Michot, T., & Bernard, N. (2019). Recreation user knowledge, support and engagement in French MPAs: Are there reverse side-effects of the French soft regulation and management approach? *Marine Policy*, 104, 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.044>
- Costello, M. J., & Ballantine, B. (2015). Biodiversity conservation should focus on no-take Marine Reserves. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(9), 507–509. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.011>
- Cribb, N., Miller, C., & Seuront, L. (2015). Towards a Standardized Approach of Cetacean Habitat: Past Achievements and Future Directions. *Open Journal of Marine Science*, 05(03), 335–357. <https://doi.org/10.4236/ojms.2015.53028>
- Cubaynes, S., Pradel, R., Choquet, R., Duchamp, C., Gaillard, J.-M., Lebreton, J.-D., Marboutin, E., Miquel, C., Reboulet, A.-M., Poillot, C., Taberlet, P., & Gimenez, O. (2010). Importance of Accounting for Detection Heterogeneity When Estimating Abundance: The Case of French Wolves. *Conservation Biology*, 24(2), 621–626. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01431.x>
- Danielsen, F., Jensen, A. E., Alviola, P. A., Balete, D. S., Mendoza, M., Tagtag, A., Custodio, C., & Enghoff, M. (2005). Does Monitoring Matter? A Quantitative Assessment of Management Decisions from Locally-based Monitoring of Protected Areas. *Biodiversity and Conservation*, 14(11), 2633–2652. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-8392-z>
- Dars, C., Méheust, E., Dabin, W., Doremus, G., Guichard, B., Decors, A., Dixneuf, S., Van Canneyt, O., & Caurant, F. (2020). Le Réseau national échouages : Un outil d'évaluation et de surveillance des populations de mammifères marins. *Faune Sauvage*, 325, 32–35.
- Darwin, C. (1862). *De l'origine des espèces ou Des lois du progrès chez les êtres organisés*. Guillaumin et Cie., libraires-éditeurs.
- Dayton, P. K. (2003). The Importance of the Natural Sciences to Conservation: (An American Society of Naturalists Symposium Paper). *The American Naturalist*, 162(1), 1–13. <https://doi.org/10.1086/376572>
- DCSMM. (2008). *Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive) (Text with EEA relevance): Vols. OJ L*. <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj/eng>

- decision, C. (2010). *Convention on Biological Diversity, COP 10 Decision X/2: Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020*. <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>
- Derville, S., Torres, L. G., Iovan, C., & Garrigue, C. (2018). Finding the right fit: Comparative cetacean distribution models using multiple data sources and statistical approaches. *Diversity and Distributions*. <https://doi.org/10.1111/ddi.12782>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dorazio, R. M. (2014). Accounting for imperfect detection and survey bias in statistical analysis of presence-only data: Imperfect detection and survey bias in presence-only data. *Global Ecology and Biogeography*, 23(12), 1472–1484. <https://doi.org/10.1111/geb.12216>
- Dunham, A., Dunham, J. S., Rubidge, E., Iacarella, J. C., & Metaxas, A. (2020). Contextualizing ecological performance: Rethinking monitoring in marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(10), 2004–2011. <https://doi.org/10.1002/aqc.3381>
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). *Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time*. 24.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57.
- Evans, P. G. H. (2018). Marine Protected Areas and marine spatial planning for the benefit of marine mammals. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(05), 973–976. <https://doi.org/10.1017/S0025315418000334>
- Evans, P. G. H., & Hammond, P. S. (2004). Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review*, 34(1-2), 131–156. <https://doi.org/10.1046/j.0305-1838.2003.00027.x>
- Ferraro, P. J., & Pattanayak, S. K. (2006). Money for Nothing? A Call for Empirical Evaluation of Biodiversity Conservation Investments. *PLoS Biology*, 4(4), e105. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040105>
- Field, S. A., Tyre, A. J., & Possingham, H. P. (2005). Optimizing allocation of monitoring effort under economic and observational constraints. *Journal of Wildlife Management*, 69(2), 473–482.
- Fletcher, R. J., Hefley, T. J., Robertson, E. P., Zuckerberg, B., McCleery, R. A., & Dorazio, R. M. (2019). A practical guide for combining data to model species distributions. *Ecology*, e02710. <https://doi.org/10.1002/ecy.2710>
- Foote, A. D., Thomsen, P. F., Sveegaard, S., Wahlberg, M., Kielgast, J., Kyhn, L. A., Salling, A. B., Galatius, A., Orlando, L., & Gilbert, M. T. P. (2012). Investigating

- the Potential Use of Environmental DNA (eDNA) for Genetic Monitoring of Marine Mammals. *PLoS ONE*, 7(8), e41781. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041781>
- Frajerman, L. (2019). Manager les professeurs ? Les relations hiérarchiques dans l'établissement en France à l'heure du Nouveau management public. *Education Et Societes*, n° 43(1), 57–75. <https://www.cairn.info/revue-education-et-societes-2019-1-page-57.htm>
- Franklin, J. (2010). *Mapping species distributions: Spatial inference and prediction*. Cambridge University Press.
- Furness, R. W., Wade, H. M., & Masden, E. A. (2013). Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management*, 119, 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.025>
- Gall, S. C., & Rodwell, L. D. (2016). Evaluating the social acceptability of Marine Protected Areas. *Marine Policy*, 65, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.12.004>
- García-Barón, I., Authier, M., Caballero, A., Vázquez, J. A., Santos, M. B., Murcia, J. L., & Louzao, M. (2019). Modelling the spatial abundance of a migratory predator: A call for transboundary marine protected areas. *Diversity and Distributions*, 25(3), 346–360. <https://doi.org/10.1111/ddi.12877>
- Giakoumi, S., Scianna, C., Plass-Johnson, J., Micheli, F., Grorud-Colvert, K., Thiriet, P., Claudet, J., Di Carlo, G., Di Franco, A., Gaines, S. D., García-Charton, J. A., Lubchenco, J., Reimer, J., Sala, E., & Guidetti, P. (2017). Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: A regional meta-analysis. *Scientific Reports*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08850-w>
- Gimenez, O., Buckland, S. T., Morgan, B. J. T., Bez, N., Bertrand, S., Choquet, R., Dray, S., Etienne, M.-P., Fewster, R., Gosselin, F., Mérigot, B., Monestiez, P., Morales, J. M., Mortier, F., Munoz, F., Ovaskainen, O., Pavoine, S., Pradel, R., Schurr, F. M., ... Rexstad, E. (2014). Statistical ecology comes of age. *Biology Letters*, 10(12), 20140698. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0698>
- Giron, Y. (2002). *Le business caritatif de l'environnement marin*. 70.
- Glass, D. J., & Hall, N. (2008). A Brief History of the Hypothesis. *Cell*, 134(3), 378–381. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2008.07.033>
- Gnone, G., Bellingeri, M., Dhermain, F., Dupraz, F., Nuti, S., Bedocchi, D., Moulins, A., Rosso, M., Alessi, J., McCrea, R. S., Azzellino, A., Airoidi, S., Fortunato, N., Laran, S., David, L., Di Meglio, N., Bonelli, P., Montesi, G., Trucchi, R., ... Wurtz, M. (2011). Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea): THE BOTTLENOSE DOLPHIN IN THE PELAGOS SANCTUARY MPA.

- Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(4), 372–388. <https://doi.org/10.1002/aqc.1191>
- Godet, L., & Devictor, V. (2018). What Conservation Does. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(10), 720–730. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.07.004>
- Granjou, C. (2013). *Micropolitiques de la biodiversité: Experts et professionnels de la nature*. Peter Lang AG.
- Granjou, C., & Mauz, I. (2007). Un « impératif scientifique » pour l'action publique ? Analyse d'une compétition pour l'expertise environnementale. *Socio-Logos . Revue de l'association Française de Sociologie*, 2. <https://doi.org/10.4000/socio-logos.893>
- Granjou, C., Mauz, I., & Cosson, A. (2010). Le recours aux savoirs dans l'action publique environnementale : Un foisonnement expérimental. *Sciences de La Société*, 79, 115–129. <https://doi.org/10.4000/sds.2799>
- Grant, E. H. C., Zipkin, E. F., Nichols, J. D., & Campbell, J. P. (2013). A Strategy for Monitoring and Managing Declines in an Amphibian Community: Management Decisions under Uncertainty. *Conservation Biology*, 27(6), 1245–1253. <https://doi.org/10.1111/cobi.12137>
- Green, A., Smith, S. E., Lipsett-Moore, G., Groves, C., Peterson, N., Sheppard, S., Lokani, P., Hamilton, R., Almany, J., Aitsi, J., & Bualia, L. (2009). Designing a resilient network of marine protected areas for Kimbe Bay, Papua New Guinea. *Oryx*, 43(04), 488. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990342>
- Gregory, R., Arvai, J., & Gerber, L. R. (2013). Structuring Decisions for Managing Threatened and Endangered Species in a Changing Climate: Threatened and Endangered Species in a Changing Climate. *Conservation Biology*, 27(6), 1212–1221. <https://doi.org/10.1111/cobi.12165>
- Grorud-Colvert, K., Claudet, J., Tissot, B. N., Caselle, J. E., Carr, M. H., Day, J. C., Friedlander, A. M., Lester, S. E., Loma, T. L. de, Malone, D., & Walsh, W. J. (2014). Marine Protected Area Networks: Assessing Whether the Whole Is Greater than the Sum of Its Parts. *PLoS ONE*, 9(8), e102298. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102298>
- Guillera-Arroita, G., Ridout, M. S., & Morgan, B. J. T. (2010). Design of occupancy studies with imperfect detection: Design of occupancy studies. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(2), 131–139. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00017.x>
- Guillera-Arroita, G. (2017). Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: Advances, challenges and opportunities. *Ecography*, 40(2), 281–295. <https://doi.org/10.1111/ecog.02445>
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat suitability and distribution models: With applications in R*. Cambridge University Press.

- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, *16*(12), 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Hammond, P. S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D. L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G. P., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, N., Paxton, C. G. M., ... Vázquez, J. A. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, *164*, 107–122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.010>
- Holmes, G. (2011). Conservation's Friends in High Places: Neoliberalism, Networks, and the Transnational Conservation Elite. *Global Environmental Politics*, *11*(4), 1–21. https://doi.org/10.1162/GLEP_a_00081
- Hooten, M. B., Wikle, C. K., Sheriff, S. L., & Rushin, J. W. (2009). Optimal spatio-temporal hybrid sampling designs for ecological monitoring. *Journal of Vegetation Science*, *20*(4), 639–649. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01040.x>
- Huntington, H. P. (2000). Using traditional ecological knowledge in science: Methods and applications. *Ecological Applications*, *10*(5), 5.
- Ifremer. (2015). Survols du thon rouge. In *Pour une pêche durable*. <https://wwz.ifremer.fr/peche/Archives/Survols-du-thon-rouge>
- Igoe, J., & Brockington, D. (2007). *Neoliberal Conservation: A Brief Introduction*. 18.
- Ingram, S., & Rogan, E. (2002). Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. *Marine Ecology Progress Series*, *244*, 247–255. <https://doi.org/10.3354/meps244247>
- IUCN. (2009). *Tursiops truncatus (Mediterranean subpopulation)*: Bearzi, G., Fortuna, C. & Reeves, R.: *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*: E.T16369383A16369386. International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012-1.RLTS.T16369383A16369386.en>
- Kéry, M., & Royle, J. (2020). *Applied hierarchical modeling in ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS: Volume 2: Dynamic and advanced models: Vols. Ch 10* (1st ed.). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-04070-9>
- Kéry, M., & Royle, J. A. (2016). *Applied hierarchical modeling in ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS*. Elsevier / AP, Academic Press is an imprint of Elsevier.
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A. K., Augeri, D. M., Cheyne, S.

- M., Hearn, A. J., Ross, J., Macdonald, D. W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A. J., Semiadi, G., Rustam, R., ... Wilting, A. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(11), 1366–1379. <https://doi.org/10.1111/ddi.12096>
- Labach, H. (2021). *Stratégie de conservation du Grand Dauphin (Tursiops truncatus) en Méditerranée française* [PhD thesis].
- Labach, H., Azzinari, C., Barbier, M., Cesarini, C., Daniel, B., David, L., Dhermain, F., Di-Méglio, N., Guichard, B., Jourdan, J., Robert, N., Roul, M., Tomasi, N., & Gimenez, O. (2021). Distribution and abundance of bottlenose dolphin over the French Mediterranean continental shelf. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/723569>
- Lahoz-Monfort, J. J., Guillera-Aroita, G., & Wintle, B. A. (2014). Imperfect detection impacts the performance of species distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 23(4), 504–515. <https://doi.org/10.1111/geb.12138>
- Lahoz-Monfort, J. J., & Magrath, M. J. L. (2021). A Comprehensive Overview of Technologies for Species and Habitat Monitoring and Conservation. *BioScience*, biab073. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab073>
- Lambert, C., Authier, M., Dorémus, G., Laran, S., Panigada, S., Spitz, J., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2020). Setting the scene for Mediterranean litterscape management: The first basin-scale quantification and mapping of floating marine debris. *Environmental Pollution*, 263, 114430. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114430>
- Laran, S., Pettex, E., Authier, M., Blanck, A., David, L., Dorémus, G., Falchetto, H., Monestiez, P., Van Canneyt, O., & Ridoux, V. (2017). 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. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.12.011>
- Lauret, V., Delibes-Mateos, M., Mougeot, F., & Arroyo-Lopez, B. (2020). Understanding conservation conflicts associated with rodent outbreaks in farmland areas. *Ambio*, 49(5), 1122–1133.
- Leone, A. B., Bonanno Ferraro, G., Boitani, L., & Blasi, M. F. (2019). Skin marks in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) interacting with artisanal fishery in the central Mediterranean Sea. *PLOS ONE*, 14(2), e0211767. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211767>
- Létourneau, A. (2008). La transdisciplinarité considérée en général et en sciences de l'environnement. *VertigO - La Revue Électronique En Sciences de l'environnement*, Volume 8 Numéro 2. <https://doi.org/10.4000/vertigo.5253>
- Lewison, R. L., Crowder, L. B., Read, A. J., & Freeman, S. A. (2004). Understanding

- impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(11), 598–604. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.004>
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143(6), 1317–1328. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013>
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2009). Adaptive monitoring: A new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 482–486. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.005>
- Louis, M., Viricel, A., Lucas, T., Peltier, H., Alfonsi, E., Berrow, S., Brownlow, A., Covelo, P., Dabin, W., Deaville, R., Stephanis, R. de, Gally, F., Gauffier, P., Penrose, R., Silva, M. A., Guinet, C., & Simon-Bouhet, B. (2014). Habitat-driven population structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the North-East Atlantic. *Molecular Ecology*, 23(4), 857–874. <https://doi.org/10.1111/mec.12653>
- Louvrier, J. (2018). *Modélisation statistique de la distribution des grands carnivores en Europe* [These de doctorat, Montpellier]. <https://www.theses.fr/2018MONTG036>
- Lyons, J. E., Runge, M. C., Laskowski, H. P., & Kendall, W. L. (2008). Monitoring in the Context of Structured Decision-Making and Adaptive Management. *Journal of Wildlife Management*, 72(8), 1683–1692. <https://doi.org/10.2193/2008-141>
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A. (2002). *Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one*. 83(8), 8.
- MacKenzie, D. I. (Ed.). (2006). *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species*. Elsevier.
- Magris, R. A., & Pressey, R. L. (2018). Marine protected areas: Just for show? *Science*, 360(6390), 723–724. <https://doi.org/10.1126/science.aat6215>
- Magurran, A. E., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Dick, J. McP., Elston, D. A., Scott, E. M., Smith, R. I., Somerfield, P. J., & Watt, A. D. (2010). Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: Assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(10), 574–582. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.016>
- Marescot, L., Lyet, A., Singh, R., Carter, N., & Gimenez, O. (2019). *Inferring wildlife poaching in Southeast Asia with multispecies dynamic occupancy models*. <https://doi.org/10.1101/520114>
- Marini, C., Fossa, F., Paoli, C., Bellingeri, M., Gnone, G., & Vassallo, P. (2015). Predicting bottlenose dolphin distribution along Liguria coast (northwestern Mediterranean Sea) through different modeling techniques and indirect predictors. *Journal of Environmental Management*, 150, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.008>

- Martin, J., Runge, M. C., Nichols, J. D., Lubow, B. C., & Kendall, W. L. (2009). Structured decision making as a conceptual framework to identify thresholds for conservation and management. *Ecological Applications*, 19(5), 1079–1090.
- Mathevet, R. (2013). *Mémoire pour l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches. De la biologie, à la géographie de la conservation*. 238.
- Mathevet, R., & Mauchamp, A. (2005). Evidence-based conservation: Dealing with social issues. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(8), 422–423. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.012>
- Mauz, I., & Granjou, C. (2010). La construction de la biodiversité comme problème politique et scientifique, premiers résultats d'une enquête en cours. *Sciences Eaux & Territoires, Numéro 3(3)*, 10. <https://doi.org/10.3917/set.003.0010>
- Maxwell, S. L., Cazalis, V., Dudley, N., Hoffmann, M., Rodrigues, A. S. L., Stolton, S., Visconti, P., Woodley, S., Kingston, N., Lewis, E., Maron, M., Strassburg, B. B. N., Wenger, A., Jonas, H. D., Venter, O., & Watson, J. E. M. (2020). Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature*, 586(7828), 217–227. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z>
- Mazaris, A. D., Kallimanis, A., Gissi, E., Pipitone, C., Danovaro, R., Claudet, J., Rilov, G., Badalamenti, F., Stelzenmüller, V., Thiault, L., Benedetti-Cecchi, L., Goriup, P., Katsanevakis, S., & Fraschetti, S. (2019). Threats to marine biodiversity in European protected areas. *Science of The Total Environment*, 677, 418–426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.333>
- Mazurek, H., Arreghini, L., Cochet, C., Daniel, J., Gros-Désormeaux, J.-R., & Pereira, D. (2019). La création du parc naturel marin de Martinique : Entre concertation et fragmentation. *Natures Sciences Sociétés*, 27(3), 310–326. <https://doi.org/10.1051/nss/2019044>
- McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. A., Joyce, F. H., & Warner, R. R. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, 347(6219), 1255641–1255641. <https://doi.org/10.1126/science.1255641>
- Meehan, M. C., Ban, N. C., Devillers, R., Singh, G. G., & Claudet, J. (2020). How far have we come? A review of MPA network performance indicators in reaching qualitative elements of Aichi Target 11. *Conservation Letters*, 13(6). <https://doi.org/10.1111/conl.12746>
- Miller, D. A. W., Pacifici, K., Sanderlin, J. S., & Reich, B. J. (2019). The recent past and promising future for data integration methods to estimate species' distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(1), 22–37. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13110>
- MIRACETI, A. (2019). *Programme TURSMED : Le GIS3M à la rencontre des gestionnaires d'aires marines protégées*. 16.

- Morán-Ordóñez, A., Canessa, S., Bota, G., Brotons, L., Herrando, S., & Hermoso, V. (2018). Efficiency of species survey networks can be improved by integrating different monitoring approaches in a spatial prioritization design. *Conservation Letters*, e12591. <https://doi.org/10.1111/conl.12591>
- Moussy, C., Burfield, I. J., Stephenson, P. J., Newton, A. F. E., Butchart, S. H. M., Sutherland, W. J., Gregory, R. D., McRae, L., Bubb, P., Roesler, I., Ursino, C., Wu, Y., Retief, E. F., Udin, J. S., Urazaliyev, R., Sánchez-Clavijo, L. M., Lartey, E., & Donald, P. F. (2021). A quantitative global review of species population monitoring. *Conservation Biology*, e13721. <https://doi.org/10.1111/cobi.13721>
- Natoli, A., Birkun, A., Aguilar, A., Lopez, A., & Hoelzel, A. R. (2005). Habitat structure and the dispersal of male and female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1569), 1217–1226. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3076>
- Nichols, & Williams. (2006). Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), 668–673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>
- Niemi, G. J., & McDonald, M. E. (2004). Application of Ecological Indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 89–111. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132>
- NRC. (2001). *Marine Protected Areas: Tools for Sustaining Ocean Ecosystems* (National Research Council, The National Academies Press., Vol. 6). <https://doi.org/10.17226/9994>
- Nuno, A., Bunnefeld, N., & Milner-Gulland, E. (2014). Managing social and ecological systems under uncertainty: Implementation in the real world. *Ecology and Society*, 19(2), art52. <https://doi.org/10.5751/ES-06490-190252>
- OFB. (2021). *Chiffres clés relatifs aux AMP françaises*. https://www.amp.milieumarinfrance.fr/accueil_fr/chiffres_cles
- Pacifici, K., Reich, B. J., Dorazio, R. M., & Conroy, M. J. (2016). Occupancy estimation for rare species using a spatially-adaptive sampling design. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(3), 285–293. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12499>
- Pacifici, K., Reich, B. J., Miller, D. A. W., & Pease, B. S. (2019). Resolving misaligned spatial data with integrated species distribution models. *Ecology*, 100(6). <https://doi.org/10.1002/ecy.2709>
- Pajaro, M. G., Mulrennan, M. E., & Vincent, A. C. J. (2010). Toward an integrated marine protected areas policy: Connecting the global to the local. *Environment, Development and Sustainability*, 12(6), 945–965. <https://doi.org/10.1007/s10668-010-9233-0>
- Payne, J. L., Bush, A. M., Heim, N. A., Knope, M. L., & McCauley, D. J. (2016). Ecological selectivity of the emerging mass extinction in the oceans. *Science*, 353(6305),

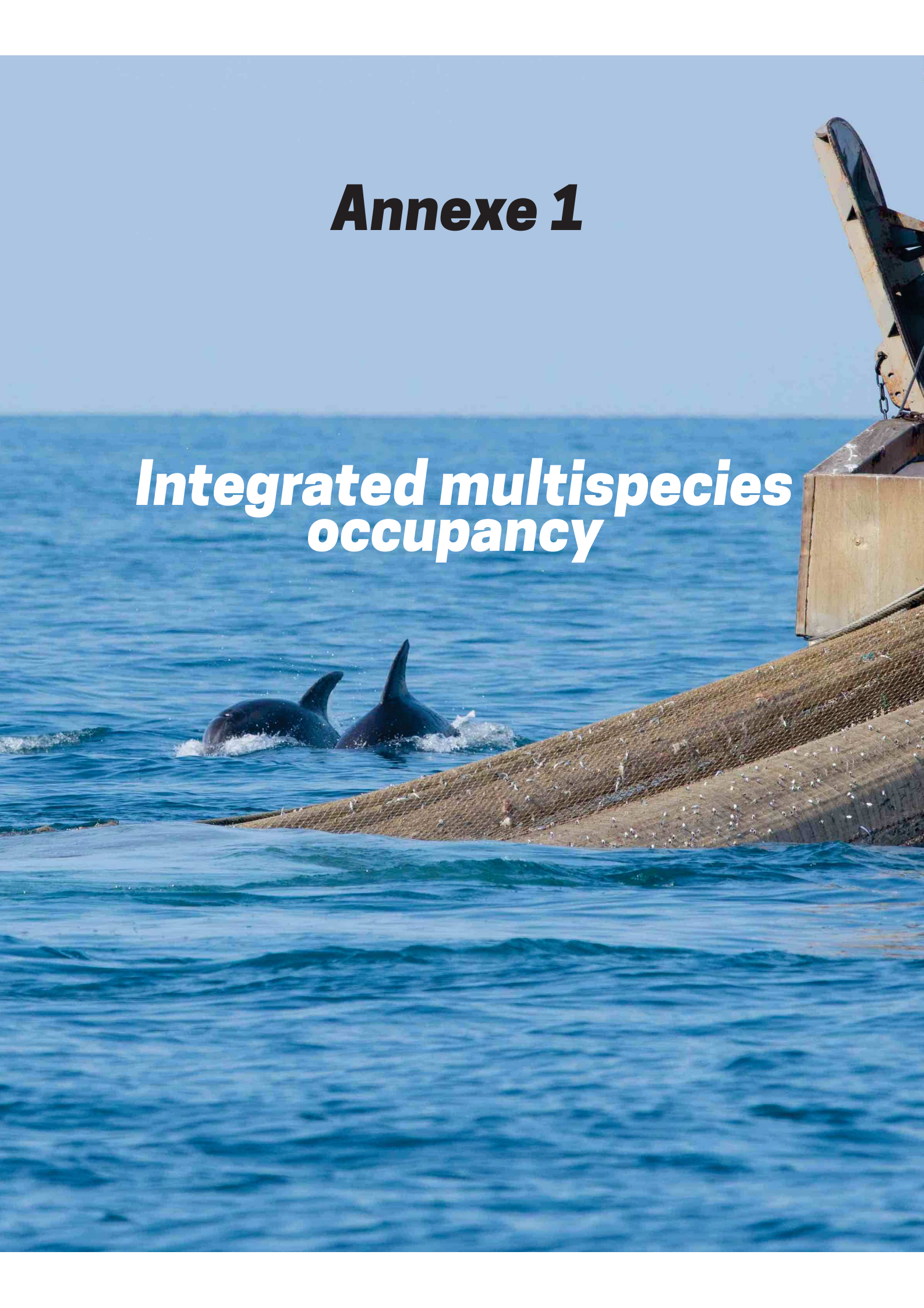
- 1284–1286. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2416>
- Peltier, H., Dabin, W., Daniel, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Huon, M., & Ridoux, V. (2012). The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators*, *18*, 278–290. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.014>
- Pirotta, E., Thompson, P. M., Cheney, B., Donovan, C. R., & Lusseau, D. (2015). Estimating spatial, temporal and individual variability in dolphin cumulative exposure to boat traffic using spatially explicit capture-recapture methods: Variability in wildlife exposure to disturbance. *Animal Conservation*, *18*(1), 20–31. <https://doi.org/10.1111/acv.12132>
- Platt, J. (1964). Strong inference. *Science*, *46*, 347–353.
- Queiros, Q., Fromentin, J., Astruc, G., Bauer, R., & Saraux, C. (2018). Dolphin predation pressure on pelagic and demersal fish in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, *603*, 13–27. <https://doi.org/10.3354/meps12672>
- Quéroué, M., Barbraud, C., Barraquand, F., Turek, D., Delord, K., Pacoureau, N., & Gimenez, O. (2021). Multispecies integrated population model reveals bottom-up dynamics in a seabird predator–prey system. *Ecological Monographs*, *n/a*(*n/a*). <https://doi.org/10.1002/ecm.1459>
- Redpath, S. M., Linnell, J. D. C., Festa-Bianchet, M., Boitani, L., Bunnefeld, N., Dickman, A., Gutiérrez, R. J., Irvine, R. J., Johansson, M., Majić, A., McMahon, B. J., Pooley, S., Sandström, C., Sjölander-Lindqvist, A., Skogen, K., Swenson, J. E., Trouwborst, A., Young, J., & Milner-Gulland, E. J. (2017). Don't forget to look down - collaborative approaches to predator conservation: Collaborative carnivore conservation. *Biological Reviews*, *92*(4), 2157–2163. <https://doi.org/10.1111/brv.12326>
- Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., Amar, A., Lambert, R. A., Linnell, J. D. C., Watt, A., & Gutiérrez, R. J. (2013). Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution*, *28*(2), 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>
- Rife, A. N., Erisman, B., Sanchez, A., & Aburto-Oropeza, O. (2013). When good intentions are not enough: Insights on networks of paper park marine protected areas. *Conservation Letters*, *13*.
- Roberts, K. E., Valkan, R. S., & Cook, C. N. (2018). Measuring progress in marine protection: A new set of metrics to evaluate the strength of marine protected area networks. *Biological Conservation*, *219*, 20–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.004>
- Robinson, J. G. (2006). Conservation Biology and Real-World Conservation. *Conservation Biology*, *20*(3), 658–669. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00469.x>

- Rondelet, G. (1507. A. du texte. (1555). *Gulielmi Rondeletii, ... Universae aquatilium historiae pars altera : Cum veris ipsorum imaginibus ([Reprod.]*). <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k97272x>
- Rota, C. T., Ferreira, M. A. R., Kays, R. W., Forrester, T. D., Kalies, E. L., McShea, W. J., Parsons, A. W., & Millsbaugh, J. J. (2016). A multispecies occupancy model for two or more interacting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(10), 1164–1173. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12587>
- Royle, J. A., Chandler, R. B., Sollmann, R., & Gardner, B. (Eds.). (2014). *Spatial capture-recapture*. Elsevier.
- Royle, J. A., Dawson, D. K., & Bates, S. (2004). Modelin abundance effects in distance sampling. *Ecology*, 85(6), 1591–1597. <https://doi.org/10.1890/03-3127>
- Runge, M. C., Converse, S. J., & Lyons, J. E. (2011). Which uncertainty? Using expert elicitation and expected value of information to design an adaptive program. *Biological Conservation*, 144(4), 1214–1223. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.020>
- Schaub, M., & Abadi, F. (2011). Integrated population models: A novel analysis framework for deeper insights into population dynamics. *Journal of Ornithology*, 152(S1), 227–237. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0632-7>
- Simonet, D. (2021). Centralization of health policy decisions, conversion to austerity, and public defiance in contemporary France. *Journal of Public Affairs*, e2634. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/pa.2634>
- Soulé, M. E. (1985). What is conservation biology? *BioScience*, 35(11), 727–734.
- 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>
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., & Knight, T. M. (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(6), 305–308. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018>
- Torres, L. G., Read, A. J., & Halpin, P. (2008). Fine-scale habitat modeling of a top marine predator: Do prey data improve predictive capacity. *Ecological Applications*, 18(7), 1702–1717. <https://doi.org/10.1890/07-1455.1>
- Tosa, M. I., Dzedzic, E. H., Appel, C. L., Urbina, J., Massey, A., Ruprecht, J., Eriksson, C. E., Dolliver, J. E., Lesmeister, D. B., Betts, M. G., Peres, C. A., & Levi, T. (2021). The Rapid Rise of Next-Generation Natural History. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 698131. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.698131>
- Troudet, J., Grandcolas, P., Blin, A., Vignes-Lebbe, R., & Legendre, F. (2017). Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Scientific Reports*, 7(1),

9132. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09084-6>
- Vimal, R., Gatiso, T., & Mathevet, R. (2018). Monitoring in Tropical National Parks: The Power of Knowledge. *Conservation and Society*, 16(1), 76. https://doi.org/10.4103/cs.cs_17_12
- Vimal, R., & Mathevet, R. (2011). La carte et le territoire : Le réseau écologique à l'épreuve de l'assemblée cartographique. *Cybergeogeo*. <https://doi.org/10.4000/cybergeogeo.24841>
- Walters, C. J. (2007). Is Adaptive Management Helping to Solve Fisheries Problems? *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(4), 304–307. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36%5B304:IAMHTS%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36%5B304:IAMHTS%5D2.0.CO;2)
- Wells, R. S., & Scott, M. D. (2009). Common bottlenose dolphin: *Tursiops truncatus*. In *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 249–255). Elsevier.
- West, J. D., & Bergstrom, C. T. (2021). Misinformation in and about science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(15), e1912444117. <https://doi.org/10.1073/pnas.1912444117>
- Williams, Nichols, & Conroy. (2002). *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, San Diego, California, USA. <https://www.elsevier.com/books/analysis-and-management-of-animal-populations/williams/978-0-12-754406-9>
- WWF. (2020). *Méditerranée : Étudier les grands cétacés* | WWF France. <https://www.wwf.fr/projets/cap-cetaces-etudier-les-mammiferes-marins-mediterraneens>
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., & Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), 446–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)
- Zipkin, E. F., Inouye, B. D., & Beissinger, S. R. (2019). Innovations in data integration for modeling populations. *Ecology*, e02713. <https://doi.org/10.1002/ecy.2713>
- Zipkin, E. F., & Saunders, S. P. (2018). Synthesizing multiple data types for biological conservation using integrated population models. *Biological Conservation*, 217, 240–250. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.017>
- Zipkin, E. F., Zylstra, E. R., Wright, A. D., Saunders, S. P., Finley, A. O., Dietze, M. C., Itter, S., & Tingley, M. W. (2021). Addressing data integration challenges to link ecological processes across scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9.

Annexe 1

Integrated multispecies occupancy



Quantifying co-occurrence between bottlenose dolphins and fisheries in the Gulf of Lion, French Mediterranean Sea with multispecies integrated occupancy models

Target journal: Short communication in Marine Ecological Progress Series

Valentin Lauret, Hélène Labach, Léa David, Matthieu Authier, Olivier Gimenez

Abstract

In the Mediterranean Sea, interactions between marine species and human activities are prevalent. The coastal ecology of bottlenose dolphins and the depredation pressure they put on fishing stocks lead them to regular interactions with fisheries. Mapping the risks of interactions is a preliminary step in managing anthropic pressures. However, quantifying interactions is hampered by the issue of false negatives whereby dolphins and trawlers may go undetected despite being present and co-occurring. Here, we develop an integrated multispecies occupancy model to quantify spatial co-occurrence between trawlers and bottlenose dolphins in the Gulf of Lion, French Mediterranean Sea. We combined bottlenose dolphin and trawler detections from both aerial surveys and boat surveys in the Gulf of Lion. Multispecies modeling opens promising avenues in the study of interactions between human activities and marine mammals.

Contents

1	Introduction	1
2	Material and Methods	2
2.1	Data	2
2.2	Multispecies occupancy	3
2.3	Integrated mutlispecies occupancy model	4
3	Results	5
3.1	The latent ecological process	5
3.2	Probability of detecting dolphins and trawlers	5
4	Discussion	5
5	Supplementary results	7
	References	9

1 Introduction

Identifying threats to marine ecosystems and species is one of the objectives of ecological monitoring programs (Lindenmayer & Likens (2010)). The Mediterranean, being the busiest sea on Earth, is especially affected by anthropic pressures (Coll et al. (2012), Giakoumi et al. (2017)). In particular, there are increasing interactions between marine species and human activities.

Among other species, the coastal ecology of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the depredation pressure they put on fishing stocks lead them to regular interactions with human recreational activities and fisheries (Queiros et al. (2018), Bearzi et al. (2009), Leone et al. (2019))). Bottlenose dolphins are often observed in close proximity to fishing activities, and depredation or bycatch interactions pose conservation concerns (Lewison et al. (2004)).

Mapping interactions is a preliminary step to better understand and manage human-animal interactions. This is usually achieved by calculating the overlap between a species distribution map and a map of human pressure. This approach raises two issues. First, when modelling species distribution, failure to account for interspecific interactions between co-occurring species may lead to biased inference, which arise when modelling only abiotic and habitat associations (Rota, Wikle,

et al. (2016)). Second, another challenge when quantifying species interactions is to account for imperfect detection, e.g. when species do co-occur but one or several of the species involved go undetected by sampling (Rota, Ferreira, et al. (2016), Fidino et al. (2019)). Ignoring imperfect detection leads to underestimation of species distribution and imprecise quantification of species interactions (MacKenzie (2006)).

To account for these issues, multispecies occupancy models have been developed to estimate occupancy probabilities of two or more interacting species while accounting for imperfect detection (Rota, Wikle, et al. (2016)). One caveat of multispecies models is that they require substantial data to produce robust ecological inference (Clipp et al. (2021)). To overcome data scarcity, several authors have suggested to combine multiple datasets into an integrated modelling framework (see Kéry & Royle (2020) for a review). In that spirit, we previously developed a single-species integrated occupancy model to study common bottlenose dolphins (Lauret et al. (2021)).

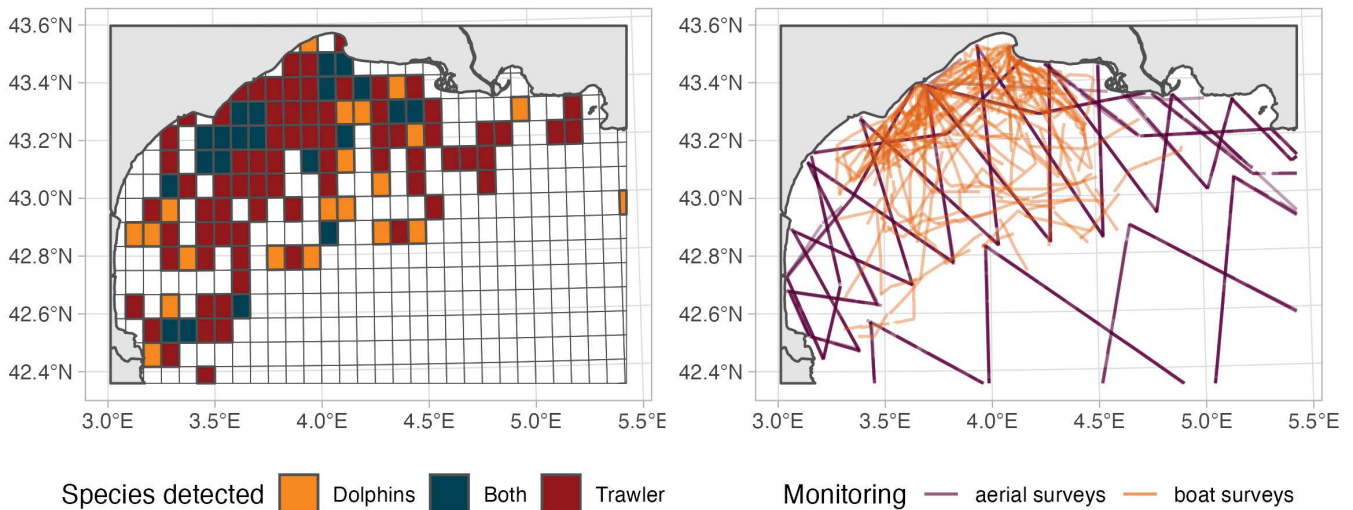
Here, we extend this single-species integrated occupancy model to an integrated multispecies occupancy models to study interactions between common bottlenose dolphins and fisheries in the Gulf of Lion (French Mediterranean Sea). Our main objective was to provide a statistical framework for mapping co-occurrence between fisheries and bottlenose dolphins. Our second objective was to test, based on field observations, the hypothesis that dolphins are likely to be more detected where fishing boats are active.

2 Material and Methods

2.1 Data

We combined bottlenose dolphin and fisheries data extracted from SAMM aerial surveys and from GDEGeM monitoring restricted to the Gulf of Lion (see Thesis manuscript Section 2.3).

We used GDEGeM data collected by EcoOcean Institut <https://ecoocean-institut.or> in the Gulf of Lion between 2013 and 2015. We extracted detections of common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*), and that of trawlers which we considered as a proxy of fisheries. We used data on fishing trawlers only as we focused on fishing areas and not traveling routes between harbour and fishing areas. In parallel, we used detections of bottlenose dolphins and of fishing trawlers from the 2011-2012 SAMM project. We divided the study area into 397 contiguous grid-cells for the statistical analysis. Below, we provide a visualization of the study area, the detections, and the sampling effort for the two datasets (Figure 1).



Source: from SAMM and GDEGeM data collected in the Gulf of Lion

Figure 1: Gulf of Lion detections of bottlenose dolphins and trawlers by aerial surveys (SAMM) and boat surveys (GDEGeM) along with the sampling effort for each monitoring program.

To describe spatial variation in occupancy of bottlenose dolphins and trawlers, we used two environmental covariates:

- Bathymetry
- Sea Surface Temperature (SST) averaged monthly between 2011 and 2015

Below, Below, we represent the value of each covariate in space (Figure 2).

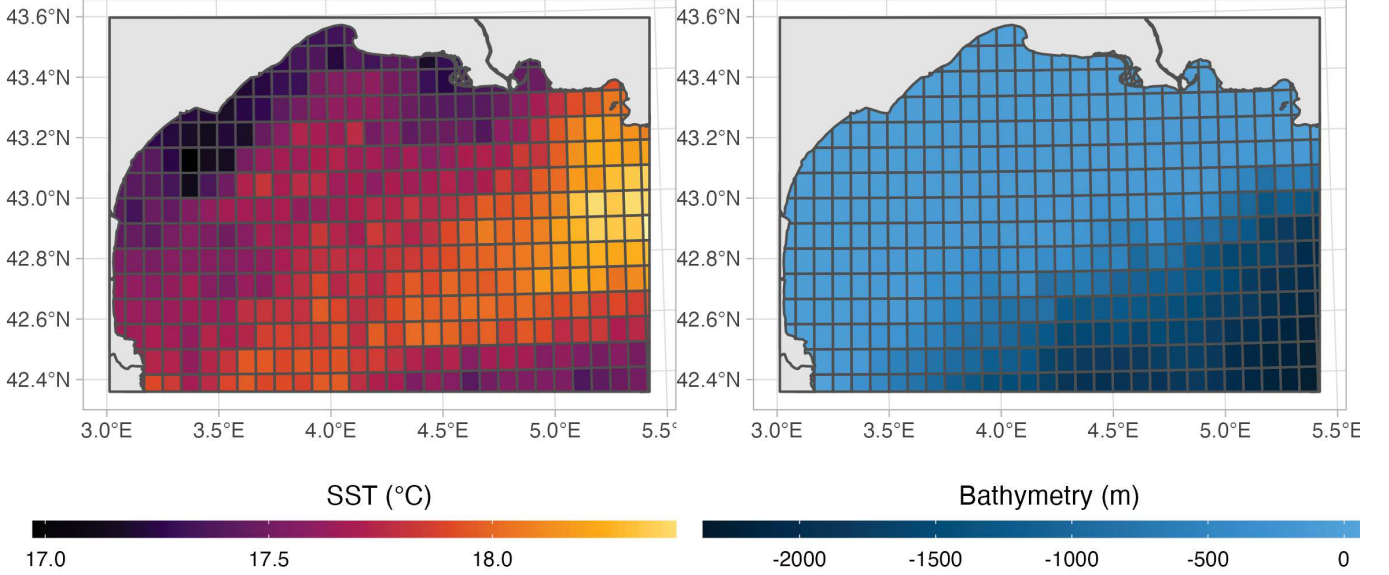


Figure 2: Spatial variation in bathymetry and Sea Surface Temperature (SST) over our study area

2.2 Multispecies occupancy

We consider a two-species static occupancy model à la [Rota et al. \(2016\)](#).

Ignoring the site index, we use the following notation for the occupancy probabilities:

- ψ_{11} is the prob. that species A and species B are both present;
- ψ_{10} is the prob. that species A is present and species B is absent;
- ψ_{01} is the prob. that species A is absent and species B is present;
- ψ_{00} is the prob. that species A and species B are both absent,

with $\psi_{11} + \psi_{10} + \psi_{01} + \psi_{00} = 1$.

The marginal probabilities of occupancy are:

- $\Pr(z_A = 1) = \Pr(\text{species A is present}) = \psi_{10} + \psi_{11}$
- $\Pr(z_B = 1) = \Pr(\text{species B is present}) = \psi_{01} + \psi_{11}$
- $\Pr(z_A = 0) = \Pr(\text{species A is absent}) = \psi_{01} + \psi_{00}$
- $\Pr(z_B = 0) = \Pr(\text{species B is absent}) = \psi_{10} + \psi_{00}$

And the conditional probabilities (reminder: $\Pr(A|B) = \Pr(A \text{ and } B) / \Pr(B)$):

- $\Pr(z_A = 1|z_B = 0) = \psi_{10}/(\psi_{10} + \psi_{00}) = \Pr(\text{species A is present given species B is absent});$
- $\Pr(z_A = 1|z_B = 1) = \psi_{11}/(\psi_{11} + \psi_{01}) = \Pr(\text{species A is present given species B is present});$
- $\Pr(z_B = 1|z_A = 0) = \psi_{01}/(\psi_{01} + \psi_{00}) = \Pr(\text{species B is present given species A is absent});$
- $\Pr(z_B = 1|z_A = 1) = \psi_{11}/(\psi_{11} + \psi_{10}) = \Pr(\text{species B is present given species A is present}).$

2.2.1 Dolphins detection probability conditional on trawlers presence

Our second objective was to test whether trawlers presence would affect dolphins detection probability. This hypothesis comes from at-sea observations. People performing at-sea monitoring of marine mammals in our study area reported that dolphins were often detected following fishing trawlers. In statistical terms, this could be translated in dolphins detection

would be higher at grid-cells where trawlers are present. To formally assess the relationship between trawlers presence and dolphins detection in the multispecies occupancy model, we proceed as follows. While detection probabilities for both dolphins and fishing boats depend on the sampling effort (sites and occasions), we built another multispecies occupancy model in which dolphin detection probability was a function of presence or absence of fishing boats. To do so, we used the formulation in Waddle et al. (2010):

$$\text{logit}(\text{Pr}(\text{dolphin is detected}|\text{dolphin is present})) = \beta_1 z_{\text{fishing boats}} + \beta_2(1 - z_{\text{fishing boats}}) + \beta_3 \text{sampling effort}$$

where the β 's are unknown regression parameters to be estimated, with β_1 capturing the effect of the presence of boats, and β_2 their absence. We provide the results of this test in the Supplementary results (see Figure 8).

2.3 Integrated mutlispecies occupancy model

Here, we extend the multi-species occupancy model of Rota, Ferreira, et al. (2016) to integrate two datasets in the spirit of Lauret et al. (2021). We consider dataset S (e.g SAMM aerial line transects), and dataset G (e.g. GDEGeM boat search-encounter program). Both monitoring collected detection / non-detection about species A (i.e. bottlenose dolphin) and B (i.e. trawlers). Then, each species has a different detection probability depending on the monitoring program considered. For example, p_A^G is the probability of detecting species A by monitoring program 'g'. Then, 16 observation 'events' can occur. We coded them as follow:

- 1 for none species detected neither by G nor S
- 2 for species A detected by G, nothing by S
- 3 for species B detected by G, nothing by S
- 4 for both species detected by G, nothing by S
- 5 for none species detected neither by G, species A detected by S
- 6 for species A detected by G, species A detected by S
- 7 for species B detected by G, species A detected by S
- 8 for both species detected by G, species A detected by S
- 9 for none species detected neither by G, species B detected by S
- 10 for species A detected by G, species B detected by S
- 11 for species B detected by G, species B detected by S
- 12 for both species detected by G, species B detected by S
- 13 for none species detected neither by G, both species detected by S
- 14 for species A detected by G, both species detected by S
- 15 for species B detected by G, both species detected by S
- 16 for both species detected by G, both species detected by S

From the 4 ecological states (in rows) and the 16 observation events (in columns), we get the observation process with the following (transposed) 4x16 matrix.

$$t(\theta) = \begin{bmatrix} 1 & (1-p_A^G)(1-p_A^S) & (1-p_B^G)(1-p_B^S) & (1-p_B^G)(1-p_B^S)(1-p_A^S)(1-p_A^G) \\ 0 & p_A^G(1-p_A^S) & 0 & (1-p_B^S)(1-p_A^S)p_A^G(1-p_B^G) \\ 0 & 0 & p_B^G(1-p_B^S) & (1-p_B^S)(1-p_A^S)p_B^G(1-p_A^G) \\ 0 & 0 & 0 & (1-p_B^S)(1-p_A^S)p_A^G p_B^G \\ 0 & p_A^S(1-p_A^G) & 0 & p_A^S(1-p_B^S)(1-p_A^G)(1-p_B^G) \\ 0 & p_A^G p_A^S & 0 & p_A^S(1-p_B^S)p_A^G(1-p_B^G) \\ 0 & 0 & 0 & p_A^S(1-p_B^S)p_B^G(1-p_A^G) \\ 0 & 0 & 0 & p_A^S(1-p_B^S)p_A^G p_B^G \\ 0 & 0 & 0 & p_B^S(1-p_A^S)(1-p_A^G)(1-p_B^G) \\ 0 & 0 & p_B^G p_B^S & p_B^S(1-p_A^S)p_A^G(1-p_B^G) \\ 0 & 0 & 0 & p_B^S(1-p_A^S)p_B^G(1-p_A^G) \\ 0 & 0 & 0 & p_B^S(1-p_A^S)p_B^G p_A^G \\ 0 & 0 & 0 & p_A^S p_B^S(1-p_B^G)(1-p_A^G) \\ 0 & 0 & 0 & p_A^S p_B^S p_A^G(1-p_B^G) \\ 0 & 0 & 0 & p_A^S p_B^S p_B^G(1-p_A^G) \\ 0 & 0 & 0 & p_B^G p_B^S p_A^G p_A^S \end{bmatrix}$$

We estimated 4 occupancy probabilities for each cell of the study area :

- the prob. that only bottlenose dolphins use the cell, ψ_{11}

- the prob. that only trawlers use the cell, ψ_2
- the prob. that both dolphins and trawlers use the cell, ψ_3
- the prob. that neither dolphins nor trawlers use the cell, which correspond to the probability that none of the previous events occur, ψ_0 .

Probabilities ψ_1 , ψ_2 , and ψ_3 are modelled as logistic functions of environmental covariates (bathymetry and SST) as in:

$$\text{logit}(\psi) = \theta_0 + \theta_1 \text{Bathymetry} + \theta_2 \text{SST}$$

Data and code may be found on GitHub at <https://github.com/oliviergimenez/human-tursiops-twospeciesoccupancy>.

To address our two objectives, first we estimated the relationship between occupancy and environmental covariates (bathymetry and SST). We displayed on a map an estimate of ψ_3 the probability of having both species using a cell. Second, to get a better understanding of the observation process, we estimated detection probability of trawlers and dolphins which we made monitoring program-specific and a function of sampling effort.

3 Results

3.1 The latent ecological process

We found that the probability of having neither species was independent of bathymetry, while co-occurrence increased with decreasing depth (Figure 3). Dolphins and trawlers displayed an important overlap in their occupancy according to these simple results (Figure 3).

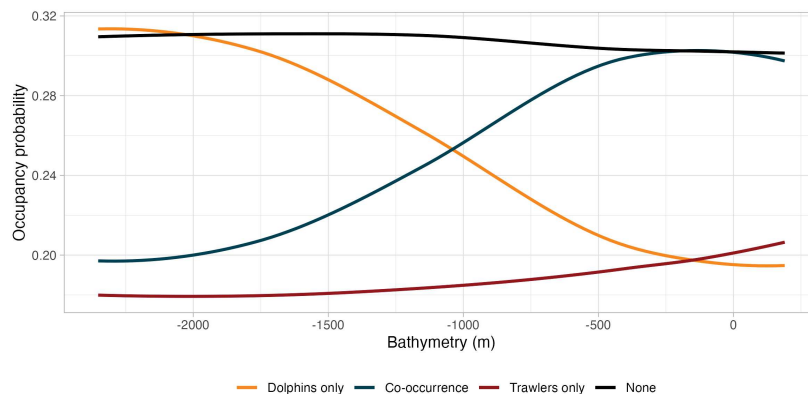


Figure 3: Occupancy probabilities estimated from the integrated multispecies model as function of bathymetry. For better readability, we do not represent credible intervals here, but see Figure 4

This latter pattern is confirmed in Figure 4, which shows that co-occurrence probability is mainly driven by bathymetry.

3.2 Probability of detecting dolphins and trawlers

Both dolphins and trawlers detection probabilities increased when sampling effort increased. Boat surveys had higher detection probabilities than aerial surveys (Figure 5).

4 Discussion

We predicted a high co-occurrence probability throughout our study area (Figure 4). The Gulf of Lion waters are of critical importance for French fisheries and for bottlenose dolphins. However, fishing pressure is not homogeneous over the study area, a pattern that did not transpire in our data. Despite combining two datasets, we still miss data to produce precise estimates of trawlers occupancy. Including more data about trawlers would be valuable to better delineate fishing areas and hence better estimates of co-occurrence probability. Our results also underline that bathymetry drives co-occurrence but it is likely that more environmental variables contributed to spatial variation in occupancy (e.g. prey availability, distance to coast, salinity). A more detailed analysis of the ecological process would allow to better investigate potential interactions.

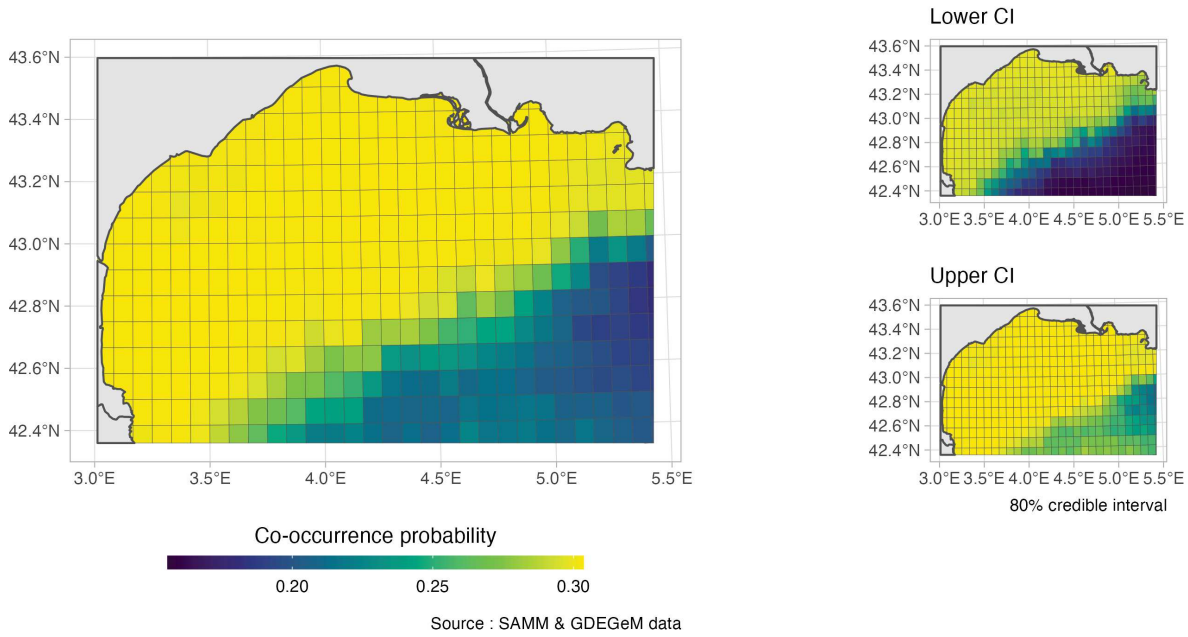


Figure 4: Co-occurrence probability between dolphins and trawlers. Left panel shows estimated probability and right panels display lower and upper bounds of 80% credible intervals.

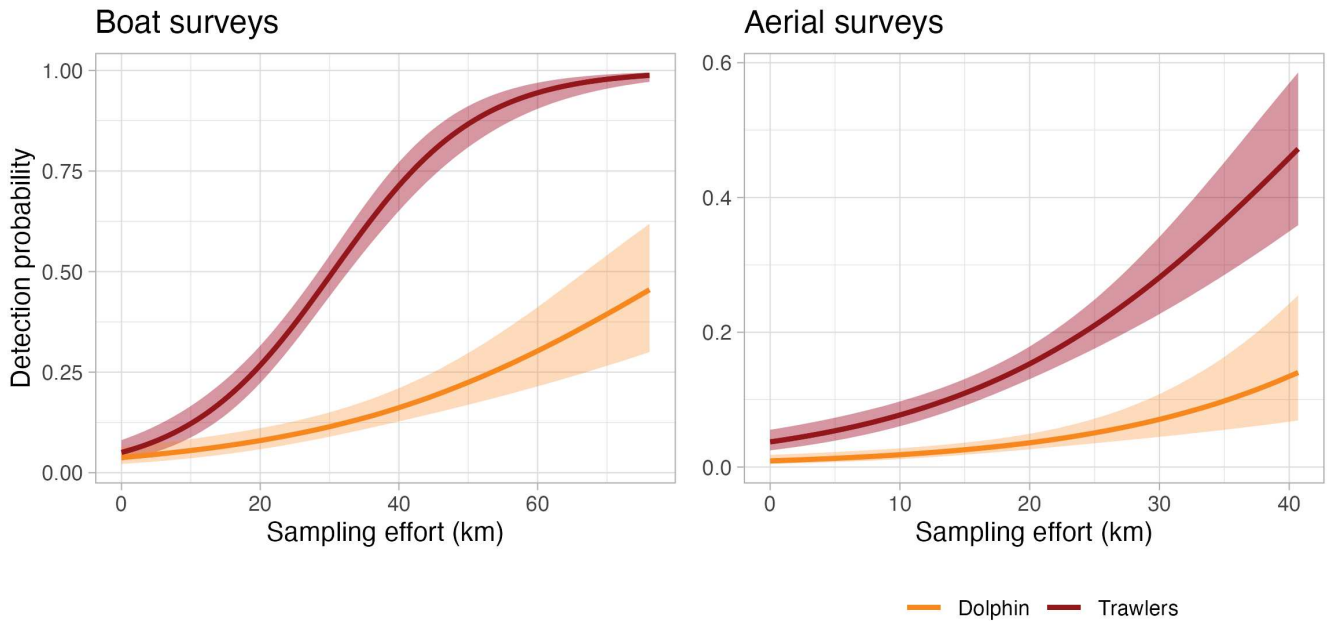


Figure 5: Estimated detection probability of dolphins and trawlers as function of sampling effort of each monitoring program. We provide posterior medians (solid line) and 80% credible intervals.

Several assumptions need to be valid to safely apply multispecies occupancy models (similar assumptions to those of the single-species occupancy) : i) geographic and demographic closure, ii) independence of the detections over space and time, iii) accurate identification (i.e. no misidentification). In our case study, dolphins and trawlers obviously moved in and out grid-cells during the sampling period making the geographic closure unlikely to be respected. Thus, we are interpreting the occupancy as “space-use”, that is the probability that the species uses the grid-cell given it is present in the study area, hence reflecting the usage a species makes of the different components of the study area.

Overall, our results suggest that an integrated multispecies occupancy modelling approach could contribute in the study of the interactions between human activities and bottlenose dolphins in the French Mediterranean. Our approach echoes recent work integrating human activities into multispecies models to identify and quantify threats of anthropic pressures on the environment (Marescot et al. (2019)).

5 Supplementary results

First, we display in Figure 6 and Table 1 estimates of the regression parameters θ 's for probabilities ψ_1 , ψ_2 , and ψ_3 .

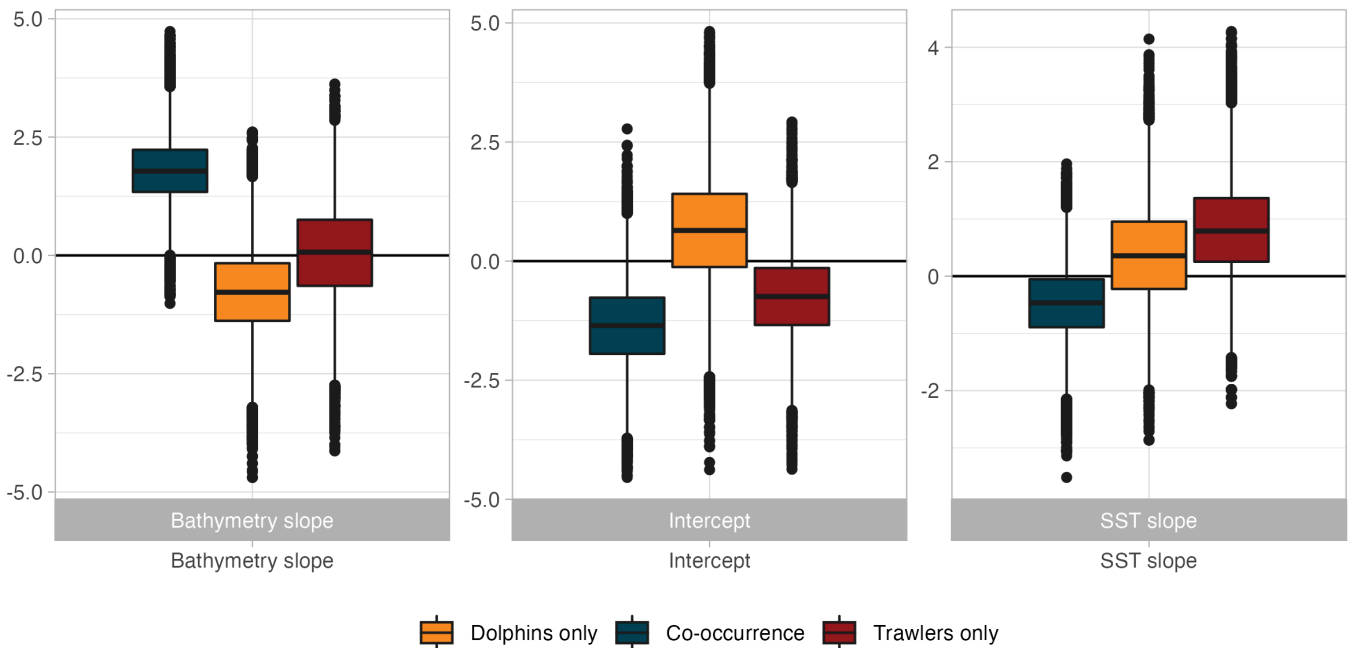


Figure 6: Parameters of the logistic regression relationships for occupancy probabilities for the integrated multispecies occupancy model between dolphins and trawlers.

Table 1: Values represent the mean estimates and its 80% associated credible intervals.

Parameter	Dolphins only ψ_1	Trawlers only ψ_2	Cooccurrence ψ_3
Intercept θ_0	0.633 (-0.83; 2.10)	- 0.74 (-1.90; 0.40)	- 1.35 (-2.46; -0.23)
Bathymetry effect θ_1	- 0.77 (-1.95; 0.41)	0.06 (-1.27; 1.39)	1.79 (0.94; 2.65)
SST effect θ_2	0.37 (-0.72; 1.475)	0.82 (-0.22; 1.89)	- 0.48 (-1.30; 0.30)

Second, to look at the occupancy probability of dolphin (or trawlers), we used $\psi_1 + \psi_3$ (or $\psi_2 + \psi_3$). In Figure 7, the maps reflect the influence of bathymetry on dolphins and trawlers occupancy.

Finally, we provide in Figure 8 the detection probabilities of dolphins and trawlers obtained from the integrated multispecies occupancy model with the Waddle et al. (2010) parametrization to test for a dependence between dolphins detection and trawlers presence. With the conditional parametrization of the observation process, the ecological process is the same as displayed in the Results section (Figure 3 & Figure 4).

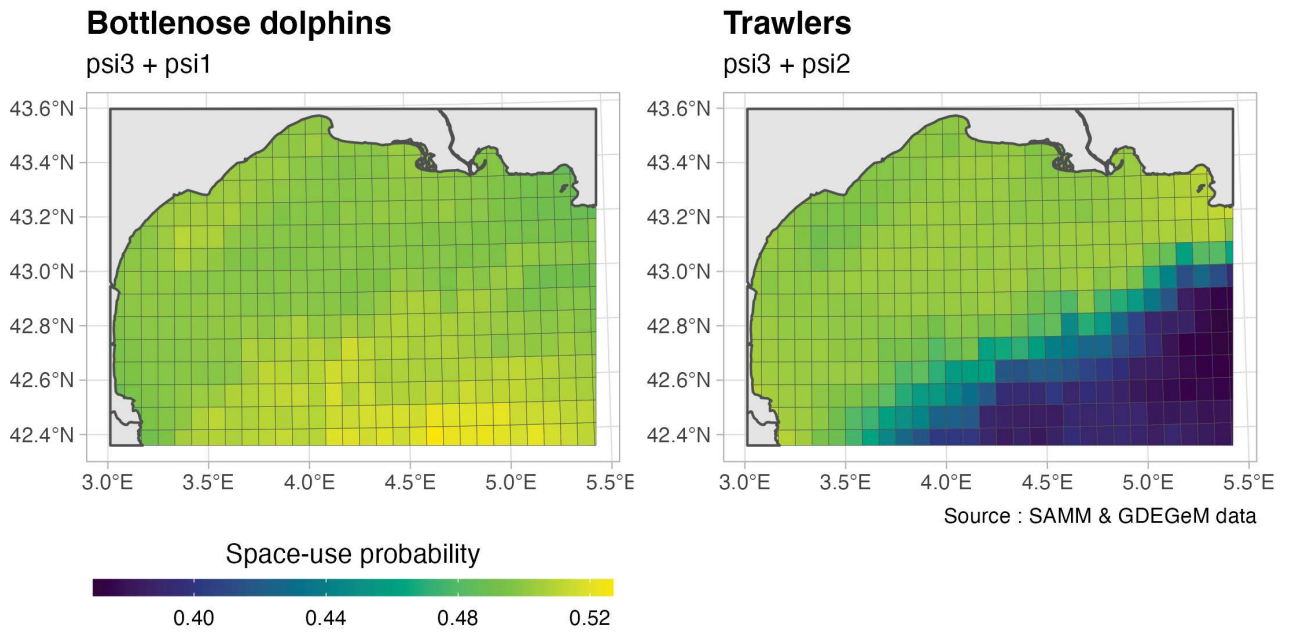


Figure 7: Occupancy probability of dolphins and trawlers estimated from the integrated multispecies occupancy model

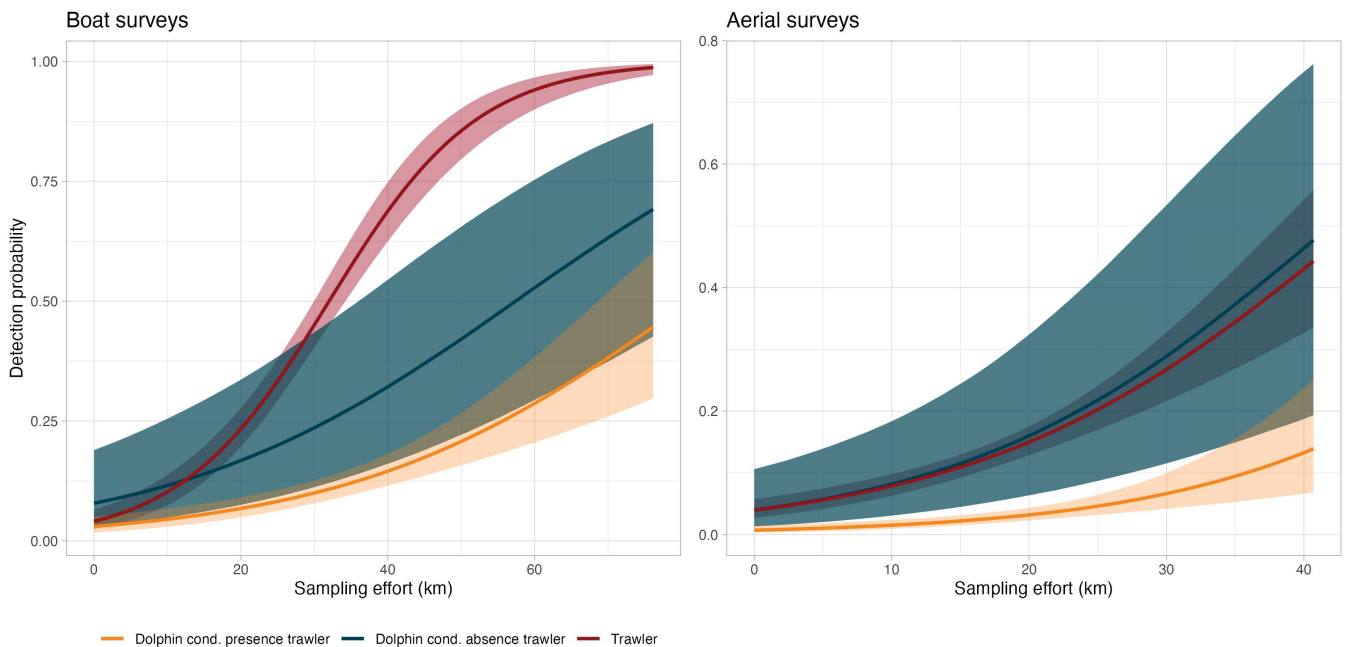


Figure 8: Estimated detection probability of dolphins and trawlers as function of sampling effort for each monitoring program in the case where dolphins detection is conditional on trawlers presence or absence. We provided posterior medians (solid line) and 80% credible intervals.

Our results showed no effect of trawlers presence on dolphins detection. We see several reasons for this result. First, detections of dolphins remain scarce despite trawlers and dolphins being predicted to occur widely throughout the study area (Figure 7). Indeed, there are many grid-cells where $z_{trawlers} = 1$, $z_{dolphins} = 1$ and $y_{dolphins} = 0$, hence negatively driving dolphins detection probability conditional on trawlers presence. Second, we had insufficient data to correctly specify the link between dolphins detections and trawlers presence (see Discussion section).

References

- Bearzi, G., Fortuna, C. M., & Reeves, R. R. (2009). Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review*, *39*(2), 92–123. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00133.x>
- Clipp, H., L., Evans, A. L., Kessinger, B. E., Kellner, K., & Rota, C. T. (2021). A penalized likelihood for multi-species occupancy models improves predictions of species interaction. *Ecology*, *In press*.
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Lasram, F. B. R., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Karpouzi, V. S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M. L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., & Pauly, D. (2012). The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(4), 465–480. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x>
- Fidino, M., Simonis, J. L., & Magle, S. B. (2019). A multistate dynamic occupancy model to estimate local colonization–extinction rates and patterns of co-occurrence between two or more interacting species. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(2), 233–244. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13117>
- Giakoumi, S., Scianna, C., Plass-Johnson, J., Micheli, F., Grorud-Colvert, K., Thiriet, P., Claudet, J., Di Carlo, G., Di Franco, A., Gaines, S. D., García-Charton, J. A., Lubchenco, J., Reimer, J., Sala, E., & Guidetti, P. (2017). Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: A regional meta-analysis. *Scientific Reports*, *7*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08850-w>
- Kéry, M., & Royle, J. (2020). *Applied hierarchical modeling in ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in r and bugs: Volume 2: Dynamic and advanced models: Vols. Ch 10* (1st ed.). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-04070-9>
- Lauret, V., Labach, H., Authier, M., & Gimenez, O. (2021). Combining single- and repeated-visit occupancy models to make the best of monitoring surveys. *Ecology*, 848663. <https://doi.org/10.1101/848663>
- Leone, A. B., Bonanno Ferraro, G., Boitani, L., & Blasi, M. F. (2019). Skin marks in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) interacting with artisanal fishery in the central Mediterranean Sea. *PLOS ONE*, *14*(2), e0211767. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211767>
- Lewison, R. L., Crowder, L. B., Read, A. J., & Freeman, S. A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology & Evolution*, *19*(11), 598–604. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.004>
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, *143*(6), 1317–1328. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013>
- MacKenzie, D. I. (Ed.). (2006). *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species*. Elsevier.
- Marescot, L., Lyet, A., Singh, R., Carter, N., & Gimenez, O. (2019). *Inferring wildlife poaching in Southeast Asia with multispecies dynamic occupancy models*. <https://doi.org/10.1101/520114>
- Queiros, Q., Fromentin, J., Astruc, G., Bauer, R., & Sarau, C. (2018). Dolphin predation pressure on pelagic and demersal fish in the northwestern Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, *603*, 13–27. <https://doi.org/10.3354/meps12672>
- Rota, C. T., Ferreira, M. A. R., Kays, R. W., Forrester, T. D., Kalies, E. L., McShea, W. J., Parsons, A. W., & Millsbaugh, J. J. (2016). A multispecies occupancy model for two or more interacting species. *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(10), 1164–1173. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12587>
- Rota, C. T., Wikle, C. K., Kays, R. W., Forrester, T. D., McShea, W. J., Parsons, A. W., & Millsbaugh, J. J. (2016). A two-species occupancy model accommodating simultaneous spatial and interspecific dependence. *Ecology*, *97*(1), 48–53. <https://doi.org/10.1890/15-1193.1>
- Waddle, J. H., Dorazio, R. M., Walls, S. C., Rice, K. G., Beauchamp, J., Schuman, M. J., & Mazzotti, F. J. (2010). A new parameterization for estimating co-occurrence of interacting species. *Ecological Applications*, *20*(5), 1467–1475. <https://doi.org/10.1890/09-0850.1>

Annexe 2

Exploring adaptive monitoring



Towards adaptive monitoring in protected areas, a toolkit.

Authors : Valentin Lauret¹, Sarah J. Converse², Hélène Labach^{3,1}, Lucile Marescot¹, Olivier Gimenez¹

1. CEFE, CNRS, Univ Montpellier, Univ Paul Valéry Montpellier 3, EPHE, IRD, Montpellier, France
2. U.S. Geological Survey, Washington Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, School of Environmental and Forest Sciences (SEFS) & School of Aquatic and Fishery Sciences (SAFS), University of Washington, Seattle, USA
3. MIRACETI, Connaissance et conservation des cétacés, Place des traceurs de pierres, 13500 La Couronne, France

To be submitted to Animal Conservation or Environmental Monitoring and Assessment

Keywords: *Ecological monitoring, adaptive monitoring, decision analysis, ecological uncertainty, structured decision making*

Abstract: Ecological monitoring programs are needed to inform biodiversity management. However, in a conservation context, efficient monitoring is challenging due to ecological uncertainties and economic constraints. Here, we showcase adaptive monitoring (AM), a conceptual framework that aims to identify an optimal monitoring strategy conditional on the predicted state of the system, with predictions based on previous monitoring inputs. We describe the key steps of AM and use simulations to illustrate the implementation of AM targeting a species of interest in a conservation context. To be successful, AM requires co-construction between stakeholders, biologists, and modelers to define the objectives and quantify the costs and benefits of monitoring actions.

27 Introduction

28 Cost- and time-effective monitoring programs are urgently needed to inform decision-
29 making about biodiversity management (Aylesworth et al., 2017; Frascchetti et al., 2002;
30 McCauley et al., 2015). Monitoring programs will be most useful if developed with full
31 consideration of the ecological uncertainties and for how the resulting information will be used.
32 Therefore, careful thinking about the expected return on investment for monitoring efforts is
33 especially important, where return on investment can be measured in terms of the management
34 objectives, thereby focusing the role of monitoring on addressing the needs of managers (Gibbs
35 et al., 1999; Lindenmayer & Likens, 2010; Nichols & Williams, 2006; Runge et al., 2011).
36 Monitoring is critical for evaluating the efficacy of management (Fulton et al., 2015; Gibbs et
37 al., 1999) and for improving the identification of optimal policies (Baxter & Possingham, 2011;
38 Williams et al., 2018). Monitoring for conservation in a protected area is typically performed
39 in a cost-constrained environment with limited funding and human resources. Furthermore, it
40 is common for a monitoring objective to be multi-faceted, i.e., to have several objectives in a
41 single monitoring plan.

42 In real-world ecological monitoring, many species of interest are elusive, and data can be
43 costly to obtain (Authier et al., 2017; Aylesworth et al., 2017; NRC, 2001). To be effective,
44 monitoring needs to be flexible enough to adapt to changes in the ecological system being
45 monitored, and to changes in management objectives and monitoring abilities (Authier et al.,
46 2017; Heylen, 2017; Williams, 2011). For example, it is not uncommon for funding availability
47 to change over time. In this context, several studies have promoted a framework in which
48 monitoring adapts in response to the dynamics of ecosystems and to socio-economic changes
49 (Lindenmayer & Likens, 2009; Nichols & Williams, 2006). The notion of adaptive monitoring
50 (AM) is increasingly used in wildlife management to optimize the design of monitoring efforts
51 (Lindenmayer et al., 2011; Lindenmayer & Likens, 2009, 2010). The underlying idea is that all

52 steps of the monitoring approach (e.g., objective setting, data collection, data analyses, and
 53 statistical design of surveys) evolve jointly without threatening the usefulness of previously
 54 collected data. Monitoring is adapted as newly collected information reduces uncertainties

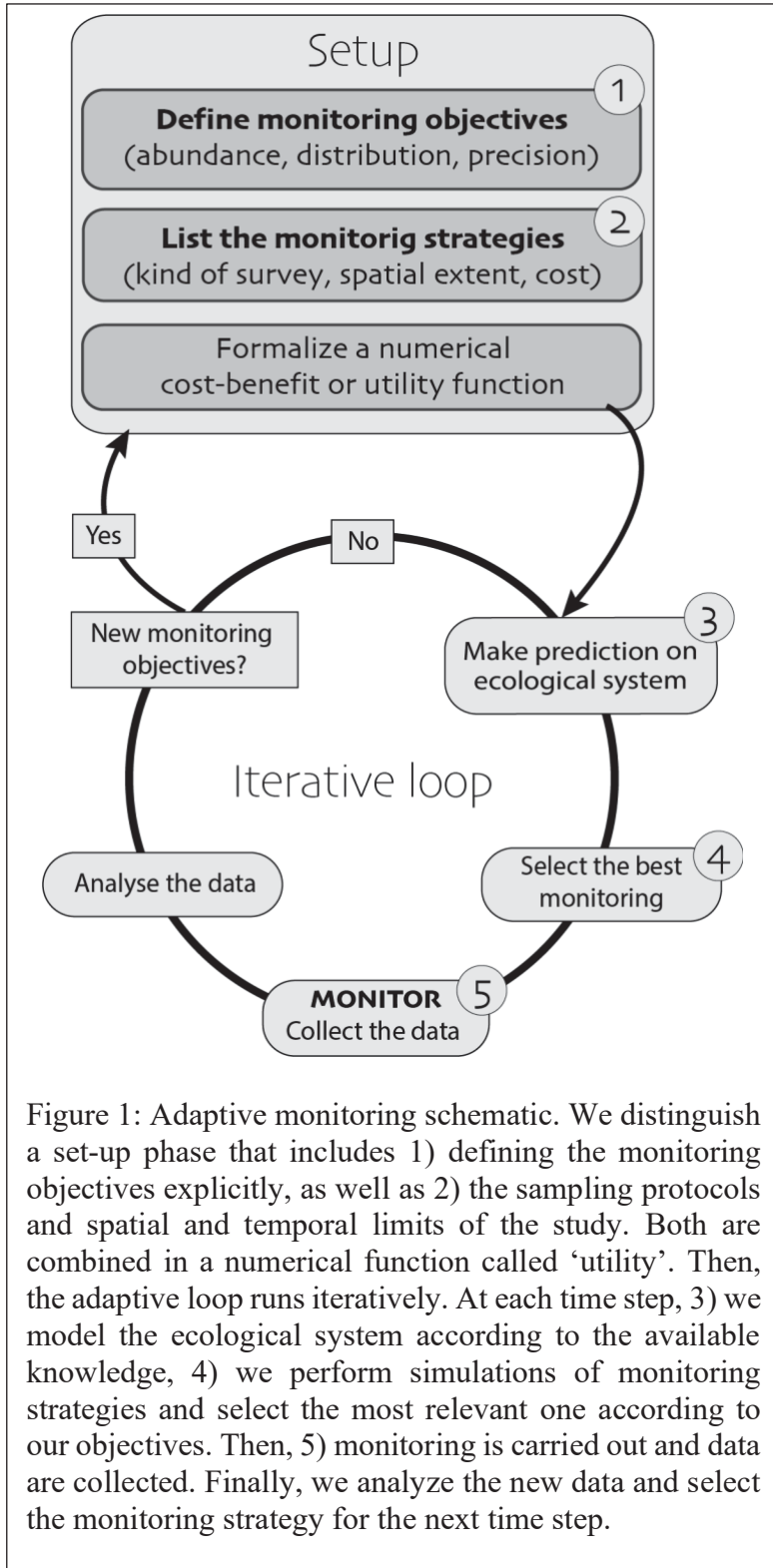


Figure 1: Adaptive monitoring schematic. We distinguish a set-up phase that includes 1) defining the monitoring objectives explicitly, as well as 2) the sampling protocols and spatial and temporal limits of the study. Both are combined in a numerical function called ‘utility’. Then, the adaptive loop runs iteratively. At each time step, 3) we model the ecological system according to the available knowledge, 4) we perform simulations of monitoring strategies and select the most relevant one according to our objectives. Then, 5) monitoring is carried out and data are collected. Finally, we analyze the new data and select the monitoring strategy for the next time step.

about ecosystem functioning, or when new questions or monitoring conditions emerge (Baxter & Possingham, 2011; Costello et al., 2010; Lyons et al., 2008). A main challenge is to adapt monitoring while maintaining the overall value of the data series.

The management of protected areas is economically costly and the structure and functioning of wildlife populations remain the source of many uncertainties (McIntosh et al., 2018). AM has the potential to lead to substantial management benefits in protected areas systems (Fulton et al., 2015; McIntosh et al., 2018). AM has been effective in broad-scale monitoring of terrestrial ecosystems (Lindenmayer et al., 2011; Ringold et al., 1996), and for rare plant species (Pacifci et al., 2016), terrestrial

77 wildlife (Gibbs et al., 1999), and partially terrestrial marine species (McIntosh et al., 2018;
78 Williams et al., 2018).

79 To our knowledge, there has been no attempt to formalize the implementation of AM through
80 precise example, and ecological monitoring programs have sometimes been characterized as
81 AM only post hoc. Likely explanations for the dearth of fully conceptualized AM programs is
82 that these programs are more technically challenging to implement than non-adaptive
83 monitoring, because of a lack of familiarity with AM in the management community, and
84 because monitoring itself is sometimes treated as an afterthought rather than as a key part of
85 management. Here, we showcase the implementation of AM to assist protected area
86 management with marine realms in mind.

87 As a potential candidate for AM implementation, the EU Marine Strategy Framework
88 Directive (MSFD 2008/56/EC) requires that all EU member states reach a ‘good environmental
89 status’ in their marine waters by 2020, and further mandates ongoing assessment of the status
90 of these waters ([Authier et al., 2017](#); [Baudrier et al., 2018](#); [Marine Strategy Framework
91 Directive, 2008](#)). In this context, marine monitoring programs of the MSFD are being
92 developed across European seas to inform and guide marine management strategies (Baudrier
93 et al., 2018; Lehtiniemi et al., 2015; Van Hoey et al., 2010). The functioning of MSFD is based
94 on iterative cycles every 6 years, and aims to reevaluate the monitoring and management
95 practices based on information collected during previous cycles.

96 **Methods**

97 We used a virtual ecologist approach to illustrate AM and evaluate its performance. This
98 approach is increasingly used in the ecological literature to assess the performance of sampling
99 designs and modeling tools (Zurell et al., 2010). We simulated a species occurring in a restricted
100 area – the ecological system – and mimicked the detection of this species through monitoring

101 – the observation process. Then, based on these simulated ecological data, we evaluated the
102 performance of different monitoring strategies (Zurell et al., 2010). Adopting a virtual ecologist
103 approach through simulations allows the analyst to have perfect knowledge about the fictive
104 species and hence to draw solid conclusions about the effectiveness of sampling and modelling
105 methods (Zurell et al., 2010).

106 We illustrate an AM approach built following a structured decision-making process
107 (Gregory et al., 2013; Martin et al., 2009). We distinguished a setup phase, and an iterative loop
108 (Figure 1). During the setup phase, 1) we formulated monitoring objectives and defined the
109 time horizon within which the monitoring is performed, and 2) we listed the components of the
110 monitoring strategies that could be used to reach the objectives: where to monitor, which
111 monitoring methods (aerial survey, boat survey, etc), and what sampling effort (frequency,
112 labor forces, working hours). Then, the iterative phase runs through successive time steps. At
113 each time t : 3) we analyzed ecological data with statistical models, 4) we selected the
114 monitoring strategy that best fits with the predicted species status at time $t+1$, then 5) we
115 implemented the selected monitoring strategy and collected the data.

116 Below, we introduce the AM framework in more details. We consider a fictive area of
117 400 contiguous sites within which the target species occurs. Spatial habitat heterogeneity in the
118 study area is implemented through a continuous site-specific covariate that varies over fictive
119 unit ‘m’ over a range of 0 to 2000 m across the study area; this is a simplification of what is
120 often a more complex relationship between species presence and multiple environmental
121 covariates for purposes of illustration. We assumed a quadratic relationship between the
122 covariate and species presence – with maximum occupancy at intermediate values of the
123 covariate around 1000 m – but we allowed the parameters of the quadratic relationship to
124 change over the course of the monitoring period (thus changing the value of the covariate at
125 which occupancy probability is maximized, simulating a dynamic ecological system). Once this

126 underlying system model was in place, we simulated a presence-absence dataset with an
127 optimum of presence around 1000m over 3 seasons. Then, to get the idea that adaptive
128 monitoring can deal with changing ecological conditions, we changed the relationship between
129 the covariate and occupancy probability adjusting the optimum of species occurrence around
130 1500 m from season 3 to season 5. We displayed the two ecological preferences of the fictive
131 species in Figure 2. This 5-season presence-absence dataset is the ‘true’ ecological data upon
132 which AM strategies are to be determined.

133 **Step 1: Defining the monitoring objective**

134 Here, we showcase monitoring objectives that we believe to be relevant and common
135 when monitoring in protected areas. Defining monitoring objectives should be the result of a
136 consultative process involving multiple stakeholders, managers, statisticians. The monitoring
137 objective in our fictive protected area is to maximize the precision of the estimated species
138 distribution. We also assume that monitoring resources are fixed, such that no more than 100
139 sites can be monitored at each sampling occasion.

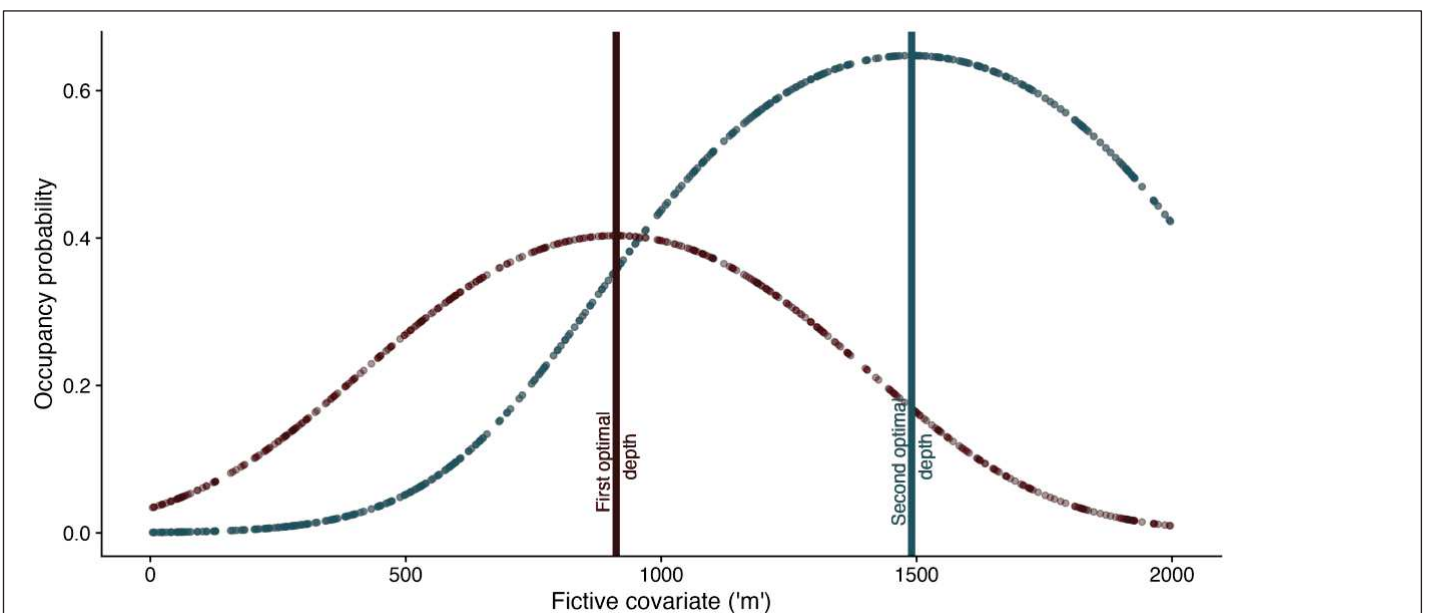


Figure 2: Two sets of quadratic relationship between occupancy probability and a fictive covariate ('m') simulated in 400 sites. The first set of occupancy probabilities is simulated according to an optimum of 100m, the second set with an optimum of 1500 m.

140 **Step 2: Defining the monitoring strategies**

141 To meet the monitoring objective, managers can survey 100 of the 400 sites in the study
142 area at each survey. At the beginning of each monitoring season, managers decide which sites
143 they will monitor that season. Chosen sites will be sampled 3 times during the sampling season
144 to mimic the repeated visits needed when monitoring for occupancy modelling. Over the 100
145 sites to be monitored, managers chose to monitor 50 sites where the species is most likely to
146 occur, and 50 sites randomly. After each monitoring season made of 3 sampling per site, data
147 will be analyzed, species distribution predicted, and sampling effort re-allocated following the
148 same rule but according to the new prediction of species distribution.

149 **Step 3: Modeling the ecological system**

150 We modeled the ecological system with a dynamic species distribution model in which
151 each site can be either occupied or unoccupied by the species. Accounting for imperfect
152 detection while estimating species distribution, which is especially relevant for monitoring
153 elusive species (Issaris et al., 2012; MacKenzie et al., 2003), can be accomplished with
154 occupancy models (Mackenzie et al., 2002). The occupancy status of each site (i.e., occupied
155 or unoccupied by the species) changes between seasons through local colonization and
156 extinction events. We estimated model parameters – the proportion of sites occupied and the
157 probabilities of colonization and extinction – using the R package ‘unmarked’ (Fiske &
158 Chandler, 2011). We fitted occupancy models considering 3 possible ecological relationships
159 between occupancy and the environmental covariate, i.e., a null model, a linear model, and a
160 quadratic model. We compared the occupancy models using the Akaike Information Criterion
161 - AIC (Akaike, 1998). We model-averaged the estimated occupancy parameters across the 3
162 occupancy models and used these to predict species distribution.

163 **Step 4: Decision-making: selecting the monitoring strategy**

164 After each monitoring season, we added the last 3 sampling occasions to the dataset
165 from the previous sampling season. We analyzed this new dataset with the modeling process
166 described in Step 3 and used the prediction to choose the monitoring strategy to apply during
167 the subsequent season. To select the monitoring strategy for next season, we identified the sites
168 in which the species was most likely to occur and allocated 50% of the sampling effort to these
169 sites and the remaining 50% randomly.

170 **Run the monitoring and evaluate monitoring strategy**

171 We illustrated the AM process based on 5 seasons of true ecological data, which
172 correspond to 5 monitoring seasons with 3 sampling occasions per season. As detailed above,
173 during the three first monitoring seasons, the preferred ecological condition of the species is
174 around 1000 m, while for the monitoring seasons 4 and 5 the preferred ecological condition is
175 around 1500m (Figure 2). To assess the precision of the predicted occupancy, which is the
176 monitoring objective defined in Step 1, we estimated the Root Mean Square Error (RMSE) and
177 the Relative Bias (RB) of the predicted occupancy probability versus the true occupancy.

178 We assumed that between seasons 1 and 3, the species is known to have an ecological
179 preference for 1000 m of the covariate, hence the first monitoring strategy corresponds to the
180 allocation of 50% of sampling effort around 1000 m (and 50% randomly, see Step 2). Then,
181 from monitoring season 1 to 3, monitoring was performed indistinctly between non-adaptive
182 and adaptive approaches because no ecological changes occurred that can motivate the
183 reallocation of sampling effort. Between season 3 and season 4, the species distribution shifted
184 from 1000 m to 1500 m.

185 To illustrate the benefit of adapting the sampling strategy, we applied a 4th round and a
186 5th round of monitoring after the change in ecological condition. During these new rounds of
187 monitoring, we compared i) an adaptive monitoring approach that can reallocate the sampling

188 effort according to the prediction of occupancy probabilities (following the allocation rule
189 defined in Step 4), and ii) a non-adaptive approach in which we keep the same sampling design
190 for monitoring seasons 1 to 3. We provide the predicted relationship between occupancy and
191 the fictive covariate, and the RMSE and RB for each monitoring season and for each of the
192 monitoring strategy in Figure 3.

193 Results

194 Across the 3 first monitoring seasons, RMSE and RB decreased. This increase in precision is
195 likely due to the augmentation of data time series. However, after ecological conditions changed
196 between seasons 3 and 4, the adaptive strategy (reallocating sampling effort) exhibited higher
197 precision than the non-adaptive strategy (same sampling effort allocation) (Figure 3). In the
198 adaptive approach, the reallocation of the sampling effort to sites where the species is likely to
199 occur increase the number of detection when monitoring, which is known to have a positive
200 influence on the precision of occupancy estimates (MacKenzie, 2006). The adaptive approach
201 allows to better sample the species distribution to increase the precision of the ecological
202 inference, which is the monitoring objective defined in this fictive process (Step 1).

203 Discussion

204 With our simulations, we intended to illustrate the benefit of an adaptive monitoring
205 framework through an explicit formulation of the analytical process. We pointed out that if
206 ecological conditions changed, the iterative analysis of the ecological system and the
207 reallocation of the sampling effort allow to increase precision in ecological estimates while
208 maintaining the integrity of collected data. To date, we are uncertain this is sufficient to
209 highlight an effective adaptive monitoring implementation. The current work is still ongoing
210 and clarifications and precisions have to be added.

211 A limitation of our study lied in the explicit formulation of the monitoring objectives
 212 and strategies under ecological uncertainty, which should be the result of a consultative process
 213 (Lindenmayer & Likens, 2009). To simulate a ‘naïve’ decision-making in the face of
 214 uncertainty, we had to design imperfect monitoring strategy on purpose, which was unrealistic
 215 as we had access to ‘perfect knowledge’ through the simulation.

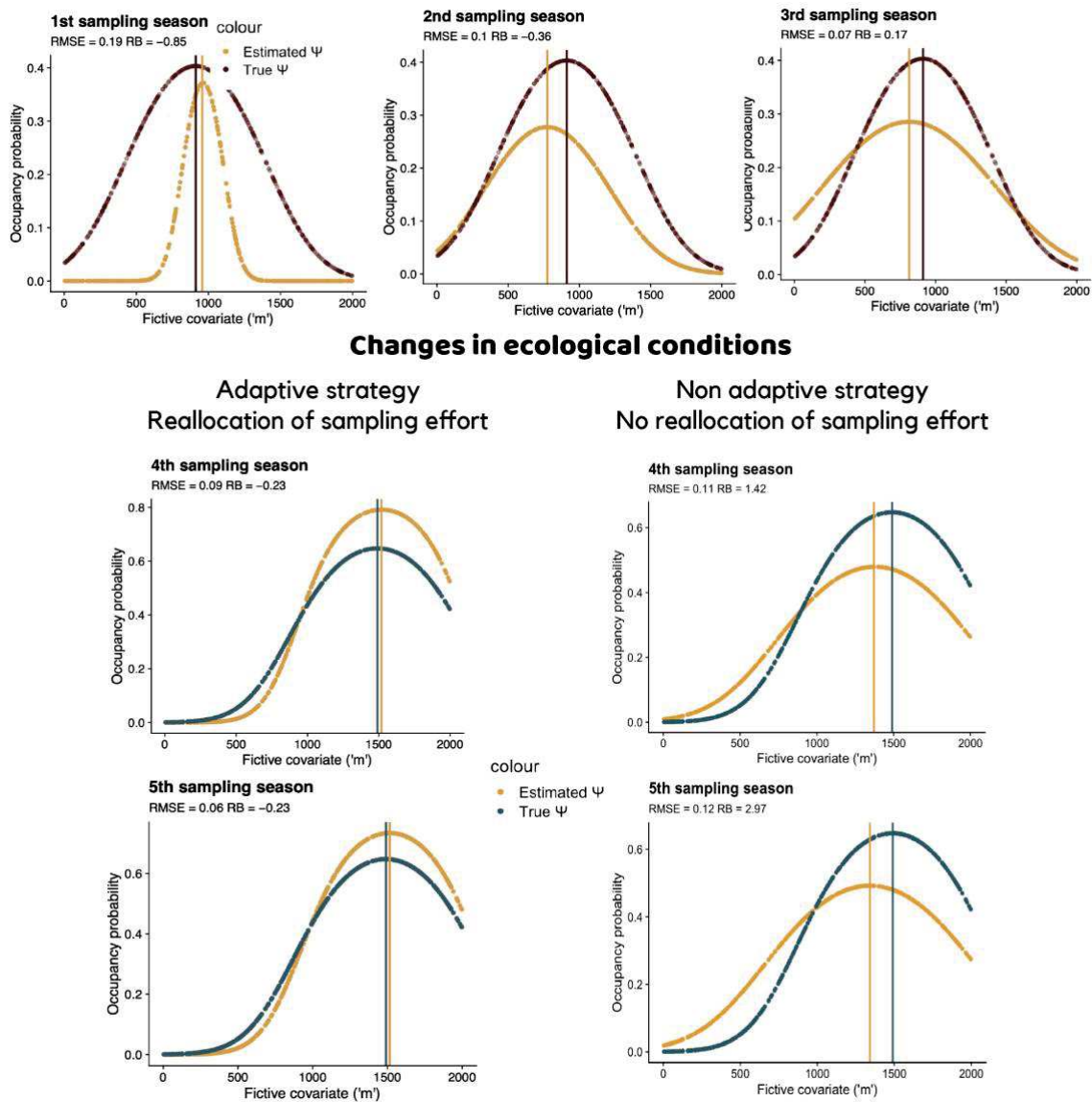


Figure 3: During the three first monitoring seasons, the preferred ecological condition of the species is around 1000 m (dark red dots and lines), while for the monitoring seasons 4 and 5 the preferred ecological conditions is around 1500m (dark blue dots and lines). From monitoring season 1 to season 3, monitoring was performed indistinctly between non-adaptive and adaptive approaches because no ecological changes occurred that can motivate the reallocation of sampling effort. Between season 3 and season 4, the species distribution shifted from 1000 m to 1500 m.

For seasons 4 and 5, we compared i) an adaptive monitoring approach that can reallocate the sampling effort according to the prediction of occupancy probabilities (following allocation rule defined in Step 4), and ii) a non-adaptive approach in which we keep the same sampling design as for monitoring seasons 1 to 3. The predicted relation between occupancy and the fictive covariate is displayed with golden dots and lines, and we added the Root Mean Square Error and Relative Bias for each monitoring season and for each of the monitoring strategy.

216 Overall, defining clear objectives is a critical step of AM (Lindenmayer & Likens, 2009;
217 Ringold et al., 1996). In a protected area, monitoring is one component among a variety of
218 practices (Dunham et al., 2020; Giakoumi et al., 2018; Vimal, 2017), hence management
219 policies should direct targeted monitoring programs (Lindenmayer et al., 2011). Co-
220 construction process between stakeholders, scientists, and modelers (Bolam et al., 2018) would
221 be valuable to ensure sustainability and efficiency of monitoring programs (Lindenmayer et al.,
222 2011; McIntosh et al., 2018).

223 **Adaptive monitoring for wildlife conservation**

224 Monitoring dynamic ecological processes is gaining attention in the literature (Williams
225 et al., 2018) and the production of high quality data with adaptive strategies has been
226 emphasized in ecology and other fields (Hooten et al., 2009; Merl et al., 2009; Shea et al.,
227 2014). However, non-adaptive strategies are widely used in monitoring programs because they
228 are simpler and have lower costs than AM (Hooten et al., 2009; Williams et al., 2018). AM
229 requires planning, preparation, and modeling. Lindenmayer et al. (2009) underlined that many
230 monitoring programs are poorly designed partly because statistical tools are discarded from
231 designing phases, considered as not worthy to include, or hard to access for managers. Hence,
232 non-adaptive monitoring design are often preferred for geopolitical, geographical, or economic
233 considerations (Walters, 2007; Wikle & Royle, 1999). Consultative processes including
234 multiple stakeholders such AM or adaptive management are seldomly applied in real world
235 (Walters, 2007). On the other hand, when resources are limited (as for monitoring protected
236 area), managers and scientists need to optimize monitoring efficiency and in this situation,
237 targeted AM improves the quality of information obtained with limited survey capacity (Hooten
238 et al., 2009; Williams et al., 2018). Moreover, protected area management requirements might
239 fluctuate (e.g., variations of funding or priorities) and these changes should be carefully
240 included in the monitoring process to maintain the integrity of long-term ecological datasets

241 (Williams, 2011). Another strength of AM is that reframing the monitoring objective
242 continuously allow to better fit with updates in conservation policies.

243 Overall, monitoring in the wild is complex, involving environmental uncertainties and
244 cost-constrained conservation contexts. AM is an ideal long-term monitoring strategy that can
245 help in protected area management. To be widely adopted, adequate funding and real
246 motivation for consultative approaches in conservation policies are required (Ban et al., 2011;
247 Fulton et al., 2015; McIntosh et al., 2018).

248 References

- 249 Akaike, H. (1998). *Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle*.
250 Springer Science+Business Media. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1694-0_15
- 251 Authier, M., Commanducci, F. D., Genov, T., Holcer, D., Ridoux, V., Salivas, M., Santos, M. B., &
252 Spitz, J. (2017). Cetacean conservation in the Mediterranean and Black Seas: Fostering
253 transboundary collaboration through the European Marine Strategy Framework Directive.
254 *Marine Policy*, 82, 98–103. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.012>
- 255 Aylesworth, L., Loh, T.-L., Rongrongmuang, W., & Vincent, A. C. J. (2017). Seahorses (
256 *Hippocampus* spp.) as a case study for locating cryptic and data-poor marine fishes for
257 conservation. *Animal Conservation*, 20(5), 444–454. <https://doi.org/10.1111/acv.12332>
- 258 Ban, N. C., Adams, V., Pressey, R. L., & Hicks, J. (2011). Promise and problems for estimating
259 management costs of marine protected areas. *Conservation Letters*, 4(3), 241–252.
260 <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00171.x>
- 261 Baudrier, J., Lefebvre, A., Galgani, F., Sarau, C., & Doray, M. (2018). Optimising French fisheries
262 surveys for marine strategy framework directive integrated ecosystem monitoring. *Marine*
263 *Policy*, 94, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.04.024>
- 264 Baxter, P. W. J., & Possingham, H. P. (2011). Optimizing search strategies for invasive pests: Learn
265 before you leap: Optimizing search strategies for invasives. *Journal of Applied Ecology*, 48(1),
266 86–95. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01893.x>
- 267 Bolam, F. C., Grainger, M. J., Mengersen, K. L., Stewart, G. B., Sutherland, W. J., Runge, M. C., &
268 McGowan, P. J. K. (2018). Using the Value of Information to improve conservation decision
269 making: Value of Information for conservation decisions. *Biological Reviews*.
270 <https://doi.org/10.1111/brv.12471>
- 271 Costello, C., Rassweiler, A., Siegel, D., De Leo, G., Micheli, F., & Rosenberg, A. (2010). The value of
272 spatial information in MPA network design. *Proceedings of the National Academy of*
273 *Sciences*, 107(43), 18294–18299. <https://doi.org/10.1073/pnas.0908057107>
- 274 Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a
275 framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy
276 Framework Directive) (Text with EEA relevance), 32008L0056, EP, CONSIL, OJ L 164
277 (2008). <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj/eng>
- 278 Dunham, A., Dunham, J. S., Rubidge, E., Iacarella, J. C., & Metaxas, A. (2020). Contextualizing
279 ecological performance: Rethinking monitoring in marine protected areas. *Aquatic*
280 *Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(10), 2004–2011.
281 <https://doi.org/10.1002/aqc.3381>
- 282 Fiske, I., & Chandler, R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife
283 Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(1), 1–23.

284 <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>

285 Frascchetti, S., Terlizzi, A., Micheli, F., Benedetti-Cecchi, L., & Boero, F. (2002). Marine Protected
286 Areas in the Mediterranean Sea: Objectives, Effectiveness and Monitoring. *Marine Ecology*,
287 23(s1), 190–200. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2002.tb00018.x>

288 Fulton, E. A., Bax, N. J., Bustamante, R. H., Dambacher, J. M., Dichmont, C., Dunstan, P. K., Hayes,
289 K. R., Hobday, A. J., Pitcher, R., Plagányi, É. E., Punt, A. E., Savina-Rolland, M., Smith, A.
290 D. M., & Smith, D. C. (2015). Modelling marine protected areas: Insights and hurdles.
291 *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1681), 20140278.
292 <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0278>

293 Giakoumi, S., McGowan, J., Mills, M., Beger, M., Bustamante, R. H., Charles, A., Christie, P., Fox,
294 M., Garcia-Borboroglu, P., Gelcich, S., Guidetti, P., Mackelworth, P., Maina, J. M., McCook,
295 L., Micheli, F., Morgan, L. E., Mumby, P. J., Reyes, L. M., White, A., ... Possingham, H. P.
296 (2018). Revisiting “Success” and “Failure” of Marine Protected Areas: A Conservation
297 Scientist Perspective. *Frontiers in Marine Science*, 5.
298 <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00223>

299 Gibbs, J. P., Snell, H. L., & Causton, C. E. (1999). Effective Monitoring for Adaptive Wildlife
300 Management: Lessons from the Galapagos Islands. *The Journal of Wildlife Management*,
301 63(4), 1055. <https://doi.org/10.2307/3802825>

302 Gregory, R., Arvai, J., & Gerber, L. R. (2013). Structuring Decisions for Managing Threatened and
303 Endangered Species in a Changing Climate: Threatened and Endangered Species in a
304 Changing Climate. *Conservation Biology*, 27(6), 1212–1221.
305 <https://doi.org/10.1111/cobi.12165>

306 Heylen, B. C. (2017). Protecting marine top predators through adaptive and dynamic management.
307 *Marine Policy*, 86, 190–197. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.013>

308 Hooten, M. B., Wikle, C. K., Sheriff, S. L., & Rushin, J. W. (2009). Optimal spatio-temporal hybrid
309 sampling designs for ecological monitoring. *Journal of Vegetation Science*, 20(4), 639–649.
310 <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01040.x>

311 Issaris, Y., Katsanevakis, S., Salomidi, M., Tsiamis, K., Katsiaras, N., & Verriopoulos, G. (2012).
312 Occupancy estimation of marine species: Dealing with imperfect detectability. *Marine*
313 *Ecology Progress Series*, 453, 95–106. <https://doi.org/10.3354/meps09668>

314 Lehtiniemi, M., Ojaveer, H., David, M., Galil, B., Gollasch, S., McKenzie, C., Minchin, D.,
315 Occhipinti-Ambrogi, A., Olenin, S., & Pederson, J. (2015). Dose of truth—Monitoring marine
316 non-indigenous species to serve legislative requirements. *Marine Policy*, 54, 26–35.
317 <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.12.015>

318 Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2009). Adaptive monitoring: A new paradigm for long-term
319 research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 482–486.
320 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.005>

321 Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2010). The science and application of ecological monitoring.
322 *Biological Conservation*, 143(6), 1317–1328. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013>

323 Lindenmayer, D. B., Likens, G. E., Haywood, A., & Miezi, L. (2011). Adaptive monitoring in the
324 real world: Proof of concept. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(12), 641–646.
325 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.002>

326 Lyons, J. E., Runge, M. C., Laskowski, H. P., & Kendall, W. L. (2008). Monitoring in the Context of
327 Structured Decision-Making and Adaptive Management. *Journal of Wildlife Management*,
328 72(8), 1683–1692. <https://doi.org/10.2193/2008-141>

329 MacKenzie, D. I. (Ed.). (2006). *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics*
330 *of species*. Elsevier.

331 MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G., & Franklin, A. B. (2003). Estimating
332 site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly.
333 *Ecology*, 84(8), 2200–2207. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/02-3090/full>

334 Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A. (2002).
335 *Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one*. 83(8), 8.

336 Martin, J., Runge, M. C., Nichols, J. D., Lubow, B. C., & Kendall, W. L. (2009). Structured decision
337 making as a conceptual framework to identify thresholds for conservation and management.
338 *Ecological Applications*, 19(5), 1079–1090.

339 McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. A., Joyce, F. H., & Warner, R. R. (2015).
340 Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, *347*(6219), 1255641–1255641.
341 <https://doi.org/10.1126/science.1255641>

342 McIntosh, R. R., Kirkman, S. P., Thalmann, S., Sutherland, D. R., Mitchell, A., Arnould, J. P. Y.,
343 Salton, M., Slip, D. J., Dann, P., & Kirkwood, R. (2018). *Understanding meta-population*
344 *trends of the Australian fur seal, with insights for adaptive monitoring*. 24.

345 Merl, D., Johnson, L. R., Gramacy, R. B., & Mangel, M. (2009). A Statistical Framework for the
346 Adaptive Management of Epidemiological Interventions. *PLoS ONE*, *4*(6), e5807.
347 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005807>

348 Nichols, & Williams. (2006). Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(12),
349 668–673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>

350 NRC. (2001). *Marine Protected Areas: Tools for Sustaining Ocean Ecosystems* (National Research
351 Council, The National Academies Press., Vol. 6). <https://doi.org/10.17226/9994>

352 Pacifici, K., Reich, B. J., Dorazio, R. M., & Conroy, M. J. (2016). Occupancy estimation for rare
353 species using a spatially-adaptive sampling design. *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(3),
354 285–293. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12499>

355 Ringold, P. L., Alegria, J., Czaplowski, R. L., Mulder, B. S., Tolle, T., & Burnett, K. (1996). Adaptive
356 Monitoring Design for Ecosystem Management. *Ecological Applications*, *6*(3), 745–747.
357 <https://doi.org/10.2307/2269479>

358 Runge, M. C., Converse, S. J., & Lyons, J. E. (2011). Which uncertainty? Using expert elicitation and
359 expected value of information to design an adaptive program. *Biological Conservation*,
360 *144*(4), 1214–1223. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.020>

361 Shea, K., Tildesley, M. J., Runge, M. C., Fonnesebeck, C. J., & Ferrari, M. J. (2014). Adaptive
362 Management and the Value of Information: Learning Via Intervention in Epidemiology. *PLoS*
363 *Biology*, *12*(10), e1001970. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001970>

364 Van Hoey, G., Borja, A., Birchenough, S., Buhl-Mortensen, L., Degraer, S., Fleischer, D., Kerckhof,
365 F., Magni, P., Muxika, I., Reiss, H., Schröder, A., & Zettler, M. L. (2010). The use of benthic
366 indicators in Europe: From the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework
367 Directive. *Marine Pollution Bulletin*, *60*(12), 2187–2196.
368 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.015>

369 Vimal, R. (2017). Monitoring for conservation in African tropical national parks: An agenda towards
370 policy-relevant science. *Biological Conservation*, *214*, 127–135.
371 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.07.014>

372 Walters, C. J. (2007). Is Adaptive Management Helping to Solve Fisheries Problems? *AMBIO: A*
373 *Journal of the Human Environment*, *36*(4), 304–307. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[304:IAMHTS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[304:IAMHTS]2.0.CO;2)

374 Wikle, C. K., & Royle, J. A. (1999). Space: Time Dynamic Design of Environmental Monitoring
375 Networks. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, *4*(4), 489.
376 <https://doi.org/10.2307/1400504>

377 Williams, B. K. (2011). Adaptive management of natural resources—Framework and issues. *Journal*
378 *of Environmental Management*, *92*(5), 1346–1353.
379 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.041>

380 Williams, P. J., Hooten, M. B., Womble, J. N., Esslinger, G. G., & Bower, M. R. (2018). Monitoring
381 dynamic spatio-temporal ecological processes optimally. *Ecology*, *99*(3), 524–535.
382 <https://doi.org/10.1002/ecy.2120>

383 Zurell, D., Berger, U., Cabral, J. S., Jeltsch, F., Meynard, C. N., Münkemüller, T., Nehrbass, N.,
384 Pagel, J., Reineking, B., Schröder, B., & Grimm, V. (2010). The virtual ecologist approach:
385 Simulating data and observers. *Oikos*, *119*(4), 622–635. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.18284.x>

387
388

Abstract

Abstract:

Ecological monitoring allows to collect data and to gain knowledge on species or ecosystems. Thus, ecological monitoring is the basis on which biodiversity conservation is organized. Nowadays, the spatial scales of ecological monitoring and conservation issues diversify, as well as the increased complexity of institutional dynamics related to the collection of ecological data. In the French Mediterranean, a network of thirty Marine Protected Areas (MPA) is operating along the coastline. These MPA collect ecological data and work for the protection of marine biodiversity, each at its own scale and with its own means. For many issues related to the protection of marine biodiversity, the relevant ecological scale is that of the Mediterranean coastline embracing the entire MPA network around the same ecological context. This is the case for mobile species such as marine mammals.

In this context, acquiring ecological knowledge at large spatial scales from data collected by a multitude of actors raises two major issues. First, an operational and policy challenge that consists in involving and coordinating institutions and stakeholders that collect ecological data. Second, a methodological challenge that lies in the ability to propose statistical tools that can produce robust ecological indicators from several monitoring protocols. During this thesis, I wanted to jointly study both of these two issues, operational and methodological, by setting up an interdisciplinary approach mobilizing social sciences and statistical ecology. The analysis is focused on the ecological monitoring of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the French Mediterranean Sea.

By conducting semi-directive interviews with MPA managers in the French Mediterranean, I studied the place of ecological data in the functioning of MPA and in the working life of the MPA managers. The interviews and the collaboration with biodiversity managers also allowed to identify methodological requirements to support the ecological monitoring of bottlenose dolphins at the scale of the French Mediterranean MPA network. Thus, I developed integrated modeling tools allowing the joint analysis of multiple datasets to estimate the distribution, abundance and density of bottlenose dolphins at the scale of the French Mediterranean Sea.

My work will have allowed i) to propose statistical tools relevant to the current context of the ecological monitoring of bottlenose dolphins in the French Mediterranean Sea, and ii) to highlight and describe the operational and political issues of coordinating ecological monitoring between the different MPA of the French Mediterranean Sea. Overall, my thesis is an illustration of the relevancy of the dialogue between social sciences and statistical ecology to produce ecologically effective and socially relevant conservation tools.

Keywords: bottlenose dolphin, interdisciplinary research, Marine Protected Areas, Mediterranean Sea, statistical ecology



Résumé

Les suivis écologiques permettent de collecter des données et d'acquérir des connaissances sur les espèces ou les écosystèmes. Les suivis écologiques constituent la base sur laquelle s'organise la gestion de la biodiversité. Aujourd'hui, ces suivis se font dans le contexte d'une diversification des échelles d'analyse des enjeux de conservation, et d'une complexification des dynamiques institutionnelles en lien avec la collecte de données écologiques. En Méditerranée française, une trentaine d'Aires Marines Protégées (AMP) forment un maillage de la façade maritime. Ces AMP collectent des données et œuvrent pour la protection de la biodiversité marine, chacune à son échelle et avec ses moyens. Pour de nombreux enjeux touchant à la protection de la biodiversité marine, l'échelle écologique pertinente est celle de la façade Méditerranéenne. C'est par exemple le cas pour les espèces mobiles comme les mammifères marins.

Dans ce contexte, acquérir des connaissances écologiques à large échelle à partir de données collectées par une multitude d'acteurs soulèvent deux grands enjeux. Premièrement, un enjeu opérationnel et politique consiste à impliquer et coordonner les institutions et les acteurs qui collectent les données écologiques. Deuxièmement, un enjeu méthodologique réside dans la capacité à proposer des outils statistiques pouvant produire des indicateurs écologiques robustes à partir de plusieurs protocoles de suivis écologiques. Durant cette thèse, j'ai souhaité proposer l'étude simultanée de ces deux enjeux, opérationnel et méthodologique, en mettant en place une approche interdisciplinaire mobilisant sciences sociales et écologie statistique. L'analyse est centrée sur les suivis écologiques du grand dauphin (*Tursiops truncatus*) réalisés en Méditerranée française.

En réalisant des entretiens semi-directifs avec les agents des AMP de Méditerranée française, j'ai développé une réflexion sur la place des données écologiques dans le fonctionnement des AMP et dans le quotidien des agents qui y travaillent. Les entretiens et la collaboration avec les professionnels de la biodiversité ont aussi permis d'identifier des besoins méthodologiques pour appuyer le suivi écologique du grand dauphin à l'échelle du réseau d'AMP de Méditerranée française. Ainsi, j'ai développé des outils de modélisation intégrée permettant l'analyse conjointe de plusieurs jeux de données pour estimer la distribution, les effectifs et la densité de grand dauphin à l'échelle de la Méditerranée française.

Mon travail aura permis i) de proposer des outils statistiques adaptés au contexte actuel du suivi écologique du grand dauphin en Méditerranée française, et ii) de mettre en évidence et décrire les enjeux opérationnels et politiques de coordination des suivis écologiques entre les différentes AMP de Méditerranée française. Plus largement, ma thèse constitue une illustration de la pertinence du dialogue entre sciences sociales et écologie statistique pour produire des propositions d'outils de conservation écologiquement efficaces et socialement pertinents.

Mots-clés : aires marines protégées, écologie statistique, grand dauphin, Mer Méditerranée, recherche interdisciplinaire

