



HAL
open science

Étude de la biologie et de la vulnérabilité au développement anthropique des oiseaux marins nocturnes à La Réunion

Benoît Gineste

► **To cite this version:**

Benoît Gineste. Étude de la biologie et de la vulnérabilité au développement anthropique des oiseaux marins nocturnes à La Réunion. Biologie animale. Université de la Réunion, 2016. Français. NNT : 2016LARE0015 . tel-01391936

HAL Id: tel-01391936

<https://theses.hal.science/tel-01391936>

Submitted on 4 Nov 2016

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 l'obtention du grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE LA RÉUNION

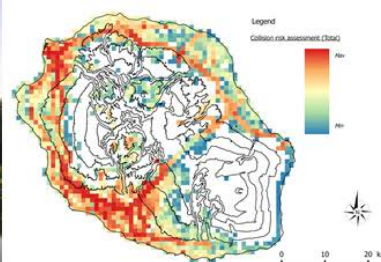
Faculté des Sciences et Technologies
ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES, TECHNOLOGIES & SANTÉ

Présentée par
BENOIT GINESTE

Étude de la biologie et de la vulnérabilité au développement anthropique des oiseaux marins nocturnes à La Réunion

Directeur de thèse : Pr. Matthieu LE CORRE (UMR ENTROPIE)
Co-encadrant de thèse : Mr. Mathieu SOUQUET (BIOTOPE)

Soutenue publiquement le 13 Septembre 2016



Devant le jury composé de :

Yves Handrich
Éric Vidal
Sébastien Jaquemet
Yann Tremblay
Vincent Delcourt
Benoit Lequette
Matthieu Le Corre
Mathieu Souquet

Chargé de recherche CNRS - CNRS IPHC DEPE
Directeur de recherche IRD - IMBE, UMR CNRS 7263
Professeur - UMR ENTROPIE, Université de La Réunion
Chargé de recherche IRD - IRD CRH
Responsable Développement et Commercialisation radar - R&D Biotope
Directeur du Service Étude et Patrimoine - Parc National de La Réunion
Professeur - UMR ENTROPIE, Université de La Réunion
Directeur Outre-Mer - Biotope

Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Invité
Invité
Directeur de thèse
Co-encadrant de thèse

« L'être humain ne peut se passer de la nature. La nature peut se passer de l'être humain. Cette évidence devrait éclairer l'espèce humaine et inspirer sa posture majeure. »

Jean-Marie Pelt & Pierre Rabhi, **Le monde a-t-il un sens ?**

« Rien n'est immortel, ni la nature, ni l'homme ; le seul événement permanent, c'est le changement »

Arthur Schopenhauer

« L'utopie est simplement ce qui n'a pas encore été essayé »

Théodore Monod, **Révérence à la vie**

Puissent ces modestes travaux contribuer, à leurs niveaux, à la considération de la biodiversité à sa juste valeur et à la protection nécessaire des espaces naturels et des espèces au travers d'une meilleure prise en compte de la place de ceux-ci dans les enjeux sociétaux.

REMERCIEMENTS DES PARTENAIRES

Ce projet de thèse sur « l'étude de la biologie et de la vulnérabilité au développement anthropique des oiseaux marins nocturnes à La Réunion », baptisé projet OMAIR. (Oiseaux Marins, Aménagements et Infrastructures à La Réunion) est à l'initiative de la société d'ingénierie BIOTOPE, spécialisée en écologie et environnement, et le fruit d'une étroite et indispensable collaboration avec l'UMR (Unité Mixte de Recherche) ENTROPIE (Université de La Réunion, CNRS, IRD).



BIOTOPE a largement contribué sur fonds propres au financement de ce projet, mais a également eu recours à plusieurs partenaires financiers, présentés et remerciés ci-dessous par ordre chronologique d'engagement sur le projet.

L'ANRT (Association Nationale pour la Recherche et la Technologie) a validé la réalisation de ce projet de thèse dans le cadre du dispositif CIFRE (Conventions Industrielles de Formation par la REcherche) et a soutenu financièrement le projet par le biais d'une bourse (Contrat CIFRE N° 2012/1487).



La CINOR (Communauté Intercommunale du NOrd de la Réunion) a également apporté son soutien financier sur le projet, de part ses compétences environnementales propres, l'intérêt de la problématique sur son territoire particulièrement dynamique. Elle est notamment concernée par les interactions entre les oiseaux marins et un projet d'infrastructure de transport câblé sur son territoire nécessitant la réalisation d'une expertise environnementale ciblée sur les oiseaux marins (nocturnes et diurnes) que le projet OMAIR. a produit.



CBo Territoria, est un propriétaire foncier majeur qu'il valorise au travers ses activités de développement et de promotion de zones d'aménagement résidentielles, d'activités professionnelles et

commerciales (incluant des espaces et infrastructures publiques) d'importance. En tant qu'aménageur urbain d'importance à l'île de La Réunion, à la fois attaché à la conservation du patrimoine local dont les oiseaux marins font emblématiquement partie, et conscient des enjeux que le développement peut faire porter sur eux, l'entreprise a souhaité apporter son soutien financièrement au projet.



La Région Réunion, dans le cadre du projet de « Nouvelle Route du Littoral », co-financé par l'État Français et l'Union Européenne, a également apporté son soutien financier au projet OMAIR., au titre des mesures compensatoires à l'impact résiduel pressenti de l'infrastructure sur l'avifaune marine.



☞ Nous tenons à remercier sincèrement tous ces partenaires, sans qui, ce travail n'aurait pas pu être réalisé dans d'aussi bonnes conditions.

REMERCIEMENTS

Si il y a bien un travail délicat, c'est bien celui qui consiste à remercier les personnes qui le méritent sans en oublier. J'implore donc votre aimable compréhension si jamais vous vous sentiez oubliés ! Que nenni ! Je ne saurais être exhaustif, ne pouvant pas compter sur une mémoire infallible pour ce genre de chose ! Non pas que je n'y accorde aucune importance, au contraire ! Je privilégie plutôt l'instantanéité de tous ces moments partagés, de toutes ces rencontres, de tous ces échanges que nous avons pu avoir au cours de ces différentes années de thèse (et celles d'avant), qui ont fait en sorte que ce projet soit réalisable et réalisé.

Aussi, je ne doute pas que celles et ceux qui se sentent concernés, se considéreront maintenant remerciés ... Avant de rédiger quelques messages plus personnels, je souhaitais donc, en toute simplicité et en toute franchise, remercier vivement tous ceux qui m'ont porté ici ou ailleurs, et tous ceux qui ont supporté ma présence (ici) ou mon absence (ailleurs) au cours de ces dernières années !

En particulier, et avant tout, je souhaite très chaleureusement remercier Mr Mathieu Souquet, pour ton professionnalisme, ta ténacité, ta curiosité, ta faculté à manager, ta pertinence, ta détermination, ta capacité à exploiter le moindre filon et à pousser chacun à donner le meilleur de lui-même, pour ton influence et pour tout ce que tu m'as transmis ! Ça n'a pas toujours été facile, surtout au début, où il va fallu apprendre à « dompter la bête » ... mais ces 3 années passées ensemble auront été extrêmement enrichissantes ... tu arrives à concilier ta passion et tes convictions au service de ton activité professionnelle et dans un souci de protection de la biodiversité. BRAVO ! Merci encore d'avoir été à l'initiative de ce beau projet !

Au Professeur Matthieu Le Corre, qui m'a pris sous ses ailes pour encadrer une nouvelle thèse sur les oiseaux marins à La Réunion. Merci pour ton encadrement universitaire, pour tes échanges et les missions scientifiques confiées (suivis démographiques notamment), pour ta pédagogie « pression positive », pour tes conseils et le partage de ton expérience de recherche, et toujours avec beaucoup d'humour. « *Quel beau métier, Professeur !* ».

À tous les deux, un grand merci pour vos investissements respectifs et pour la confiance que vous m'avez accordée. Nous avons partagé des situations et relations différentes et chacun avait ses attentes et son fonctionnement propres, mais nous avons toujours avancé vers un seul et même objectif, celui de mener à bien ce projet de thèse appliquée.

Merci au bureau d'études BIOTOPE, qui m'aura permis de réaliser ces travaux dans d'excellentes conditions matériels et à la diversité des sujets abordés au travers notamment de la liste d'échanges « Technic » alimentée par un ensemble de collègues passionnés et passionnants.

J'en profite également pour remercier tous les collègues du bureau d'études BIOTOPE et de l'UMR ENTROPIE Réunion (les listes sont trop longues). Merci à vous tous pour votre accueil, pour les différents échanges et pour avoir rendu ces 3 années très agréables professionnellement et personnellement, pour avoir fait en sorte de venir heureux au boulot à l'idée de vous retrouver. Un grand merci tout particulier à Nicolas (NPA), Guillaume (GAM), Vincent (VDE), Jean-Sébastien (JSP), Cédric (CHO et sa famille), Yves (YCA), Yannick (YGI) pour la richesse et la diversité des échanges, pour le travail accompli ensemble, pour avoir partagé le même bureau et tout ce que ça implique. Également Manon (MCO), Delphine (DVE), Émilie (ECA), Charlie (CPI) et David (Dudu). Très grand merci aussi à Virginie, Alexis et Gaël pour les mêmes raisons du côté de l'Université. Grand merci et toutes mes

félicitations à Brice (et Aurore) pour son courage et le travail accompli. Ce fut un plaisir d'avancer dans le même temps que toi ! Excellente continuation.

À ma famille que j'abandonne régulièrement et qui s'obstine pourtant à me suivre ! Quelle ténacité ! Vous avez su être très présents malgré la distance et durant ces années d'études et de formations loin de vous. Merci de m'avoir permis de prendre mon envol et de me réaliser pleinement. En particulier, toute ma reconnaissance à ma mère (La Dom) et à mon père (Jee-P) pour votre ouverture, votre gentillesse, votre dévouement inépuisable et votre curiosité qui facilite la possibilité d'avancer. À mes grands-parents, pour toutes les valeurs humaines transmises. À mon frère (le Grand D(r)am), pour sa rigueur obsessionnelle, à qui je souhaite tout simplement d'être heureux. À ma marraine (Kiki), pour son amour et son exemplarité ! À Lionel, pour tout ce que nous avons vécu ensemble et tout ce que tu m'as apporté. Ces années d'effort et d'absence n'ont pas toujours été facile, ni de tout repos et sont pour vous tous. J'espère modestement que ces résultats sauront justifier mon parcours et mes choix ! «*La qualité sans résultat, c'est inutile. Le résultat sans qualité, c'est ennuyeux.*» (Johan Cruyff).

A ma famille élargie : mes amis ! Là encore, quel soutien sans faille. La moitié d'entre vous ne doit comprendre qu'à peine moins de la moitié de ce que je fais depuis des années et l'autre moitié fait semblant de s'y intéresser ou à cesser d'essayer de comprendre. Rassurez-vous, je ne vous en tiens pas rigueur. Malgré cela, vous êtes toujours là. Vous m'avez accompagné depuis des années sur ce chemin, un immense merci à vous. «*Aucun d'entre nous n'est parfait, mais ensemble, on est parfait* » (Majch).

« Venez comme vous êtes, repartez comme vous pouvez ». Quelle joie d'avoir pu croiser certains d'entre vous ici. Heureusement, il y a eu des périodes de répit entre vos passages successifs mais merci pour ces moments très intenses. Merci infiniment, c'est bon de vous connaître ! Excellente continuation à vous tous, avec tous ces heureux événements passés, présents et à venir ! «*Prenez du plaisir à la partie !* » (Sir Alex Fergusson).

En particulier, à Mathieu (Tonton) pour ta bonté quasi naïve, à Hugues (Choucroute) pour ta naïveté quasi bonne, à Payet pour ton émerveillement contagieux, à Gab (Gros Gab) pour ton amour des choses justes, à Jonas pour la menace que tu fais peser sur nous, à Majch pour ta bouffonnerie inépuisable et inénarrable, à Kmoutch pour ta gentillesse, à Jérémy pour ton dynamisme, à Guillaume (Didier) pour ta tranquillité apaisante, à Aurélien pour ta capacité à déplacer les montagnes, à Lucie-Marie pour ton énergie, à Tonton Didi pour ton état d'esprit, à Sylvia pour ta folie, à Bruno pour ton humanité vertueuse, à Sylvain pour ton impulsivité, à Nico Bret « Oté Tontan ! » pour rendre la vie plus mélodieuse, à Campion (dit Loïc) pour ta force à avancer, à Nelly pour ton fidèle soutien, à la famille Ecoé pour leur chaleur africaine et à Julien (dit Zuzu la mèche, Toto etc...) pour tout ça en même temps ! Et à vos moitiés respectives évidemment, qui vous supportent merveilleusement bien !

Remerciements tropicaux spéciaux : un profond merci à Téva et Alex (dit TévAlex), pour tout ce qu'on a vécu depuis 2008, ensemble. Quelle joie de vous voir heureux et accomplis, entourant depuis quelques mois le magnifique Alban ! Plein de bonnes choses ! À Patricia et Michel, pour leur accueil dans les premiers jours, pour leur soutien et leurs principes utopiques. À Bénédicte et Suka, pour leur joie débordante et communicante. À Johan et Thibaut, pour vos rencontres surprenantes.

Comme on le dit si bien à Dierkirch : « À l'amitié ! »

À Marguerite, pour ta vision de la vie, ton amour pour la nature et la simplicité des choses ...

Et à Marie (Rima) pour ton effervescence pétillante, rayonnante et inépuisable ...

À la famille locale encore plus élargie. La coloc des Gros des Acajous ! Épicuriens, épicuriennes, hors des pages du Routard, non répertoriée dans les guides touristiques, il est une petite case qu'il est souhaitable de découvrir dans les Hauts de Sainte-Clotilde, dans les Bas de Bois de Nèfles Sainte-Clo (on n'a jamais vraiment su et ça n'a finalement aucune espèce d'importance). J'y ai vécu pendant ces 3 dernières années. Véritable petit cocon, chaleureux telle une ruche, elle abrite des personnages variés,

intrigants et hautement intéressants. Localisée au milieu de l' « allée Grondin © » (Chers voisins, désolé pour le bruit de ces dernières années et un grand merci pour votre gentillesse, votre tolérance et votre patience), étape incontournable sur *la route des rhums*, Haut lieu de l'Apéro (À *Wojto*), des BBQ jusqu'au petit matin, des *full moon funky terrasses*, des matchs de foot endiablés, ... , Zazou (*Felis catus*), (feu) Jack & (feu) Daniel(le ?) (*Phelsuma grandis*) et les poules (*Gallus gallus domesticus*) (1 583 œufs récoltés en 3 ans ! MERCI !) gardent avec bienveillance une équipe d'*Homo* (!) *sapiens* (?) *epicuriennensis* (!). Un grand merci à vous tous pour l'intensité de cette vie à vos côtés. En particulier, Seb, Erwan, Dacien mes 3 gros frères dans la famille des Acajous ! Erwan, tu auras été là du début à la fin ... 3 ans de vie partagée ensemble pour le meilleur et pour le rire ☺. Médaille d'or pour toi ! Et depuis quelques mois déjà, Virginie, Laura et Laurianne, qui apportent une touche de féminité appréciable ! Par votre enthousiasme, votre dynamisme, vos différences et vos attentions nombreuses quotidiennes, vous avez tous très largement contribué et facilité la bonne réalisation de mes travaux ! Mille mercis ! *Aléfa* ! Merci à tous ceux qui ont tenté l'expérience « Acajous » ne serait-ce qu'une seule nuit. Ce fut un vrai bonheur de vous accueillir à chaque fois.

À mes « jeunes stagiaires », que j'ai eu la chance de co-encadrer : Valérie & Yahaïa, Cédric & Bastien, Christophe mon p'ti poussin. Merci à vous pour le travail accompli ensemble, pour votre sympathie et votre entrain sur le projet ! Je vous souhaite de vous épanouir dans vos études et dans vos carrières.

À toutes les personnes rencontrées dans le cadre professionnel, des colonies d'études de pétrel de Barau et de puffin du Pacifique aux chantiers d'aménagements, en passant par le fond des ravines obscures et les salles de réunion ... vous avez également largement contribué à l'intérêt de cette thèse, à la richesse des échanges et le partage d'expériences. Merci aux équipes du Parc National et programme Life+ Pétrels (Isabelle, Clémence, Pierre, Marc, Patrick, Martin, Jérôme ...), de la BNOI (Éric, Patxi, Jacques ...), de la SEOR (FX, Damien, Fabien ...), de l'ARDA (accueil sympathique lors de mes nombreuses observations radar à Étang-Salé). Merci à Mr. Maillot du verger de manguier à La Ravine la Plaine pour l'accueil chez lui lors d'une session d'observation radar et pour le panier garni fruité du lendemain matin. Merci à Sylvain et Marie, bénévoles de la SEOR et Patrick et Marie Mercier de la case Nyala pour leur sympathique accueil et les nombreuses discussions autour des pétrels et des échouages lors de mes deux missions à Cilaos.

À l'Université, merci aux membres de l'association Grand Air, notamment Michel, Yohan et François pour votre implication bénévole sans faille, pour dynamiser la vie étudiante, pour la promotion des activités de pleine nature, dans le respect de l'environnement et toujours avec un souci de partage et de bénéfice réciproque « *Tit for tat* » et pour la pédagogie dont vous avez toujours fait preuve. Continuez !

À tous mes compagnons d'aventures australes, sous les 40^{ème} rugissants ... pour tous ces moments indescriptibles que nous avons partagés et qui nous animent encore et encore ...

Merci également aux personnes de l'ombre qui ont facilité mes travaux sans même le savoir. L'organisation des sessions de terrain nocturne a été largement facilitée par le site internet Randopitons (<http://www.randopitons.re/>) référençant les randonnées (distance, itinéraires, trajet, durée, accès, embuches). Des logiciels Open Source collaboratifs et les forums d'aide ont largement été utilisés. Merci aux communautés Qgis, R et Zotero.

Au risque de me répéter, et sans vouloir être insistant, merci donc à toutes les personnes qui ont partagées un peu ou beaucoup de cette aventure engagée depuis plusieurs années, bien avant le projet de thèse en lui-même. Merci enfin à toutes les personnes qui ont participé ou participent encore aux actions de sauvetage et s'engagent pour la protection du patrimoine naturel.

Naturellement et avec beaucoup d'émotions, je finirai par dédier ces travaux et l'engagement qu'ils représentent à Stéphanie Bollard. Nos pas ont progressé ensemble à La Réunion il y a quelques années. Tu continues à m'éclairer quotidiennement sur le chemin à parcourir. Toujours en pensée avec toi.



Benoit, « *bio-loviste* »

ARTICLES SCIENTIFIQUES ET COMMUNICATIONS

Articles scientifiques

- ❖ Gineste B., Souquet M., Couzi F.X., Giloux Y., Philippe J.S., Hoarau C., Tourmetz J., Potin G., Le Corre M. Tropical shearwater population stability at Reunion Island, despite light pollution. *Soumis à The journal of Ornithology*
- ❖ Gineste B., Sauser C., Potin G., Delcourt V., Amirault G., Souquet M., Le Corre M. Radar technology reveals flight behavior, population estimates and vulnerability to collisions of nocturnal seabirds at a tropical urbanized island. *Revue envisagée : Conservation biology.*
- ❖ Gineste et al. The maiden flights of Barau's petrel fledglings : timing and altitudinal patterns and moon and weather conditions effects. *In prep.*
- ❖ Dufour O., Gineste B., Bas Y., Le Corre M., Artières T. First automatic passive acoustic tool for monitoring two species of Procellarids (*Pterodroma barau* and *Puffinus bailloni*) on Réunion Island, Indian Ocean. *Soumis au journal Ecological informatics*
- ❖ Dufour O., Gineste B., Bas Y., Le Corre M. A cost-effective automated monitoring of vocal activity on seabird colonies. *Soumis à Journal of the Acoustical Society of America*

Posters scientifiques

- ❖ Gineste B. (2014) Recherche fondamentale et appliquée pour la production d'un outil actualisé et spatialisé d'évaluation et de maîtrise des impacts de l'aménagement et des infrastructures sur l'avifaune marine patrimoniale de La Réunion. Doctoriales 2014, Saint-Gilles, La Réunion. 19-23 mai 2014
- ❖ Gineste B. et al (2015) Long-term change of tropical shearwater (*Puffinus bailloni*) at Réunion Island: a 18 years study. 2nd World Seabird Conference, Cape Town, South Africa, 26-30th September 2016
- ❖ Sauser C. et al (2015). Apport de la technologie radar l'étude des animaux nocturnes : le cas des oiseaux marins de l'île de La Réunion. Séminaire de restitution Projet POCT FED-FEDER Biodiversité, Saint-Denis, 2 - 5 juin 2015

Communications orales

- ❖ Gineste B. et al (2016) Ornithological radar as a tool to better understand massive light-induced fallout of the endangered Barau's Petrel *Pterodroma barau*. 6th International Albatros and Petrel Conference, Barcelona, Spain, 19-23rd September 2016. (présentée par M. Le Corre)
- ❖ Gineste B. et Souquet M. (2016). Etat d'avancement du projet de thèse devant les services environnementaux de l'État (DEAL, ONCFS, BNOI). Saint-Denis, 26 janvier 2016
- ❖ Gineste B. et Souquet M. (2015). Etat d'avancement du projet de thèse devant la Région Réunion. Saint-Denis, 27 juillet 2015

- ❖ Gineste B. et al (2015) Application of radar technology in the study of nocturnal seabirds on Réunion Island: implications for conservation. 2nd World Seabird Conference, Cape Town, South Africa, 26-30th September 2016
- ❖ Gineste B. (2015) Utilisation de la technologie radar dans l'étude des patterns de vol des jeunes pétrels de Barau. Bilan de l'opération « 7ème Nuits Sans Lumière », Saint-Leu, La Réunion. 17 juin 2015
- ❖ Gineste B. et Souquet M. (2015) Restitution de l'expertise sur la bioévaluation de l'impact environnementale d'un projet de transport câblé sur l'avifaune marine patrimoniale au dessus de la Rivière Saint-Denis. Saint-Denis, 24 avril 2015
- ❖ Gineste B. (2015) Présentation du projet de thèse OMAIR. Séminaire de l'Observatoire des Sciences de l'Univers de La Réunion. Saint-Denis. 6 juin 2015

Vulgarisations scientifiques

❖ *Livres universitaires*

Oiseaux marins, aménagement et infrastructures à La Réunion : l'exemple du projet OMAIR. Benoit Gineste. Figures de la préservation de l'environnement Outre-Mer. Études de cas et réflexions pluridisciplinaires. Sous la direction d'Éric Naïm-Gesbert, Loïc Peyen, et Rémi Radiguet. Collection Droit Outre-Mer. Édition Presses Universitaires d'Aix-Marseille, 2015. ISBN : 978-2-7314-0969-7

❖ *Articles de presse*

Au moins 5 articles de presse ont porté leur attention sur les travaux du projet OMAIR. (cf Annexe 12) et un point focal sur le site dédié au programme Life+ (Annexe 9).

TABLE DES MATIERES

| | |
|--|----|
| REMERCIEMENTS DES PARTENAIRES | 1 |
| REMERCIEMENTS | 3 |
| ARTICLES SCIENTIFIQUES ET COMMUNICATIONS | 7 |
| TABLE DES MATIERES | 9 |
| LISTE DES FIGURES | 14 |
| LISTE DES TABLEAUX | 21 |
| LISTE DES ANNEXES | 22 |
| LEXIQUE | 23 |
| PRÉAMBULE | 25 |
| INTRODUCTION, CONTEXTE & MÉTHODOLOGIE | 31 |
| I. Introduction générale | 31 |
| I.1 La Biodiversité et l'Homme | 32 |
| I.1.1 L'anthropocène | 32 |
| I.1.2 Prise progressive de conscience environnementale | 32 |
| I.1.3 Un constat alarmant | 34 |
| I.2 Les oiseaux marins dans le monde et leurs menaces | 36 |
| I.2.1 Caractéristiques générales | 36 |
| I.2.2 Vulnérabilité des oiseaux marins | 38 |
| I.2.3 Les menaces rencontrées | 39 |
| I.3 Problématique, objectifs et structure de la thèse | 51 |
| I.3.1 Problématique | 51 |
| I.3.2 Objectifs | 52 |
| I.3.3 Structure de la thèse | 53 |
| II. Contexte réunionnais | 55 |
| II.1 L'île de La Réunion | 56 |
| II.1.1 Localisation et caractéristiques géomorphologiques : une île tropicale volcanique | 56 |
| II.1.2 Caractéristiques climatiques et écologiques : une île aux multiples facettes | 57 |

| | | |
|--|---|------------|
| II.1.3 | Démographie humaine, infrastructures et espaces d'intérêt patrimonial : l'île intense | 62 |
| II.2 | Les oiseaux marins réunionnais | 69 |
| II.3 | Les menaces sur l'île de La Réunion | 76 |
| II.4 | Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) et cadres réglementaires | 79 |
| II.4.1 | Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) | 80 |
| II.4.2 | Réglementation internationale | 80 |
| II.4.3 | Réglementation européenne (droit communautaire) | 80 |
| II.4.4 | Réglementation nationale et locale | 81 |
| II.4.5 | Réglementation relative aux projets d'aménagements | 81 |
| II.4.6 | Réglementation relative aux plans et programmes | 82 |
| II.4.7 | Dérogation à l'atteinte aux espèces protégées | 83 |
| III. | Méthodologies | 84 |
| III.1 | Les points d'écoute nocturnes | 85 |
| III.2 | La technologie radar | 90 |
| III.3 | La bioacoustique | 97 |
| III.4 | La séquence « Éviter Réduire Compenser (ERC) » dans la démarche d'évaluation environnementale | 99 |
| III.4.1 | Éviter l'impact | 101 |
| III.4.2 | Réduire l'impact | 101 |
| III.4.3 | Compenser l'impact | 102 |
| III.4.4 | « Réparer » l'impact : les imprévus | 102 |
| III.4.5 | Mesures d'accompagnement et de suivi | 103 |
| III.5 | Analyses statistiques et cartographie | 103 |
| DE NOUVELLES CONNAISSANCES SUR LES OISEAUX MARINS NOCTURNES DE LA RÉUNION | | 105 |
| IV. | Actualisation de la répartition des colonies et évolution de la population de puffin tropical <i>Puffinus bailloni</i> relative à l'activité vocale sur colonie | 109 |
| IV.1 | Résumé de l'étude | 109 |
| IV.2 | Publication 1 : Tropical shearwater population stability at Reunion Island, despite light pollution. | 111 |
| IV.3 | Cartes complémentaires | 124 |
| V. | Patterns de vol des oiseaux marins nocturnes et applications aux enjeux d'aménagements | 127 |
| V.1 | Résumé de l'étude | 127 |
| V.2 | Publication 2 : Radar technology reveals flight behavior, population estimates and vulnerability to collisions of nocturnal seabirds at a tropical urbanized island | 129 |
| VI. | Application de la technologie radar pour l'étude et la conservation des jeunes pétrels de Barau <i>Pterodroma barau</i> | 155 |
| VI.1 | Introduction | 155 |

| | | |
|--|--|------------|
| VI.2 | Matériel et méthode | 156 |
| VI.3 | Résultats | 158 |
| VI.3.1 | Pattern mensuel de l’envol des jeunes pétrels de Barau | 158 |
| VI.3.2 | Patterns de l’envol des jeunes pétrels de Barau au cours de la nuit | 160 |
| VI.3.3 | Influence du cycle lunaire sur le nombre de détections | 162 |
| VI.3.1 | Influence de la météo sur le nombre de détections et sur les altitudes de vol | 164 |
| VI.3.2 | Nombre total de jeunes détectés à partir du 21 avril en 2014 et 2015 | 165 |
| VI.4 | Discussion | 165 |
| VI.4.1 | Évolution du nombre de détections au cours de la période | 165 |
| VI.4.2 | Patterns d’envol des jeunes au cours de la nuit | 165 |
| VI.4.3 | Influence du cycle lunaire sur le nombre de détections | 167 |
| VI.4.4 | Influence de la météo sur le nombre de détections et sur les altitudes de vol | 167 |
| VI.4.5 | Estimation du nombre total de jeunes envolés au dessus de Cilaos sur la période en 2014 et 2015 | 168 |
| VI.5 | Implication pour la conservation | 169 |
| VI.5.1 | Nécessité de réduire la pollution lumineuse | 169 |
| VI.5.2 | Gestion des éclairages au cours de la nuit | 170 |
| VI.5.3 | Gestion des éclairages sur l’ensemble période d’envol | 170 |
| VI.5.4 | Gestion des éclairages sur l’ensemble du territoire | 172 |
| VI.5.5 | Le cas particulier des conditions météorologiques défavorables | 172 |
| VI.6 | Conclusion | 173 |
| VII. | Développement d’un outil d’analyse automatique pour le traitement de données bioacoustiques | 175 |
| VII.1 | Contexte de l’étude | 175 |
| VII.2 | Création d’un algorithme de reconnaissance automatique spécifique | 176 |
| VII.3 | De l’apport de l’analyse acoustique automatique | 178 |
| VII.4 | Application pour l’étude des oiseaux marins nocturnes à terre | 179 |
| APPLICATIONS AUX ENJEUX DE CONSERVATION ET D’AMÉNAGEMENTS, CRÉATION D’OUTILS D’AIDE À LA DÉCISION | | 181 |
| VIII. | Du fondamental à l’opérationnel | 182 |
| VIII.1 | Synthèse de la progression des connaissances sur la biologie, les populations et la vulnérabilité des oiseaux marins nocturnes de La Réunion | 182 |
| VIII.2 | L’utilité pour la définition des enjeux de conservation | 183 |
| VIII.2.1 | Gestion des espaces naturels | 183 |
| VIII.2.2 | Interaction avec l’aménagement | 183 |
| IX. | Production d’outils d’aide à la décision | 186 |
| IX.1 | Outil cartographique | 186 |
| IX.2 | Outil temporel | 188 |
| IX.3 | Application des outils et méthode de l’évaluation environnementale à un cas particulier | 188 |

| | | |
|---------------------------------|---|------------|
| IX.3.1 | Contexte | 188 |
| IX.3.2 | Méthode | 189 |
| IX.3.3 | Synthèse des résultats | 190 |
| IX.3.4 | Conclusion | 191 |
| IX.4 | Benchmark des solutions d'évitement et de réduction des menaces anthropiques | 192 |
| IX.4.1 | Perturbation et modification des habitats | 192 |
| IX.4.2 | Risque de collisions | 193 |
| IX.4.3 | Pollution lumineuse et risque d'attraction | 195 |
| X. | Développements technologiques | 199 |
| X.1 | La technologie radar en mode horizontal | 199 |
| X.1.1 | Introduction | 199 |
| X.1.2 | Matériel et méthode | 200 |
| X.1.3 | Résultats et discussions | 201 |
| X.1.4 | Conclusion | 202 |
| X.1.5 | Autre intérêt du radar horizontal | 203 |
| X.2 | Automatisation de l'analyse des images radar | 204 |
| X.3 | Le radar 4G | 206 |
| X.3.1 | Caractéristiques du radar 4G | 206 |
| X.3.2 | Mise en place du radar et acquisition d'images | 206 |
| X.3.3 | Définition des paramètres et interprétation | 207 |
| X.3.4 | Potentiels de l'outil | 208 |
| X.4 | Utilisation de la bioacoustique automatique | 208 |
| X.5 | Conclusion sur le développement technologique | 209 |
| DISCUSSION ET CONCLUSION | | 211 |
| XI. | Discussion générale | 211 |
| XI.1 | Rappel des objectifs et évaluation de leur état d'avancement | 212 |
| XI.2 | Intérêts et limites des différentes méthodes et indicateurs déployés | 213 |
| XI.2.1 | L'activité vocale : inventaire et estimation relative de taille de colonie | 213 |
| XI.2.2 | Le suivi annuel des échouages : estimation des tendances de populations et efficacité des opérations de sauvetage | 214 |
| XI.2.3 | La technologie radar | 218 |
| XI.2.4 | Cartes de flux et d'estimation des risques de collision | 219 |
| XI.2.5 | Méthodologie de l'étude des impacts des aménagements sur les oiseaux marins | 222 |
| XI.3 | Bilan de l'impact des aménagements sur les oiseaux marins | 223 |
| XI.3.1 | Impacts sur les individus sur les sites de reproduction | 224 |
| XI.3.2 | Impacts sur les individus lors de leur déplacement | 225 |
| XI.3.3 | Impacts sur l'état des populations | 227 |
| XI.4 | Préconisations générales | 229 |
| XI.4.1 | Avant propos | 229 |
| XI.4.2 | Éviter | 231 |
| XI.4.3 | Réduire | 232 |
| XI.4.4 | Compenser | 236 |
| XI.4.5 | Accompagner | 240 |
| XI.5 | Perspectives | 241 |

| | | |
|--------|--|------------|
| XI.5.1 | Poursuite des études scientifiques et naturalistes | 241 |
| XI.5.2 | Monitoring des populations | 243 |
| XI.5.3 | Éviter et réduire l'impact | 243 |
| XI.5.4 | Améliorer le suivi opérationnel des impacts | 244 |
| XI.5.5 | Compenser les impacts | 244 |
| XII. | Conclusion | 245 |
| | BIBLIOGRAPHIE | 249 |
| | ANNEXES | 269 |
| | ABSTRACT | 333 |
| | RÉSUMÉ | 334 |

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 : Catégories définies par l’UICN pour la classification des espèces au sein des listes rouges. 33
- Figure 2 : Illustration de deux espèces d’oiseaux marins présentant des comportements différents. À gauche, des manchots royaux (*Aptenodytes patagonicus*) (Thierry Mouquet ©). À droite, une frégate du Pacifique mâle (*Fregata minor*) (dans son bec, une jeune tortue verte *Chelonia mydas*) (Aurélien Prudor ©). 37
- Figure 3 : Illustration des différentes techniques de pêche (et donc des régimes alimentaires) chez les oiseaux marins (Tiré et traduit de Ashmole 1971). 37
- Figure 4 : Importance des différentes menaces sur les oiseaux marins (a) (N=346 espèces), sur les espèces hauturières (b) (N = 197 espèces) et sur les espèces côtières (c) (N=146 espèces). Tiré et traduit de Croxall et al 2012. 39
- Figure 5 : Synthèse des différentes menaces impactant les populations d’oiseaux marins en mer (bleu), à terre (rouge) et en terre et en mer (jaune). Les paramètres démographiques impactés sont indiqués pour chaque menace (paramètres démographiques fortement ou directement impactés : souligné ; paramètres démographiques indirectement ou plus faiblement impactés : italique). Sources photo : N. Paranthoën (haut) ; J.S. Philippe (bas gauche) ; B. Gineste (bas droite). 40
- Figure 6 : Menaces directes et indirectes de l’implantation de parc éolien offshore et conséquence sur les populations d’oiseaux marins (traduit et adapté de Fox et al, 2006). 44
- Figure 7 : Trajectoire d’un jeune puffin cendré (*Cory’s shearwater Calonectris borealis*) (en haut) lors de son premier envol depuis la colonie (Colony) et jusqu’à son échouage au niveau du littoral, suite à l’attraction par les lumières artificielles, au sud-est de Tenerife, sur les îles Canaries (en bas). Le vol a duré environ 30 minutes. (<http://ecolightsforseabirds.weebly.com/gallery.html> et voir aussi Rodriguez et al. 2015). 47
- Figure 8 : Carte mondiale de l’éclairage nocturne vu par satellite en 1970 (haut) et en 2000 (bas). L’augmentation de la tache lumineuse est globale. Les littoraux ne sont pas épargnés et subissent une forte urbanisation. Certaines îles connues pour les échouages d’oiseaux marins sont visibles malgré leur petite taille (La Réunion, Les Canaries, Les Baléares, Malte, Les Azores...) - Source : NASA/GSFC <http://visibleearth.nasa.gov/>. 48
- Figure 9 : Localisation de l’île de La Réunion et illustration de son relief accidenté. Les 3 plus hauts sommets sont représentés. Réalisation des cartes : V. Plot (Monde, Océan Indien), B. Gineste (La Réunion). 56
- Figure 10 : Carte moyenne annuelle d’ensoleillement (en haut à gauche), des températures (en haut à droite) et de la pluviométrie (en bas) (Atlas climatique de La Réunion, Météo France, 2011). 58
- Figure 11 : Régime des vents dominants à La Réunion en fonction des saisons (issu de Gabrié et Montaggioni, 1985 et modifié par B. Gineste, 2016). 59
- Figure 12 : Schéma des mécanismes de la brise de mer (à gauche) et de la brise de terre (à droite) (Atlas climatique de La Réunion, Météo France, 2011). 59
- Figure 13 : Carte des habitats naturels originels (a) et actuels (b) de l’île de La Réunion. (Strasberg et

- al., 2005). 61
- Figure 14 : Évolution de la population humaine à La Réunion depuis l'arrivée des premiers habitants (1663) (issu de Sandron, 2007) 62
- Figure 15 : Évolution de la tache urbaine à La Réunion entre 1997 et 2011. Source : DEAL, 2011 ; réalisation : B. Gineste 2016. 63
- Figure 16 : Vue aérienne de la commune de Saint-Denis, prise depuis le large. Au fond, le massif du Gros Morne, un des sommets culminants de l'île - Source : B. Gineste - Biotope © 63
- Figure 17 : Différents types d'infrastructures potentiellement impactantes sur les oiseaux marins (éoliennes, filet de protection de chute contre les pierres, ponts avec ou sans hauban, infrastructures temporaires de chantier - Source : Biotope et B. Gineste © 64
- Figure 18 : Évolution de la pollution lumineuse à La Réunion entre 1996 et 2013, à partir d'image satellite nocturne. Les données brutes de lumière varient de 0 à 63 (sans unités). La différence entre 1996 et 2013 illustre clairement l'augmentation de la pollution lumineuse en intensité et en étalement (source : DMSP (US Air Force Weather Agency), NOAA NGDC ; réalisation : B. Gineste ©). 65
- Figure 19 : Photographie prise depuis la station spatiale internationale en août 2013. L'île de La Réunion (en bas) et l'île Maurice (au milieu de l'image) sont visibles. Source : International Space Station, NASA © 66
- Figure 20 : Photographies nocturnes de la commune du Port au Nord-Ouest de La Réunion. Vue d'ensemble (à gauche) et zoom sur la zone d'activité du Port Est (à droite). Source : Biotope © 66
- Figure 21 : Cartographie du Parc National des Hauts de La Réunion et ses différents zonages - Réalisation : B. Gineste ; Source : Parc National de La Réunion © 68
- Figure 22 : Oiseaux marins nicheurs de La Réunion. De gauche à droite et de haut en bas : Paille-en-queue à brins blancs, Noddi brun, Pétrel de Barau, Pétrel noir de Bourbon, Puffin tropical, Puffin du Pacifique. 69
- Figure 23 : Répartition et taille des différentes populations d'oiseaux marins dans l'Océan Indien tropical (gauche) (d'après Le Corre et al, 2012) et répartition et taille des différentes populations du puffin d'Audubon (*Puffinus lherminieri*, dont le puffin tropical *Puffinus bailloni* est une sous-espèce) dans le Sud-Ouest de l'Océan Indien (droite) (d'après Bretagnolle et al, 2000). 70
- Figure 24 : Planche des 4 Procellariidae de La Réunion, appelés localement « Fouquet ». Extrait de « Le grand livre des oiseaux de La Réunion » (Barau et al., 2005) 71
- Figure 25 : État des connaissances (répartition des colonies et des flux éventuels) pour les 4 espèces d'oiseaux marins nocturnes de La Réunion en 1998 (d'après Gerdil, 1998). 72
- Figure 26 : Illustration des voies de déplacements des pétrels de Barau et des menaces potentielles (tir à la carabine, zones urbaines, routes, et lignes électriques) sur l'île de La Réunion (d'après Salamolard, 2008). 73
- Figure 27 : Exemples des différentes utilisations des oiseaux marins (paille-en-queue et pétrel de Barau) à des fins commerciales et dans la culture réunionnaise (t-shirt, carte postale, décoration, bijoux, nom de restaurant, logo, timbre). Les sources internet sont citées. 75
- Figure 28 : Différentes menaces pesant sur les oiseaux marins à La Réunion. Ces menaces (prédation par les mammifères introduits invasifs, collision, modification des habitats de reproduction,

attraction lumineuse) sont toutes plus ou moins influencées par les activités anthropiques -
 Crédits photo : ENTROPIE ; BIOTOPE ; Mathieu Souquet ; Benoit Gineste ; Nicolas Parenthoën
 © 77

Figure 29 : Matériel nécessaire pour la réalisation des points d'écoute nocturne - Photo : B. Gineste
 © 86

Figure 30 : Sonogramme des 4 espèces de Procellariidae de La Réunion, enregistrés sur colonie de reproduction. De haut en bas : Pétrel de Barau, puffin tropical, puffin du Pacifique, pétrel noir de Bourbon. L'axe des abscisses représente le temps (en seconde), l'axe des ordonnées correspond à la fréquence (en hertz) - Les enregistrements acoustiques de pétrel de Barau, de puffin tropical et de puffin du Pacifique ont été réalisés dans le cadre du projet de thèse OMAIR. L'enregistrement de pétrel noir de Bourbon a été réalisé et gracieusement communiqué par le programme « Life+ Pétrels » (www.petrels.re). Montage : B. Gineste © 88

Figure 31 : Habitat favorable pour la reproduction du puffin tropical. La présence de failles naturelles dans la falaise permet l'installation des oiseaux. Colonie de puffin tropical de la ravine Patate à Durand, Saint-Denis - Photo : B. Gineste © 89

Figure 32 : Le dispositif radar AVISCAN II - Photo : B. Gineste © 91

Figure 33 : Le fonctionnement du dispositif radar AVISCAN II. De la mise en place du radar à l'acquisition d'images radar - Photo : B. Gineste © 92

Figure 34 : Images radar illustrant les différents échos renvoyés en fonction des cibles traversant le faisceau radar (montage B. Gineste). 94

Figure 35 : Installation d'une unité autonome d'enregistrement (SM2+) sur colonie de Pétrel de Barau, au Grand Bénare (à gauche) et de puffin du Pacifique à Grande Anse (à droite) - Photo : B. Gineste © (à gauche) et L. Kernaléguen © (à droite). 98

Figure 36 : Synthèse de la démarche d'évaluation environnementale d'un projet - Source : DEAL Réunion, BIOTOPE, RST, 2013. 100

Figure 37 : (Electronic supplementary material 1) Methodological information regarding the timing (hour relative to sunset and time) of acoustic survey in 1996/1997 and 2013/2015. Figure 1A. shows respectively the mean percentage of vocal activity per 5 minutes over four complete nights recorded during the first survey in 1996/1997 (Gerdil, 1998) on the breeding colony of "Ravine Divon". 115

Figure 38 : Correlation between vocal activities recorded at 53 breeding sites in 1996/1997 and 2013/2015, in Reunion Island. Linear regression and confidence intervals (95%) are indicated by the solid line and the dotted lines, respectively. The long-dashed line represents the diagonal (x=y). 116

Figure 39 : (Electronic supplementary material 2) Spatial distribution and difference of vocal activity of the 53 sites recorded during both surveys (1996/1997 and 2013/2015). 117

Figure 40 : (Electronic supplementary material 3) Difference in the vocal activity (number of vocalizations per minute) between the two acoustic surveys (1996/1997 and 2013/2015) depending of the altitude (m) for 53 sites of colonies of tropical shearwater in Reunion Island. The black line indicate the linear regression ($P > 0.05$) indicating that there is no relation between the difference in vocal activity between the two surveys and the altitude of the sites. 117

Figure 41 : Spatial distribution of the active breeding colonies of tropical shearwater (N=306) and colonies with no vocal activity recorded in 2013/2015 (N=4) in Reunion Island in 2015. Some

colonies might exist at very remote unsurveyed places. 118

Figure 42 : Evolution of the number of rescued tropical shearwaters (solid line) and of the light level (no unit) (dotted line) in Reunion Island between 1996 and 2013 (light) or 2015 (rescued birds). 119

Figure 43 : Light pollution in Reunion Island in 1996 and in 2013. Data were collected from NOAA DMSP satellite observations and artificial light level varies between 0 (min) and 63 (max) (no unit). 119

Figure 44 : (Electronic supplementary material 4) Different nesting habitats of tropical shearwater (a) and Barau's petrel (b) in Réunion Island, Newell's shearwater (c) in Kauai, Hawaii. Tropical shearwaters nest on anfractuosités on vertical cliffs (red circle), most likely out of reach of invasive mammals. By contrast, nesting habitats of Barau's petrel and Newell's shearwater are accessible to rats and cats. Credits: Benoit Gineste (a) and (b) and André F. Raine (KESRP) (c). 122

Figure 45 : Carte de répartition des différents points d'écoute nocturne (N=335) réalisés entre 2013 et 2016. 124

Figure 46 : Carte de répartition des différents points d'écoute nocturne (N=335) réalisés entre 2013 et 2016. Les points d'écoutes pour lequel au moins une vocalisation a été répertoriée (rond noir) (N=217) sont différenciés de ceux pour lequel l'absence de vocalisation (rond blanc) (N=118) a été notée. 125

Figure 47: Localization of Reunion Island and sites (N=23) surveyed with radar technology (black dot). The sites of Étang-Salé and Salazie are respectively displayed by a black star and a black square. The site of Le Port, where one night was recorded with a 3 km scale, is also located. 131

Figure 48: Shape of the vertical prospected area (grey) with the radar technology. The departing flights commuting in the grey area were detected and thus counted for each 250 m class of altitude. For each 250 m class, the number of flights was multiplied by the coefficient of correction to get a corrected number of flight for each area of 3 km length and 250 m height. 133

Figure 49 : (Electronic Supplementary Material 1): Relationship between the interpolated number of tropical shearwaters flying over the coastline per sector and the total vocal activity (number of vocalizations per minute) recorded at all the colonies of tropical shearwater of the same sector (Pearson's test of correlation: $t = 4.2303$; $df = 8$; coefficient = 0.83; $P < 0.01$). 135

Figure 50: Mean number of detections per 10 minutes during a night for Barau's petrel (A.) and tropical shearwater (B.) in November 2013 (N = 13 nights) in Étang-Salé, Reunion Island. Mean and confident intervals are represented. 138

Figure 51: Mean number of detections per 10 minutes for different 250 m elevation sections for Barau's petrel (A.) and tropical shearwater (B.) in November 2013 (N = 13 nights) in Étang-Salé, Reunion Island. Mean and confident intervals are represented. 139

Figure 52: Sum of the number of detections per 10 minutes regarding flight direction for 3 nights on the site of Salazie for Barau's petrels and tropical shearwaters. Data were collected the 4th, the 5th November and the 5th December 2013 (respectively 1, 2 and 2 days after the closest new moon). 140

Figure 53: Mean number of detections per night for Barau's petrel (A.) and tropical shearwater (B.) during the moon cycle between the 31st October and the 26th November 2013, in the site of Étang-Salé, Reunion Island. 142

- Figure 54: Seasonal variation of the mean number of detections during the departure peak of flights (until to 30 minutes before sunrise) for Barau's petrel (60 minutes) (A.) and for tropical shearwater (50 minutes) (B.) at Étang-Salé, Reunion Island, between November 2013 and November 2014. The grey area represent the non-breeding period of Barau's petrels, when birds are in post-breeding migration. 143
- Figure 55: Spatial patterns of the number of departing flights for Barau's petrel (black) and tropical shearwater (grey) on 23 sites recorded through radar technology (1.5 km vertical mode) in Reunion Island between three austral summers (2013/2014, 2014/2015, 2015/2016). 145
- Figure 56: Altitudinal distribution of returning flights (~ 4:30 PM and 8:10 PM) between 0 and 250 m for 3 nights recorded the 14th, 15th and 16th November 2013 in Étang-Salé, Reunion Island, for Barau's petrel and tropical shearwater. Mean and standard deviation are presented for each 25 m elevation class (A.). Distribution of the number of infrastructures (≥ 25 m) for each 25-m elevation class in Reunion Island (without power lines) (B.). 146
- Figure 57: Spatial distribution of the departing commuting pathways of Barau's petrel (A), of tropical shearwater (B) and of both species added (C). Spatial assessment of the collision hazard (D). Spatial assessment of the collision risk for the Barau's petrel (E), for the tropical shearwater (F) and for both species (G) in Reunion Island. 147
- Figure 58 : (Electronic Supplementary Material 2): Seasonal pattern of the number of detections of tropical shearwaters in Étang-Salé (black line) and annual distribution (%) of the rescued tropical shearwater fledglings (black histogram) in Reunion Island between 1996 and 1999 (Le Corre et al, 2002). 150
- Figure 59 : Calendrier des échouages journaliers de pétrels de Barau entre 1996 et 2007 (extrait de Pinet, 2012) 155
- Figure 60 : Carte de localisation du radar ornithologique à Cilaos pour le suivi de l'envol des jeunes pétrels de Barau du 7 avril au 7 mai 2014 et 2015. Source cartographique : Scan 1/25 000^{ème} IGN ©. Montage B. Gineste. 157
- Figure 61 : Évolution du nombre de détections de pétrels de Barau observées par imagerie radar à Cilaos au cours des nuits du 7 avril au 7 mai (N=29 et N=26, respectivement pour 2014 et 2015). Les données manquantes correspondent à un problème technique ou à l'absence d'enregistrement sur la date en question. 158
- Figure 62 : Évolution du nombre de détections de pétrels de Barau observées par imagerie radar à Cilaos au cours des nuits, sans pluie du 7 avril au 7 mai (N=22 et N=20, respectivement pour 2014 et 2015). 159
- Figure 63 : Évolution du nombre moyen de détections par 30 minutes (\pm écart-type) de pétrels de Barau observées par imagerie radar à Cilaos au cours des nuits (sans pluie) du 7 avril au 7 mai 2014 et 2015. Début de période (beginning, N=9), période de transition (middle, N=4) et fin de période d'envol (end, N=29). 160
- Figure 64 : Fréquence relative (%) cumulée du nombre de détections de pétrels de Barau à Cilaos par rapport à l'heure de coucher de soleil, en 2015, au cours de nuits présentant de bonnes conditions météorologiques, en début de période (N=3 ; traits discontinus) et en fin de période (N=10 ; traits pleins grisés). Entre le 1er avril et le 15 mai, le soleil se couche à La Réunion, entre 17H50 au plus tôt et 18H20 au plus tard. 161
- Figure 65 : Nombre de détections de jeunes pétrels de Barau enregistrés par le radar AVISCAN II entre le 21 avril et le 7 mai 2014 (N=13) et 2015 (N=15) sur le site de Cilaos. Le cycle lunaire est

représenté pour chacune des deux années. La période grise (2014) correspond à l'absence de lune (lune couchée entre 19H00 et 00H00 et magnitude lunaire < 50 %) tandis que la période jaune (2015) correspond à des nuits éclairées par la lune (lune présente entre 19H00 et 00H00 et magnitude lunaire > 50 %). LQ : last quarter, FQ : premier quarter, NM : new moon, FM : full moon. 162

Figure 66 : Évolution du nombre de détections de pétrels de Barau observées par imagerie radar à Cilaos au cours des nuits du 8 avril au 13 avril 2015 (N=6). Les nuits du 8, 9 et 13 avril 2015 (traits continus gris) se sont déroulées dans de bonnes conditions météorologiques, les nuits du 10, 11 et 12 avril 2015 (traits discontinus noirs) ont été marquées par des passages pluvieux (peu gênant pour les détections) et une persistance de brouillard / nuage bas sur le site d'étude. La période grise correspond aux périodes de mauvaises conditions météorologiques (pluie, persistance de nuages bas) pour les 3 nuits concernées. Deux matchs de football ont eu lieu dans la soirée du samedi 11 avril (extinction de l'éclairage du stade communal vers 22H30). 163

Figure 67 : Altitude de vol moyenne enregistrée par créneau de 10 minutes en 2015, sur le site de Cilaos, au cours de 3 nuits présentant de bonnes conditions météorologiques (pas de pluie, pas de nébulosité) et de 3 nuits présentant de mauvaises conditions météorologiques (pluie légère, forte nébulosité). La zone grisée indique la période pendant laquelle les conditions météorologiques étaient mauvaises pendant les nuits avec pluie. 163

Figure 68 : Modification du comportement de vol des jeunes pétrels de Barau attirés par les lumières artificielles en fonction des conditions météorologiques, observé par imagerie radar sur le site de Cilaos, le 11 avril 2015. Les échos parasites verts à basse altitude (image du bas) reflètent la présence de nuages bas et épais. 164

Figure 69 : Image aérienne nocturne de La Réunion et répartition spatialisée des échouages de jeunes pétrels de Barau en 2014 (point vert). Les échouages se situent presque exclusivement sur les zones éclairées et essentiellement sur le littoral (nord, ouest et sud). - Source : Bilan général 2014 sur les échouages de jeunes pétrels de Barau, SEOR 2014. 169

Figure 70 : Évolution des horaires de lever et de coucher de lune et de la magnitude lunaire (% d'éclairement) au cours d'un cycle lunaire. Les horaires et la magnitude varient très peu d'un cycle lunaire à l'autre. Source : Institut de mécanique céleste et de calcul des éphémérides. 171

Figure 71 : Illustration du calcul du F1-score. 177

Figure 72 : Illustration de l'outil d'aide à la décision cartographique à différentes échelles géographiques : régionale (en haut), communale (au milieu), projet (en bas). La répartition des colonies de puffin tropical est présentée sur la partie gauche tandis que l'évaluation du risque d'impact de collision du puffin tropical est présentée à droite. L'outil cartographique comprend également la table attributive adjacentes aux données. Les échelles sont modulables. Fond cartographique : Orthophoto ©. Montage : B. Gineste 187

Figure 73 : Vue aérienne des différents tracés et variantes potentiels du projet de transport câblé au-dessus de la rivière Saint-Denis (source : CINOR). 189

Figure 74 : Ensemble des travaux d'expertise avifaune (inventaires) réalisés dans le cadre spécifique de l'évaluation environnementale du projet de transport câblé entre Saint-Denis Ville et La Montagne, au-dessus de la rivière Saint-Denis. 190

Figure 75 : Photographie du déploiement du radar en mode horizontal au niveau de la baie de La Possession (en haut ; source : M. Souquet - Biotopie ©). Carte aérienne du positionnement du

radar et du rayon de prospection de 1,5 km (au milieu). Image radar obtenue au cours des observations en mode horizontal sur le site de la baie de La Possession. Montage : B. Gineste. 200

Figure 76 : Observations des trajectoires d'oiseaux marins au large de la baie de La Possession à partir de la technologie radar en mode horizontal, au cours de la nuit du 20 au 21 janvier 2016, entre 19H30 et 19H35 (en haut à gauche), entre 05H00 et 05H05 (en haut à droite) et sur l'ensemble de la nuit (en bas au centre). Chaque trajectoire identifiée est représentée par un trait rose. Les images présentent ici l'ensemble des trajectoires reconstituées sur chacun de créneaux considérés. La zone grisée observée sur les deux images du haut correspondant à une zone masquée dans laquelle la reconstitution de trajectoire n'a pas été réalisée (présence trop importante de parasite). 202

Figure 77 : Interface graphique du logiciel AVISCOPE© actuellement en cours de développement avec le service R&D de Biotope permettant une analyse automatisée des images radar en mode vertical. Chaque écho correspondant à un oiseau marin est détecté et les trajectoires sont ensuite reconstituées. 205

Figure 78 : Représentation schématique des branchements électriques pour la mise en place des deux radars (4G et FURUNO) pour la réalisation d'observations en parallèle. Réalisation : B. Gineste 207

Figure 79 : Déploiement du radar 4G sur un véhicule et observations visuelles en parallèle (à gauche), détections temporaires d'un busard de Maillard (*Circus maillardi*) par le radar 4G et écho obtenu sur l'image (au centre) et détections permanentes de deux pylônes électriques à proximité immédiate du radar 4G (à droite). 208

Figure 80 : Facteurs naturels (jaune) et anthropiques (bleu) influençant la proportion de jeunes oiseaux marins impactés par les lumières artificielles, trouvés et sauvés par la population humaine. Conséquence sur la population et actions d'évitement, de réduction et de compensation de l'impact de la pollution lumineuse. Montage : B. Gineste © 217

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|-----|
| <i>Tableau 1 : Classification des oiseaux marins (N = 410 espèces) (d'après BirdLife International 2015)</i> | 36 |
| <i>Tableau 2 : Caractéristiques des oiseaux marins de La Réunion</i> | 70 |
| <i>Tableau 3 : Synthèse bibliographique des notes et articles scientifiques sur les oiseaux marins de La Réunion. Le PNA Pétrel noir de Bourbon et le PDC Pétrel de Barau ont également été intégrés car ils présentent une synthèse des connaissances sur les deux espèces citées</i> | 74 |
| <i>Tableau 4 : Caractéristiques des échos et traces enregistrés sur les images radar en fonction des types de cibles</i> | 93 |
| <i>Tableau 5 : Présentation des différents protocoles mis en place à partir de l'utilisation de l'imagerie radar AVISCAN</i> | 96 |
| <i>Tableau 6 : Présentation des différents protocoles mis en place via l'utilisation d'unités d'enregistrement autonomes</i> | 97 |
| <i>Tableau 7 : Identification criteria of radar echoes for different detected targets</i> | 136 |
| <i>Tableau 8 : Mean, standard deviation (sd), minimum (Min) and maximum (Max) number of detections, maximal relative difference between two successive nights (MRD in %) for Barau's petrel and tropical shearwater during the four sessions of four successive nights (N) recorded between October and November 2013 in the site of Étang-Salé</i> | 141 |
| <i>Tableau 9 : Number of detections of Barau's petrels and tropical shearwater for 22 sites located on the coastline of Reunion Island between three austral summer (2013/2014, 2014/2015, 2015/2016)</i> | 144 |
| <i>Tableau 10 : Sensitivité des jeunes puffins tropicaux aux lumières artificielles en fonction du type de lumière et de l'ampoule correspondante (Salamolard et al, 2001)</i> | 197 |
| <i>Tableau 11 : Rappel des objectifs du projet de thèse et évaluation de leur état d'avancement</i> | 212 |
| <i>Tableau 12 : Synthèse des avantages et des inconvénients des différentes méthodes utilisées comme indicateur de la tendance des effectifs d'oiseaux marins au cours du temps</i> | 219 |
| <i>Tableau 13 : Préconisations générales des mesures d'évitement</i> | 231 |
| <i>Tableau 14 : Préconisations générales des mesures de réduction</i> | 232 |
| <i>Tableau 15 : Préconisations générales des mesures de compensation</i> | 239 |
| <i>Tableau 16 : Préconisations générales des mesures d'accompagnement</i> | 240 |

LISTE DES ANNEXES

| | |
|---|-----|
| <i>Annexe 1 : Article acoustique 1 : Dufour Olivier, Gineste Benoit, Bas Yves, Le Corre Matthieu, Artières Thierry. First automatic passive acoustic tool for monitoring two species of Procellarids (Pterodroma barau and Puffinus bailloni) on Réunion Island, Indian Ocean</i> | 270 |
| <i>Annexe 2 : Article acoustique 2 : Dufour Olivier, Gineste Benoit, Bas Yves, Le Corre Matthieu. A cost-effective automated monitoring of vocal activity on seabird colonies</i> | 292 |
| <i>Annexe 3 : Affiche de communication de l'action de sensibilisation environnementale sur les « Nuits sans lumière »</i> | 314 |
| <i>Annexe 4 : Énergie relative émise en fonction de la longueur d'onde, pour deux types d'éclairages : Vapeur de sodium haute pression (en haut) et LED (en bas)</i> | 314 |
| <i>Annexe 5 : Illustration de la répartition angulaire de la lumière d'un éclairage public</i> | 315 |
| <i>Annexe 6 : Illustration de la qualité d'un éclairage en fonction de son orientation et de l'émission de lumière non désirée</i> | 316 |
| <i>Annexe 7 : Pollution lumineuse : distinction entre bons et mauvais éclairages</i> | 316 |
| <i>Annexe 8 : Le label « Pétrel Protégé » à La Réunion</i> | 317 |
| <i>Annexe 9 : Bilan de la session d'observations (imagerie radar et jumelles à vision thermique) de l'envol des jeunes pétrels de Barau du 21 avril 2016 à Cilaos</i> | 318 |
| <i>Annexe 10 : Utilisation de technologies complémentaires</i> | 320 |
| <i>Annexe 11 : Modélisation des trajectoires d'oiseaux marins nocturnes sortant</i> | 322 |
| <i>Annexe 12 : Différents extraits de journaux présentant le projet OMAIR</i> | 328 |
| <i>Annexe 13 : Différents indicateurs de la fréquentation du site internet dédié au projet OMAIR</i> | 329 |
| <i>Annexe 14 : Crédits ECTS</i> | 331 |

LEXIQUE

- ❖ ANRT : Association Nationale pour la Recherche et la Technologie
- ❖ APPB : Arrêté Préfectoral de Protection de Biotope
- ❖ AVISCAN : Dispositif radar adapté à la détection des oiseaux, développé par le bureau d'études BIOTOPE
- ❖ BNOI : Brigade Nature de l'Océan Indien (agents de la Police de l'Environnement)
- ❖ CIFRE : Convention Industrielle pour la Formation par la REcherche.
- ❖ DEAL : Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
- ❖ ENS : Espaces Naturels Sensibles
- ❖ GIEC : Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (*IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change*)
- ❖ MO : Maîtrise d'ouvrage
- ❖ NOAA : *National Oceanic and Atmospheric Administration*
- ❖ ONCFS : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage
- ❖ ONG : Organisation Non Gouvernementale
- ❖ PLU : Plan Local d'Urbanisme
- ❖ PN Run : Parc National de La Réunion
- ❖ R&D : Recherche et Développement
- ❖ RER : Réseaux Écologiques de La Réunion
- ❖ SAR : Schéma d'Aménagement Régional
- ❖ SCOT : Schéma de COhérence Territoriale
- ❖ SRCE : Schéma Régional de Cohérence Ecologique
- ❖ SEOR : Société d'Etudes Ornithologique de La Réunion (statut associatif, loi 1901)
- ❖ SIG : Système d'Information Géographique
- ❖ SINP : Système d'Information de la Nature et des Paysages
(<http://www.naturefrance.fr/sinp/presentation-du-sinp>)
- ❖ SM2 : *Song Meter 2 (Wildlife Acoustics ©)* : Appareil d'enregistrement acoustique autonome
- ❖ TVB : Trame Verte et Bleue
- ❖ UEA : Unité d'Enregistrement Autonome
- ❖ UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature (*IUCN* en anglais)
- ❖ UNESCO : *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*
- ❖ ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique

PRÉAMBULE



Au commencement : l'œuf ou le pétrel ? - B. Gineste ©

Genèse du projet

Plusieurs constats fondamentaux sont à l'origine du projet OMAIR (Oiseaux Marins, Aménagements et Infrastructures à La Réunion), de la thèse associée et des résultats aujourd'hui obtenus.

En France (métropolitaine et Départements d'outre-mer), et depuis près de 40 ans, les aménageurs publics ou privés ont l'obligation réglementaire d'analyser les impacts environnementaux de leur projet, plans ou programmes de développement, et de démontrer leur prise en compte optimale via des mesures adaptées pour obtenir une autorisation qui permette leur mise en œuvre. Cette autorisation est à obtenir auprès de l'État (Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer principalement), après avis de ses services instructeurs d'une part, et d'un processus de participation - consultation du public au sens large par ailleurs. Ce processus d'évaluation environnementale n'a jamais été remis en cause depuis son origine et s'est même enrichi depuis son apparition, notamment au cours de la dernière décennie.

Parmi leurs activités courantes, des bureaux d'études spécialisés sont missionnés par des Maitrisés d'Ouvrages (MO) publiques ou privées pour la réalisation de différents types d'études réglementaires en lien avec l'environnement, la faune et la flore, au titre des Codes de l'Environnement, de l'Urbanisme ou encore forestier par exemple. Ce sont ces études d'impact environnemental qui serviront de support à l'ensemble du processus permettant la délivrance d'une autorisation. Leurs travaux se basent donc notamment sur des connaissances naturalistes et scientifiques accessibles au moment de l'étude et s'enrichissent par leurs propres expertises, réalisées de façon complémentaire et spécifiquement par rapport au sujet étudié.

Les services de l'État (DEAL, DREAL par exemple) ont en charge d'instruire ces dossiers réglementaires d'études d'impact environnemental ou d'évaluation environnementale. À l'issue de cette instruction, ils formulent un avis argumenté permettant à l'autorité compétente d'autoriser (ou non) les projets, plans et programmes. À ce titre, ils doivent donc bénéficier du même niveau d'information, connaissances et compétences (ou d'être en mesure de les vérifier), leurs permettant de juger de la complétude et de la qualité des dossiers fournis, de leur précision, et *in fine*, d'être en capacité de formuler des conclusions fiables et objectives qui vont grandement guider la prise de décision finale.

Toutes les décisions relatives à l'environnement doivent être rendues publiques et inclure l'avis de la population. Le public (au sens large : du grand public au commissaire enquêteur, en passant par les associations militantes et de protection de la nature) doit donc pouvoir disposer d'informations les plus fiables, actualisées (avec un souci de vulgarisation adaptée aux publics concernés) et les plus conclusives possibles de façon objective vis-à-vis des projets, plans et programmes.

Ainsi, il est nécessaire de disposer de la connaissance fondamentale et scientifique la plus précise possible des habitats et espèces potentiellement impactés pour être en mesure :

- de répondre à certaines questions réglementaires légitimement exigeantes dans le domaine, en particulier s'agissant d'habitats ou d'espèces patrimoniales ou à fonctionnalité écologique élevée.
- faciliter le travail des praticiens de l'évaluation environnementale,
- éclairer au mieux et recueillir l'avis le plus objectif du public au sens large,
- fiabiliser l'instruction de la part des services en charge de la réaliser
- sécuriser la décision administrative qui sera prise et, si elle est positive, minimiser au mieux et

concrètement l'incidence environnementale du projet, plan ou programme considéré.

Au-delà du processus d'évaluation environnementale, les structures de conservation et de gestion de la biodiversité (Parc National, Parc Naturel Régional, Réserve naturelle terrestre ou marine, Réserve biologique dirigée, Conservatoire du littoral, Espace Naturel Sensible, ...) ont besoin de données précises sur les réservoirs de biodiversité, les corridors écologiques qui les relient, et sur les fonctionnalités associées au sein des écosystèmes pour proposer des mesures de gestion (protection, conservation et restauration) les plus adaptées en tenant compte des conflits d'intérêt potentiels.

Les outils d'aide à la décision de type inventaires et porter à connaissance à vocation « naturalistes » (ZNIEFF, TVB, SRCE, ...) reposent également sur la bonne définition de ces données.

Pour toutes ses raisons, il est nécessaire d'avoir la meilleure connaissance possible des espèces étudiées. Cela passe par l'actualisation régulière de l'état de l'art (répartition, population, biologie, écologie) des espèces cibles au niveau local et international, via l'acquisition et l'approfondissement des connaissances, en lien avec le développement continu des nouvelles méthodes d'investigation permettant de passer outre les contraintes méthodologiques existantes.

Cette démarche doit s'appliquer pour l'ensemble des composants de la biodiversité terrestres et marines (plantes, habitats, animaux, ...). Le cas des oiseaux marins, nocturnes en particulier, est à ce titre tout à fait important dans les processus d'évaluation environnementale et de conservation de la Biodiversité à La Réunion. Particulièrement patrimoniaux, tous protégés, ils font également l'objet de nombreuses pressions et menaces et sont symboliques des habitats naturels parmi les mieux conservés du territoire. Ces espèces sont localement impactées à terre par les aménagements, infrastructures et activités humaines associées au développement depuis de nombreuses années. Pour autant, les connaissances scientifiques et naturalistes sont qualitativement et quantitativement variables selon les différences espèces de ce taxon et des études complémentaires (état des populations, répartition des colonies de reproduction, caractérisation des patterns de vol et des zones de transits, phénologie...) s'imposent afin d'améliorer les processus d'évaluation environnementale et de conservation.

Ainsi, c'est de ces constats de fond d'une part, et considérant, d'autre part, les difficultés d'apporter des conclusions satisfaisantes dans l'évaluation environnementale des impacts associés et dans la conservation optimale des espèces considérées qu'a émergé le projet OMAIR dont BIOTOPE est à l'initiative. Pour sa mise en œuvre, la société d'ingénierie écologique s'est rapidement associée au laboratoire ENTROPIE à l'Université de La Réunion pour définir les contours scientifiques, techniques et administratifs du projet et permettre sa réalisation dans le cadre d'un travail de doctorat. Une importante et active recherche de partenaires financiers et institutionnels a ensuite eu lieu pour la bonne réalisation du projet (cf. Liste et remerciement des partenaires).

Les objectifs de ce projet de thèse sont donc à la fois fondamentaux et opérationnels afin de répondre aux différents manques évoqués ci-dessus. Ainsi, cette dualité d'approche se retrouve dans la structuration du travail de thèse autour de deux grands axes principaux :

1. amélioration des connaissances scientifiques sur la répartition et la taille des colonies de puffin tropical et sur les patterns de vol des espèces d'oiseaux marins nocturnes,
2. application de ces connaissances aux enjeux d'aménagements et création d'outils d'aide à la décision.

Cadre général d'une thèse CIFRE

Depuis plus de 30 ans, le Ministère chargé de la recherche a confié à l'ANRT (Association Nationale pour la Recherche et la Technologie) la mise en œuvre du dispositif CIFRE (Conventions Industrielles de Formation par la REcherche) qui subventionne toute entreprise de droit français qui embauche un doctorant pour le placer au cœur d'une collaboration de recherche avec un laboratoire public. Les travaux du salarié-doctorant doivent aboutir à la soutenance de thèse en trois ans. L'objectif du dispositif CIFRE est de favoriser le développement de la recherche partenariale public-privé et de placer les doctorants dans des conditions d'emploi. Il repose sur l'association de quatre acteurs :

- ❖ L'entreprise qui recrute en C.D.I. ou en C.D.D. un diplômé de niveau Master à qui elle confie une mission de recherche stratégique pour son développement socio-économique.
- ❖ Le laboratoire de recherche académique qui encadre les travaux du salarié-doctorant, qui est à ce titre inscrit dans l'école doctorale de rattachement du laboratoire.
- ❖ Le doctorant qui consacre 100 % de son temps (qui peut être partagé entre l'entreprise et le laboratoire académique) à ses travaux de recherche.
- ❖ L'ANRT qui contracte avec l'entreprise une Convention Industrielle de Formation par la Recherche (CIFRE) et qui suit le bon déroulement du projet de thèse, notamment via la remise annuelle de rapport d'avancement.

☞ Ainsi, tout au long du projet de thèse, j'ai été immergé dans les deux mondes : celui de la recherche académique et celui de l'entreprise privée. J'ai pu découvrir le fonctionnement des deux structures et essayer de percevoir et répondre au mieux à leurs attentes respectives (parfois différentes). Dans mon cas, j'ai perçu cette dualité comme étant très complémentaire m'apportant une double formation académique et professionnelle.

☞ Aussi, une partie de mon temps de travail (relativement et raisonnablement réduite) été consacrée à d'autres projets (que ce soit du côté de l'entreprise ou du laboratoire). Ceci a grandement enrichi l'intérêt de ce doctorat tout en alimentant les réflexions sur le sujet en lui-même.

Comment citer cette thèse ?

☞ Gineste Benoît (2016). Étude de la biologie et de la vulnérabilité au développement anthropique des oiseaux marins nocturnes à La Réunion - Thèse de Doctorat de l'Université de La Réunion, pp-331

INTRODUCTION, CONTEXTE & MÉTHODOLOGIE

I. Introduction générale



Des oiseaux et des hommes - B. Gineste ©

I.1 La Biodiversité et l'Homme

I.1.1 L'anthropocène

Au sein de la biosphère, tout organisme vivant se situe au cœur de multiples interactions avec son environnement abiotique et biotique. L'Homme n'échappe pas à la règle. Il modifie son environnement volontairement (exploitations forestières, agricoles, pastorales et aménagements) et involontairement (changements climatiques, dégradations non intentionnelles des milieux, ...). En retour, il est aussi contraint de s'adapter continuellement aux modifications du milieu qui l'entoure (désertification, montée du niveau des eaux, conversion volontaire ou naturelle des habitats) et ceci à différentes échelles spatio-temporelles (Kormondy, 1969).

Suite à la maîtrise de l'agriculture et de l'élevage, l'espèce humaine est passée d'un stade de chasseur-cueilleur souvent nomade à celui de sédentaire, capable de modifier son environnement pour subvenir à ses besoins. Ce changement de comportement a eu pour conséquence une profonde modification des écosystèmes, des habitats, des communautés végétales et animales associées (Sanderson et al., 2002). Depuis plusieurs décennies, annuellement et à l'échelle mondiale, l'homme s'approprie ~ 40 % de la production primaire terrestre nette (issue de la photosynthèse) (Rojstaczer et al., 2001; Vitousek et al., 1997), consomme ~ 35 % de la productivité des plateaux océaniques (Pauly and Christensen, 1995) et utilisent ~ 60% des ressources en eau douce de ruissellement (Postel et al., 1996).

La croissance exponentielle de la population humaine depuis plusieurs siècles (UN, 2015) et le niveau de consommation humain moyen augmentent encore davantage la pression anthropique sur les écosystèmes terrestres et marins, conduisant à des crises environnementales jamais rencontrées dans l'histoire de l'humanité (McNeill, 2001). Si chaque habitant de la planète avait le même niveau de consommation qu'un habitant des États-Unis d'Amérique (USA), 4 planètes Terre seraient nécessaires pour répondre à la demande annuelle (Wilson, 2002).

La pression humaine est indéniablement le facteur actuel le plus important influençant toutes sortes de vie sur terre (Lande, 1998; Pimm, 2001; Terborgh, 2004). En référence aux 5 extinctions d'espèces massives ayant eu lieu à l'échelle géologique, indépendamment de la présence de l'Homme, la perte de biodiversité actuelle conduit à une 6^{ème} crise d'extinction des espèces (Barnosky et al., 2011; Leakey and Lewin, 1996). En retour, cette perte de biodiversité affecte négativement le fonctionnement des écosystèmes et les services associés (Loreau et al., 2001). La perte de biodiversité devrait rester inférieure à 10 % afin de ne pas dépasser les « limites planétaires » (*'planetary boundary concept'*) définissant les limites environnementales au sein desquelles l'humanité peut évoluer durablement (Steffen et al., 2015). Cependant, une étude récente montre que la diversité des espèces a baissé de 15,4 % sur 58 % de la surface terrestre, habitée par 71 % de la population mondiale, remettant en cause la capacité des écosystèmes à subvenir aux besoins humains (Newbold et al., 2016).

L'effet cumulatif de l'ensemble de ces pressions locales est la globalisation de l'influence de l'Homme sur la nature, conduisant certains auteurs à définir une nouvelle ère géologique : l'anthropocène (Steffen et al., 2006).

I.1.2 Prise progressive de conscience environnementale

Vers la fin du XIX^{ème} siècle, une prise de conscience de l'ampleur des dégradations et de la responsabilité majeure de l'Homme dans la réalisation de celles-ci a conduit au concept de « protection intégrale de la nature ». Le premier parc national fut créé en 1872, à Yellowstone, aux États-Unis d'Amérique, où il s'agissait de mettre la « nature sous cloche ». Ce concept plus ou moins théorique se

retrouve encore actuellement dans les parcs nationaux (bien que ce type de structure présente des fonctionnements, des objectifs et contraintes réglementaires très différentes selon les pays), les réserves de biosphère ou encore les réserves naturelles intégrales. D'éminents naturalistes (par ex. John Muir, Aldo Léopold) ont largement milité pour la protection de la nature et contribué au développement du concept, qui s'est ensuite répandu à travers le monde depuis la fin de XIX^{ème} et dans le courant du XX^{ème} siècle (Leopold, 1992).

La première convention internationale de protection des espèces sauvages date du 19 mars 1902 et est relative à la « protection des oiseaux utiles pour l'agriculture » (Paris, 1902), regroupant initialement 9 pays signataires. Cette convention, comme son nom l'indique, vise à protéger les espèces « utiles » (par opposition aux espèces « nuisibles » également définies dans la convention et autres « pestes végétales ou animales ») et mets donc en avant l'utilité de la nature vis-à-vis de l'Homme.

Le premier congrès international de protection de la nature a eu lieu à Paris en 1923 et a abouti à l'adoption le 8 novembre 1933 à Londres à la « convention relative à la conservation de la faune et de la flore à l'état naturel » qui aborde pour la première fois les notions « d'espèces menacées d'extinction », de « réserves naturelles intégrales » et de « parc nationaux ».

En 1948, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) est créée et acte de l'engagement moderne de la communauté internationale en faveur de la protection de la nature au travers de la création des « listes rouges » recensant les espèces menacées et des différentes catégories (Figure 1). De très nombreuses ONG de protection de la nature ont ensuite été créées à différentes échelles locales, nationales et internationales.

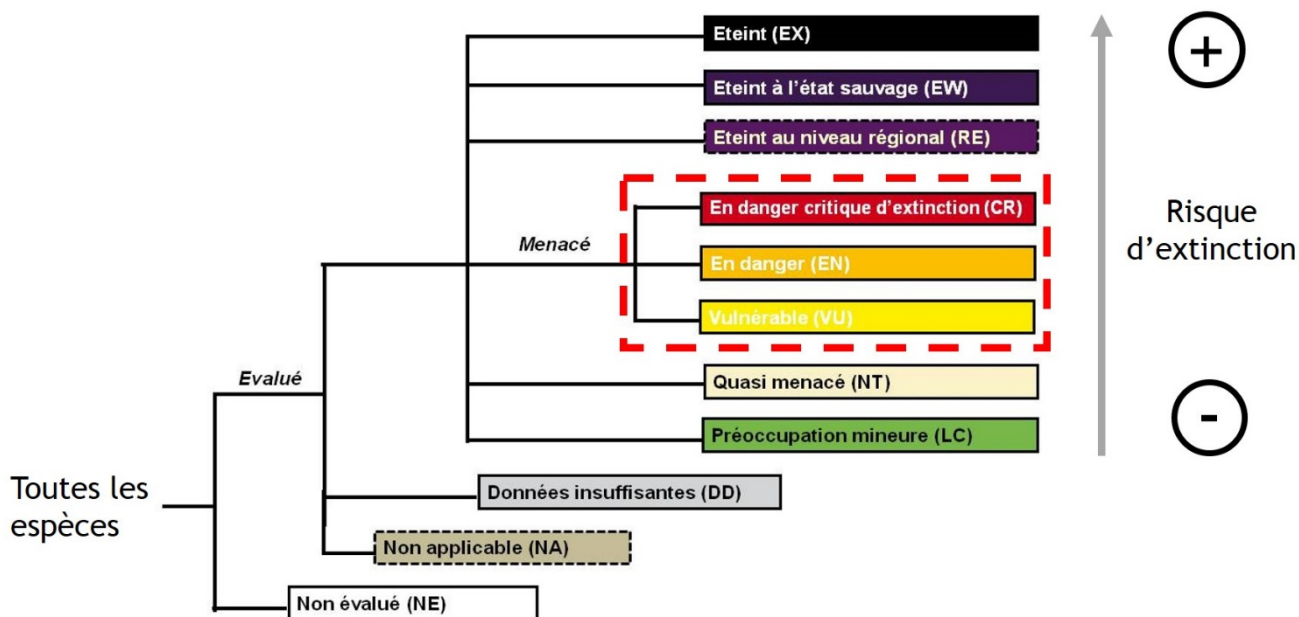


Figure 1 : Catégories définies par l'UICN pour la classification des espèces au sein des listes rouges.

En France, le premier parc national (La Vanoise) est mis en place en 1963 suite à la loi sur les parcs nationaux de 1960. On assiste alors à un passage progressif d'une logique de gestion des ressources naturelles à la prise en compte de la biodiversité dans son ensemble, dans la perspective d'un développement durable. Le dispositif de protection des espèces est complété par un dispositif de protection des habitats naturels.

Apparu dans les années 1970 et popularisé en 2005 dans le rapport *Millennium Ecosystem Assessment* (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) le concept de « services écosystémiques » connaît depuis une dizaine d'années un succès croissant, tant auprès de la communauté scientifique que dans

les sphères décisionnelles et gestionnaires. Les services écosystémiques sont définis comme étant les bénéfices matériels et immatériels que les êtres humains tirent du fonctionnement des écosystèmes. Différents services sont définis et mettent en évidence les liens de dépendance de l'humanité vis-à-vis des milieux naturels (service d'approvisionnement (par ex. la production de ressources alimentaires), de régulation (par ex. les cycles bio-géo-chimiques), culturels (par ex. les croyances associées à la Nature), de soutien aux conditions favorables à la vie sur Terre (par ex. l'effet de serre), puits de carbone et services ontogéniques).

En parallèle, le droit international de l'Environnement dont les grands principes sont encore en vigueur actuellement, fut présenté lors de la conférence de Stockholm en juin 1972, devant des représentants de 113 pays. La « Déclaration sur l'Environnement » a marqué de façon définitive le développement du droit de l'environnement et proposé 26 principes qui condensent l'essentiel des orientations actuelles en environnement (Droit de l'Homme à l'environnement ; responsabilité particulière de l'Homme dans la préservation des ressources naturelles ; conciliation entre le développement économique et social avec la préservation des ressources naturelles). De nombreux sommets internationaux ont eu lieu depuis pour définir et élaborer des stratégies pour atteindre les objectifs de développement durable global et les moyens pour y parvenir (Charte mondiale pour la nature, 1982 ; Convention sur la diversité biologique (C.D.B.) de Rio de Janeiro, 1992 ; conférence de Johannesburg, 2002 ; COP 21 Paris, 2015 ...). Par ailleurs, en mai 2006, l'Union européenne a adopté une Communication intitulée « Enrayer la diminution de la biodiversité à l'horizon 2010 et au-delà » qui illustre bien la prise de conscience de la nécessité de stopper rapidement la perte de biodiversité.

De manière concomitante, la communauté scientifique a développé la biologie de la conservation. Michael E. Soulé, un des fondateurs de cette science la décrit comme la « science de la rareté et de la diversité » (*Science of Scarcity and Diversity*) (Soulé, 1985) et Robert Barbault la présente comme une discipline de « gestion de crise » (Barbault, 1997). Elle correspond à un champ de recherches multidisciplinaires et intégrées qui s'est développé en réponse aux enjeux de préservation des espèces et des écosystèmes (Robinson, 2006). La démarche principale consiste à documenter la gamme complète de la diversité biologique à toutes ses échelles, à étudier les impacts des activités humaines (population grandissante et exploitation des ressources) et sur les espèces, les communautés et les écosystèmes et à développer des approches pratiques et des outils pour prévenir l'extinction des espèces, maintenir la diversité génétique au sein des espèces, protéger et restaurer les communautés et les écosystèmes (Primack, 1993; Robinson, 2006).

1.1.3 Un constat alarmant

Cependant, malgré le développement du concept de protection de la nature, des nombreuses actions associées et des connaissances scientifiques théoriques et pratiques d'une part et la forte croissance démographique à l'échelle mondiale d'autre part (UN, 2015), le constat de l'état de santé des écosystèmes à l'échelle planétaire est alarmant. Au total, en 2008, 38 % des espèces (lichens, champignons, algues brunes, plantes et animaux vertébrés et invertébrés) pour lesquelles une évaluation a été conduite, sont classées comme « menacées » par l'UICN évaluées (Vié et al., 2009). Par ailleurs, l'index de planète vivante (*Living Planet Index*), qui suit les tendances de plus de 10 000 populations représentatives de vertébrés à l'échelle mondiale, a subi une diminution globale d'environ 52 % entre 1970 et 2010 (WWF, 2014). Ce chiffre signifie, qu'en moyenne, les effectifs des populations des espèces étudiées (vertébrés) ont diminué de moitié par rapport aux dénombrements effectués en 1970. L'augmentation du taux d'extinction des espèces (décrites ou non décrites) résulte directement et indirectement de l'activité humaine (WWF, 2014). En France métropolitaine, l'Observatoire National de la Biodiversité, dont la mission est de définir et diffuser des indicateurs sur l'état et l'évolution de la biodiversité nationale a montré que l'abondance de 7 espèces (ou groupes d'espèces) de chauves-souris (chiroptère) a chuté de 46 % entre 2006 et 2014 (<http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/>). Entre

1989 et 2015, l'abondance des oiseaux communs spécialistes a chuté de 23 %. À l'inverse, les espèces généralistes présentent quant à elles des effectifs en nette hausse ces dix dernières années. Ces tendances, également observées en Europe, pourraient illustrer un phénomène d'homogénéisation des communautés d'oiseaux (<http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/>). L'homogénéisation de la diversité biologique a par ailleurs été récemment mise en évidence à différentes échelles spatiales pour un grand nombre de taxon (McKinney and Lockwood, 2001, 1999; Olden et al., 2003; Rahel, 2002) en lien avec l'urbanisation grandissante (McKinney, 2006).

Le constat de perte de biodiversité est variable selon les zones considérées. En effet, la faune et la flore des îles sont particulièrement vulnérables aux introductions de prédateurs exotiques, aux maladies et aux autres menaces (dont l'activité humaine) par rapport aux espèces continentales (Pimm, 1991). Les îles présentent également une plus grande proportion de plantes exotiques (jusqu'à 50 % de la diversité spécifique) que les continents (Rejmánek and Randall, 1994). Un plus grand nombre et une plus grande proportion des récentes extinctions d'espèces ont eu lieu sur des îles par rapport aux continents (Manne et al., 1999). Concernant le groupe des oiseaux environ un quart des espèces ont été conduites à l'extinction au cours des deux derniers millénaires suite aux activités humaines, et ceci particulièrement dans les îles (Olson, 1989). De plus, les effets de la colonisation humaine et des introductions d'espèces exotiques sont d'autant plus marquées dans les îles tropicales montagneuses et isolées, par opposition aux atolls et aux îles proches du continent où les taux d'évolution et de spéciation sont plus faibles (Vitousek, 1988).

Ce constat de perte de biodiversité est également variable selon les taxons et les milieux considérés (marin, dulçaquicole, terrestre) mais dépend également du niveau de connaissance (description du nombre d'espèce) et d'évaluation des taxons. La proportion d'espèce de reptiles menacés est de 5 % par rapport au nombre d'espèces connues actuellement mais atteint 31 % par rapport au nombre d'espèces évaluées sur la liste rouge. Toutes les espèces d'oiseaux (9 990 décrites) ont été évaluées. Le pourcentage d'espèces aviaires menacées (« vulnérable », « en danger » ou « en danger critique ») est passé de 11,1 % en 1998 à 12,2 % en 2008 (Vié et al., 2009). La dégradation et la destruction des habitats est la menace la plus récurrente puisqu'elle est impliquée pour 93 % des espèces menacées. L'homme est responsable de la plupart des menaces sur les oiseaux, à travers la dégradation, la fragmentation et la destruction des habitats (en lien avec les développements infrastructurels et des exploitations agricoles et forestières), les prises accessoires en milieu marin, la propagation volontaire ou involontaire d'espèces exotiques envahissantes, la pollution et la surexploitation de certaines espèces. À terme, il apparaît que les modifications de climat induites par l'homme pourraient devenir la plus sérieuse des menaces (Vié et al., 2009). La vulnérabilité des espèces d'oiseaux est d'autant plus grande en contexte insulaire. En effet, depuis 1500, la majorité (88%) des extinctions connues d'oiseaux ont eu lieu sur les îles notamment en raison des introductions d'espèces prédatrices invasives (essentiellement : rat noir *Rattus rattus* et rat surmulot *Rattus norvegicus*, chat *Felis catus*, chèvre *Capra hircus*) (Butchart et al., 2006).

Enfin, parmi le taxon des oiseaux, les oiseaux marins constituent le groupe le plus menacé. L'indice Liste Rouge des oiseaux marins est le plus bas et présente la plus rapide diminution, en comparaison aux oiseaux terrestres et aux oiseaux dulçaquicoles (Vié et al., 2009).

I.2 Les oiseaux marins dans le monde et leurs menaces

I.2.1 Caractéristiques générales

Les oiseaux marins regroupent 410 espèces différentes réparties en 7 ordres et 13 familles (Tableau 1) (BirdLife International, 2015). La morphologie des oiseaux marins est très variable selon les espèces (variant de 3,50 m d'envergure et 15 kilos pour l'albatros hurleur *Diomedea exulans* à 32 cm et 20 grammes pour l'océanite minute *Oceanodroma microsoma*). Leurs comportements et leurs capacités de vol sont très diversifiés. En effet, les comportements les plus extrêmes sont observés chez les manchots et les gorfous (famille des *Spheniscidae*), inaptés au vol mais parfaitement adaptés au déplacement et à la plongée en mer. À l'inverse, les frégates (famille des *Fregatidae*) ne se posent jamais sur l'eau, leur plumage n'étant pas étanche (Figure 2). Les régimes alimentaires et les techniques de chasse sont également très diversifiés (Ashmole, 1971) (Figure 3). Malgré cette diversité morphologique, comportementale et alimentaire, les oiseaux marins forment une entité d'espèces présentant de nombreuses caractéristiques communes.

Tableau 1 : Classification des oiseaux marins (N = 410 espèces) (d'après BirdLife International 2015)

| Ordre | Famille | Nombre d'espèces | Exemple |
|------------------|--------------------------|------------------|---|
| Charadriiforme | <i>Laridae</i> | 120 | Goéland argenté - <i>Larus argentatus</i> |
| | <i>Stercorariidae</i> | 10 | Grand labbe - <i>Stercorarius skua</i> |
| Procellariiforme | <i>Diomedeidae</i> | 32 | Albatros hurleur - <i>Diomedea exulans</i> |
| | <i>Hydrobatidae</i> | 16 | Océanite de Wilson - <i>Oceanites oceanicus</i> |
| | <i>Pelecanoididae</i> | 4 | Puffinure plongeur - <i>Pelecanoides urinatrix</i> |
| | <i>Procellariidae</i> | 110 | Pétrel noir de Bourbon - <i>Pseudobulweria aterrima</i> |
| Suliforme | <i>Fregatidae</i> | 5 | Frégate du Pacifique - <i>Fregata minor</i> |
| | <i>Phalacrocoracidae</i> | 40 | Cormoran de Crozet - <i>Leucocarbo melanogenis</i> |
| | <i>Sulidae</i> | 13 | Fou de Bassan - <i>Morus bassanus</i> |
| Pélécaniforme | <i>Pelecanidae</i> | 9 | Pélican à lunettes - <i>Pelecanus conspicillatus</i> |
| Phaethontiforme | <i>Phaethontidae</i> | 3 | Paille en queue à brins blancs - <i>Phaethon lepturus</i> |
| Alciformes | <i>Alcidae</i> | 27 | Pingouin torda - <i>Alca torda</i> |
| Sphénisciforme | <i>Spheniscidae</i> | 21 | Manchot royal - <i>Aptenodytes patagonicus</i> |



Figure 2 : Illustration de deux espèces d'oiseaux marins présentant des comportements différents. À gauche, des manchots royaux (*Aptenodytes patagonicus*) (Thierry Mouquet ©). À droite, une frégate du Pacifique mâle (*Fregata minor*) (dans son bec, une jeune tortue verte *Chelonia mydas*) (Aurélien Prudor ©).

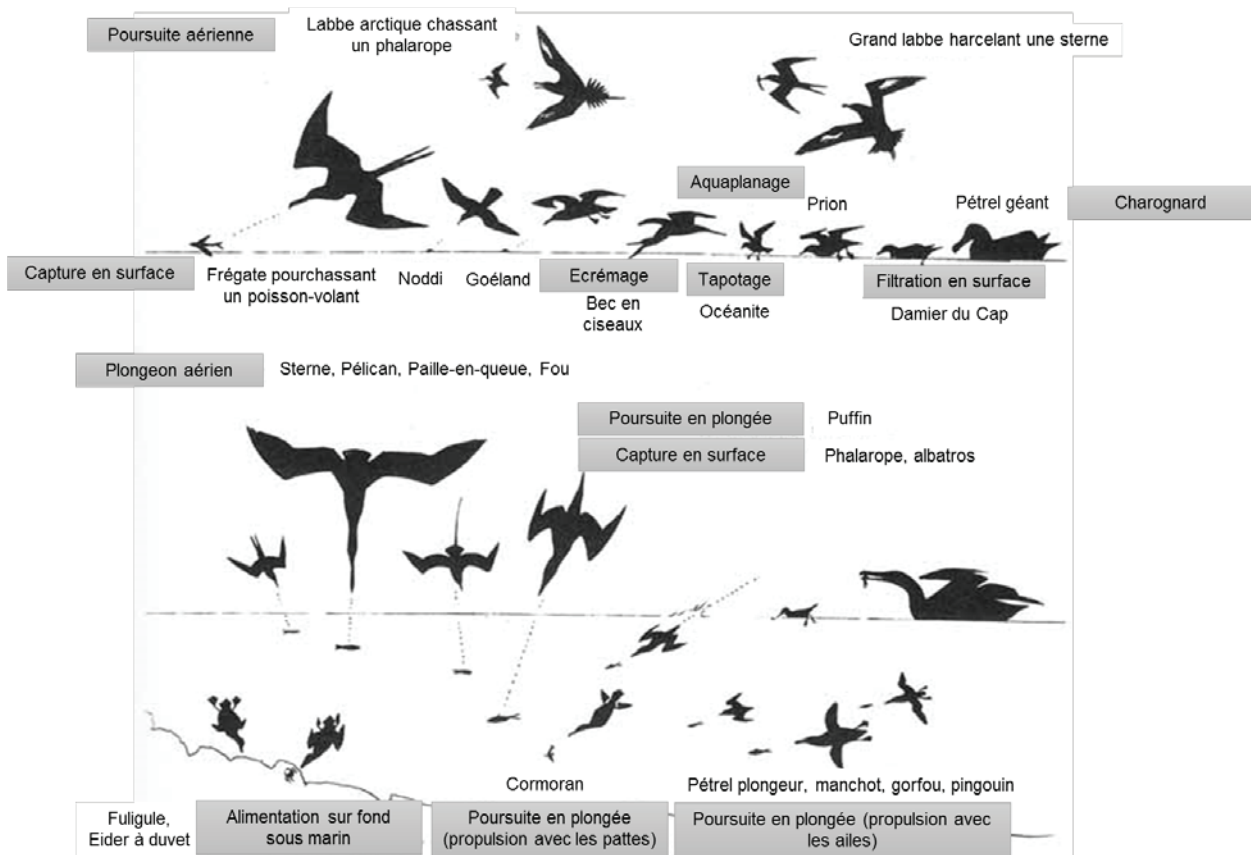


Figure 3 : Illustration des différentes techniques de pêche (et donc des régimes alimentaires) chez les oiseaux marins (Tiré et traduit de Ashmole 1971).

Toutes les espèces, à l'exception des certains Laridés qui se nourrissent exclusivement en milieu terrestre, dépendent à la fois des ressources alimentaires provenant du milieu marin ou côtier pour assurer l'intégralité de leur cycle vital et du milieu terrestre pour leur reproduction. Celle-ci se produit essentiellement sur des îles isolées et/ou sur des falaises difficilement accessibles. Les individus s'agrègent généralement en colonies mono ou multi-spécifiques rassemblant parfois des milliers de couples (Gangloff, 2010; Schreiber and Burger, 2001). Leur stratégie démographique est de type « K »,

propre aux espèces dont les conditions de vie sont prévisibles (mais voir ci-dessous), avec un approvisionnement constant en ressources et des risques faibles. Les traits d'histoire de vie de cette stratégie sont sur une faible fécondité, une mortalité des jeunes faible, une croissance lente et une maturité sexuelle tardive en lien avec un cycle de vie long, une forte capacité de compétition (surtout par opposition aux espèces dites « r ») et une survie adulte élevée (MacArthur and Wilson, 1967). En effet, la fécondité annuelle des oiseaux marins est faible (0,5 à 3 œufs), certaines espèces ne se reproduisant qu'une fois tous les deux ans. Les adultes présentent une grande longévité (en moyenne entre 7 et 34 ans selon les espèces, avec une longévité maximale théorique chez les albatros de 80 ans (Genevois and Barbraud, 2015)), un succès reproducteur élevé (environ 70 % chez les *Procellariidae* (Warham, 1996)) et des soins parentaux importants effectués par les deux parents (Schreiber and Burger, 2001). Ainsi, leur dynamique de population est généralement très lente et fortement sensible à une variation de la survie des adultes. La moindre diminution de ce paramètre démographique peut conduire à un effondrement rapide des effectifs (Doherty et al., 2004; Le Corre, 2008; Weimerskirch, 2001)

La survie et le succès de la reproduction dépendent de l'abondance et de l'accessibilité des ressources alimentaires. Dans le cas des milieux marins, la disponibilité en mer des ressources varie fortement à différentes échelles spatiales et temporelles, notamment dans les milieux hauturiers tropicaux où la production primaire est faible (Jaquemet, 2005). Pour pallier à cela, des adaptations leur permettant de faire face à ces contraintes ont été retenues par la sélection naturelle, notamment la capacité de parcourir des grandes distances en relativement peu de temps (Veen et al., 2003). Au cours de leur cycle de vie, la plupart des espèces alternent entre des périodes de reproduction où les individus doivent revenir à terre et des périodes de migration pendant laquelle les individus ne sont plus inféodés à la terre ferme. Par conséquent, ils peuvent passer plusieurs mois, voire années, en mer ou effectuer de brèves haltes migratoires sur terre (Schreiber and Burger, 2001).

En raison de cette forte dépendance au milieu marin, les oiseaux marins sont souvent considérés comme de bons bioindicateurs de la santé et de la qualité de l'environnement marin (Durant et al., 2009; Parsons et al., 2008; Piatt et al., 2007; Weimerskirch, 2001). De plus, de nombreuses espèces (albatros, manchots) sont considérés comme emblématiques pour le grand public et ont attiré depuis longtemps l'attention de la communauté scientifique. Ainsi, l'état des populations des oiseaux marins est dans l'ensemble bien suivi et toutes les espèces sont évaluées par l'UICN. Les conclusions sur leur vulnérabilité sont donc parmi les plus fiables dans le règne animal.

1.2.2 Vulnérabilité des oiseaux marins

Depuis plusieurs décennies, le groupe des oiseaux marins est considéré comme étant en danger (Harris, 1969; Warham, 1996) et ils sont plus menacés que les autres groupes comparables d'oiseaux (Butchart et al., 2004). Sur les 346 espèces d'oiseaux marins considérées dans leur étude, Croxall et al. rapportent que 97 espèces (28 %) sont globalement menacées et que 17 espèces (5 %) sont même classées dans la catégorie la plus préoccupante « En danger critique » d'extinction (Croxall et al., 2012). De plus, leur statut continue à se détériorer de plus en plus rapidement. 47 % des espèces ont subi une diminution de leur effectif, parfois de manière importante. À titre d'exemple, 4 énormes populations de sternes fuligineuses *Onychoprion fuscatus* (Polynésie française), de pétrels soyeux *Pterodroma mollis* et de pétrels de Kerguelen *Lugensa brevirostris* (Géorgie du Sud et îles Sandwich du Sud) et de cormorans de Bougainville *Phalacrocorax bougainvilliorum* (Pérou) ont décliné de manière drastique entre 1950 et 2010. Les effectifs actuels sont estimés à moins de 5 % des effectifs initiaux (Paleczny et al., 2015). Sur la même période d'étude, les auteurs estiment à partir d'un modèle que les effectifs totaux d'oiseaux marins suivis à travers le monde ne représentent actuellement que 30,3 % des effectifs totaux initiaux. Considérant les populations les plus suivies (au moins 5 évaluations), les auteurs concluent que 38 % d'entre elles présentent une diminution globale de leur effectif (Paleczny et al., 2015).

Ce constat concerne des espèces d’oiseaux marins occupant différents milieux (hauturiers, résidents côtiers, visiteurs côtiers). Lorsque l’on considère uniquement les espèces hauturières, le nombre de populations en déclin atteint 55 % (Croxall et al., 2012). En effet, parmi les oiseaux marins, les espèces pélagiques sont plus menacées et leur état s’est dégradé plus rapidement que les espèces côtières. Ces observations sont d’autant plus importantes pour les espèces d’albatros et les grands pétrels (regroupés au sein de l’ACAP *Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels*). L’ordre des Procellariiformes (regroupant notamment les albatros, les pétrels et les puffins) contient d’ailleurs la plus grande proportion d’espèces menacées parmi les oiseaux marins (44,6 % des 130 espèces) (Vié et al., 2009). À l’échelle des familles, les *Procellariidae* sont un des taxons présentant la plus grande diminution de la taille de populations (- 79,6 %) (Paleczny et al., 2015). À travers le monde, plusieurs études ont reporté ou modélisé des diminutions importantes d’effectifs au sein des *Procellariidae*. (Barbraud et al., 2012; Day et al., 2003a; Mackin, 2007; Newson et al., 2008; Oro et al., 2004; Rodriguez et al., 2012).

👉 Ainsi, force est de constater la grande vulnérabilité des espèces d’oiseaux marins à travers le monde, et notamment s’agissant des *Procellariidae*.

1.2.3 Les menaces rencontrées

Évoluant à la fois sur les milieux marins et terrestres, les oiseaux marins doivent faire face à un certain nombre de menaces dans l’un ou l’autre de ces milieux, pouvant conduire à la disparition locale d’une population ou à une échelle plus globale à l’extinction d’une espèce (notamment dans le cas d’espèces endémiques). Les nombreuses menaces peuvent être d’origine naturelle, mais elles sont le plus souvent dues aux activités anthropiques (Figure 4 et Figure 5).

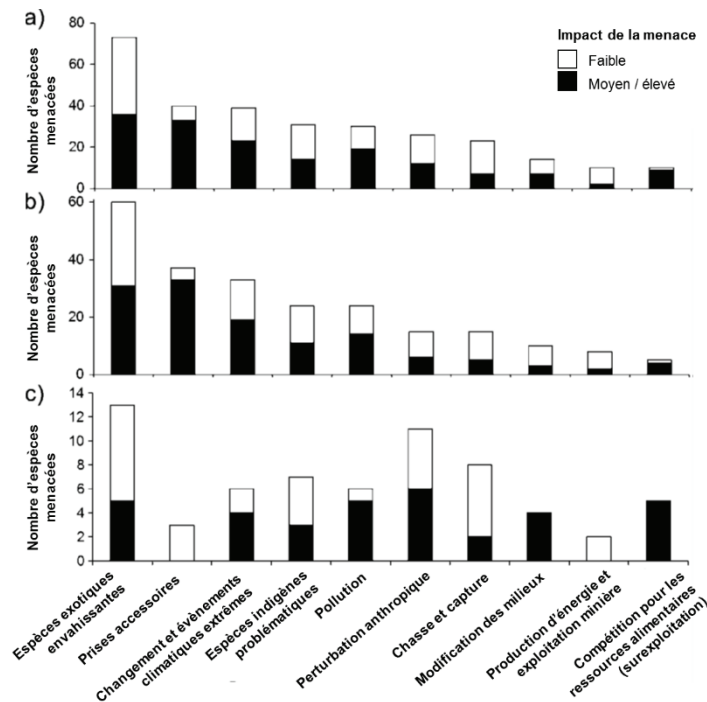


Figure 4 : Importance des différentes menaces sur les oiseaux marins (a) (N=346 espèces), sur les espèces hauturières (b) (N = 197 espèces) et sur les espèces côtières (c) (N=146 espèces). Tiré et traduit de Croxall et al 2012.

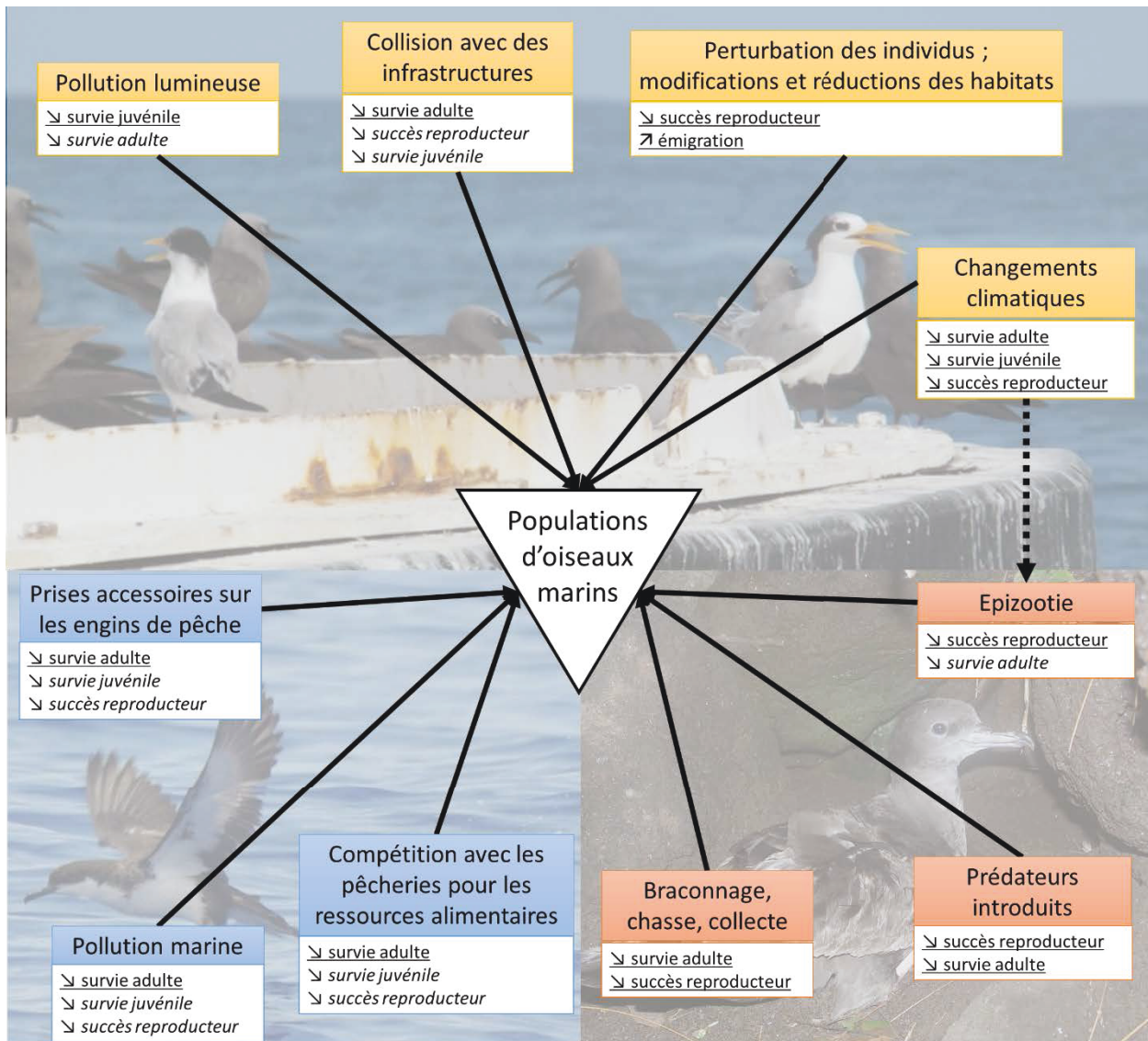


Figure 5 : Synthèse des différentes menaces impactant les populations d'oiseaux marins en mer (bleu), à terre (rouge) et en terre et en mer (jaune). Les paramètres démographiques impactés sont indiqués pour chaque menace (paramètres démographiques fortement ou directement impactés : souligné ; paramètres démographiques indirectement ou plus faiblement impactés : italique). Sources photo : N. Paranthoën (haut) ; J.S. Philippe (bas gauche) ; B. Gineste (bas droite).

En mer

❖ Les pêcheries industrielles : compétition et prises accidentelles

En mer, les oiseaux marins sont exposés à la pression grandissante des pêcheries commerciales industrielles, par compétition directe pour l'accessibilité aux proies lorsque celles-ci sont également les cibles des pêcheurs entraînant une réduction des stock de poissons proies (Cury et al., 2011) ou par mortalité sur les différents engins de pêches, notamment sur les palangres et dans les filets (on parle dans ce cas de prises accessoires ou *bycatch*) (Anderson et al., 2011; Barbraud et al., 2012; Tasker et al., 2000).

❖ *La pollution marine*

La pollution marine, présente sous différentes formes, est également source d'interactions délétères pour les oiseaux marins.

L'exposition du plumage à des hydrocarbures (dégazage, avarie ou naufrage de bateau, rejets des plateformes *offshore*) cause une perte d'imperméabilité, d'isolation thermique et de flottabilité, augmentant la dépense énergétique et pouvant conduire à la mort de l'individu (Heubeck et al., 2003; Wiese et al., 2001; Wiese and Robertson, 2004). Les individus peuvent également ingérer ou inhaler des hydrocarbures lors de leur toilette (Birkhead et al., 1973) ou par ingestion de proies contaminées (poissons autour des plateformes *offshore*) (Davies et al., 1984). La pollution par les hydrocarbures peut avoir des effets à court terme sur la survie des individus (Votier et al., 2005) et à long terme en réduisant le succès reproducteur annuel et la *fitness* des individus pendant encore plusieurs années après qu'un évènement (marée noire, dégazage massif) ne se soit produit (Barros et al., 2014; Hartung, 1995; Khan and Ryan, 1991).

L'ingestion d'objets plastiques flottants par les oiseaux marins a été décrite chez de nombreuses espèces et devrait toucher 99 % des espèces en 2050 dû à l'augmentation de la quantité de déchets et à leur dispersion dans les océans (Heubeck et al., 2003; Thompson et al., 2014; Wilcox et al., 2015). Cette ingestion peut affecter les individus de différentes manières : physiquement (blocage des voies aériennes et/ou digestives, remplissage artificiel de l'estomac) (Pierce et al., 2004; Ryan, 1987) et physiologiquement (ulcères stomacaux, relargage de toxines qui peuvent abimer les organes et dérégler le fonctionnement endocrinien) (Rochman et al., 2013) réduisant la survie des adultes. De plus, les poussins peuvent également être largement affectés par l'absorption de déchets plastiques apportés par les parents lors des nourrissages (Rodríguez et al., 2012). Une étude a montré que la quantité de plastique ingérée par les jeunes puffins à pieds pâles (*Puffinus carneipes*) est négativement corrélée à la condition corporelle du poussin mais positivement corrélée à la charge en contaminant chimique (dont des métaux lourds) (Lavers et al., 2014). En tant que prédateur supérieur, les oiseaux marins se situent à l'extrémité de la chaîne trophique et subissent la bioaccumulation de différents constituants chimiques (métaux lourds, polluants organiques persistants) dans les tissus de leur proie. Ces constituants viennent s'ajouter à ceux intégrés via l'ingestion des déchets plastiques. D'importantes concentrations ont été rapportées dans différentes études à travers le monde, montrant l'importance du phénomène (Colabuono et al., 2010; Ryan et al., 1988; Yamashita et al., 2011). Même si les conséquences en termes de survie et de succès reproducteur des individus n'ont pas été étudiées, les concentrations de ces produits chimiques au-delà des seuils tolérables de toxicité pourraient contribuer à réduire la condition corporelle et la survie des jeunes individus (Lavers et al., 2014).

L'augmentation de la mortalité des individus (jeunes et adultes) et la diminution du taux de recrutement (baisse du succès reproducteur) qui découlent des différentes sources de pollution entraînent des conséquences négatives sur la dynamique des populations des différentes espèces impactées.

En mer et à terre

❖ *Les modifications climatiques*

Agissant en mer et à terre, les modifications climatiques, dont la rapidité et l'ampleur sont augmentées par les activités humaines, représentent également une menace pour les oiseaux marins (Barbraud et al., 2012; Grémillet and Boulinier, 2009; Péron, 2011). Plusieurs études prédisent des modifications importantes des zones d'alimentation favorables pour les oiseaux marins à partir des différents scénarios de changements climatiques proposées par le GIEC. Ainsi, les prévisions de réchauffement de la température des surfaces des océans devraient conduire les manchots royaux

(*Aptenodytes patagonicus*) des îles Crozet à atteindre des zones favorables (front polaire) situées de plus en plus au Sud, de l'ordre de 25 à 40 km tous les 10 ans selon les scénarios. Ainsi, d'ici 2100, la distance des trajets alimentaires aura doublée chez cette espèce (Péron et al., 2012). D'importantes modifications sur la localisation et la taille des zones d'alimentation en période de migration sont également prédites pour le pétrel de Barau (*Pterodroma barau*), un oiseau marin tropical. Selon les différents scénarios d'évolution du climat émis par le GIEC, les modélisations prévoient une diminution de la superficie des habitats de migration favorables de 5 à 33 % d'ici 2100 et un déplacement global de la zone vers le sud-ouest, sans pour autant connaître la capacité des individus à s'adapter à ces changements (Legrand et al., 2016). Le réchauffement de l'air et de la température des eaux de surface peuvent aussi impacter la phénologie de certaines espèces (Parmesan, 2006; Rosenzweig et al., 2008; Walther et al., 2002), les patterns de migration (Cotton, 2003) et la structure des réseaux trophiques (Alheit et al., 2009). La montée du niveau des océans, prédite en lien avec les changements climatiques, menace potentiellement également certaines populations nichant à même le sol sur des îles et îlots plats et peu élevés (comme sur certaines îles de l'archipel d'Hawaii et potentiellement le cas dans les îles Éparses par exemple) (Baker et al., 2006; Hatfield et al., 2012). Selon Croxall et al (2012), 40 % des oiseaux marins seraient actuellement menacés par un changement climatique (changement des habitudes alimentaires et des habitats associés, nécessité d'effectuer des déplacements vers des zones plus favorables mais plus éloignées, modification voire disparition des habitats de reproduction favorables) (Croxall et al., 2012).

❖ *Collision et attraction lumineuse*

Les risques de collision et d'attraction lumineuse avec des infrastructures anthropiques sont réels en mer (parcs éoliens *offshore*, plateformes d'exploitation, bateaux) comme sur terre (parc éoliens, ouvrages d'art, lignes électriques, ...). Elles sont développées plus largement ci-dessous.

À terre

❖ *Prédation par les mammifères introduits*

À terre, la principale menace est induite par la présence d'espèces exotiques envahissantes notamment les rats et les chats capables de fortement prédater les œufs, les jeunes et les adultes dans les colonies (Jones et al., 2008; Le Corre, 2008; Medina et al., 2011). À partir de modélisation sur la dynamique de population, Russell et al (2009) a montré que la survie des espèces du genre *Pterodroma* est fortement diminuée suite à l'introduction de rats voire compromise dans le cas de l'introduction de chats (avec ou sans rats) (Russell et al., 2009). De plus, l'introduction de ces espèces commensales et/ou domestiques est souvent favorisée par les activités humaines (introductions volontaires ou involontaires, ouverture des milieux par les activités de natures, décharges sauvages favorisant le développement et le rapprochement des espèces prédatrices par rapport aux colonies).

❖ *Perturbations anthropiques des milieux de reproduction*

L'Homme peut également être responsable de prélèvements directs d'œufs ou d'individus dans des proportions non soutenables pour la population (braconnage, commercialisation) (Le Corre and Bemanaja, 2009; Norman, 1985) ou perturber directement les colonies. Par exemple, la présence de l'Homme sur des sites de reproduction de cormorans (*Phalacrocorax auritus*) favorise la prédation des œufs par des mouettes (*Larus marinus* et *Larus argentatus*) (Kury and Gochfeld, 1975).

L'augmentation des activités touristiques nautiques et pédestres sur, ou à proximité des sites de reproduction, est également source de perturbations importantes. Les perturbations à court terme peuvent être physiologiques (augmentation de la dépense énergétique) (Viblanco et al., 2012) ou comportementales (augmentation des comportements agonistiques face aux perturbateurs) (Lee et al., 2016) mais elles peuvent également entraîner des conséquences comportementales et démographiques à plus long terme (désertion de la colonie, diminution du succès reproducteur) (Benoit and Bretagnolle, 2002).

Une autre importante menace consiste en la dégradation voire la disparition des habitats de reproduction favorables due à l'aménagement des côtes et des falaises (tourisme, voies d'accès pour les activités de nature, dispositifs de protection contre les chutes de pierres, ...) à des exploitations territoriales (agricoles, forestières, minières, infrastructurelles) et à la pollution chimique (Croxall et al., 2012). À titre d'exemple, la population du pétrel de Magenta (*Pterodroma magentae*), actuellement classée en danger critique d'extinction (CR) (UICN) a largement décliné pour atteindre quelques dizaines d'individus seulement suite à l'arrivée de l'homme sur les îles Chatham (Nouvelle-Zélande). En raison du piétinement du bétail introduit, les habitats de reproduction de l'espèce ont été fortement dégradés. Des mammifères prédateurs ont également été introduits (Crockett, 1994).

❖ *Le développement des épizooties*

Le rapprochement passé ou présent des activités humaines (élevages aviaires notamment) vers les colonies d'oiseaux marins favorise le développement d'épizooties (Arnal et al., 2015). Celles-ci peuvent également être favorisées par les changements climatiques actuels (Fuller et al., 2012; Harvell et al., 2002). La forte capacité de dispersion des oiseaux marins et leur mode de reproduction en colonie permettent la circulation des pathogènes et le développement des maladies (Lebarbenchon et al., 2015; McCoy et al., 2016). À titre d'exemple, sur l'île d'Amsterdam, dans les Terres Australes et Antarctiques Françaises, la cause majeure de l'important déclin de la population l'albatros à bec jaune (*Diomedea chlororhynchos*) serait probablement dû à la présence d'une bactérie pathogène (*Pasteurella multocida*) responsable du choléra aviaire. Cette bactérie hautement pathogène affecte les animaux très mobiles comme les oiseaux (Malakoff, 2003) et la lutte est particulièrement complexe en particulier vis-à-vis des populations sauvages (Friend et al., 2001). Une autre bactérie pathogène (*Erysipelothrix rhusiopathidae*) serait également présente, responsable du rouget du porc. La survie des jeunes contaminés diminue et des cas de mortalité d'adultes ont même été observés. Ces maladies menacent également les populations de l'albatros d'Amsterdam (*D. amsterdamensis*) et d'albatros fuligineux à dos clair (*Phoebastria fusca*), respectivement en danger critique et en danger d'extinction (UICN). Ces agents sont naturellement présents dans les populations animales sauvages. Cependant, l'origine domestique, en particulier par les animaux introduits accidentellement ou pour l'élevage ne peut être exclue (Weimerskirch, 2004; Weimerskirch and Ghestem, 2001).

❖ *Les collisions*

Des obstacles permanents ou temporaires peuvent s’opposer aux déplacements des oiseaux marins entre leur site de reproduction et les sites d’alimentation et lors des déplacements migratoires. La présence d’infrastructures importantes (ligne électrique Haute Tension, parc éolien par exemple) présente 3 facteurs de risques pour les oiseaux marins (Figure 6) (Fox et al., 2006). Ce constat est valable en mer comme à terre.

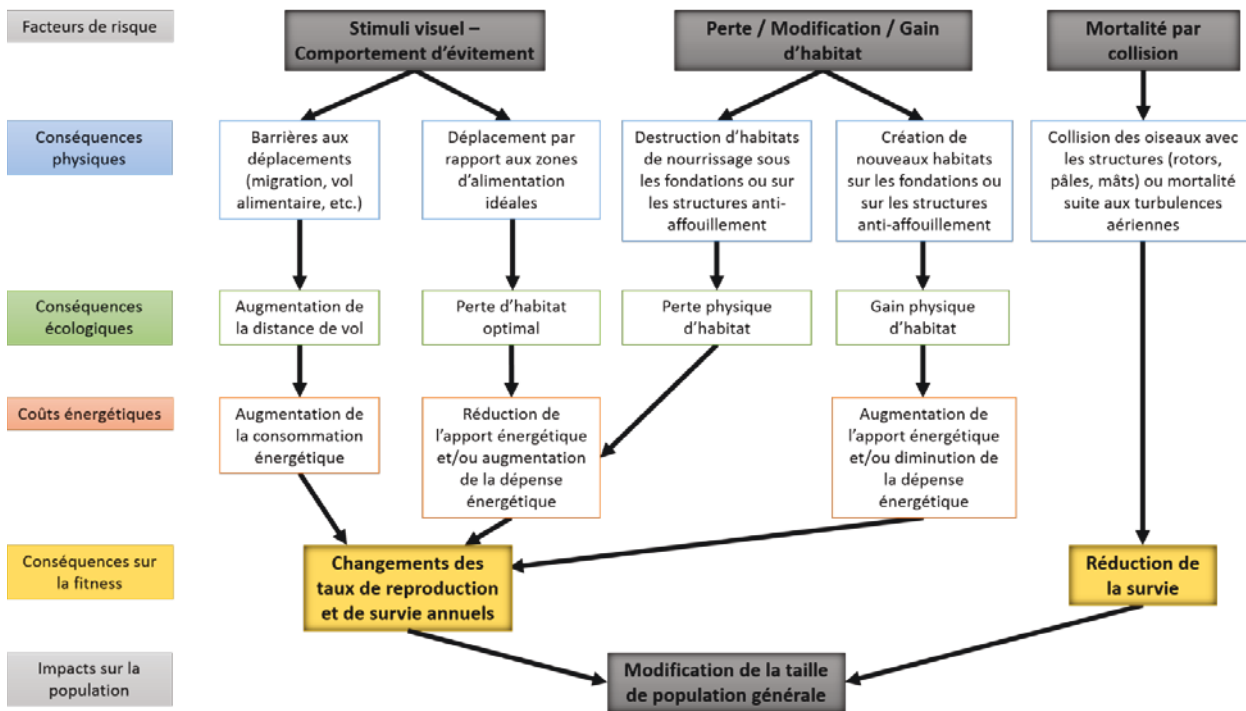


Figure 6 : Menaces directes et indirectes de l’implantation de parc éolien offshore et conséquence sur les populations d’oiseaux marins (traduit et adapté de Fox et al, 2006).

Parmi les différentes infrastructures susceptibles d’engendrer des collisions, les éoliennes (et notamment les pâles) sont considérées comme les plus dangereuses pour les oiseaux marins (Everaert and Stienen, 2006; Furness et al., 2013). En effet, les éoliennes *offshore* sont souvent très imposantes (hauteur du mat : entre 90 et 125 m, longueurs des pâles : 50 à 80 m) (4C Offshore, 2015; Beiersdorf and Radecke, 2014). Elles peuvent donc impacter les oiseaux volant entre 20 et 200 m d’altitude (Wade, 2015). De plus, la vitesse de rotation à l’extrémité des pâles peut atteindre la vitesse de 300 km.h⁻¹ (“The European Wind Energy Association| EWEA,” 2016, “Wind Turbines - DanTysk Offshore Wind,” 2016). Par conséquent, les collisions des oiseaux marins sur ce type d’infrastructure sont souvent mortelles et impactent la dynamique des populations fortement exposées. Cependant, la quantification des collisions est difficile à estimer à terre comme en mer. En mer, les cadavres sont rapidement emportés par les courants ou coulent, notamment suite à l’action des animaux charognards (Wiese, 2003). Le dénombrement des carcasses est donc difficile à réaliser et peu précis. Alternativement, des caméras infrarouges et des radars ont été déployés à proximité des éoliennes afin de quantifier les collisions (Hill et al., 2014). Cependant, les caméras ont champ de vision limité de la zone d’étude et l’analyse des images nécessite beaucoup de temps pour identifier et quantifier les collisions. De plus, il n’est pas toujours possible d’identifier les collisions à partir des données d’imagerie radar et la distinction entre les espèces peut-être problématique (Beiersdorf and Radecke, 2014) (Federal Maritime

and Hydrographic Agency & Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety 2014). À terre, les cadavres peuvent également passer inaperçus, notamment en milieu tropical. Par conséquent, l'impact des collisions est difficile à quantifier précisément et qualitativement.

Certaines espèces d'oiseaux marins présentent des comportements d'évitement des parcs éoliens *offshore*. Lorsque les parcs éoliens se situent entre les zones d'alimentation et les zones de reproduction, les comportements d'évitement, répétés pendant la période de reproduction, induisent une augmentation de la dépense énergétique (McDonald et al., 2012). Comme les oiseaux sont sous des contraintes énergétiques importantes en période de reproduction (certaines espèces évoluent à leur capacité énergétique maximale) (Hamer et al., 1991), la moindre extension des voyages alimentaires peut, en cumulé, impacter les individus tout au long de leur période de reproduction avec des conséquences négatives sur le succès reproducteur (McDonald et al., 2012). Une étude menée en mer Baltique, sur un parc éolien *offshore*, au large des côtes danoises, a montré une diminution d'un facteur de 4,5 de la fréquentation du site lors de la migration automnale entre les deux périodes de pré-construction et d'exploitation initiale (Desholm and Kahlert, 2005). Certes, cette étude s'intéressait à des oiseaux de la famille des *Anatidae* (eider à duvet *Somateria mollissima* et différentes espèces d'oies non précisées), mais ce constat prouve bien l'ampleur des réactions potentielles des oiseaux vis-à-vis de l'implantation de ce type de structure. De plus, les auteurs ont observé une fréquentation du site plus importante la nuit que le jour suggérant l'augmentation du risque de collision lorsque les conditions de visibilité sont mauvaises. Les activités logistiques (passages de bateaux ou de véhicules de chantier, nombreuses rotations hélicoptère) en lien avec l'aménagement (prospection initiale, construction des infrastructures, activité d'entretien et d'exploitation voire démantèlement final) peuvent aussi perturber voire exclure les individus induisant des modifications de comportement (stress, déplacement) pouvant affecter leur survie (Furness et al., 2013; Schwemmer et al., 2011). À l'inverse, certaines espèces peuvent tirer profit de l'installation d'éolienne en mer. Les cormorans par exemple utilisent les infrastructures pour se reposer et sécher leur plumage leur permettant d'augmenter leur capacité de recherche alimentaire (Grecian et al., 2010; van Deurs et al., 2012). Cependant, cette attraction des individus à proximité des éoliennes renforcent le risque de collision (Wade, 2015).

Enfin, l'implantation d'un parc éolien *offshore* peut conduire à une modification voire à une perte d'habitats d'alimentation favorables si celui-ci est implanté sur une zone à forte productivité (Scales et al., 2014a, 2014b), normalement exploitée.

Ces 3 facteurs (modifications comportementales, modifications des habitats et mortalité par collision) conduisent à une diminution du taux de survie des adultes et de leur succès reproducteur. En tant qu'espèces à stratégie K, ces modifications conduisent à des changements globaux de la taille des populations d'oiseaux marins (Fox et al., 2006; McDonald et al., 2012; Sandvik et al., 2012; Satterthwaite et al., 2012).

À terre, peu d'études documentent les cas de collision entre des oiseaux marins et les infrastructures. La grande majorité des cas de collisions concerne des oiseaux terrestres (passereaux et rapaces notamment) impactés par des tours de télécommunications et des parcs éoliens et en particulier lors des périodes de migration (Barrientos et al., 2011; Evans Ogden, 1996; Gehring et al., 2009; Jenkins et al., 2010; Ove Arup & Partners Hong Kong Ltd, 2002, p.). Ces études mettent en avant les risques de collision des oiseaux vis-à-vis de ces infrastructures. La localisation des infrastructures à l'intérieur des terres limitent l'exposition de certaines espèces d'oiseaux marins côtiers mais n'enlèvent en rien la vulnérabilité des espèces nichant à l'intérieur des terres.

Chez les oiseaux marins, les espèces nocturnes, comme les *Procellariidae*, semblent les plus exposées au risque de collision. Podolsky et al. (1998) ont estimé qu'environ 350 puffins de Newell (*Puffinus newelli*) sont morts chaque année dans les années 1990, sur l'île de Kauai (archipel d'Hawaii) en raison des collisions avec des lignes électriques à haute tension. Ainsi, la mortalité annuelle des adultes et subadultes suite aux collisions avec les lignes électriques (sans attraction lumineuse) est

estimée entre 0,6 et 2,1 % par an, pour le puffin de Newell sur l'île d'Hawaii (Ainley et al., 2001). De manière similaire, en 2013, sur l'île d'Hispaniola, une équipe de l'EPIC (*Environmental Protection In the Caribbean*) a observé de nombreux cas de collision d'une espèce classée « en danger d'extinction », le pétrel diabolin (*Pterodroma hasitata*) avec les câbles de maintien d'une tour de télécommunications (<http://repeatingislands.com/2013/05/02/radar-tracking-project-to-help-protection-of-endangered-caribbean-petrel/>). Enfin, même si aucune étude ne reporte cette menace, les filets de protection contre les chutes de pierre, qui viennent sécuriser des voies de circulation situées à proximité de falaise peuvent, outre la modification et la réduction des habitats de reproduction favorable, être source de collision et d'enchevêtrement d'oiseaux marins (Biotope, comm pers).

❖ *L'attraction lumineuse*

Une autre menace, également induite par les aménagements anthropiques est l'attraction des individus par les lumières artificielles.

Ce phénomène, connu depuis plusieurs décennies, touche un grand nombre d'espèces migratrices d'oiseaux terrestres (Rich and Longcore, 2013). Des cas de mortalités importantes sur des phares ont déjà été référencés durant les phases de migration nocturne en 1886 et 1903 (Bonhote, 1903; Brewster, 1886).

Les espèces marines peuvent, elles aussi, être impactées par les lumières artificielles en mer (par ex. chez les alcidés : Dick and Donaldson, 1978; Harris et al., 1998; Wilhelm et al., 2013). Des cas de collisions et d'échouages (parfois mortels) d'oiseaux marins sur les bateaux de pêche (Black, 2005; Glass and Ryan, 2013; Merkel, 2010; Ryan, 1991) ainsi que sur les plateformes offshores (Montevecchi, 2006; Ronconi et al., 2015) sont également référencés depuis longtemps.

À terre, la pollution lumineuse peut modifier les comportements des individus au niveau des colonies éclairées (Rodriguez et al., 2016), réduire la productivité, augmenter le risque d'abandon d'œuf (Wolf et al., 1999) et également augmenter le risque de prédation sur des colonies éclairées par rapport à des colonies non éclairées (Oro et al., 2005).

Les espèces nocturnes et nicheuses en terrier comme les *Procellariidae* et les *Hydrobatidae* semblent particulièrement touchées (Jones and Francis, 2003; Klomp and Furness, 1992; Montevecchi, 2006). En effet, lors de leur premier envol, les jeunes sont fortement attirés par les lumières artificielles (Figure 7), conduisant ces oiseaux à s'échouer massivement pendant la saison d'envol des jeunes (« *fallout* ») (Imber, 1975). Deux hypothèses non exclusives sont avancées pour expliquer ce comportement (évolutivement non avantageux). La première des hypothèses est d'ordre alimentaire et consiste à supposer que les jeunes confondent les lumières artificielles avec leurs proies potentielles puisque celles-ci sont souvent bioluminescentes (calmars). La deuxième hypothèse concerne la capacité d'orientation des oiseaux marins. Les jeunes *Procellariidae* confondraient les lumières artificielles avec les astres (étoile, lune) qui leur permettraient de se déplacer sur de grandes distances (Imber, 1975). Indépendamment de l'hypothèse retenue, l'inexpérience des jeunes joue également un rôle prépondérant dans cette capacité à être attiré puisque la grande majorité des échouages à travers le monde concernent des juvéniles lors de leur premier envol (Rodriguez et al, soumis).

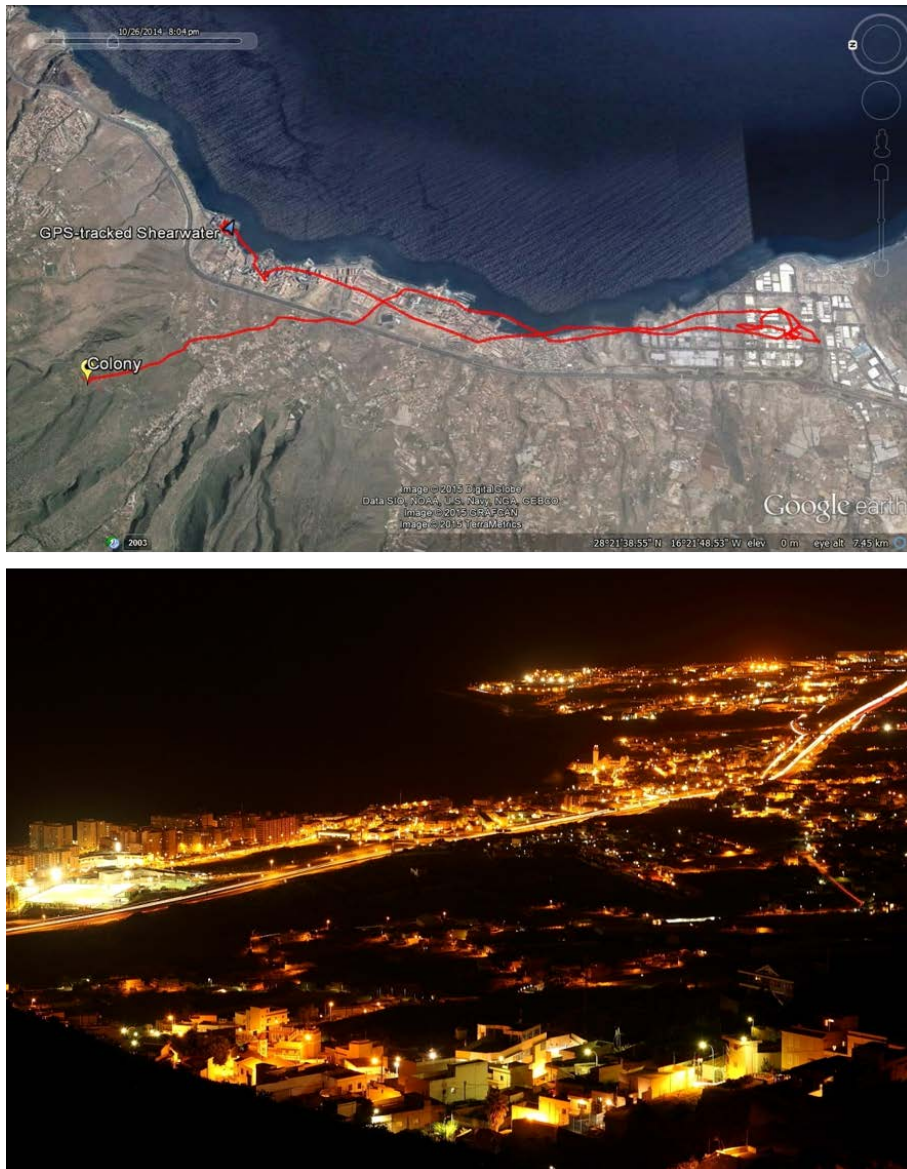


Figure 7 : Trajectoire d'un jeune puffin cendré (*Cory's shearwater *Calonectris borealis) (en haut) lors de son premier envol depuis la colonie (*Colony*) et jusqu'à son échouage au niveau du littoral, suite à l'attraction par les lumières artificielles, au sud-est de Tenerife, sur les îles Canaries (en bas). Le vol a duré environ 30 minutes. (<http://ecolightsforseabirds.weebly.com/gallery.html> et voir aussi Rodriguez et al. 2015).**

La pollution lumineuse présente une croissance rapide et généralisée à l'échelle du globe (Cinzano et al., 2001; Falchi et al., 2016) (Figure 8), multipliant donc le nombre de cas d'échouages massifs. En 2016, 23 % de la surface des terres émergées entre 75°N et 60°S, 88% de l'Europe et environ 50 % des USA sont considérées comme étant exposées à la pollution lumineuse nocturnes (luminosité du ciel au zénith supérieure à 14 $\mu\text{cd}\cdot\text{m}^{-2}$) (Falchi et al., 2016) (pour une carte interactive mondiale de la pollution lumineuse :

www.lightpollutionmap.info/#zoom=2&lat=3898354&lon=2972316&layers=0BTFFFF).

Dès 1985, au moins 21 espèces de Procellariiformes (sur 162 espèces) étaient connues pour être attirées par les lumières artificielles, illustrant l'ampleur mondiale de cette menace (Reed et al., 1985). Actuellement, au moins 51 espèces de pétrels, dont 18 sont menacées d'après les critères de l'UICN, ont été décrites comme étant affectées par les lumières artificielle (Rodriguez et al, soumis). Les

Procellariidae et les *Hydrobatidae* sont particulièrement sensibles aux effets de l'attraction par les lumières artificielles (Imber, 1975). Des d'échouages massifs ont été répertoriés dans au moins 23 localités à travers le monde (Rodriguez et al, soumis). La plupart des cas sont rapportés sur des îles urbanisées (donc éclairées) en Méditerranée (Baccetti et al., 2005), comme dans les îles Baléares (Rodríguez et al., 2015b), et à Malte (Raine et al., 2007), aux îles Canaries (Rodriguez and Rodriguez, 2009), aux Azores (Fontaine et al., 2011), à Philip Island en Australie (Rodríguez et al., 2014), en Polynésie Française (Villard et al., 2006), en Nouvelle-Calédonie (Souquet et Le Corre, comm. pers.), à La Réunion (Le Corre et al., 2003, 2002; Pinet, 2012) et à Hawaii (Ainley et al., 1997; Griesemer and Holmes, 2011; Reed et al., 1985; Telfer et al., 1987) voire même faiblement urbanisées et donc très peu éclairées comme à Saint-Kilda au Nord-Ouest de l'Écosse (Miles et al., 2010), sur l'île Gough dans l'Atlantique Sud (Archipel Tristan Da Cunha) (Bourne, 1999) ou à Crozet (îles subantarctiques françaises) (Gineste, obs. pers.). Des espèces nichant sur le continent peuvent également être impactées comme l'illustrent les cas d'échouages massifs, au Pérou, de jeunes océanites de Hornby (*Oceanodroma hornbyi* ou *Hydrobates hornbyi*) (Murillo Vega et al., 2013), dont le statut de conservation UICN est classé comme « données insuffisantes » (<http://golondrinatempestad.org/nueva/>).

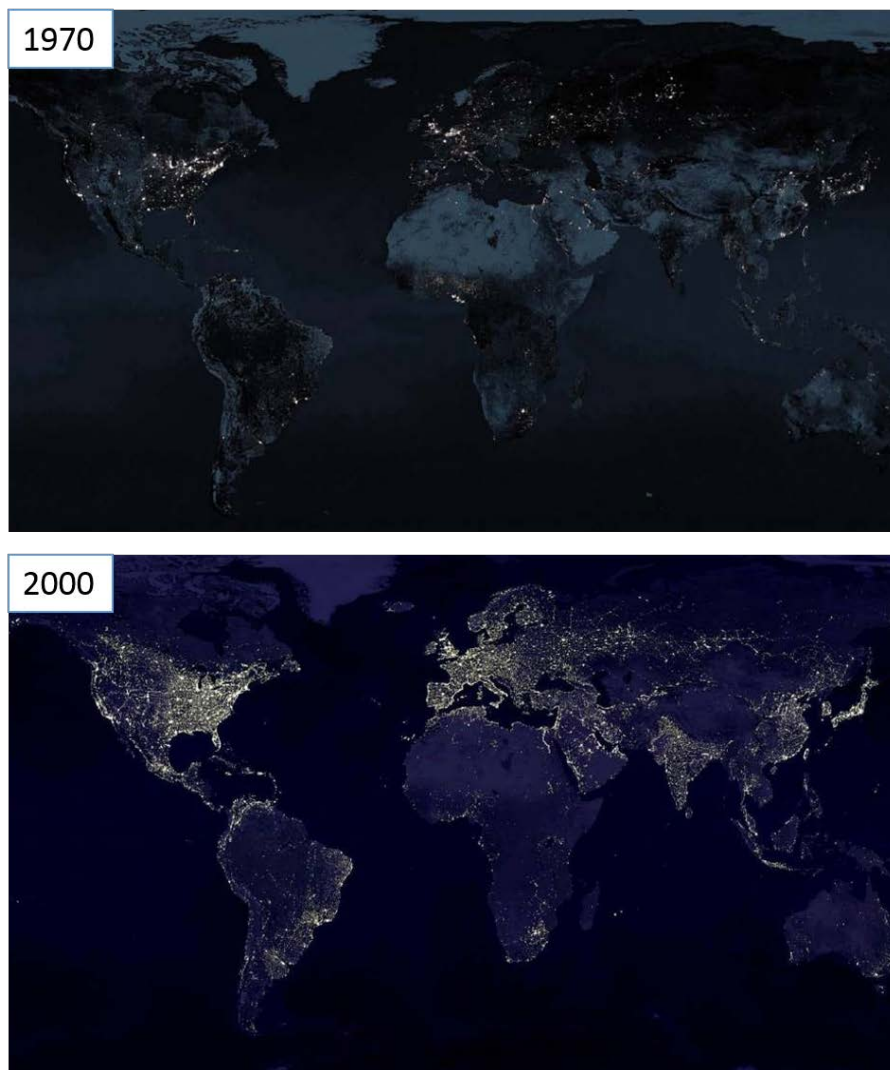


Figure 8 : Carte mondiale de l'éclairage nocturne vu par satellite en 1970 (haut) et en 2000 (bas). L'augmentation de la tache lumineuse est globale. Les littoraux ne sont pas épargnés et subissent une forte urbanisation. Certaines îles connues pour les échouages d'oiseaux marins sont visibles malgré leur petite taille (La Réunion, Les Canaries, Les Baléares, Malte, Les Azores...) – Source : NASA/GSFC <http://visibleearth.nasa.gov/>.

La pollution lumineuse, touchant principalement les jeunes, a donc été reconnue comme une source importante de mortalité, qui, additionnée avec les autres menaces, peut entraîner à long terme une diminution du recrutement des jeunes adultes et donc menacer le maintien des populations de *Procellariidae* (Fontaine et al., 2011).

En effet, les oiseaux échoués sont condamnés à mourir. Désorientés et du fait de leur grande envergure, ils sont incapables de redécoller. Au sol, ils sont exposés à la prédation par les animaux errants (rats, chats, chiens), à mourir d'inanition, de déshydratation ou d'hypothermie et au risque de collision létale avec les véhicules (Le Corre et al., 2002).

Face aux constats des échouages massifs, de nombreuses actions de sensibilisation et des réseaux de sauvetage ont été mis en place dans différentes localités. La population locale est encouragée à signaler la présence d'oiseaux en détresse, à les ramasser et à les conduire à un centre de soin de la faune sauvage qui gère les soins et la remise en liberté des individus apportés. À titre d'exemple, grâce au programme SOS « *Save Our Shearwaters* » (« Sauvons nos puffins ») plus de 30 000 puffins de Newell ont été trouvés échoués suite aux lumières artificielles sur l'île de Kauai, Hawaii, depuis la mise en place de la première campagne de sauvetage en 1978 (Griesemer and Holmes, 2011). Au total, environ 130 000 jeunes oiseaux marins auraient été secourus par la population à travers le monde depuis la mise en place des différents réseaux de sauvetage il y a quelques dizaines d'années pour les plus anciens (Rodriguez et al, soumis). Par ailleurs, l'évolution du nombre d'échouages annuels en raison de la pollution lumineuse peut être utilisée, dans certains cas et malgré un certain nombre d'effets confondants, comme un proxy de l'évolution de la taille des populations (Rodriguez et al., 2012).

Un nombre relativement important de rapports et de publications tentent de quantifier la proportion de jeunes impactés par les lumières artificielles par rapport au nombre total de jeunes qui s'envolent. Ces données sont en effet très importantes pour la conservation des espèces. En effet, sur l'archipel des Azores, chez le puffin de Scopoli (*Calonectris diomedea*) la mortalité induite par les échouages affecte plus la dynamique de population que la mortalité due aux prélèvements directs (Fontaine et al., 2011). Cependant, actuellement, il n'existe pas de consensus sur l'importance du phénomène d'attraction lumineuse et les proportions sont très variables d'une étude à l'autre. Rodriguez et al. (2012) estime que 16,7 % des jeunes Puffin de Scopoli sont attirés par la lumière sur l'île de Sao Miguel, aux Azores (Rodrigues et al., 2012). Aux Canaries, la proportion de jeunes oiseaux échoués varie de 0 à 52,9 % en moyenne selon les espèces (Rodriguez and Rodriguez, 2009). À La Réunion, les estimations proposent que 40 % des jeunes pétrels de Barau et 10 à 17 % des jeunes puffins tropicaux sont touchés par le phénomène d'attraction (Le Corre et al., 2002). Enfin, sur l'île de Kauai à Hawaii, 50 % des puffins de Newell seraient attirés par les lumières artificielles (Reed et al., 1985).

Malgré ces importantes disparités, toutes les études mettent en avant le fait qu'il reste difficile d'estimer précisément la proportion de jeunes touchés par le phénomène car de nombreux facteurs affectent ces proportions (taille initiale de la population ; succès reproducteur annuel ; attractivité des lumières artificielles influencée par la lune et par les conditions météorologiques ; découverte et report de l'oiseau).

Les rapports du nombre d'oiseaux secourus annuellement soulignent cependant l'importance du phénomène et de nombreuses espèces menacées sont également concernées (pour une *review* Rodriguez et al, soumis).

☞ **La plupart de ces menaces sont directement liées à la croissance de la population humaine et aux développements urbains et infrastructurels. Par conséquent, elles augmentent fortement en intensité, au cours du temps et à travers la planète, en particulier à terre.**

- ☞ De plus, les risques de collisions et d'attraction lumineuse sont d'autant plus importantes que la densité humaine (et donc les infrastructures et la pollution lumineuse associées) est plus forte sur les environnements côtiers par rapport aux espaces intérieurs (Neumann et al., 2015; Small and Nicholls, 2003), là où transitent les oiseaux marins.

- ☞ Les *Procellariidae* et notamment ceux nichant sur des îles urbanisées semblent particulièrement menacées par les aménagements anthropiques.

I.3 Problématique, objectifs et structure de la thèse

I.3.1 Problématique

Les îles tropicales et subtropicales sont au premier plan en termes d'enjeux de conservation des oiseaux marins, puisque 38 des 44 espèces endémiques se retrouvent dans ces milieux tropicaux et subtropicaux (Le Corre et al., 2002).

Actuellement, 6 espèces d'oiseaux marins nichent sur l'île de La Réunion dont deux espèces endémiques. Cette particularité en fait un lieu unique puisque c'est le seul endroit sur terre où nichent deux espèces de pétrels endémiques.

Les espèces d'oiseaux marins de La Réunion sont toutes protégées au titre du Code de l'Environnement. Ainsi, leur destruction volontaire ou involontaire est strictement interdite. La destruction de leur habitat peut également être interdite lorsque celui-ci se situe dans une aire protégée (Cœur de Parc National, Arrêté Préfectoral de Protection de Biotope...). La législation française impose également aux porteurs de projets (publics ou privés) d'évaluer les impacts potentiels de leurs aménagements sur ces espèces (cf. Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) et cadres réglementaires).

Par ailleurs, l'impact de l'Homme est notable depuis son arrivée sur l'île il y a 3 siècles environ, puisque 22 espèces d'oiseaux ont disparu (Mourer-Chauviré, 2000). Le développement de l'île et son urbanisation sont également connus pour fortement impacter ces espèces depuis plusieurs années (Bretagnolle et al., 2000; Le Corre et al., 2003, 2002; Minatchy, 2004; Pinet, 2012; Salamolard et al., 2007) à travers la description annuelle de nombreux cas d'échouages suite à la pollution lumineuse et des cas de collisions (Figure 28).

De plus, la population humaine présente une forte croissance (INSEE, 2013; Sandron, 2007), l'urbanisation est de plus en plus dense, notamment sur la frange littorale. Elle s'étend encore sur l'ensemble du territoire se rapprochant continuellement des colonies de reproduction et est accompagnée du développement infrastructurel nécessaire et associé (infrastructures de transport routier et d'énergie, lumière artificielle, production d'énergie renouvelable, filet de protection contre les chutes de pierre, activités de pleine nature favorisant la prolifération de prédateurs introduits (rats, chats, chiens errants), ...).

☞ Par conséquent, les menaces anthropiques sur les oiseaux marins sont en augmentation en lien avec le développement de l'île.

Créée en 1996, la SEOR (Société d'Études Ornithologiques de La Réunion) est une association à but non lucratif (Loi 1901), dont un des objectifs est la protection des oiseaux (incluant les oiseaux marins) de l'île et la sensibilisation du grand public aux enjeux de préservation de l'environnement. Initialement créée pour faire face à la mortalité massive des jeunes pétrels de Barau provoquée par les éclairages artificiels, elle dispose depuis plusieurs années d'un centre de soin adapté pour le recueil et le soin d'oiseaux en détresse avant leur remise en liberté. À ce titre, elle gère et coordonne la mise en place d'un réseau de sauvetage permettant le rapatriement des oiseaux signalés, dont de nombreux oiseaux marins, en s'appuyant sur la population réunionnaise sensibilisée grâce à de nombreuses campagnes d'information.

Dans le même temps, un premier inventaire sur l'ensemble des espèces d'oiseaux marins de La

Réunion a été réalisé en 1996/1997 (Gerdil, 1998). Cette étude a dressé, pour chacune des espèces, un bilan sur la répartition des colonies, les effectifs associés et les menaces pesant sur chacune des espèces.

☞ Ainsi, le signalement des oiseaux marins en détresse est un des indicateurs de l'impact avéré des aménagements sur les populations correspondantes.

☞ Cependant, la proportion d'individus impactés mais non répertoriés reste inconnue à ce jour.

☞ Aussi, la connaissance la plus exhaustive possible de la biologie et de l'écologie de ces espèces, ainsi que l'état de leur population (effectif, évolution, répartition, phénologie) est indispensable pour appréhender de manière objective et pertinente les risques et impacts du développement et des activités humaines sur les oiseaux marins à La Réunion. Ces informations sont indispensables pour planifier au mieux l'aménagement durable de l'île vis-à-vis de l'avifaune marine patrimoniale.

1.3.2 Objectifs

Ainsi, vu le contexte local, d'interaction croissante entre aménagements et activités humaines liés au développement de l'île et les oiseaux marins de La Réunion, les objectifs de ces travaux de thèse sont les suivants :

Objectif 1 : Étudier l'évolution de la répartition et de la taille des colonies (via l'étude de l'activité vocale) de puffin tropical (*Puffinus bailloni*) afin de savoir si cette espèce fortement impactée par les aménagements (en particulier par la pollution lumineuse) a subi un déclin démographique entre 1996 et 2015.

Objectif 2 : Caractériser les patterns de vol à différentes échelles spatio-temporelles des deux espèces les plus représentées et les plus impactées (le pétrel de Barau *Pterodroma barau* et le puffin tropical *Puffinus bailloni*) et créer des cartes spécifiques de la distribution du flux de ces deux espèces ainsi qu'une évaluation spatiale de la vulnérabilité des oiseaux marins nocturnes face aux risques de collision avec les infrastructures à l'échelle de l'île.

Objectif 3 : Étudier la phénologie de l'envol des jeunes pétrels de Barau à différentes échelles temporelles (nuit, mois) à proximité des colonies de reproduction afin d'apporter des éléments favorables à leur conservation et de déterminer la proportion de jeunes attirés par les éclairages urbains.

Objectif 4 : Proposer des outils d'aide à la décision à destination des aménageurs et gestionnaires d'espaces naturels et des espèces et formuler des préconisations permettant d'éviter, de réduire et de compenser les impacts des aménagements sur les oiseaux marins.

Une opportunité de recherche supplémentaire s'est présentée au cours de la thèse, en lien avec la mesure de l'activité vocale sur les colonies de reproduction constituant un objectif secondaire : participer à la production d'un outil d'analyse bioacoustique permettant l'automatisation de l'analyse d'enregistrements acoustiques in situ, à large échelle spatiale et temporelle, via l'utilisation d'unité d'enregistrement autonome (UEA) et tester l'apport de cette méthodologie pour l'étude des oiseaux marins nocturnes par rapport aux méthodes traditionnelles.

I.3.3 Structure de la thèse

Cette thèse comporte 4 parties qui s'articulent en 12 chapitres.

PARTIE 1 : Suite au constat global de la vulnérabilité des espèces d'oiseaux marins vis-à-vis des activités humaines (**chapitre 1**), le contexte réunionnais de l'étude sera présenté en détail (**chapitre 2**) et les différentes méthodologies déployées permettant de répondre aux objectifs (**chapitre 3**).

PARTIE 2 : Le **chapitre 4** présentera les résultats de l'étude concernant l'évolution de la taille et de la répartition des colonies de puffin tropical. Dans le **chapitre 5**, les différents patterns de vol de deux espèces d'oiseaux marins nocturnes à La Réunion à différentes échelles spatiales et temporelles seront présentés. Une carte des flux d'oiseaux marins nocturnes et une évaluation du risque potentiel d'impact de collision à l'échelle de l'île seront également présentées et devraient constituer un outil d'aide à la décision précieux pour les aménageurs et les gestionnaires d'espaces naturels. Dans le **chapitre 6**, l'envol des jeunes pétrels de Barau sera étudié et discuté. Les implications opérationnelles en termes de gestion des éclairages artificiels permettant de réduire l'impact de la pollution lumineuse seront présentées. Le **chapitre 7** sera consacré à la présentation des travaux réalisés par un collègue doctorant (Olivier DUFOUR, ADEME/ENTROPIE/BIOTOPE), avec qui j'ai collaboré, au travers de la création d'un outil informatique d'analyse automatique d'enregistrements acoustiques de deux espèces d'oiseaux marins nocturnes de La Réunion (pétrel de Barau et puffin tropical).

PARTIE 3 : Le **chapitre 8** montrera en quoi les résultats de ces travaux peuvent être utiles pour une meilleure prise en compte des enjeux de conservation des oiseaux marins. Les outils d'aide à la décision cartographique et temporelle, fruits des précédents chapitres, ainsi qu'une étude de cas particulier concernant une expertise environnementale sur l'avifaune marine patrimoniale dans le cadre d'un projet d'aménagement d'un transport câblé réalisée pendant la thèse constitueront le **chapitre 9**. Les développements technologiques futurs potentiellement intéressants pour l'amélioration des expertises écologiques vis-à-vis de l'avifaune seront présentés dans le **chapitre 10**.

PARTIE 4 : Le **chapitre 11** permettra une discussion générale de cette étude, l'analyse des méthodes déployées et des résultats obtenus, ainsi que la présentation de préconisations générales permettant d'éviter, de réduire et compenser les impacts des aménagements et les perspectives futures. Enfin, la conclusion de ces travaux constituera le **chapitre 12**.

Les **annexes** comprendront, entre autres, les articles scientifiques issus de l'étude de bioacoustique (co-auteur), des documents illustratifs de préconisations permettant de réduire la pollution lumineuse, un bilan de compétences développées et valoriseront différents travaux effectués au cours du projet de thèse en parallèle de celui-ci.

II. Contexte réunionnais



De la terre à la mer, dans les airs - A. Prudor ©

II.1 L'île de La Réunion

II.1.1 Localisation et caractéristiques géomorphologiques : une île tropicale volcanique

Située dans la partie occidentale de l'Océan Indien à environ 700 km à l'est de Madagascar et 180 km au sud-ouest de l'île Maurice, l'île de La Réunion ($21^{\circ}06' S$, $55^{\circ}33' E$) est une île volcanique appartenant à l'archipel des Mascareignes.

Émergée du plancher océanique il y a 3 millions d'années environ et occupant actuellement une superficie de 2 512 km², l'île résulte de la formation de deux volcans : le Piton des Neiges, point culminant des Mascareignes et de l'Océan Indien (3 070 m) actuellement éteint depuis 10 000 ans environ et le Piton de la Fournaise (2 632 m), un des volcans les plus actifs au monde. La géologie de l'île est dominée par un volcanisme de type effusif (coulées de lave) alternant cependant avec plusieurs épisodes explosifs (cendres).

Son relief actuel est très accidenté avec la formation de 3 cirques (Cilaos, Mafate et Salazie) et de nombreuses vallées, rivières et ravines plus ou moins profondes offrant de nombreux habitats de reproduction pour les oiseaux marins).

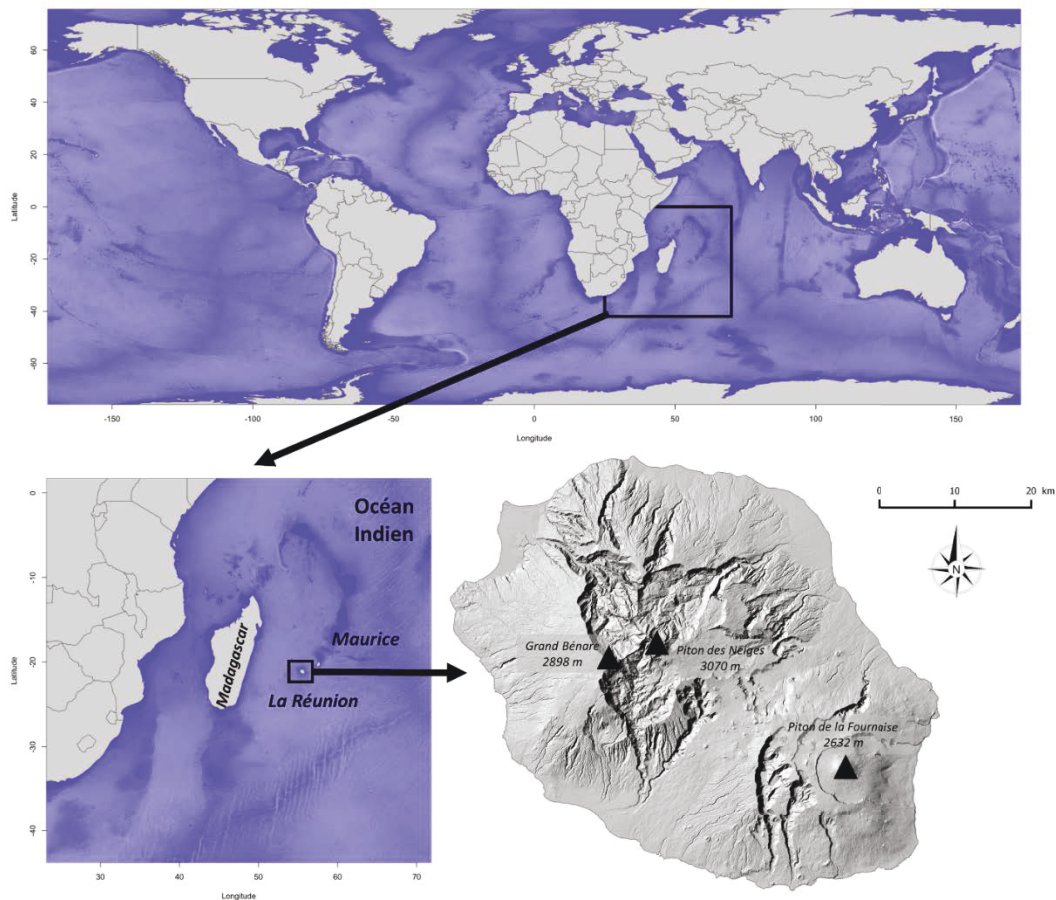


Figure 9 : Localisation de l'île de La Réunion et illustration de son relief accidenté. Les 3 plus hauts sommets sont représentés. Réalisation des cartes : V. Plot (Monde, Océan Indien), B. Gineste (La Réunion).

II.1.2 Caractéristiques climatiques et écologiques : une île aux multiples facettes

Les saisons sous les tropiques

La Réunion bénéficie d'un climat de type tropical humide avec l'alternance de deux saisons et de nombreux micro-climats en fonction de l'altitude et de l'exposition aux vents dominants.

La saison sèche (hiver austral) s'étend de mai à octobre et est caractérisée par des températures tempérées à élevées (variant également en fonction de l'altitude) et une faible pluviométrie (selon les secteurs géographiques). À l'inverse, la saison humide (été austral) s'étale de novembre à avril, avec des températures élevées, une pluviométrie importante et une forte exposition aux tempêtes et cyclones tropicaux (Météo France, 2011). Du fait de son éloignement océanique vis-à-vis des masses continentales, le climat à La Réunion est essentiellement modifié par l'effet régulateur de masses d'eaux océaniques (Gabrié and Montaggioni, 1985). Les températures des eaux de surface présentent des amplitudes annuelles assez restreintes. Ainsi, malgré une localisation à la limite sud de la zone tropicale, les saisons sont relativement atténuées.

Ensoleillement, températures, vent et pluviométrie

Le rayonnement solaire est relativement important sur tout le territoire tout au long de l'année (Figure 10). Les températures varient peu au cours de l'année pour un site donné mais varient plus fortement selon un gradient altitudinal. Sur le littoral, la température moyenne reste généralement supérieure à 20°C tout au long de l'année. Elle varie entre 13°C et 23°C dans les « hauts » de l'île. Sur les plus hauts sommets, la température moyenne ne dépasse jamais 15°C. Cependant, il arrive que les températures descendent en dessous de 0°C en hiver austral à partir de 1 500 m d'altitude (Météo France, 2011). Au niveau côtier, la température de la mer en surface est la plus élevée (28,0°C en moyenne) en fin de saison estivale (février et mars) tandis que les mois les plus froids (23,5°C en moyenne) sont enregistrés en août et septembre.

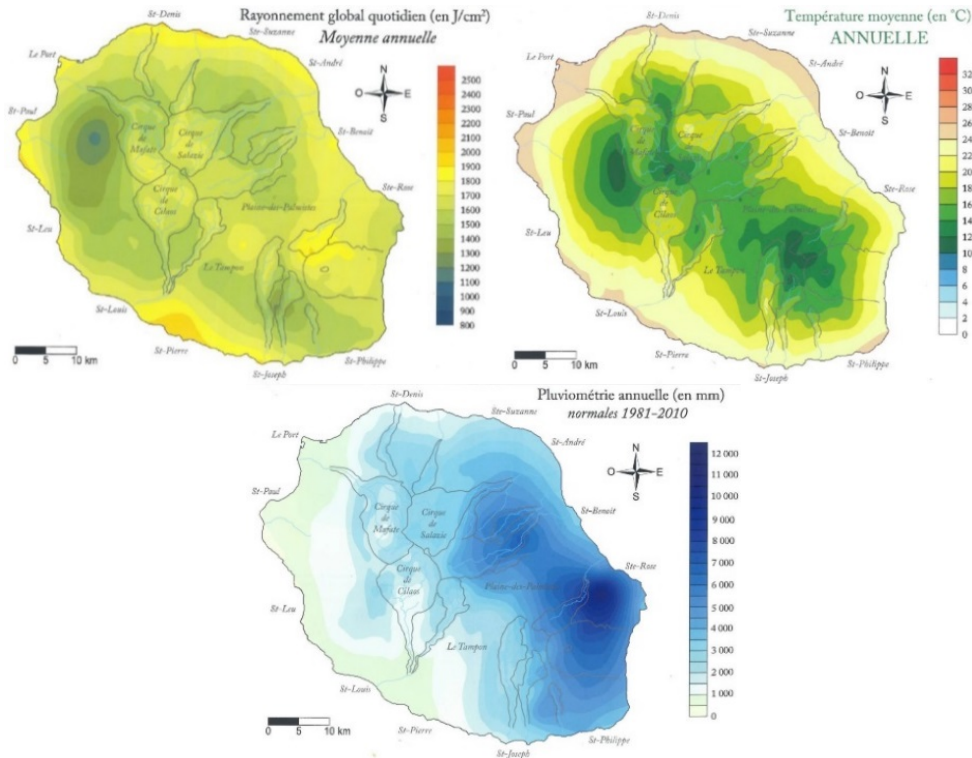


Figure 10 : Carte moyenne annuelle d'ensoleillement (en haut à gauche), des températures (en haut à droite) et de la pluviométrie (en bas) (Atlas climatique de La Réunion, Météo France, 2011).

L'île est exposée tout au long de l'année au régime des alizés du Sud-Est (Figure 11). À partir d'une ligne fictive allant de Saint-Denis à Saint-Philippe, on peut découper l'île en deux : « la côte au vent » directement exposée au vent d'Est et Sud-Est et la « côte sous le vent » plus abritée (Gabrié and Montaggioni, 1985). Cependant, le relief imposant de l'île en pleine océan brise l'écoulement uniforme du vent, créant d'importantes variations locales de la vitesse du vent (accélération, ralentissement). De plus, l'île est soumise au régime des brises et à son alternance journalière. Au cours de la journée, l'air se réchauffe plus vite au-dessus de la terre par rapport à la mer, créant ainsi un mouvement ascendant des masses d'air terrestres. Ainsi, un afflux d'air venant de la mer circule en journée. Au cours de la nuit, le phénomène s'inverse. L'inertie thermique étant plus importante en mer, celle-ci se refroidit plus lentement que la terre, conduisant à une ascendance des masses d'air en mer, et donc un afflux d'air de la terre vers la mer (Figure 12). À La Réunion, la brise de terre est renforcée par le relief. En effet, l'air froid et dense qui se trouve en altitude va, sous l'effet de la gravité, s'écouler le long des pentes et accélérer la brise de terre (Météo France, 2011). Ces mouvements d'air doivent probablement être utilisés par les oiseaux marins lors de leur transit entre la terre et la mer, notamment au niveau du littoral.

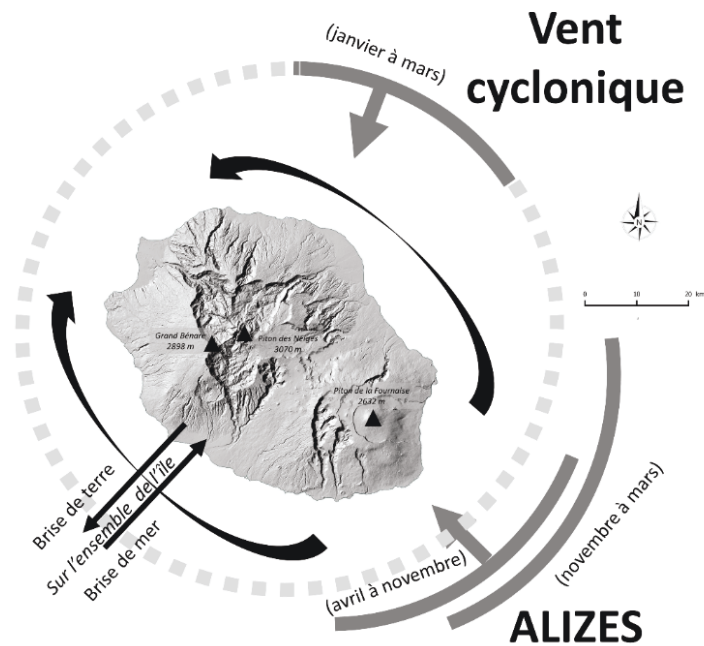


Figure 11 : Régime des vents dominants à La Réunion en fonction des saisons (issu de Gabrié et Montaggioni, 1985 et modifié par B. Gineste, 2016).

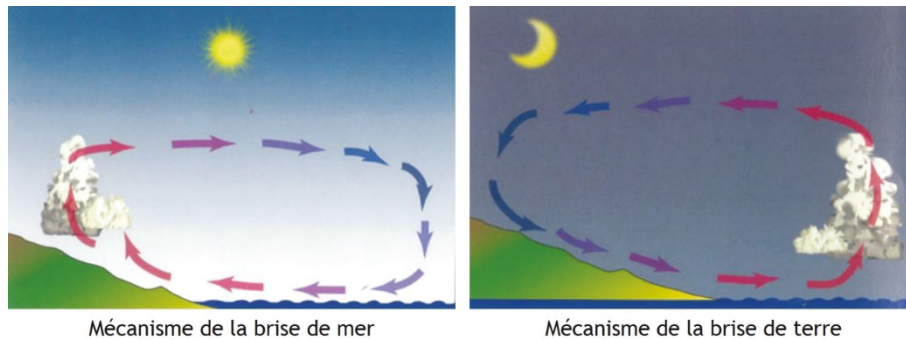


Figure 12 : Schéma des mécanismes de la brise de mer (à gauche) et de la brise de terre (à droite) (Atlas climatique de La Réunion, Météo France, 2011).

La pluviométrie sur l'île est fortement influencée par cette exposition au vent et par le relief et présente une grande variabilité géographique et altitudinale. À basse altitude, dans l'ouest, les précipitations sont peu abondantes. En revanche, la moyenne des précipitations augmente à mesure que l'on se déplace vers l'est (plus de 10 m par an en moyenne au niveau des Hauts de Sainte-Rose) atteignant des valeurs record exceptionnelles au niveau mondial selon les critères de durée utilisés (Figure 10) (Météo France, 2011).

Les forts épisodes pluvieux peuvent affecter la reproduction des oiseaux marins en détruisant les colonies (glissement de terrain) ou en affectant directement la progéniture (hypothermie et/ou noyade des œufs et des poussins) (observations sur colonie de pétrels de Barau suite au passage du cyclone Béjisa en janvier 2014).

Les cyclones sont des phénomènes naturels. Les effets des changements climatiques actuels sur l'augmentation de l'intensité et sur le nombre d'épisodes cycloniques restent encore controversés à l'échelle mondiale et variables selon les bassins océaniques (Klotzbach, 2006; Webster et al., 2005). Si elle se confirme, l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des cyclones pourrait cependant altérer la dynamique à long terme des espèces (cf. Les menaces rencontrées).

Les modifications climatiques locales

Les modifications climatiques globales se font également ressentir à La Réunion puisque les températures moyennes terrestres observées ont augmenté de 0,62 °C en 40 ans (Météo France, 2011). La température de surface des eaux côtières autour de La Réunion présente également une augmentation annuelle moyenne de + 0,10 °C (Conand et al., 2007). Concernant les précipitations et sur la même période, il a également été observé une baisse des précipitations sur les régions de la moitié sud-ouest de l'île et sur la côté nord et une tendance à l'accentuation du fort contraste existant déjà, entre l'est pluvieux et l'ouest sec (Météo France, 2011).

Une mosaïque d'habitats et un hotspot de biodiversité

Ainsi, malgré la faible superficie de l'île, la grande amplitude altitudinale et le relief très accidenté, les importantes variations locales de température, d'ensoleillement et de pluviométrie créent une large diversité d'écosystèmes (Figure 13). Cette importante variété des milieux naturels et l'isolement géographique de l'île explique la forte diversité spécifique (notamment végétales et insectes) et le fort taux d'endémisme. Actuellement, la végétation indigène occupe encore 30 % de la superficie de l'île contre 5 % à Maurice (Safford, 2001) et 1 % à Rodrigues (Thébaud and Strasberg, 1991). À ce titre, et vis-à-vis des nombreuses menaces qui pèsent sur ses écosystèmes, La Réunion fait partie du « point chaud de biodiversité » (« *Biodiversity hotspot* ») de Madagascar et des îles de l'Océan Indien (Mittermeier et al., 2005; Myers et al., 2000).

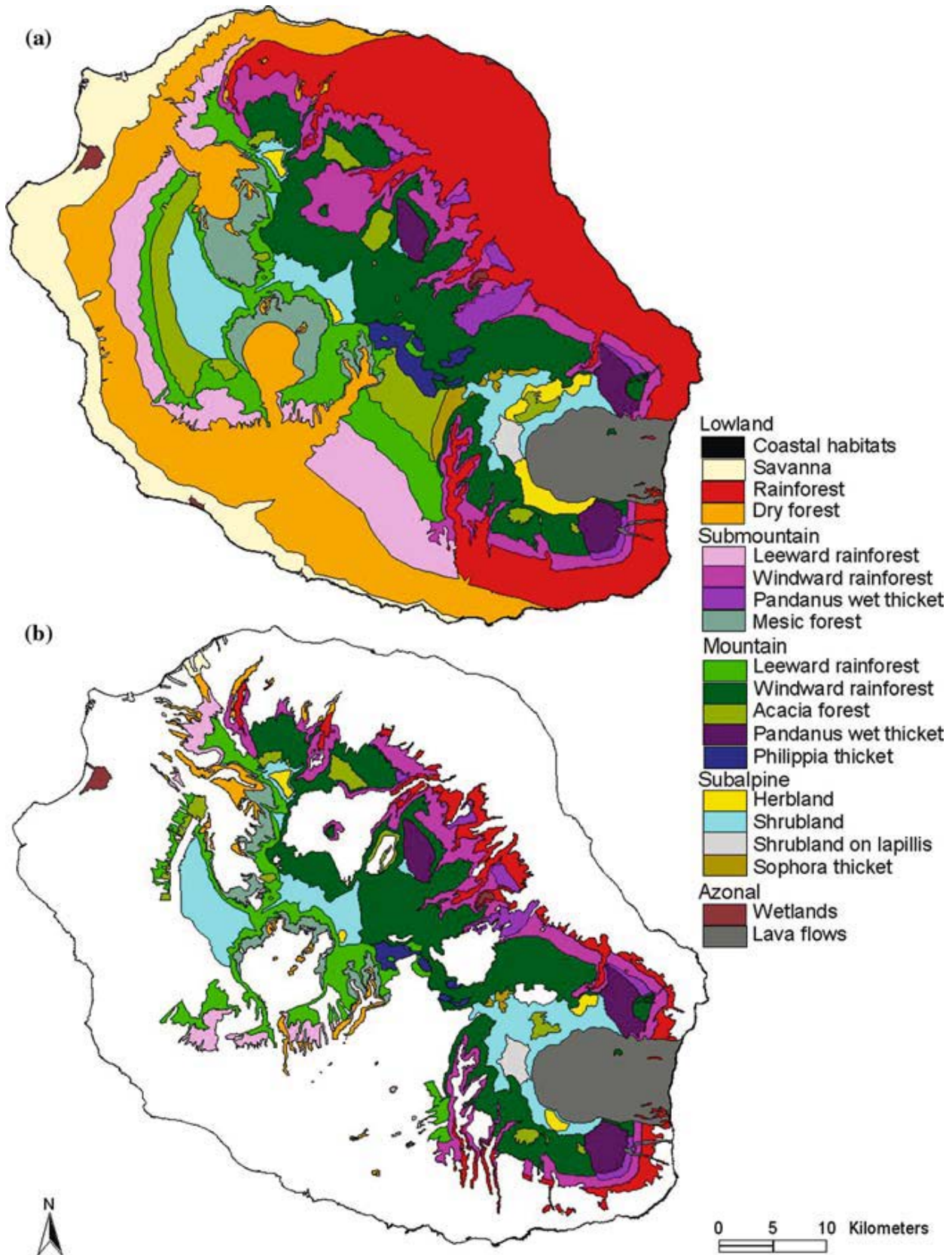


Figure 13 : Carte des habitats naturels originels (a) et actuels (b) de l'île de La Réunion. (Strasberg et al., 2005).

II.1.3 Démographie humaine, infrastructures et espaces d'intérêt patrimonial : l'île intense

La population humaine grandissante : le « radeau de la méduse »

« *Le paradis, c'est l'île idyllique que nous portons dans nos rêves d'enfants, d'adolescents et d'adultes. L'enfer c'est aussi cette île, ce monde surpeuplé aux limites spatiales incontournables : le radeau de la méduse* ». Ces propos tenus par Mr. Manglou en 1992, alors Président du Conseil Économique et Social Régional de La Réunion résument très bien le concept de « capacité de charge ». Ce concept, tiré de l'écologie scientifique désigne le nombre d'individus d'une espèce qu'un territoire donné peut supporter (Sandron, 2007). Il est vrai que depuis l'arrivée des premiers habitants de l'île au milieu du XVII^{ème} siècle (250 habitants en 1676), la population n'a fait qu'augmenter, notamment depuis la seconde guerre mondiale jusqu'à nos jours. Par exemple, la population a été multipliée par 2,8 entre 1954 et 2004 (Sandron, 2007). Cette croissance s'est accompagnée d'une importante modernisation socio-économique qui s'est exprimée sur le territoire à travers un développement d'aménagements urbains, de zones d'activités commerciales et industrielles, et des infrastructures associées (production et transports d'énergie, infrastructures de transports de personnes et de fret). Ces aménagements ont dû répondre aux contraintes causées par le relief (ravines et fortes pentes) et le climat (cyclones, fortes pluies, vents violents) par l'adoption de solutions aux normes sécuritaires volontairement exigeantes. Les prévisions actuelles prévoient environ 1 million d'habitants à La Réunion en 2030 (Figure 14) (Sandron, 2007).

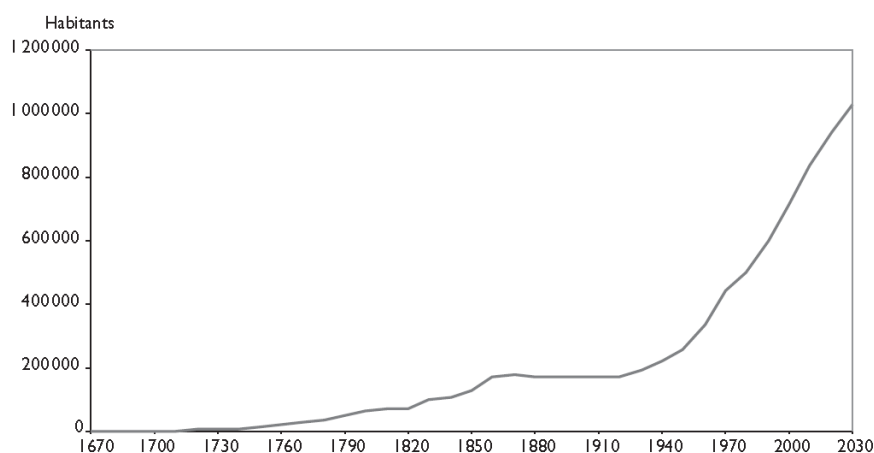


Figure 14 : Évolution de la population humaine à La Réunion depuis l'arrivée des premiers habitants (1663) (issu de Sandron, 2007)

L'étalement urbain et infrastructurel

En parallèle de l'augmentation de la population, l'étalement urbain et le réseau infrastructurel se développent continuellement. La majorité de l'urbanisation et des aménagements se situe sur le littoral, notamment entre Saint Benoit et Saint-Pierre par le nord, mais l'étalement des aménagements gagne de plus en plus les hauts de l'île (cf. commune du Tampon par exemple) (Figure 15), se rapprochant d'avantage des colonies de reproduction des oiseaux marins. En 2011, la surface totale de la tache urbaine correspondait à 28 757 ha, soit une croissance de + 34 % en 14 ans, par rapport à l'état de référence de 1997. L'étalement urbain et infrastructurel continue encore de se développer.

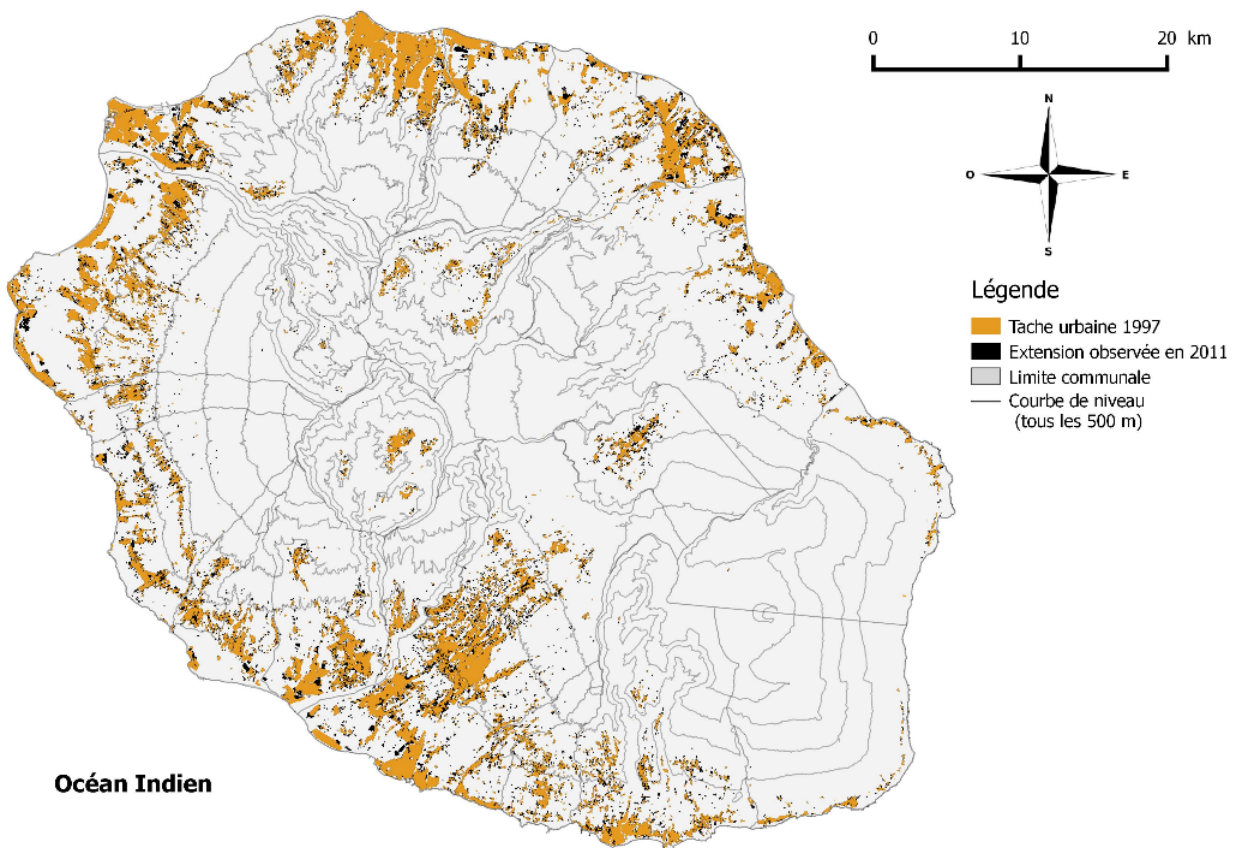


Figure 15 : Évolution de la tache urbaine à La Réunion entre 1997 et 2011. Source : DEAL, 2011 ; réalisation : B. Gineste 2016.



Figure 16 : Vue aérienne de la commune de Saint-Denis, prise depuis le large. Au fond, le massif du Gros Morne, un des sommets culminants de l'île - Source : B. Gineste - Biotope ©

Les infrastructures à risque de collision

Toujours en parallèle de la croissance démographique et du développement urbain à La Réunion, de nombreuses infrastructures ont été installées sur l'île (Figure 16). Le réseau routier est de plus en plus dense à La Réunion et permet d'accéder en des endroits très reculés de l'île. De plus, grâce au génie civil, les ouvrages d'art permettent de franchir un certain nombre de rivières et ravines (Route des Tamarins par exemple) (Figure 17). Pour se protéger des chutes de pierre, le réseau routier dispose de filets de protection placés sur les falaises (Figure 17). Des éoliennes sont également implantées sur deux sites (le parc éolien de Sainte-Rose à l'Est de 6,3 MW et le parc éolien de Sainte-Suzanne au Nord-Est de 10 MW) (Figure 17). Les prévisions de production d'énergie électrique éolienne sont de 50 MW en 2050, soit environ 3 fois la puissance actuelle, entraînant l'installation de nouvelles infrastructures (SRCAE, 2013). Des lignes à haute tension relient les sites de production énergétiques aux agglomérations et franchissent également les rivières et ravines (Figure 17). Enfin, il existe également quelques dispositifs de transports par câbles (essentiellement pour du fret) et plusieurs projets sont actuellement à l'étude pour le développement du transport de personnes, de matériel, voire de déchets par voie câblée.



Figure 17 : Différents types d'infrastructures potentiellement impactantes sur les oiseaux marins (éoliennes, filet de protection de chute contre les pierres, ponts avec ou sans hauban, infrastructures temporaires de chantier - Source : Biotope et B. Gineste ©

La pollution lumineuse

Enfin, en parallèle de l'étalement urbain en cours, la pollution lumineuse associée a également largement augmenté à la fois en intensité et en superficie (Figure 18, Figure 19 et Figure 20). À l'échelle de l'île, la quantité totale de lumière détectée par satellite a augmenté de 24 909 (sans unité) à 51 330 (sans unité) entre 1996 et 2013, soit une augmentation de 106 % (doublement) (Gineste et al, soumis, cf chapitre 4). De plus, le nombre de pixels (unité cartographique) dont la valeur de pollution lumineuse est supérieure à 20 (sans unité) est passé de 14,4 % en 1996 à 30,2 % en 2013 (issu des données satellitaires DMSP-OLS, NOAA).

Alors que le cœur et les Hauts de l'île ne sont pas encore sujets à une urbanisation importante (en raison du relief notamment), le littoral (de Saint-Benoit au Nord-Est à Saint-Pierre via la côte nord) est en revanche complètement éclairé par les lumières artificielles. L'île est ainsi en grande partie encerclée par une bande de pollution lumineuse.

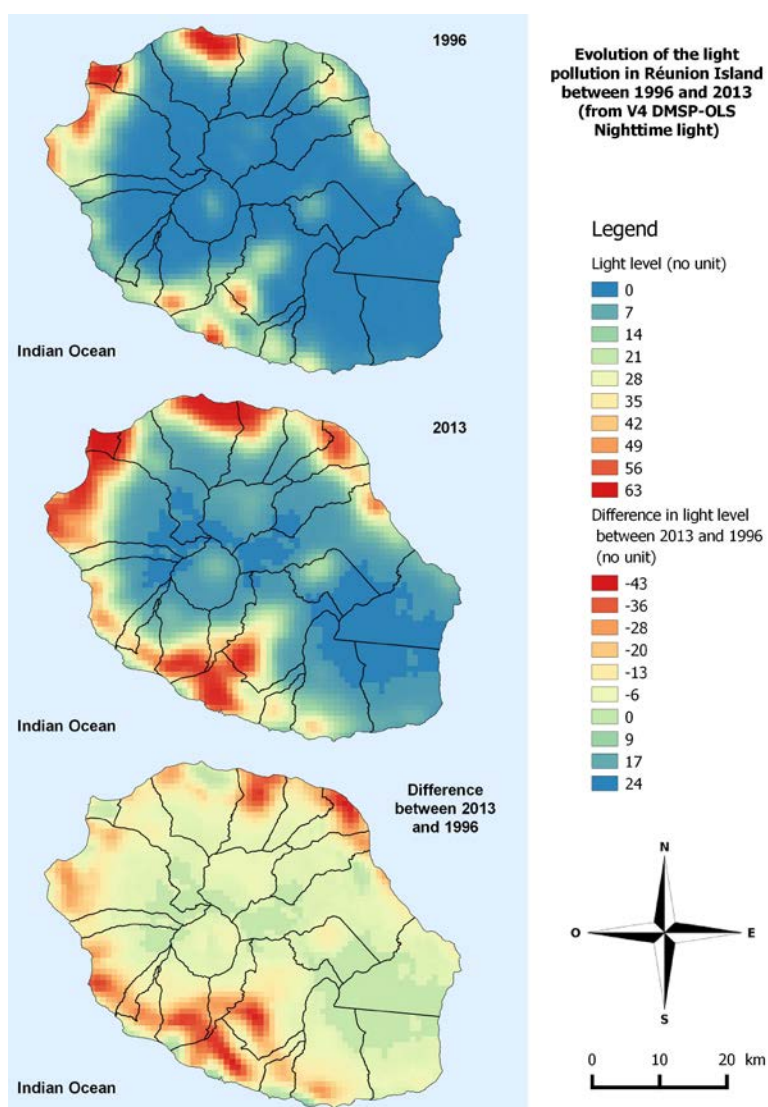


Figure 18 : Évolution de la pollution lumineuse à La Réunion entre 1996 et 2013, à partir d'image satellite nocturne. Les données brutes de lumière varient de 0 à 63 (sans unités). La différence entre 1996 et 2013 illustre clairement l'augmentation de la pollution lumineuse en intensité et en étalement (source : DMSP (US Air Force Weather Agency), NOAA NGDC ; réalisation : B. Gineste ©).



Figure 19 : Photographie prise depuis la station spatiale internationale en août 2013. L'île de La Réunion (en bas) et l'île Maurice (au milieu de l'image) sont visibles. Source : *International Space Station, NASA* ©

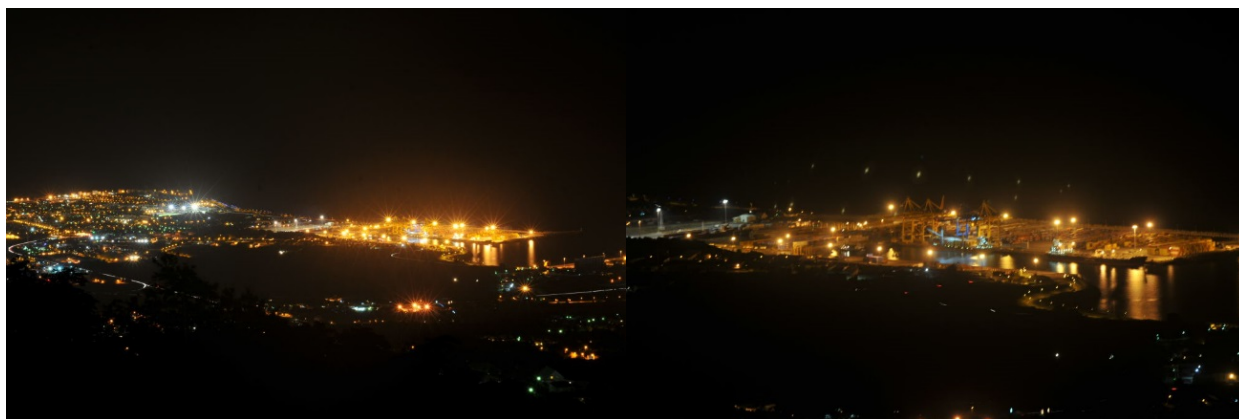


Figure 20 : Photographies nocturnes de la commune du Port au Nord-Ouest de La Réunion. Vue d'ensemble (à gauche) et zoom sur la zone d'activité du Port Est (à droite). Source : *Biotope* ©

Les activités de pleine nature

La Réunion est réputée pour ses nombreuses activités de nature (randonnées, canyoning, VTT, camping, ...) régulièrement pratiquées par la population locale et un afflux annuel de touristes importants (426 000 touristes extérieurs à La Réunion en 2015) (Insee La Réunion - Mayotte, 2016). Ces activités sont source d'ouverture des milieux naturels (création de sentier), de modification des milieux de reproduction (pose d'agrès pour la sécurisation des sites d'activités en corde), de création de décharges sauvages, tout ceci pouvant conduire à la perturbation d'individus dans leur milieu et entraîner la prolifération des prédateurs introduits.

Les espaces d'intérêt patrimonial

L'espace communautaire européen et en France en particulier comprends plusieurs niveaux de préservation et de protection des espaces naturels patrimoniaux. Tous ne sont pas présents à La Réunion et certains espaces et les implications qui en découlent peuvent se chevaucher géographiquement (Parc National et APPB par exemple).

❖ *Les espaces protégés*

Les zonages réglementaires délimitent des sites définis de manière réglementaire qui visent à assurer différents niveaux de protection et de gestion de la biodiversité sur un territoire donné. Ainsi, à l'intérieur de ces zones, les interventions et activités peuvent être contraintes (aménagement par exemple). Ces sites concernent les Parcs Nationaux (cœur de parc), les arrêtés préfectoraux de protection de biotope (APPB), les Arrêtés Préfectoraux de pêche « côtière », les Réserves Naturelles Régionales ou Nationales, les Bien identifiés au patrimoine mondiale de l'UNESCO, les Réserves Biologiques Intégrales ou Dirigées (RBI/RBD) dont la gestion est assurée ou déléguée par l'ONF, les Espaces Naturels Remarquables du Littoral à préserver et les coupures d'urbanisme, les sites Natura 2000 (non applicables à La Réunion), les Sites Classés / Inscrits, les Espaces Naturels Sensibles (ENS), les Parcs Naturels Régionaux, les Réserves Naturelles Régionales, les zones naturelles des PLU, SCOT et SAR

❖ *Les zonages d'inventaires du patrimoine naturel*

Les zonages d'inventaires du patrimoine naturel (ZNIEFF : Zones Naturelles d'Intérêts Écologiques, Floristiques et Faunistiques) ont pour objectif de mieux connaître le patrimoine naturel via des inventaires des richesses écologiques, faunistiques et floristiques, d'établir un inventaire cartographié constituant une des bases scientifiques majeures de la politique nationale de protection de la nature, de disposer d'une base de connaissances associée à un zonage accessible à tous dans l'optique d'améliorer la prise en compte des espaces naturels avant tout projet d'aménagement, de permettre une meilleure détermination de l'incidence des aménagements sur ces milieux et d'identifier les nécessités de protection de certains espaces fragiles. L'objectif de ces zonages est donc de délimiter des zones d'intérêt biologique et écologique (ou paysager, notamment par rapport au classement de l'UNESCO), notamment au travers d'espèces dites déterminantes. Les ZNIEFF sont définies en deux grands types : les ZNIEFF de type I caractérisent des secteurs de faible surface avec un patrimoine naturel remarquable ; les ZNIEFF de type II regroupent les grands ensembles écologiquement cohérents. Enfin, les différentes trames (terrestre, aquatique, aérienne, marine) définies dans les Réseaux Écologiques de La Réunion (RER), l'identification des zones humides (2003 puis 2009) et les zones importantes pour les oiseaux au niveau international (2001) complètent l'inventaire du patrimoine naturel.

❖ *Les zonages de maîtrise foncière et de gestion*

L'acquisition foncière de certains espaces naturels peut être motivée par des critères de préservatoire du patrimoine naturel, paysager et culturel, vulnérable ou susceptible de le devenir. La personne morale propriétaire est responsable de la gestion des terrains acquis et s'engage à les préserver, les aménager et les entretenir dans l'intérêt du public. Ces espaces concernent les Espaces Naturels Sensibles gérés par le Conseil Départemental, les Zones d'intervention du Conservatoire du Littoral et les Espaces gérés par les Conservatoires des Espaces Naturels et autres associations.

❖ *Le Parc National de La Réunion et le patrimoine mondiale de l'UNESCO*

Ces différents zonages se retrouvent à La Réunion et la plupart recouvre aussi du l'aire d'exercice du Parc National de La Réunion (focus ci-dessous). Suite au constat de fort taux d'endémisme (y compris chez les oiseaux marins), d'une biodiversité exceptionnelle sur l'île mais également de lourdes menaces et conscient de sa responsabilité vis-à-vis de ces enjeux de conservation, l'État français a créé le 5 mars 2007, par décret, le Parc National de La Réunion (ci-dessous PN Run). Le cœur de parc occupe une superficie totale de 105 500 hectares recouvrant 42 % du territoire réunionnais et concernant 23 des 24 communes. L'aire d'adhésion recouvre l'ensemble des 24 communes (Figure 21), et 17 d'entre elles ont approuvé la charte d'adhésion en 2015 (arrêté du 9 mars 2015). C'est l'outil principal de conservation et de gestion de la biodiversité à l'échelle globale de l'île.

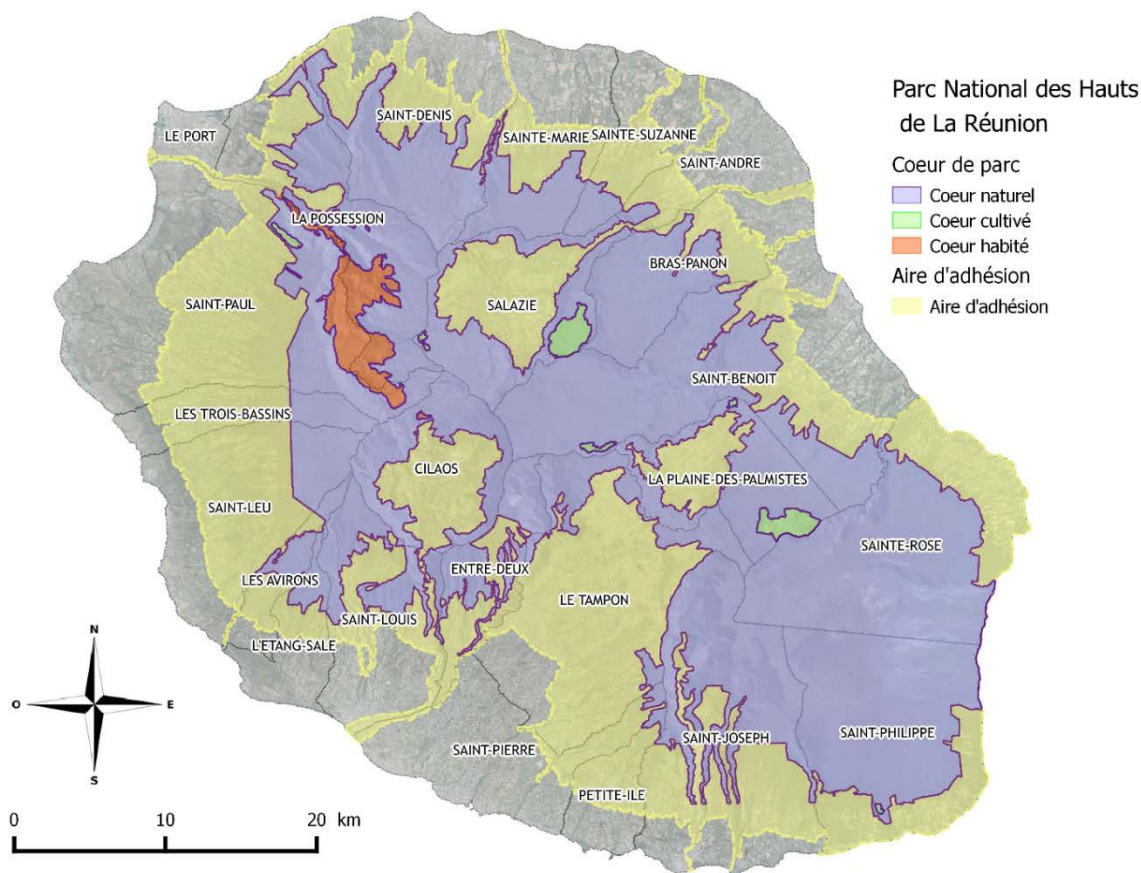


Figure 21 : Cartographie du Parc National des Hauts de La Réunion et ses différents zonages - Réalisation : B. Gineste ; Source : Parc National de La Réunion ©

Un des objectifs du PN Run est la conservation des espèces de La Réunion et de leurs habitats. C'est notamment le cas concernant les espèces d'oiseaux marins nocturnes (essentiellement les deux espèces de pétrels) au travers de différents moyens d'actions (lutte contre les espèces exotiques envahissantes, optimisation de la gestion des lumières à l'échelle de l'île, communications et sensibilisations). Le PN Run est également un des porteurs du projet Life+ Pétrels, financé sur des fonds européens (FEDER) (www.petrels.re) (Life+ Pétrels, 2014), dont le but est d'enrayer le déclin des populations de pétrels de l'île, via notamment une équipe et des moyens dédiés.

Le cœur de parc national et quelques autres sites remarquables (Piton d'Anchaing, Piton de Sucre, la Chapelle, la Grande Chaloupe et Mare Longue) ont ensuite été classés en tant que patrimoine mondial par l'UNESCO reconnaissant le caractère exceptionnel de l'île de La Réunion au titre de deux critères : critère vii : paysages remarquables et critère x : centre mondial de diversité des plantes et degré d'endémisme élevé (<http://whc.unesco.org/fr/list/1317>).

II.2 Les oiseaux marins réunionnais

Seulement 6 espèces d'oiseaux marins nichent sur l'île de La Réunion (Figure 22 et Tableau 2), ce qui est faible en comparaison des 30 espèces présentes dans l'Océan Indien occidental tropical. De plus, les populations réunionnaises sont globalement bien plus réduites que les énormes populations présentes (+ de 3 millions de couples reproducteurs, essentiellement des sternes fuligineuses *Sterna fuscata*) aux Seychelles et dans le Canal du Mozambique (Îles Éparses notamment) (Danckwerts et al., 2014; Le Corre and Jaquemet, 2005) (Figure 23). Les 6 espèces d'oiseaux marins sont protégées par la réglementation à La Réunion, impliquant l'interdiction totale de porter atteintes aux individus.

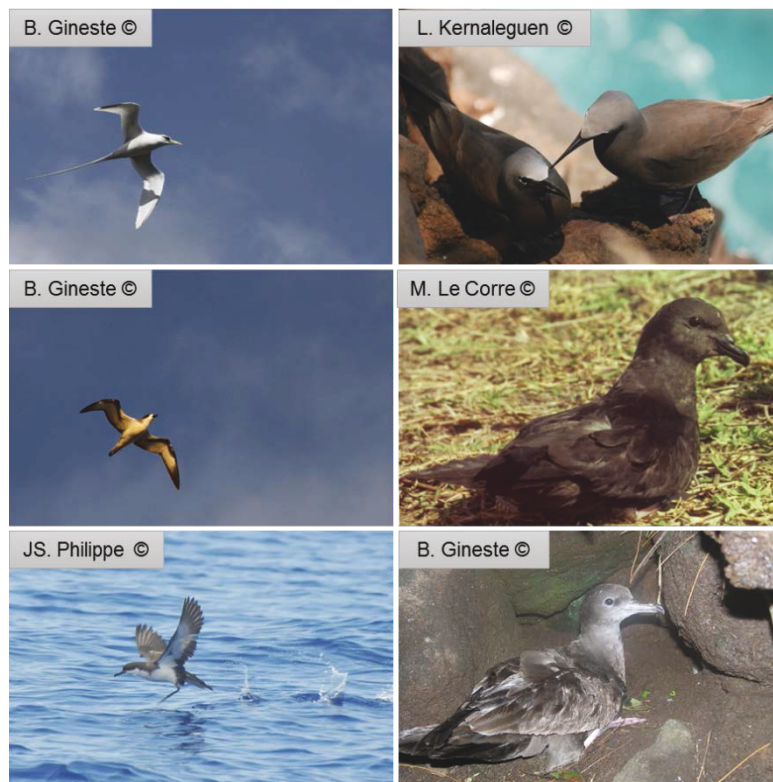


Figure 22 : Oiseaux marins nicheurs de La Réunion. De gauche à droite et de haut en bas : Paille-en-queue à brins blancs, Noddi brun, Pétrel de Barau, Pétrel noir de Bourbon, Puffin tropical, Puffin du Pacifique.

Tableau 2 : Caractéristiques des oiseaux marins de La Réunion

| Nom commun | Nom scientifique | Nom créole | Répartition | Statut de conservation international (IUCN) (année de classement) | Statut de conservation national (IUCN-Réunion) | Statut de protection réglementaire | Présence à terre | Population approximative (nombre de couples reproducteurs) |
|--------------------------------|--------------------------------|-----------------|----------------|---|--|------------------------------------|--------------------------|--|
| Paille-en-queue à brins blancs | <i>Phaethon lepturus</i> | Paille-en-queue | Tropical | Préoccupation mineure (LC) (2004) | Préoccupation mineure | Protégé | Diurne | 2 000 |
| Noddi brun | <i>Anous stolidus</i> | Macoua | Tropical | Préoccupation mineure (LC) (2004) | Préoccupation mineure | Protégé | Diurne | 300 |
| Pétrel de Barau | <i>Pterodroma baraui</i> | Taille-vent | Endémique | En danger (EN) (2000) | En danger | Protégé | Essentiellement nocturne | 6 000 / 8 000 (15 000 à partir des données de CMR sur les échouages) |
| Pétrel noir de Bourbon | <i>Pseudobulweria aterrima</i> | Timize | Endémique | En danger critique (CR) (1994) | En danger critique | Protégé | Exclusivement nocturne | Quelques dizaines (45 à 400 à partir des densités en mer) |
| Puffin du Pacifique | <i>Ardenna pacifica</i> | Fouquet gris | Indo-pacifique | Préoccupation mineure (LC) (2004) | Quasi menacée | Protégé | Exclusivement nocturne | 1 000 |
| Puffin tropical | <i>Puffinus bailloni</i> | Petit fouquet | Pantropical | Préoccupation mineure (LC) (2014) | Préoccupation mineure | Protégé | Exclusivement nocturne | 3 000 à 15 000 selon les sources |

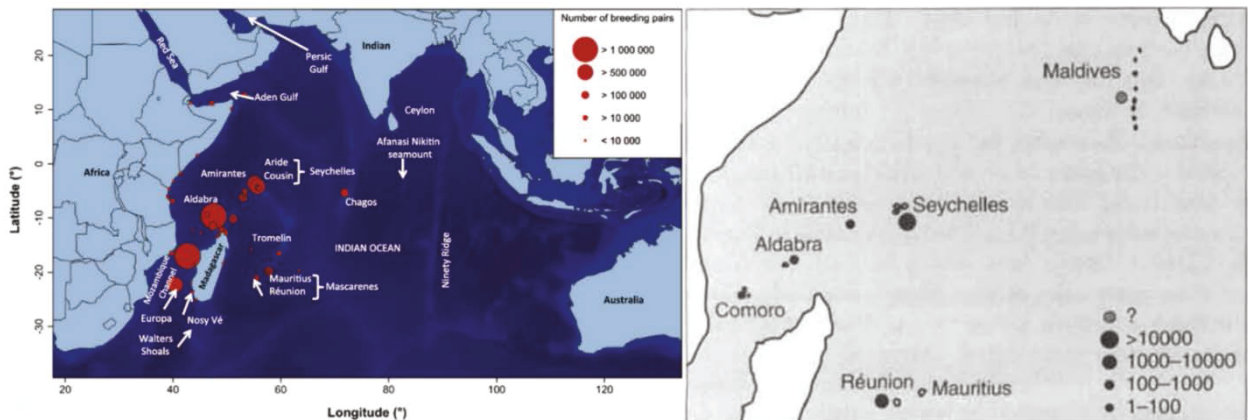


Figure 23 : Répartition et taille des différentes populations d'oiseaux marins dans l'Océan Indien tropical (gauche) (d'après Le Corre et al, 2012) et répartition et taille des différentes populations du puffin d'Audubon (*Puffinus lherminieri*), dont le puffin tropical *Puffinus bailloni* est une sous-espèce) dans le Sud-Ouest de l'Océan Indien (droite) (d'après Bretagnolle et al, 2000).

Deux espèces sont diurnes : le paille-en-queue à brins blancs (*Phaethon lepturus*, famille des *Phaethontidae*) et le Noddi Brun (*Anous stolidus*, famille des *Laridae*).

Les quatre autres espèces font partie de la famille des *Procellariidae* et sont considérées comme « nocturnes à terre » (Figure 22 et Tableau 2) : le pétrel de Barau *Pterodroma baraui*, le pétrel noir de Bourbon *Pseudobulweria aterrima*, le puffin tropical *Puffinus bailloni* et le puffin du Pacifique *Ardenna pacifica* (anciennement *Puffinus pacificus*) (Figure 24). Les enjeux de conservation sont très importants puisque les deux espèces de pétrels (pétrel de Barau et pétrel noir de Bourbon) sont endémiques de La Réunion, classées respectivement « en danger » et « en danger critique » d'extinction sur les listes rouges internationales et nationales (IUCN). Une étude très récente sur les opportunités et coûts associés à la prévention de l'extinction des espèces de vertébrés les plus menacées, classe le pétrel noir de

Bourbon comme faisant partie des 15 espèces les plus menacées au niveau mondial (Conde et al., 2015). Le puffin tropical (*Puffinus bailloni*) est classé en « préoccupation mineure » (UICN mondiale et nationale). Anciennement présent sur l'île Maurice (disparition dans les années 1970) et à Rodrigues (Harrison, 1996), il est considéré comme un « taxon de plus bas niveau » (« lower-level » taxon) à La Réunion (et Europa ?) du puffin d'Audubon *Puffinus lherminieri* dont la répartition est plus large dans l'Océan Indien (Figure 23) (Bretagnolle et al., 2000), elle-même appartenant à un complexe d'espèces *Lherminieri-assimilis* regroupant 40 taxons différents de répartition pantropical et subtropical (Sibley and Monroe, 1990; Warham, 1996). Ainsi, la taxonomie exacte du puffin tropical fait encore débat. Dans le cadre de nos travaux, nous emploierons la dénomination proposée par Austin : Puffin tropical *Puffinus bailloni* (Austin et al., 2004). Enfin, le puffin du Pacifique est classé en « préoccupation mineure » (UICN) sur le plan international mais « Quasi menacée » sur la liste rouge nationale (UICN France et al., 2013).

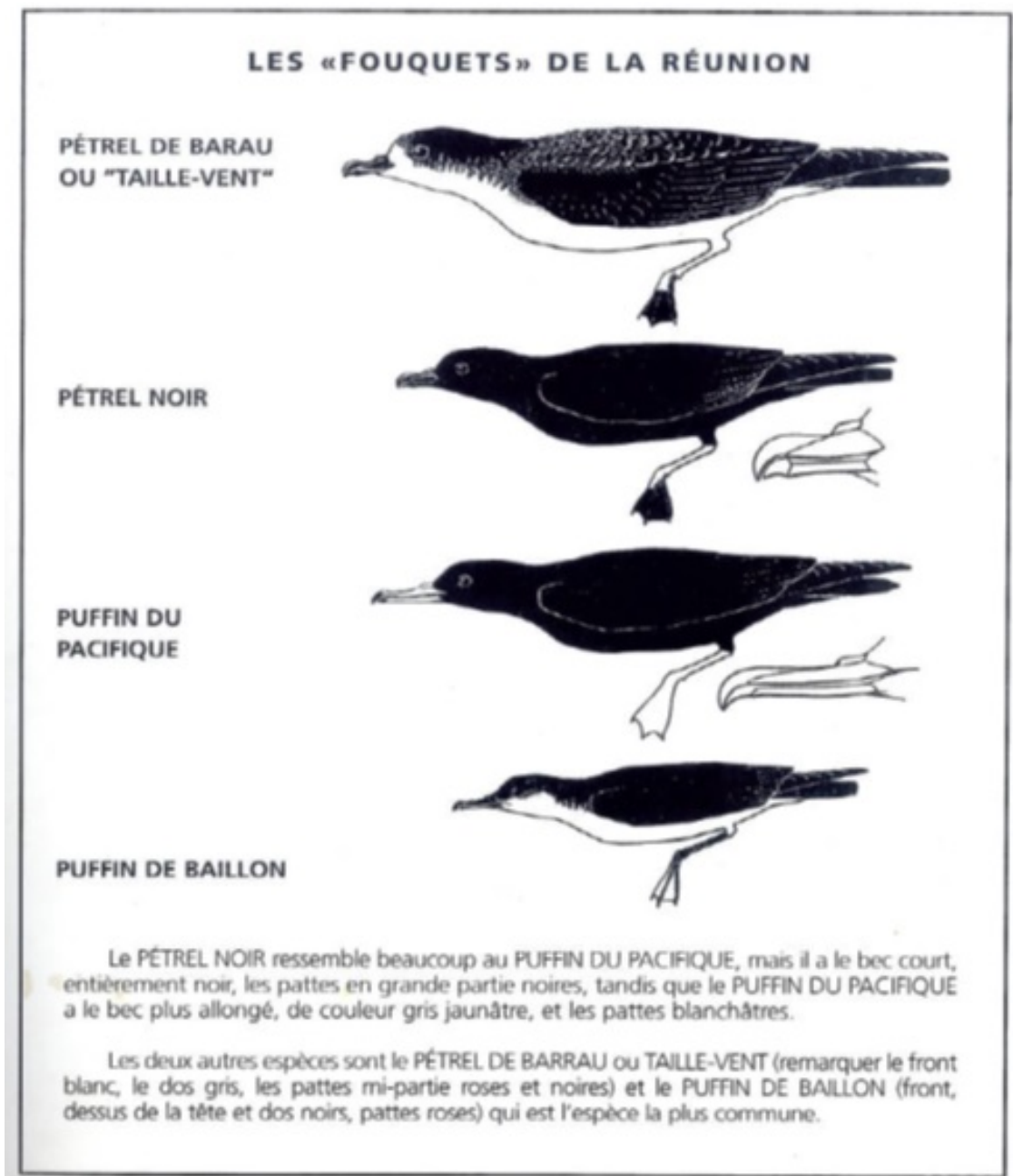


Figure 24 : Planche des 4 Procellariidae de La Réunion, appelés localement « Fouquet ». Extrait de « Le grand livre des oiseaux de La Réunion » (Barau et al., 2005)

Un premier état des lieux général sur les oiseaux marins de La Réunion fut réalisé en 1996/1997 par le Muséum d'Histoire Naturelle de La Réunion (Gerdil, 1998). Pour chacune des espèces, la distribution des colonies, les effectifs des populations et les menaces qui planent sur ces espèces ont été présentés, ainsi que des actions pour leur protection et leur conservation (Figure 25). Une deuxième étude sur la répartition des puffins tropicaux et sur leur activité vocale sur colonie vient compléter les connaissances sur les puffins tropicaux malgré la faible accessibilité des colonies (Bretagnolle et al., 2000) mais la précision dans la localisation des colonies est faible (maille de 1 km²).

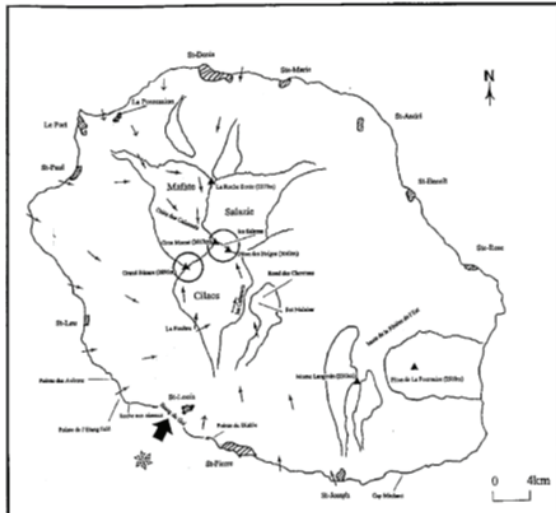


Figure 3.2.1 : Zones de franchissement de la côte et cheminement à l'intérieur des terres du Pétrel de Bourbon
 * = lieu de passage principal
 ○ = zone de reproduction
 → = lieu de passage secondaire et cheminement à terre

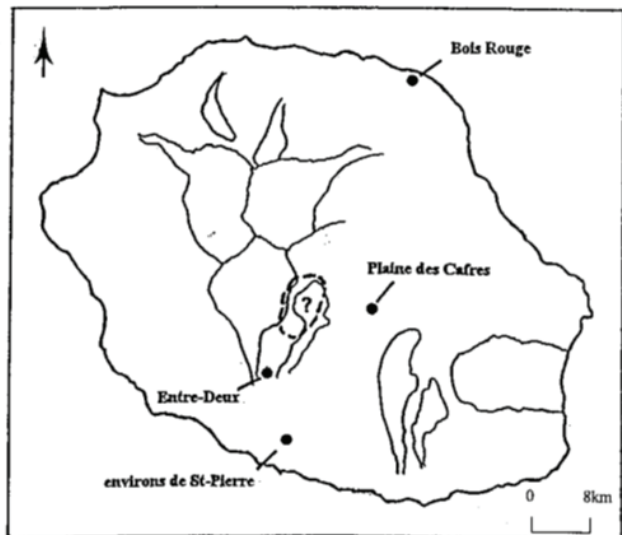


Figure 3.1.2 : Lieux de découverte de *P. aterrima* et lieu de reproduction supposé

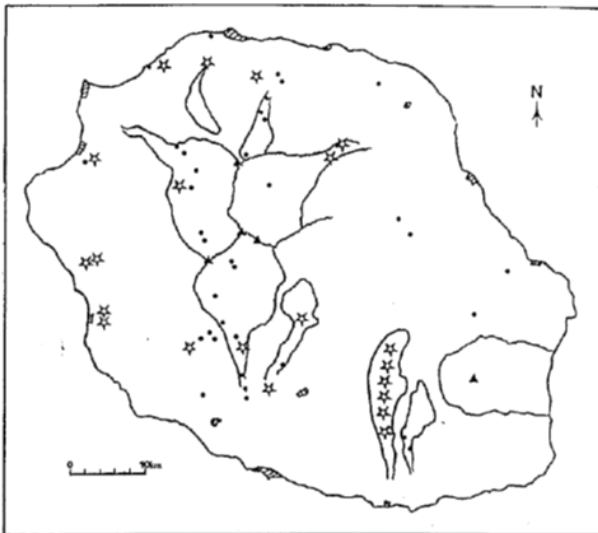


Figure 3.4.5 : Distribution de *P. l. bailloni* à la Réunion
 • = colonies isolées
 * = groupe de colonies

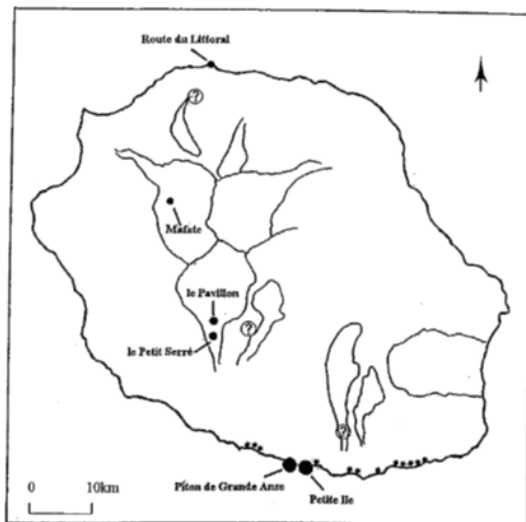


Figure 3.3.3 : Lieux de reproduction de *P. pacificus* à la Réunion
 ● = colonie taille : ● > ● > ●
 ⊙ = site de reproduction possible
 * = zone côtière favorable

Figure 25 : État des connaissances (répartition des colonies et des flux éventuels) pour les 4 espèces d'oiseaux marins nocturnes de La Réunion en 1998 (d'après Gerdil, 1998).

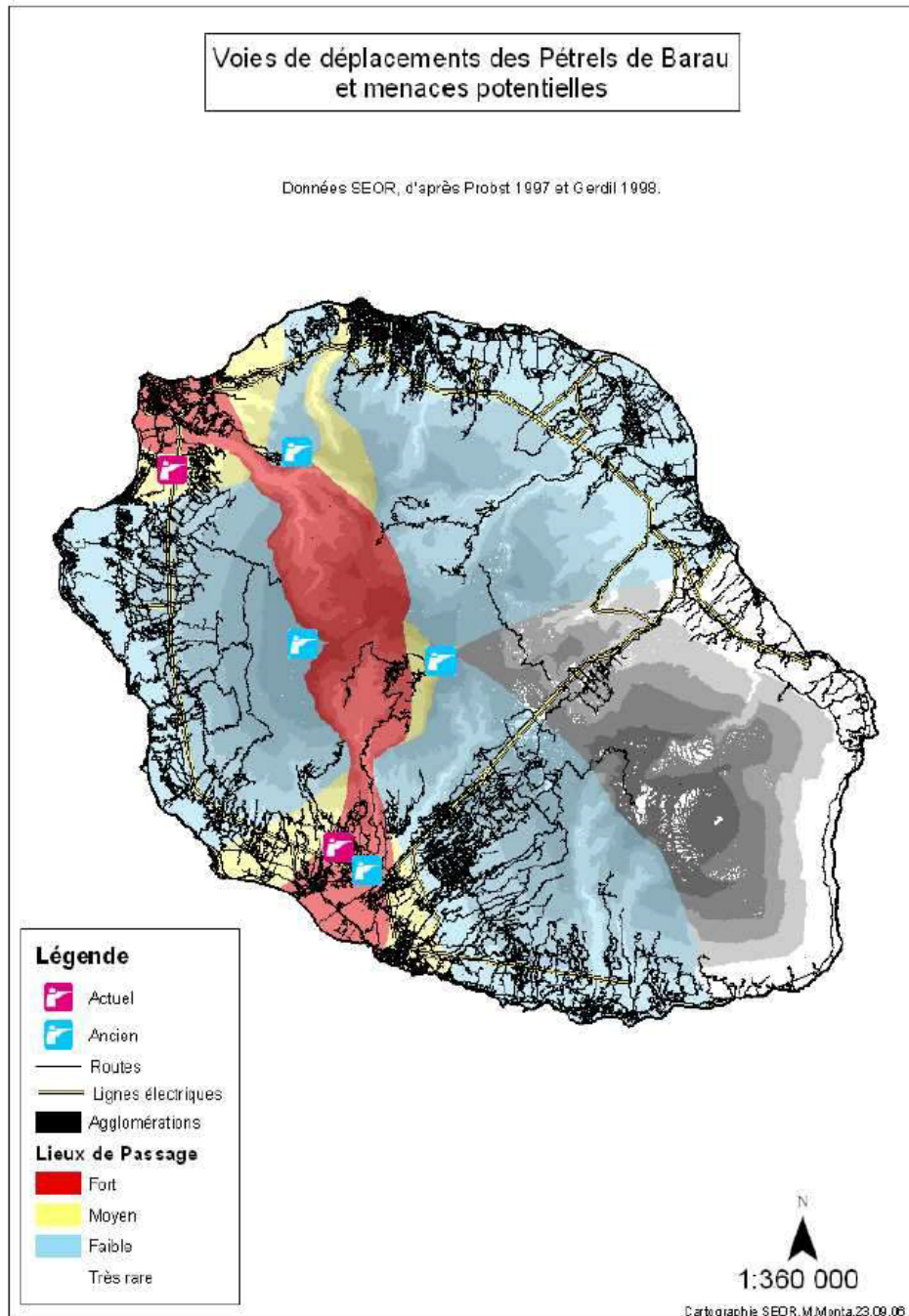


Figure 26 : Illustration des voies de déplacements des pétrels de Barau et des menaces potentielles (tir à la carabine, zones urbaines, routes, et lignes électriques) sur l'île de La Réunion (d'après Salamolard, 2008).

Le Plan de Conservation du Pétrel de Barau, réalisé en 2008 propose une carte des déplacements de l'espèce. Cette carte est qualitative et repose uniquement sur les observations d'oiseaux à la côte lors de leur retour à terre (Figure 26). Concernant le pétrel noir de Bourbon, *"It is remarkable that, for many years, our best evidence of the continued survival of the Mascarene Black Petrel came from birds [...] attracted to lights..."* littéralement : « il est remarquable que, depuis plusieurs années, notre meilleure preuve de la présence actuelle du Pétrel noir de Bourbon provient des oiseaux [...] attirés par les lumières. » (Brooke, 2004). Cette affirmation en dit long sur l'état des connaissances de l'espèce. En effet, et malgré un PNA (Plan National d'Actions) dédié à l'espèce (Riethmuller et al., 2012), le pétrel

noir de Bourbon est connu en grande partie uniquement à partir des quelques cas d'échouages annuels. A l'heure actuelle, aucun terrier de cette espèce n'a été trouvé et quelques rares observations sont faites en mer, en utilisant des techniques d'appâtage (*chumming*) (Shirihai et al., 2014). Sa population serait estimée à quelques dizaines de couples reproducteur (Riethmuller et al., 2012) (entre 45 et 400 couples à partir de calcul de densité d'observations en mer (Attie et al., 1997)). La connaissance de la répartition des colonies de puffin du Pacifique reste incomplète et l'espèce n'est étudiée que depuis quelques années seulement à La Réunion.

Tableau 3 : Synthèse bibliographique des notes et articles scientifiques sur les oiseaux marins de La Réunion. Le PNA Pétrel noir de Bourbon et le PDC Pétrel de Barau ont également été intégrés car ils présentent une synthèse des connaissances sur les deux espèces citées

| Date | Auteurs | Espèces | Type | Sujet |
|------|-----------------------|---|---------------------------------------|--|
| 1804 | Bory de Saint-Vincent | Oiseaux de La Réunion | Note scientifique | Première description des oiseaux marins de La Réunion |
| 1963 | Jouanin | Pétrel de Barau | Note scientifique | Description de l'espèce (Muséum) |
| 1967 | Jouanin et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Rapport d'expédition |
| 1970 | Jouanin | Puffin tropical | Note scientifique | Taxonomie |
| 1978 | Brooke | Pétrel de Barau | Article scientifique | Description acoustique |
| 1978 | Brooke | Pétrel de Barau | Note scientifique | Rapport d'observations |
| 1979 | Jadin et Billet | Pétrel de Barau | Note scientifique | Observations générales |
| 1982 | Barré et Barau | Oiseaux de La Réunion | Livre | Guide ornithologique |
| 1991 | Bretagnolle et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Taxonomie, localisation et population |
| 1991 | Stahl et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Distribution et abondance en mer |
| 1995 | Probst | Puffin tropical et puffin du Pacifique | Note scientifique | Répartition des colonies |
| 1995 | Probst et al | Puffin du Pacifique | Note scientifique | Découverte d'une colonie |
| 1995 | Probst et al | Pétrel de Barau | Note scientifique | Découverte d'une colonie |
| 1996 | Bretagnolle et al | Puffin tropical | Article scientifique | Biométrie et coloration |
| 1996 | Probst et al | Pétrel de Barau | Note scientifique | Découverte d'une colonie |
| 1997 | Attie et al | Pétrel noir de Bourbon | Article scientifique | Information générale |
| 1998 | Gerdil | 6 espèces d'oiseaux marins | Rapport universitaire (niveau Master) | Biologie, écologie, répartition, menaces. Ce rapport n'a pas donné suite à une publication scientifique mais constitue un document de référence sur la biologie et la répartition des 6 espèces d'oiseaux marins (notamment sur le puffin tropical) |
| 1999 | Mourer-Chauviré et al | Oiseaux de La Réunion | Article scientifique | Description de l'avifaune indigène avant l'arrivée de l'homme |
| 2000 | Bretagnolle et al | Puffin tropical | Article scientifique | Biométrie, répartition des colonies, effectifs et échouages |
| 2000 | Probst et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Description des habitats de reproduction et priorités de conservation |
| 2000 | Probst | Pétrel de Barau | Note scientifique | Impacts des prédateurs introduits sur colonie |
| 2002 | Le Corre et al | Pétrel de Barau, Pétrel noir de Bourbon, Puffin tropical, Puffin du Pacifique | Article scientifique | Echouages suite à l'attraction lumineuse |
| 2003 | Le Corre et al | Pétrel noir de Bourbon | Article scientifique | Echouages suite à l'attraction lumineuse |
| 2007 | Salamolard et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Impact des éclairages artificiels |
| 2008 | Kojadinovic et al | Pétrel de Barau, puffin tropical et Paille en queue | Article scientifique | Ecologie trophique (isotope stable) |
| 2008 | Salamolard et al | Pétrel de Barau | Plan de conservation | Action de conservation |
| 2009 | Faulquier et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Impact de la prédation par les chats |
| 2009 | Russell et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Impact de la prédation par les chats |
| 2009 | Pinet et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Biologie, écologie et conservation |
| 2010 | Dumont et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Impact de la prédation par les chats |
| 2011 | Pinet et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Ecologie en mer |
| 2011 | Pinet et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Ecologie en mer (effet lune) |
| 2012 | Pinet et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Ecologie tropique (stratégie spécifique en fonction du sexe) |
| 2012 | Riethmuller et al | Pétrel noir de Bourbon | Plan National d'Actions | Action de conservation |
| 2014 | Shirihai et al | Pétrel noir de Bourbon | Article scientifique | Observations en mer |
| 2016 | Legrand et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Impact des changements climatiques sur écologie en mer |
| 2016 | Danckwerts et al | Pétrel de Barau | Article scientifique | Ecologie trophique |

Aussi, du fait de la difficulté d'études des oiseaux marins réunionnais (accessibilité et visibilité), en particulier pour les espèces nocturnes, force est de constater que les données sont partielles et relativement anciennes pour l'ensemble des espèces (Tableau 3) (hormis pour le pétrel de Barau dont les connaissances ont beaucoup progressé ces dernières années grâce aux travaux de thèse de P. Pinet et B. Legrand), notamment sur la biologie de reproduction des espèces, la répartition exhaustive des colonies, l'estimation précise des effectifs et sur leurs déplacements et présence à terre. Ces données sont pourtant essentielles pour de nombreuses raisons (cf. Préambule).

Enfin, notons que les oiseaux marins sont sources de nombreux contes, légendes et croyances populaires à La Réunion. La légende de « Grand-Mère Kal », dont plusieurs interprétations sont possibles, associe les vocalisations nocturnes de *Procellariidae* à un personnage mystérieux aux pouvoirs plus ou moins maléfiques, sorte de sorcière nocturne. Ainsi, la population locale, notamment celle résidant à proximité de colonies de reproduction d'oiseaux marins est généralement avertie quant à la présence de ces espèces, appelées localement « Fouquet ». À l'inverse, le Paille-en-queue est une espèce hautement emblématique de La Réunion, dont l'image positive est souvent reprise dans la culture réunionnaise et comme effigie pour des campagnes publicitaires, logos, images de marque... (Figure 27).



Figure 27 : Exemples des différentes utilisations des oiseaux marins (paille-en-queue et pétrel de Barau) à des fins commerciales et dans la culture réunionnaise (t-shirt, carte postale, décoration, bijoux, nom de restaurant, logo, timbre). Les sources internet sont citées.

II.3 Les menaces sur l'île de La Réunion

La plupart des espèces de petits pétrels ont subi des déclinés importants dus principalement aux menaces sur leur site de reproduction (Warham, 1996). Contrairement à la majorité des grands pétrels qui nichent dans des îles subantarctiques, de nombreuses espèces de petit pétrels nichent dans les îles tropicales et subtropicales où les menaces sont souvent exacerbées par la pression anthropique (Enticott and Tipling, 1997). C'est le cas à La Réunion où les espèces d'oiseaux marins diurnes et nocturnes doivent faire face à de nombreuses menaces à terre (cf. Les menaces rencontrées), dont la plupart sont d'origine anthropique ou favorisées par les activités humaines.

L'introduction involontaire ou volontaire d'espèces exotiques envahissantes et prédatrices (rats, chats) menace les populations d'oiseaux marins à La Réunion (Dumont et al., 2010; Faulquier et al., 2009; Russell et al., 2009). Les conséquences sur la dynamique de population des espèces peuvent être lourdes. En effet, une étude a estimé qu'un seul chat peut tuer jusqu'à 92 pétrels de Barau (22 jeunes et 70 adultes) au cours d'une saison de reproduction (Faulquier et al., 2009). La prolifération de ces espèces (rats, chats) est aussi accentuée par certaines activités de nature (ouverture des milieux, dépôts sauvages d'ordures, dérangement, ...).

Les incendies peuvent également atteindre des colonies de reproduction. Même si le feu est un aléa naturel (sécheresse, foudre), il est fréquemment issu d'actions volontaires (pyromanie) ou involontaires (feu de brulis ou de camping non maîtrisé). Les incendies du Maïdo, en 2010 et 2011, se sont produits non loin des colonies de pétrel de Barau du Grand Bénare, et étaient d'origine criminelle.

Des récits historiques et des restes d'ossements retrouvés dans des grottes occupés par les Hommes font état de cas de braconnage à des fins alimentaires via des prélèvements directs sur les colonies de reproduction, essentiellement pour le pétrel de Barau, le puffin tropical et le puffin du Pacifique (Bory de Saint-Vincent, 1804; Probst, 1995) ou via des tirs au fusil en différents endroits de l'île (Pinet et al., 2009). Cependant, ces pratiques ne semblent plus être pratiquées de nos jours ou dans des proportions probablement très réduites (Salamolard, 2008).

En revanche, via l'augmentation de la population humaine et des aménagements, la pression sur les espèces est de plus en plus importante (Figure 28).

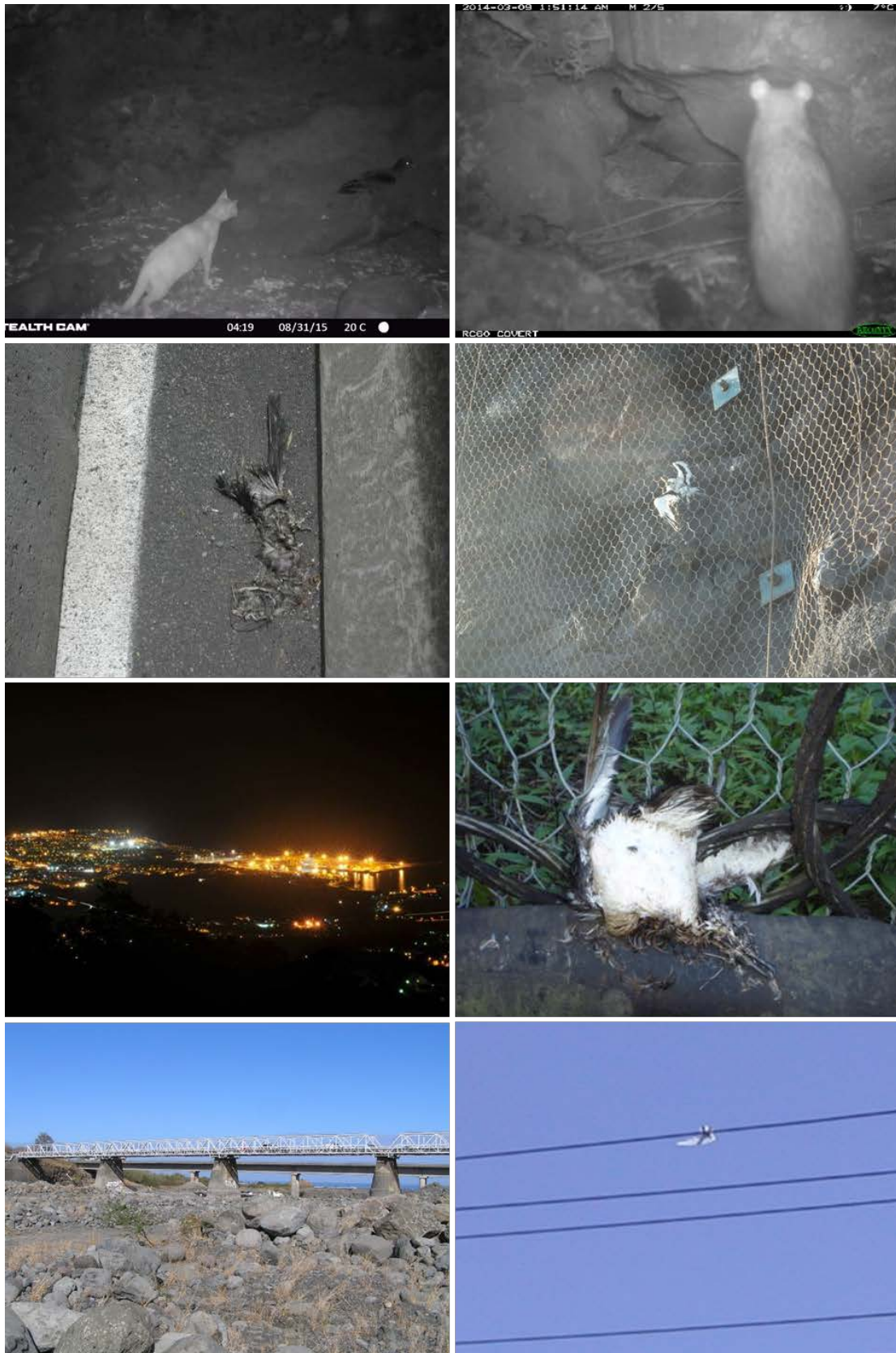


Figure 28 : Différentes menaces pesant sur les oiseaux marins à La Réunion. Ces menaces (prédation par les mammifères introduits invasifs, collision, modification des habitats de reproduction, attraction lumineuse) sont toutes plus ou moins influencées par les activités anthropiques – Crédits photo : ENTROPIE ; BIOTOPE ; Mathieu Souquet ; Benoit Gineste ; Nicolas Parenthoën ©

Le développement des infrastructures de transports (ouvrages d'arts, ligne haute tension) et de production d'énergie renouvelable (parc éolien) augmentent le risque de collision. L'impact dû aux collisions est probablement largement sous-estimé à La Réunion du fait de la difficulté d'étude du phénomène. En effet, en milieu tropical, la persistance d'un cadavre est très faible (décomposition rapide du corps) (BIOTOPE, comm. pers.). De plus, l'accessibilité aux sites de chutes potentielles est souvent compliquée voire impossible (fond de ravine) sachant qu'un oiseau lancé à pleine vitesse peut encore parcourir des dizaines de mètres entre l'obstacle et son point de chute. Le cadavre peut également être emporté par les eaux lorsqu'il tombe dans une rivière, par un prédateur (rats, chats et chiens errants) ou tout simplement passé inaperçu au milieu d'une végétation dense. Les résultats concernant les collisions d'oiseaux marins diffèrent entre les études et reflètent les difficultés de quantifier le phénomène. Des cas de mortalité de puffin du Pacifique, de Puffin tropical et de Paille-en-queue ont été répertoriés suite à la collision avec les câbles d'une ligne électrique, située à basse altitude (< 300 m) (Salamolard, 2008). « *Dans son étude, la SRAM (Société Réunionnaise des Amis du Muséum) fait part de 3 puffins de Baillon (= puffin tropical) morts sur le pont de la Grande Ravine en 1990, probablement suite à la collision sur des voitures. Les futurs ouvrages barrent le chemin que prennent les oiseaux dans le cas des deux premières ravines.* » (SEOR/DIREN, 2000). Le problème de collision est donc observé et référencé depuis plusieurs décennies. Dans le rapport d'un suivi de l'avifaune suite à la mise en place d'une ligne Haute Tension (ligne HT traversant le Bras de la Plaine et le Bras de Cilaos) datant de 2008, les auteurs mentionnent une étude menée par la SEOR mettant en évidence que « près de 5% des adultes reproducteurs de puffins tropicaux meurent par collision chaque année, ce qui représente une perte considérable pour une espèce longévive telle que celle-ci » (référence non renseignée). Dans leur étude, s'étalant sur deux ans après l'installation de la ligne Haute Tension traversant un corridor avéré de puffin tropical et de pétrel noir de Bourbon et potentiellement de puffin du Pacifique et de pétrel de Barau, les auteurs ont découvert, malgré des difficultés dans la recherche, 2 cadavres de paille-en-queue à brins blancs, 2 puffins du Pacifique et 11 puffins tropicaux (CYATHEA, 2008). Parmi ces 15 oiseaux marins, la responsabilité de la ligne Haute Tension a été confirmée dans 9 cas et elle n'a pas pu être ni écartée, ni confirmée pour les 6 autres cas. De plus, certains oiseaux présentaient des blessures au niveau du crâne, suggérant une collision potentielle avec le câble (ou avec le sol, illustrant une nouvelle fois la difficulté de conclure quant à cette menace). Il est important de noter que des colonies de puffins tropicaux sont référencées à proximité de la zone d'étude. Ainsi, les oiseaux impactés pourraient être des oiseaux nichant plus en amont (collision pendant un vol de transit direct) ou des oiseaux en vol circulaire à l'approche des colonies en question (prospection, parade). Grâce à des jumelles à vision nocturne, des comportements d'évitement ont également été notés sur quelques individus preuve de la perturbation physique de la ligne Haute Tension (CYATHEA, 2008). En revanche, aucun oiseau n'a été trouvé au pied du pont de la Rivière de l'Est dans le cadre de prospection supplémentaire sur l'impact des collisions avec des infrastructures (SEOR 2000). L'augmentation du nombre de véhicules sur les routes, notamment à proximité des colonies représente également une menace grandissante pour les oiseaux marins (nombreuses observations personnelles d'oiseaux marins écrasés à proximité des colonies de reproduction). Bien qu'avérés, les impacts de cette menace restent donc mal quantifiés à l'échelle de l'île. Nous n'avons pas connaissance de recensement exhaustif du nombre de cas d'oiseaux victimes de collision avec des infrastructures ou des véhicules à La Réunion. Malgré la difficulté à réaliser cette expertise sur l'ensemble de l'île, une quantification des collisions sur les grands axes majeurs et/ou à proximité des colonies de reproduction apporterait des premiers éléments sur l'ampleur de cet impact létal.

La pose de filets de protection contre les chutes de pierre modifie voire supprime l'accessibilité aux habitats de reproduction favorable, sont source de piégeage d'oiseaux, favorisent également le déplacement d'espèces prédatrices envahissantes (rats) et constituent un support pour certaines plantes envahissantes (lianes par ex.) qui peuvent obstruer le milieu. Quelques cas sont signalés mais là encore, il n'existe pas de recensement exhaustif (Figure 28).

Enfin, les 4 espèces de pétrels et les puffins de La Réunion sont victimes d'échouages, notamment chez les jeunes, suite à l'attraction par les lumières artificielles (Le Corre et al., 2003, 2002; Salamolard et al., 2007). Ainsi, la SEOR qui recueille les oiseaux en détresse fournit annuellement des chiffres inquiétants quant aux nombres de jeunes échoués. À titre d'exemple, en 2014, 942 jeunes pétrels de Barau ont été recueillis par la population réunionnaise et ont transité par le centre de soin de la SEOR. 822 ont pu être sauvés et 120 n'ont pas pu être relâchés (état de santé trop faible) (rapport : Bilan annuel des échouages de pétrel de Barau, 2014). En 2012 et depuis 1996, 32 pétrels noirs de Bourbon échoués ont été trouvés (Riethmuller et al., 2012). Le 50^{ème} pétrel noir de Bourbon a été relâché en mars 2016 (<http://www.petrels.re/>). Depuis plusieurs années, plus de 2 500 oiseaux transitent chaque année par le centre de soin de la SEOR dont la grande majorité est des oiseaux marins (SEOR, comm. pers.). Les oiseaux marins nocturnes, notamment le pétrel de Barau et le puffin tropical représentent la plus grande proportion des cas d'oiseaux marins, avec environ 1 000 jeunes de chacune de ces deux espèces touchées annuellement. Au total, entre 1996 et 2015, plus de 26 000 *Procellariidae* ont été recueillis par le centre de soin de la SEOR (SEOR, comm. pers.) !

- ☞ Ainsi, comme cela a déjà été largement reporté à travers le monde, les oiseaux marins de la Réunion, en particulier, les espèces nocturnes (*Procellariidae*) sont largement impactées par les activités humaines, notamment par les aménagements. Les impacts ne sont qu'en partie mesurés (essentiellement l'impact de la pollution lumineuse via le recensement des cas d'échouages). La proportion d'impacts non évalués reste inconnue, notamment vis-à-vis des cas de collision et de modification des habitats.

- ☞ Ce constat est d'autant plus important au regard des enjeux de conservation des espèces considérées et du fait que toutes les espèces sont protégées à La Réunion.

- ☞ Dans le cadre de ces travaux de thèse, nous nous sommes concentrés essentiellement sur les oiseaux marins nocturnes, car les enjeux de conservation sont les plus importants et ce sont les espèces les plus impactées (notamment par l'attraction lumineuse). Cependant, une bonne partie des interactions entre les aménagements et les oiseaux marins concernent aussi bien les diurnes que les nocturnes.

II.4 Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) et cadres réglementaires

La Réunion est un département/région d'Outre-Mer français (DROM) et constitue donc également une Région Ultra Périphérique (RUP) au niveau Européen. Les stratégies et les réglementations locales découlent donc de niveaux d'organisation supérieurs (Sommet mondial, Union européenne, échelle nationale).

Les stratégies et les réglementations peuvent évoluer dans le temps de manière indépendante mais ce sont les stratégies qui fixent les orientations des états signataires en matière de protection de la biodiversité. Aussi, même si certains grands textes réglementaires ont été rédigés antérieurement à la mise en place de la SNB, c'est elle qui permet l'évolution actuelle du cadre réglementaire national.

Les grandes lignes sont présentées ci-dessous.

II.4.1 Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB)

Suite à la ratification de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB, Sommet de la Terre à Rio, 1992), la France a souhaité concrétiser son engagement par la définition de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) qui s'étale sur la période 2011-2020. La SNB découle également des orientations issues du plan stratégique de la CDB redéfini lors de la conférence de Nagoya-Aichi (2010) ainsi que ceux de la stratégie européenne sur la biodiversité (Luxembourg, 2011). Elle constitue le volet biodiversité de la Stratégie Nationale de Développement Durable (SNDD) et répond aux engagements du Grenelle de l'Environnement : « renforcer le rôle de la SNB ». Cette stratégie nationale n'a pas de portée réglementaire mais fixe 6 orientations stratégiques, réparties en vingt objectifs afin de faire entrer la biodiversité dans le champ de toutes les politiques publiques pour conserver la diversité du vivant, en termes de gènes, d'espèces, d'habitats et d'écosystèmes. Elle est ensuite déclinée régionalement à La Réunion à travers la Stratégie Réunionnaise pour la Biodiversité (SRB), élaborée en 2004, révisée en 2010, portant sur la période 2012-2020 et présentant un plan d'actions en 6 axes dont :

1. La protection, le confortement et la gestion de la biodiversité remarquable : protéger et gérer les espaces patrimoniaux [...] et agir en faveur des espèces patrimoniales [...].
2. L'intégration des enjeux de la biodiversité dans les politiques publiques et les projets [...].
3. La mise en œuvre de la Stratégie de lutte contre les espèces invasives [...]

☞ **La protection de la biodiversité, notamment patrimoniale, dont font partie les oiseaux marins de La Réunion, est donc largement exprimée dans l'élaboration de cette Stratégie Régionale pour la Biodiversité.**

II.4.2 Règlementation internationale

La France est signataire de nombreux traités internationaux visant à protéger les espèces sauvages. La convention de Washington (CITES, 1973, entrée en vigueur en 1975) préconise que le commerce des spécimens des espèces menacées d'extinction doit être soumis à une réglementation particulièrement stricte afin de ne pas mettre davantage leur survie en danger, et ne doit être autorisé que dans des conditions exceptionnelles. Vu l'absence d'enjeux commerciaux, aucune des espèces d'oiseaux marins de La Réunion n'est concernée par cette convention.

La convention de Bonn (CMS), adoptée le 23 juin 1979 et entrée en vigueur le 1^{er} novembre 1983, signée par 120 états (2014) est un traité intergouvernemental permettant d'assurer la conservation des espèces migratrices terrestres, marines et aériennes appartenant à la faune sauvage sur l'ensemble de leur aire de répartition. Cependant, les oiseaux marins de La Réunion ne sont pas concernés par cet accord-cadre.

II.4.3 Règlementation européenne (droit communautaire)

Proposée le 19 septembre 1979, ratifiée par la France le 26 avril 1990 et entrée en vigueur le 1^{er} août 1990, la Convention de Berne vise à assurer à la conservation de la vie sauvage et des milieux naturels de l'Europe tout en promouvant la coopération entre les États signataires. Toutes les espèces d'oiseaux marins sont incluses dans l'Annexe III de la convention (espèces de faune protégées). Les espèces classées « en danger » (Pétrel de Barau) ou « en danger critique » d'extinction (Pétrel noir de Bourbon) pourraient être rangées dans l'Annexe II (espèces de faune strictement protégées).

II.4.4 Règlements nationale et locale

En droit français, la protection des espèces est régie par le code de l'Environnement via l'article L.411-1 :

« I. - Lorsqu'un intérêt scientifique particulier ou que les nécessités de la préservation du patrimoine naturel justifient la conservation [...] d'habitats naturels, d'espèces animales non domestiques ou végétales non cultivées et de leurs habitats, sont interdits :

1° La destruction ou l'enlèvement des œufs ou des nids, la mutilation, la destruction, la capture ou l'enlèvement, la perturbation intentionnelle, la naturalisation d'animaux de ces espèces ou, qu'ils soient vivants ou morts, leur transport, leur colportage, leur utilisation, leur détention, leur mise en vente, leur vente ou leur achat ;

2° [...] ;

3° La destruction, l'altération ou la dégradation de ces habitats naturels ou de ces habitats d'espèces ;

[...]. »

Ces prescriptions générales sont ensuite précisées par un arrêté ministériel fixant la liste des espèces protégées, le territoire d'application de cette protection et les modalités prévues de celle-ci. L'arrêté ministériel du 17 février 1989, modifié le 14 février 2008, classe donc les 6 espèces d'oiseaux marins (entre autres) de La Réunion comme « protégées ». De plus, deux arrêtés préfectoraux de protection de biotope (APPB) ont porté la création d'une zone de protection des habitats de nidification et de passages concernant le pétrel de Barau (APPB sur le Piton des Neiges et le Grand Bénare : arrêté du 23 mars 2001) et le pétrel noir de Bourbon (APPB du Bras de la Plaine : arrêté du 8 Décembre 2006).

À cela, viennent s'ajouter la réglementation en vigueur liée au cœur du Parc National des Hauts de La Réunion. À La Réunion, les agents assermentés de différentes structures (Parc National, BNOI, ONCFS, ...) surveillent les infractions commises et peuvent verbaliser les différents contrevenants.

☞ Aussi, en vertu de l'article L.415-3 du Code de l'Environnement, les atteintes portées, qu'elles soient volontaires ou involontaires, à ces espèces protégées sont passibles d'un an d'emprisonnement et de 15 000 € d'amende (ces sanctions doublées pour les infractions commises en cœur de parc en Réserve Naturelle Nationale).

II.4.5 Règlements relative aux projets d'aménagements

Le droit communautaire fixe également la réglementation relative aux différents projets d'aménagements et d'infrastructures lorsque ceux-ci sont susceptibles d'impacter l'environnement (au sens large) incluant la biodiversité. Ce cadre concerne évidemment tous les projets d'aménagements et d'infrastructures à La Réunion.

Ainsi, la directive 2011/92/UE du Parlement Européen et du Conseil du 13 décembre 2011 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics ou privés sur l'environnement arrête :

Considérant ce qui suit :

[2] Aux termes de l'article 191 du traité sur le fonctionnement de l'Union européenne, la politique de l'Union dans le domaine de l'environnement est fondée sur les principes de précaution et d'action préventive, sur le principe de la correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement et sur le principe du « pollueur payeur ». Il convient de tenir compte le plus tôt possible des incidences

sur l'environnement de tous les processus techniques de planification et de décisions.

Aussi, comme cité dans l'article L. 122-1 du Code de l'Environnement : « I. - Les projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements publics et privés qui, par leur nature, leurs dimensionnements ou leur localisation sont susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement ou la santé humaine sont précédés d'une étude d'impact. [...] »

Le cadre général de ces dernières est modifié par Loi Grenelle II n°2010-78 du 18 juillet 2010 - art. 230 - et par le Décret n°2011-2019 du 29 décembre 2011 - art. 1 - relatif aux études d'impacts des projets d'aménagements.

☞ Ces principes posent donc les bases de la séquence ERC (MEDDTL, 2012) (Éviter, Réduire, Compenser) inhérente à tout projet d'aménagement (cf. ci-dessous). Le principe de compensation n'intervient qu'en fin de procédure, une fois que les dommages résiduels ont été évalués après évitement et réduction des impacts « primaires ».

☞ Cependant, la compensation (qui sous-entend donc un impact résiduel) ne justifie pas de l'absence de respect des obligations réglementaires vis-à-vis des espèces protégées.

Par ailleurs, un projet de loi « relatif à la responsabilité environnementale » vise à inscrire la notion de « préjudice écologique » dans le Code Civil et pourrait ressembler à un article ainsi rédigé :

« Article 1382-1 : Tout fait quelconque de l'homme, qui cause à l'environnement un dommage, oblige celui par la faute duquel il est arrivé à le réparer »

« La réparation du dommage à l'environnement s'effectue à titre prioritaire en nature, selon les modalités définies par les articles L. 162-6 et suivants du code de l'environnement ».

(Source : <http://www.senat.fr/dossier-legislatif/ppl11-546.html>)

II.4.6 Règlementation relative aux plans et programmes

La directive européenne N°2001/42/CE relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement instaure la même démarche environnementale pour les documents d'urbanisme (PLU, SCOT) et autres schémas de planification susceptible d'affecter l'environnement que celle employée pour les projets d'aménagements. Cette directive a été transposée en droit français à travers une ordonnance du 3 juin 2004 et deux décrets du 27 mai 2005, modifiés en 2012 : décret N° 2012-616 du 2 mai 2012 et décret N° 2012-995 du 23 août 2012.

L'évaluation environnementale des plans et programmes d'aménagement permet d'identifier les impacts cumulés entre les projets potentiels au sein d'un territoire géographiquement et écologiquement (TVB, SRCE) cohérent et d'anticiper les menaces associées à l'aménagement du territoire, notamment l'extension de la tache urbaine et des infrastructures associées (rapprochement vis-à-vis des colonies de reprocutions, extension de la pollution lumineuse, obstacles permanents ou temporaires aux déplacements des espèces, augmentation de certains risques (incendies, prolifération des prédateurs introduits), infrastructures supplémentaires requises (filet de protection contre les chutes de pierre)).

Les documents de planification (notamment les documents d'urbanisme) doivent également préciser les mesures permettant d'éviter, de réduire et le cas échéant, de compenser les atteintes aux continuités écologiques (définies dans les TVB par exemple) que leur mise en œuvre est susceptible d'entraîner.

- ☞ Ainsi la planification territoriale peut organiser un cadre clair permettant d'anticiper les impacts cumulés, de faciliter leur prise en compte dans le cadre de chaque projet, et dans certains cas, de préciser les responsabilités des différents maîtres d'ouvrage.
-

II.4.7 Dérogation à l'atteinte aux espèces protégées

Lorsqu'un impact résiduel sur une espèce protégée est démontré dans le cadre du processus d'évaluation environnementale (étude d'impact et associées) préalable à la réalisation d'un aménagement, l'article L.411-2-4 du Code de l'Environnement prévoit sous certaines conditions, l'autorisation exceptionnelle au fait de porter atteinte à une espèce protégée. Cette demande réalisée par la maîtrise d'ouvrage et adressée au Préfet voire au Ministre chargé de l'environnement en fonction des espèces et compétences correspondantes, doit suivre une procédure très règlementée (arrêté du 19 février 2007). L'autorisation peut être accordée, à condition :

1. *« qu'il n'existe pas d'autres solutions satisfaisantes »*
2. *que la dérogation ne nuise pas au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle »*

et dans les cas où le projet répond aux conditions de délivrance suivante :

- a) *dans l'intérêt de la protection de la faune et de la flore sauvages et de la conservation des habitats naturels ;*
- b) *pour prévenir des dommages importants notamment aux cultures, à élevages, aux forêts, aux pêcheries, aux eaux et à d'autres formes de propriétés ;*
- c) *dans l'intérêt de la santé et de la sécurité publiques ou pour d'autres raisons impératives d'intérêt public majeur, y compris de nature sociale ou économique, et pour des motifs qui comporteraient des conséquences bénéfiques primordiales pour l'environnement ;*
- d) *à des fins de recherche et d'éducation, de repeuplement et de réintroduction de ces espèces et pour des opérations de reproduction nécessaires à ces fins, y compris la propagation artificielle des plantes ;*
- e) *pour permettre, dans des conditions strictement contrôlées, d'une manière sélective et dans une mesure limitée, la prise ou la détention d'un nombre limité et spécifié de certains spécimens ; [...]*

Le dossier de demande de dérogation est ensuite instruit par l'autorité environnementale (DEAL) et passe en commission devant le CSRPN (Conseil Scientifique Régional de Protection de la Nature) ou le CNPN (Conseil National de Protection de la Nature) composées d'experts nationaux et régionaux sur les questions de protection de la nature et vis-à-vis des groupes concernés. L'autorisation finale est délivrée par le Préfet ou le Ministre de l'Écologie et du Développement Durable (selon les espèces considérées).

III. Méthodologies



La recherche sur le terrain, toute une organisation et sa logistique associée ... - B. Gineste ©

Au sein du taxon des oiseaux, les oiseaux marins sont le groupe d'espèces pour lesquelles les estimations de population sont les plus indispensables mais également les plus difficiles à obtenir (Oppel et al., 2014). Du fait de leurs mœurs nocturnes et de la difficulté à accéder aux colonies, les pétrels en général et les espèces tropicales en particulier sont difficiles à localiser et à dénombrer (Day and Cooper, 1995). Généralement, les méthodes de comptage des pétrels et puffins impliquent le comptage des terriers et autres cavités occupées par les oiseaux, sur une surface ou transect donné, permettant de déterminer la proportion de sites occupés pour finir par une extrapolation à la surface totale de la colonie (Walsh et al., 1995; Warham, 1996). Cependant, les colonies des espèces réunionnaises sont difficilement accessibles (voire inaccessibles et/ou non localisées) et la plupart des individus rentrent à terre uniquement de nuit. L'étude des *Procellariidae* à La Réunion est donc logistiquement particulièrement compliquée, notamment pour le puffin tropical qui niche sur des parois verticales et avec une large répartition spatiale (Bretagnolle et al., 2000) contrairement au pétrel de Barau.

Aussi, nous avons déployé différentes méthodes directes ou indirectes, traditionnelles ou innovantes (via l'utilisation de technologie) pour répondre à nos différents objectifs.

III.1 Les points d'écoute nocturnes

La communication chez les *Procellariidae* est essentiellement acoustique, notamment au niveau des colonies de reproduction. Cette particularité nous permet de déterminer la présence d'une colonie dans une sphère acoustique donnée. De plus, les vocalisations nocturnes sont un indicateur utile du statut des individus, de l'abondance relative et de l'activité générale de la colonie (Buxton and Jones, 2012; Keitt, 2005; Whittington et al., 1999).

Sous ces conditions, le suivi de l'activité vocale nocturne est la seule méthode qui permet d'obtenir une estimation indirecte de la taille de la population (Oppel et al., 2014; Podolsky and Kress, 1992), puisque l'activité vocale est positivement corrélée au nombre de couples qui nichent sur la colonie suivie (Borker et al., 2014). Cette méthode présente les avantages d'être simple et peu coûteuse (peu de matériel, coûts liés aux déplacements vers les colonies et au temps) (Figure 29).

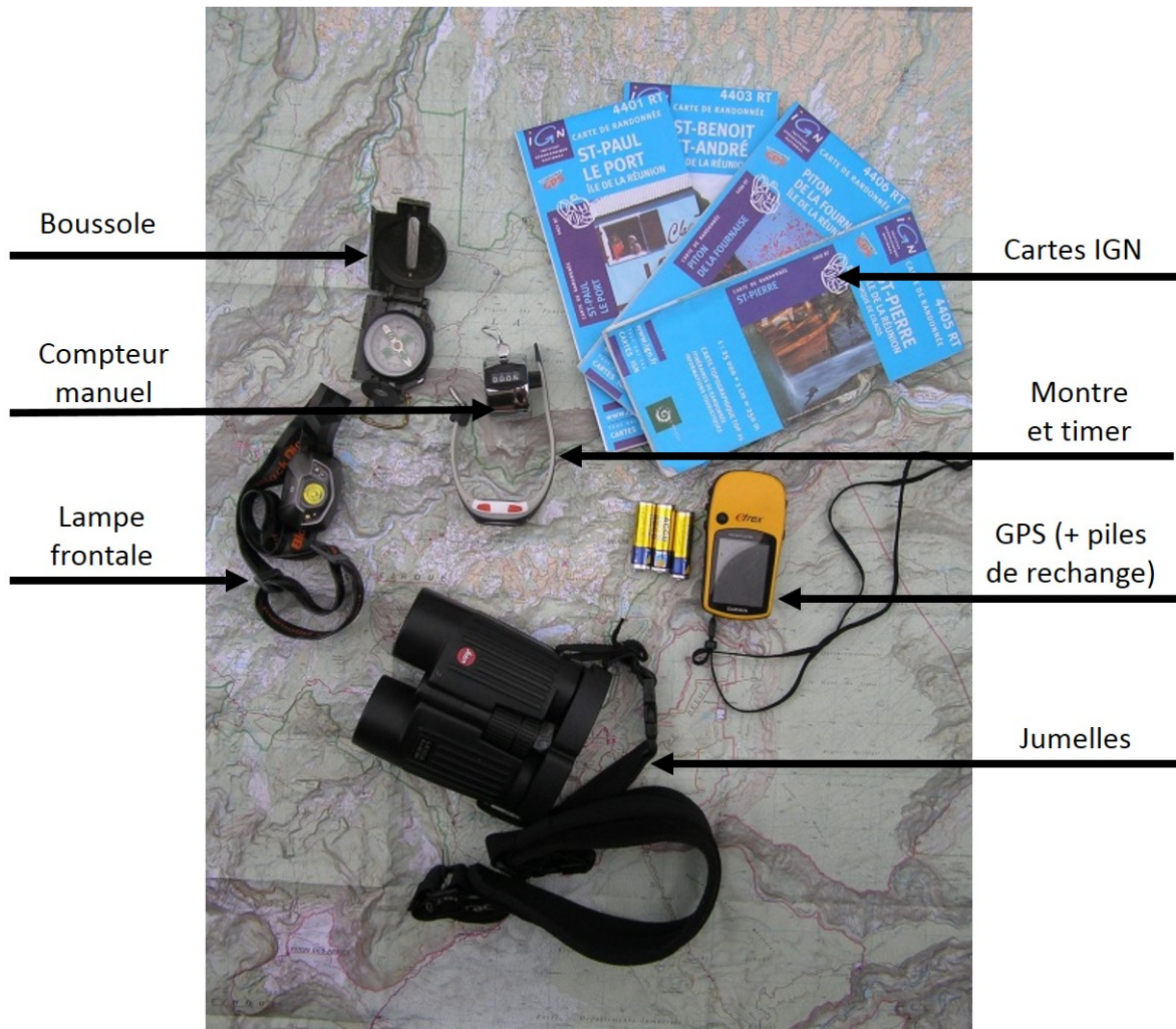


Figure 29 : Matériel nécessaire pour la réalisation des points d'écoute nocturne - Photo : B. Gineste ©

Afin de localiser et d'estimer la taille relative des colonies de reproduction des oiseaux marins nocturnes à La Réunion, nous avons réalisé plusieurs campagnes de prospection en appliquant la méthode des Points d'Écoute NOcturne (PENOC). Cette méthode avait déjà été employée lors des inventaires réalisés en 1996/1997 par Gerdil et al (Gerdil, 1998). Nous avons donc utilisé le même protocole que celui réalisé 18 ans plus tôt permettant de pouvoir comparer les données anciennes et actuelles.

Les études de Gerdil (1998) et Bretagnolle (2000) mettent en avant que l'activité vocale des puffins tropicaux varie selon différents critères temporels. En effet, la date, le cycle lunaire et l'heure d'écoute (par rapport aux horaires de coucher du soleil) influencent fortement l'activité vocale (Bretagnolle et al., 2000; Gerdil, 1998). Par exemple, l'activité vocale d'une colonie diminue fortement à mesure que la magnitude lunaire (portion visible de la lune et donc intensité lumineuse renvoyée par l'astre) augmente. Ces observations seraient liées à un comportement anti-prédateur (Mougeot and Bretagnolle, 2000a, 2000b) . Aussi, partant de ce constat, nos écoutes nocturnes ont été réalisées lors des périodes d'écoutes idéales :

1. Entre septembre et mars (période de reproduction maximale des puffins tropicaux), et majoritairement lors des étés austraux (novembre à février) 2013/2014, 2014/2015 et 2015/2016,
2. Autour de la nouvelle lune, en excluant 7 jours avant et 5 jours après la pleine lune (= période

- appréciable pour le repos de l'observateur), et en respectant les horaires de lever de lune,
3. En début de nuit, et vis-à-vis de l'évolution saisonnière des heures de coucher du soleil, en réalisant les écoutes entre 31 minutes (minimum) et 3H07 (maximum) après le coucher de soleil.

La majorité des écoutes ont été réalisées entre novembre et février, au plus proche possible de la nouvelle lune et entre 45 minutes et 2H15 après le coucher de soleil, afin de rester dans le créneau d'activité vocale maximale du puffin tropical. En dehors de ces créneaux temporels, l'activité vocale des puffins tropicaux sur colonies diminue fortement, réduisant la qualité de l'estimation de la taille de la colonie relative à l'activité vocale (Gerdil, 1998).

D'autres facteurs extérieurs pouvaient réduire la qualité de l'écoute et la capacité de détection : présence de vent, de pluie, bruit de cascade à proximité, passage de véhicules motorisés, sons parasites des villes (musique, télévision...) ou encore présence d'autres animaux bruyants (insectes, amphibiens, chiens, ...).

Les vocalisations étant propres à chaque espèce, nous pouvions facilement réaliser les comptages à l'échelle spécifique (Figure 30). Une vocalisation correspond à une émission sonore d'une ou plusieurs syllabes d'un individu dans un laps de temps restreint et isolé d'une autre émission. Nous dénombrions toutes les vocalisations audibles sur une durée d'écoute standardisée (ou à minima connue), sans chercher à identifier les individus (les vocalisations multiples d'un même individu étaient comptées). La durée d'écoute était de 15 minutes lorsqu'une colonie était identifiée. Dans le cas où aucune vocalisation n'était entendue au bout de 5 minutes, nous stoppions le point d'écoute considérant l'absence de colonie dans le secteur. Cela permettait de pouvoir continuer nos prospections vers un autre point, tout en restant dans le créneau favorable du début de soirée. Quelques rares points d'écoute ont duré plus que 15 minutes ou moins de 5 minutes (arrêt car mauvais positionnement, ...) mais la durée était notée dans tous les cas permettant d'obtenir un taux de vocalisation (nombre de vocalisations par minute).

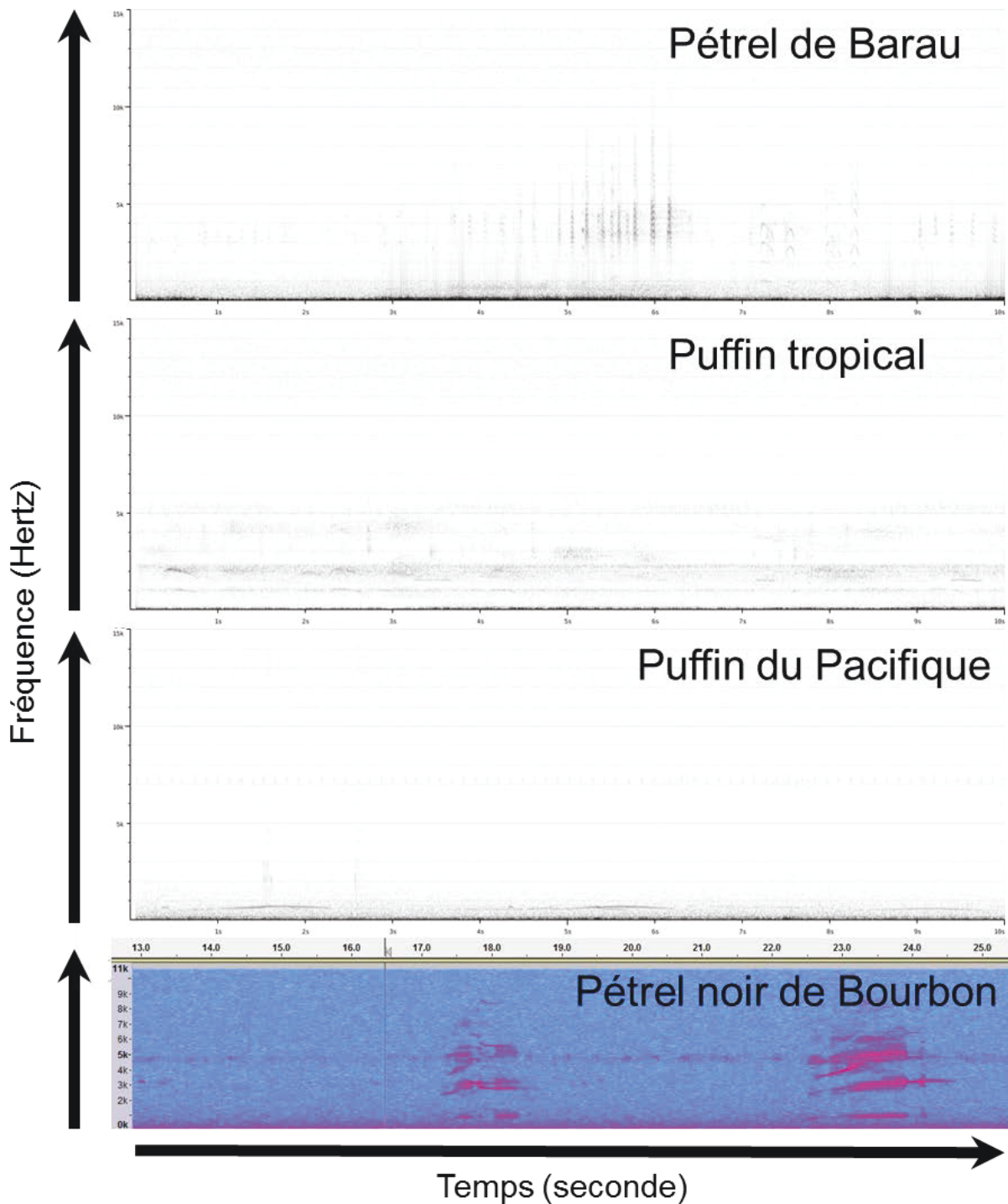


Figure 30 : Sonogramme des 4 espèces de *Procellariidae* de La Réunion, enregistrés sur colonie de reproduction. De haut en bas : Pétrel de Barau, puffin tropical, puffin du Pacifique, pétrel noir de Bourbon. L'axe des abscisses représente le temps (en seconde), l'axe des ordonnées correspond à la fréquence (en hertz) – Les enregistrements acoustiques de pétrel de Barau, de puffin tropical et de puffin du Pacifique ont été réalisés dans le cadre du projet de thèse OMAIR. L'enregistrement de pétrel noir de Bourbon a été réalisé et gracieusement communiqué par le programme « Life+ Pétrels » (www.petrels.re). Montage : B. Gineste ©

Pour chaque point d'écoute nocturne, différentes informations étaient renseignées : date, commune, description précise du site, l'observateur, heure de coucher de soleil et de début d'écoute, la durée de l'écoute (min), la visibilité de la lune, la luminosité générale, les conditions météo locales (pluie, vent, couverture nuageuse), un point GPS précis, et le nombre de vocalisations entendues par espèce et par colonie (si plusieurs colonies d'une même espèce étaient entendues sur le même point d'écoute : de part et d'autre d'une vallée par exemple). Pour chaque colonie entendue, le nombre de vocalisations était noté, l'heure du premier cri entendu, un azimuth pris depuis le point d'écoute (par rapport au nord magnétique, à corriger par rapport à la déclinaison magnétique $[- +20^\circ]$ pour un rendu cartographique précis) et une estimation de l'altitude de la colonie par rapport à l'altitude d'écoute. Ces informations permettaient ensuite de localiser précisément la colonie et d'obtenir un proxy de la taille de la colonie relative à son activité vocale (nombre de vocalisations enregistrées par minute = nombre total de vocalisations enregistrées / durée d'écoute (min)) (Borker et al., 2014; Opper et al., 2014).

Avec l'expérience et afin de gagner du temps, les prospections de terrain étaient préparées avant la sortie via un repérage cartographique (courbe de niveau des cartes IGN), la consultation de la bibliographie existante et via un repérage in situ de jour, si possible, lors de l'approche vers les colonies (Figure 31).



Figure 31 : Habitat favorable pour la reproduction du puffin tropical. La présence de failles naturelles dans la falaise permet l'installation des oiseaux. Colonie de puffin tropical de la ravine Patate à Durand, Saint-Denis - Photo : B. Gineste ©

Ainsi, entre le 5 novembre 2013 et le 9 mars 2016, au cours des 3 périodes d'été austral, nous avons effectué 335 points d'écoute nocturnes, sur 82 nuits différentes et représentant 3 860 minutes d'écoutes (~ 64 heures d'écoute).

L'intérêt d'avoir utilisé le même protocole que celui utilisé de 1996/1997 (Gerdil, 1998) est de pouvoir comparer les données anciennes et les données actualisées et d'étudier, à l'échelle de l'île, l'évolution relative de la taille des colonies de puffin tropical, dans un contexte de pression anthropique importante et grandissante entre 1996/1997 et 2013/2015 et leur répartition en 2016. Dans ce but précis, nous avons conservé un sous-échantillon des points d'écoute nocturnes (N=53 sites) réalisés à proximité des colonies dont la localisation et la taille relative étaient précisément connues, et pour lesquelles les conditions environnementales (date, cycle lunaire et heure d'écoute) étaient similaires entre les deux suivis temporels. Ce sous-échantillon a permis de créer des combinaisons, c'est-à-dire, les colonies pour lesquelles nous avons enregistré précisément l'activité vocale antérieure (1996/1997) et actuelles (2013/2015). Nous avons également effectué un travail bibliographique le plus exhaustif possible (publications scientifiques, rapports d'étude d'impacts, rapports naturalistes, ...) permettant de rassembler l'ensemble des données sur la localisation et la taille relative des colonies (si mesurée par une méthode similaire) de puffin tropical de La Réunion.

Nous présenterons donc une carte de l'évolution de la taille des colonies entre les deux périodes de suivi (1996/1997 et 2013/2015) pour les colonies dont les conditions d'écoute ont été similaires et une carte actualisée en 2016 de la répartition des colonies de puffin tropical, regroupant l'ensemble des données acquises dans le cadre de la thèse et celles disponibles et consultées dans la littérature grise.

III.2 La technologie radar

À la fin de la première moitié du XX^{ème} siècle, les oiseaux ont été identifiés comme étant responsables de l'apparition d'étranges échos (appelés « *Angels* ») sur les images radar britanniques (Buss, 1946; Lack and Varley, 1945), initialement utilisées pour la navigation maritime ou pour des objectifs de surveillance militaire et météorologique. Depuis, la technologie radar a été adaptée pour l'étude des oiseaux et d'autres organismes volants (chauves-souris par exemple) (Gauthreaux Jr and Belser, 2003). À travers le monde, la technologie radar est très utilisée pour détecter les déplacements d'oiseaux à différentes échelles spatiales et temporelles (Day et al., 2003a; Day and Cooper, 1995; Hamer et al., 1995; Reynolds et al., 1997), pour l'étude des caractéristiques de vol (Bruderer et al., 2010) ou des migrations (Bruderer, 1997a, 1997b; Flock, 1972). La technologie radar permet également le suivi de colonies (Bertram et al., 1999; Cragg et al., 2011; Hamer et al., 2005) et la recherche de site de reproduction d'espèces rares (Brown, 2015). Elle est également de plus en plus utilisée dans les cas de recherches appliquées à l'évaluation des impacts des différents projets d'aménagements et infrastructures à terre (lignes électriques, éolienne, ouvrages d'art, transport câblé) (par exemple : Gineste et Souquet, 2015) ou en mer (parc éolien offshore) (Desholm and Kahlert, 2005; Exo et al., 2003; Fijn et al., 2012). L'utilisation du radar à des fins ornithologiques a permis des avancées majeures sur les connaissances des déplacements d'oiseaux, notamment parmi les espèces nocturnes (Eastwood, 1967).

En effet, la technologie radar permet d'obtenir de précieuses et nombreuses informations bien au-delà des capacités d'observations classiques en termes de distance, mais aussi et surtout lorsque les conditions d'observations sont insuffisantes pour un observateur humain, notamment la nuit. Le radar permet de « voir » lorsque la visibilité est mauvaise voire nulle (brouillard, nuages bas, sous ou

surexposition, faible luminosité à l'aube et au crépuscule, nuit). De plus, le radar fonctionne en autonomie (sous réserve d'alimentation électrique fiable) et peut donc réaliser de longues périodes d'échantillonnage, sans biais d'observateur. Les données sont stockées informatiquement et peuvent par conséquent être analysées à plusieurs reprises.

Les limites liées à la technologie radar sont la présence de pluie et d'infrastructures métalliques qui renvoient des échos parasites, les zones d'ombres liées à un bruit de sol et l'angle d'émission du radar, la capacité de détection des cibles et l'identification des échos à un niveau spécifique, mais celles-ci (hormis la pluie) ne sont que peu dérangeantes dans notre contexte.

Il existe plusieurs types de technologie radar utilisées pour l'étude des oiseaux, mais nous ne présentons ici que celle que nous avons utilisée.

Nous avons déployé le dispositif AVISCAN II, développé par BIOTOPE, principalement en mode vertical, avec un rayon de prospection de 1,5 km autour du radar. Le radar utilisé (marque FURUNO ; modèle FAR-2117 ; puissance de sortie : 12 kW ; fréquence d'émission 9,4 GHz (± 10 KHz) en bande X ; durée d'émission du train d'onde : 0,07 μ s et angle d'ouverture : 20 °) est positionné sur la partie supérieure d'un véhicule de type utilitaire, permettant le déplacement du radar sur tout type de chemin carrossable à travers l'île. Alimenté en énergie électrique par un groupe électrogène, le radar fonctionne de manière autonome après installation par un opérateur. L'intérieur du véhicule est adapté en « laboratoire » permettant la mise à l'abri du matériel propre au radar (*blackbox*, console de contrôle) et du matériel d'enregistrement (ordinateur, carte d'acquisition, connectique, onduleur (Figure 32).



Figure 32 : Le dispositif radar AVISCAN II - Photo : B. Gineste ©

Le principe du radar repose sur l'émission d'ondes électromagnétiques à haute fréquence. Chaque objet passant dans le volume de prospection du radar renvoie un écho caractéristique, capté par le radar (Figure 33). La capacité de détection d'une cible par le radar dépend de plusieurs facteurs : la puissance d'émission (invariable pour un type de radar donné), la distance entre la cible et le radar, la surface d'exposition de la cible face au radar (SER) (la SER varie selon que l'oiseau soit enregistré de face, de profil, de l'arrière ou de dessous), de la position de la cible à l'intérieur du faisceau de prospection (l'écho renvoyé par une cible située en périphérie du faisceau radar est moins puissant que celui de la même cible située au centre du faisceau) et de la composition matérielle de la cible (le métal renvoie très bien les ondes électromagnétiques par exemple). L'avifaune ne semble pas perturbée par le fait de traverser le champ de prospection, pour les puissances et longueurs d'ondes utilisées (Bruderer et al., 1999) et nous n'avons jamais observé de comportement intrigant. Le radar effectue une rotation complète de 360° autour d'un axe horizontal toutes les 2,5 secondes. Une carte d'acquisition (Epiphan Solo DVI2USB, Epiphan System Inc. ©, Ottawa, Canada) permet de visualiser et d'enregistrer sous forme d'image (.png) sur un ordinateur portable les données obtenues à chaque rotation du radar (soit une image toutes les 2,5 secondes). La date et l'heure de création de l'image sont indiquées sur chaque image, permettant ensuite de recalculer temporellement la donnée.

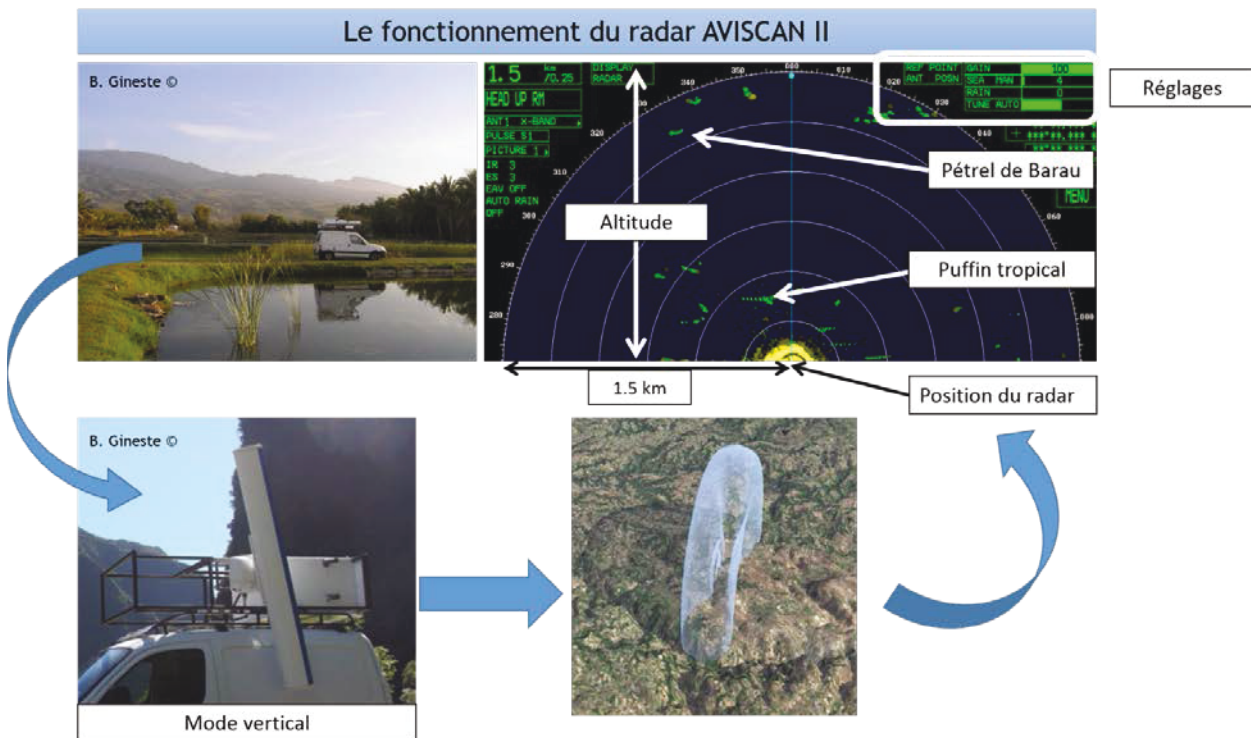


Figure 33 : Le fonctionnement du dispositif radar AVISCAN II. De la mise en place du radar à l'acquisition d'images radar - Photo : B. Gineste ©

À l'instant t de l'enregistrement de l'image, toute cible présente dans le champ de prospection du radar renvoie un écho de couleur verte (peu intense), marron (moyennement intense) à jaune vif (intense) sur l'image radar. À l'instant $t+1$, les échos les plus intenses sont conservés sur les images successives pendant 30 secondes après la première acquisition, laissant ainsi un historique du déplacement de la cible à travers le faisceau. Les échos et traces obtenus sur les images lors du passage des cibles dans le champ de prospection du radar sont dépendantes de leurs caractéristiques de taille, de structure (corps animal vs structure métallique) et de vol (vitesses, sinuosité). Par conséquent, il est possible pour l'observateur, lors de l'extraction des données de réaliser un tri visuel et de compter uniquement les cibles souhaitées (dans notre cas, les oiseaux marins nocturnes) (Tableau 4).

Tableau 4 : Caractéristiques des échos et traces enregistrés sur les images radar en fonction des types de cibles

| Cible | Taille de l'écho | Intensité de l'écho | Vitesse apparente | Distance de détection | Trajectoire | Heure de détection | Confirmation visuelle |
|---|------------------|---------------------|---------------------|-----------------------|--|--|------------------------|
| Insectes | -- | -- | - | -- | Directe | Jour et nuit | Non |
| Oiseaux diurnes de petite taille (Apodidae) | - / + | - / - | - / + | - | Sinueuse (principalement) ou directe (en groupe) | Jour (sortie et retour aux gîtes à l'aube et crépuscule) | Oui |
| Chiroptères | - / + | - / + | - / + | - | Sinueuse (principalement) ou directe (en groupe) | Nuit (sortie et retour aux gîtes à l'aube et crépuscule) | Oui |
| Oiseaux diurnes de grande taille (Paille en queue à brins blancs et Papangue) | ++ / +++ | ++++ | + / ++ / +++ | ++ | Prise d'altitude en pompant ou vol direct | Jour | Oui |
| Pétrels de Barau | +++ | ++++ | ++ / +++ | +++ | Prise d'altitude en pompant ou vol direct | Fin d'après-midi et nuit | Oui (fin d'après-midi) |
| Puffins tropicaux | ++ | ++++ | +++ | ++ | Directe | Nuit (obscurité totale) | Non |
| Aéroplanes (avion, hélicoptère, ULM ...) | ++++ | ++++ | + / ++ / +++ / ++++ | ++++ | Directe | Jour principalement | Oui |

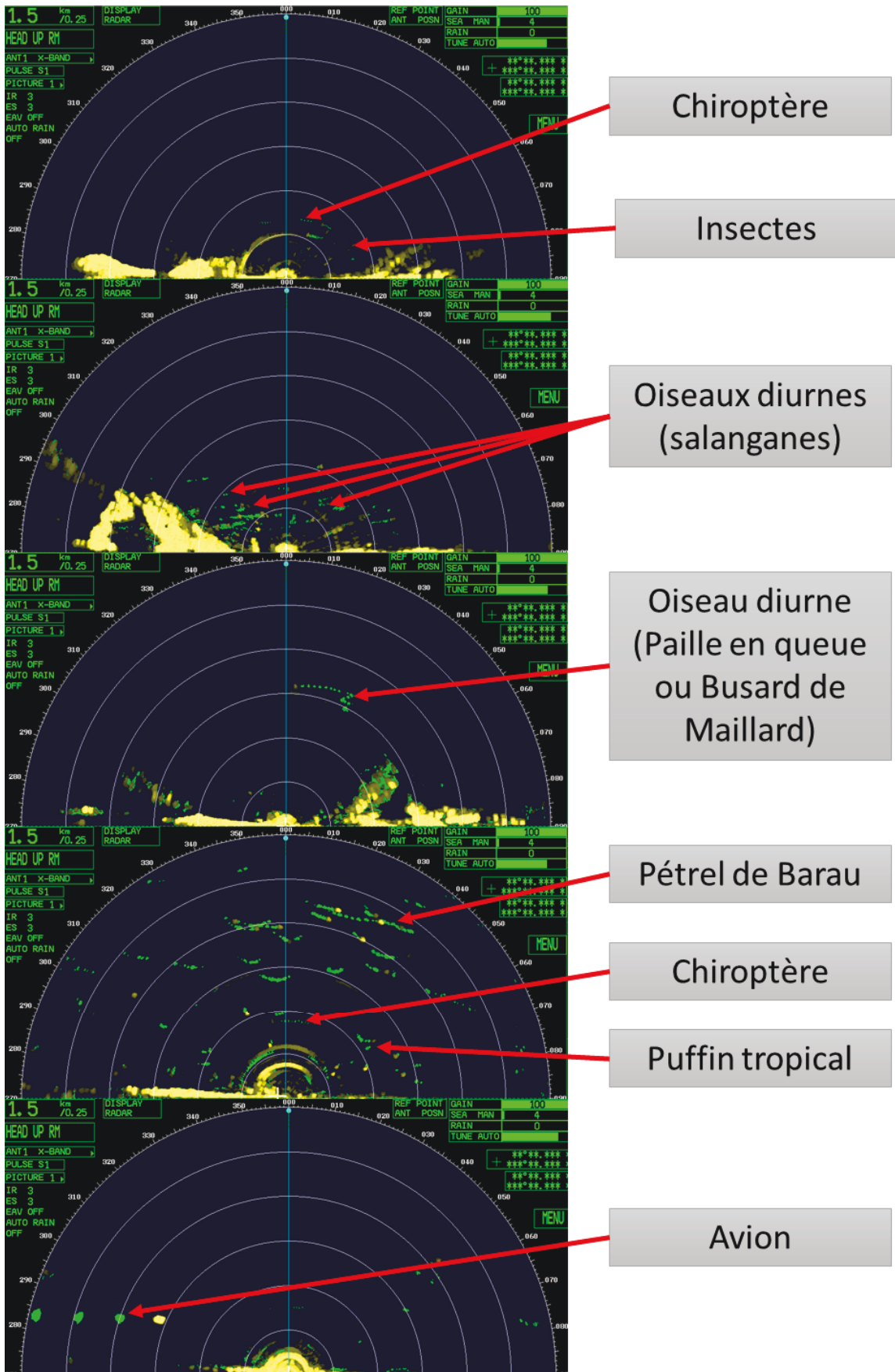


Figure 34 : Images radar illustrant les différents échos renvoyés en fonction des cibles traversant le faisceau radar (montage B. Gineste).

La technologie radar, de par son principe de fonctionnement, ne permet généralement pas d'identifier les cibles à une échelle spécifique sans confirmation visuelle. Les cibles peuvent être décrites au niveau d'un groupe ou type d'oiseaux (rapaces, passeriformes, limicoles, oiseaux marins). Cependant, à La Réunion, seules 4 espèces d'oiseaux marins transitent la nuit. De plus, la population du pétrel noir de Bourbon n'est estimée qu'à quelques dizaines de couples reproducteurs (Riethmuller et al., 2012) et la majorité des colonies de puffin du Pacifique se situent au niveau du littoral, les oiseaux ne traversant donc pas (ou très peu) le littoral. Ainsi, nous avons considéré que le nombre de détections de ces deux espèces est négligeable par rapport au nombre de détections de puffin tropical et pétrel de Barau dont les effectifs sont bien plus importants et dont les colonies sont situées de façon avérées très majoritairement à l'intérieur des terres. Dans cette configuration simple (2 espèces) et à partir de signaux caractéristiques spécifiques, nous avons pu réaliser les comptages du nombre de détections à une échelle spécifique sur un site de référence (Étang-Salé).

Le dispositif radar était généralement placé en fin d'après-midi (vers 16H30 environ), afin de pouvoir enregistrer le retour des premiers oiseaux, et fonctionnait de manière autonome durant toute la nuit. Il était arrêté le lendemain matin par l'opérateur après le lever de soleil. Chaque nuit d'étude correspondait donc à environ 20 000 images enregistrées.

La majorité des sites d'études étaient situés au niveau du littoral et le radar était orienté le plus parallèlement possible au trait de côte (à une échelle locale et en fonction des contraintes de terrain) afin d'obtenir la plus grande surface d'échantillonnage possible du flux d'oiseaux marins.

L'utilisation du radar en mode vertical permet d'obtenir des infos sur l'heure de détections de la cible, sur son altitude de vol, sur sa direction (nécessite d'orienter l'axe principal du radar d'une manière adaptée). Ainsi, pour chaque nuit d'enregistrement, nous avons réalisé des comptages manuels du nombre de détections d'oiseaux marins, par créneau de 10 minutes et pour 6 classes d'altitude de 250 m chacune (0 - 250 ; 250 - 500 ; 500 - 750 ; 750 - 1 000 ; 1 000 - 1 250 ; 1 250 - 1 500 m). Pour un site donné (entrée du cirque de Salazie), afin d'étudier la direction de vol (entrant ou sortant) des oiseaux au cours de la nuit, le radar était dirigé selon la même orientation que l'axe de la ravine dans laquelle se déplacent les oiseaux. Nous avons donc pu relever la direction du vol (entrant : de la mer vers les colonies ; sortant : des colonies vers la mer).

Différents protocoles d'observations par imagerie radar ont été mis en place en fonction des questions scientifiques sous-jacentes (Tableau 5).

Tableau 5 : Présentation des différents protocoles mis en place à partir de l'utilisation de l'imagerie radar AVISCAN

| Protocole | Question scientifique | Nombre de nuits enregistrées | Nombre de sites étudiés | Modalité et date | Lune | Variable retenue |
|------------|---|--|-------------------------------|--|---------------|---|
| FLUNAIRE | Heure de vol | 16 (13) | 1 (Étang-Salé) | 4 sessions de 4 nuits successives entre le 31 octobre 2013 et le 27 novembre 2013 | Cycle lunaire | Nombre de détections par créneaux de 10 minutes |
| | Altitude de vol | 16 (13) | 1 (Étang-Salé) | 4 sessions de 4 nuits successives entre le 31 octobre 2013 et le 27 novembre 2013 | Cycle lunaire | Nombre de détections par créneaux de 10 minutes et par classe d'altitude de 250 mètres |
| | Hétérogénéité du nombre de détections entre nuits successives | 16 | 1 (Étang-Salé) | 4 sessions de 4 nuits successives entre le 31 octobre 2013 et le 27 novembre 2013 | Cycle lunaire | Nombre total de détections par nuit sur un nombre identique de créneaux par session |
| | Influence du cycle lunaire | 16 (13 pour le pétrel de Barau ; 14 pour le puffin tropical) | 1 (Étang-Salé) | 4 sessions de 4 nuits successives entre le 31 octobre 2013 et le 27 novembre 2013 | Cycle lunaire | Moyenne du nombre de détections par nuit pour chaque session |
| TEMPOFLUX | Direction de vol | 3 | 1 (Salazie) | 3 nuits entre novembre et décembre 2013 | Nouvelle lune | Nombre de détections par créneaux de 10 minutes, par classe d'altitude de 250 mètres et par direction de vol |
| | Influence de la saison | 33 (14 à Etang-Salé ; 11 à Salazie) | 2 (Étang-Salé et Salazie) | 1 à 2 nuits par site entre octobre 2013 et novembre 2014 | Nouvelle lune | Moyenne du nombre de détections par créneaux de 10 minutes lors du pic de vol retour (fin de nuit) pour chaque nuit |
| SPATIOFLUX | Hétérogénéité spatiale des détections | 116 | 32 (23 sites sur le littoral) | 1 à 10 nuits par site sur 3 étés australes (2013/2014 ; 2014/2015 ; 2015/2016) | Nouvelle lune | Nombre total de détections sortantes par nuit. <i>Dans le cas de plusieurs nuits enregistrées par site, le maximum de détections était retenu.</i> |
| JUVAUFLUX | Envol des jeunes pétrels de Barau | 59 | 1 (Cilaos) | 2 sessions de 29 (2014) et 30 nuits (2015) consécutives lors de la période d'envol principale des jeunes pétrels de Barau (7 avril au 7 mai) | Cycle lunaire | Nombre de détections par créneaux de 10 minutes |

- Le nombre total de nuits du tableau est différent du nombre total de nuits indiqué dans le texte car certaines nuits dépendaient de plusieurs protocoles. En effet, certains protocoles ont exploité les données de nuits communes (Flunaire, Tempoflux, Spatioflux à Étang-Salé par exemple).
- Les nombres indiqués entre parenthèses correspondent aux nombres de données utilisées pour les différentes analyses (si différentes du nombre total du fait par exemple de la qualité des données : présence - absence de pluie, horaire comparable ou non, ...)

Au total, nous avons effectué 1 à 30 nuits d'observations par site, pour un total de 175 nuits d'observation radar entre le 7 octobre 2013 et le 12 janvier 2016, soit ~ 2 400 heures et l'enregistrement de plus de 3 300 000 images, sur 32 sites différents.

Sachant que l'analyse manuelle des images enregistrées nécessite en moyenne 3 heures par nuit, le temps total d'extraction de la donnée (visionnage des images en accéléré) représente environ 525 heures (soit 3 mois de travail environ).

III.3 La bioacoustique

Les oiseaux marins nocturnes sont relativement difficiles à étudier à La Réunion pour les raisons déjà évoquées. Cependant, leur présence est décelable au travers de l'activité vocale spécifique à proximité des colonies de reproduction.

Compte tenu du développement récent et l'utilisation de plus en plus courante d'unités d'enregistrements autonomes (UEA) (Borker et al., 2015, 2014; Buxton and Jones, 2012; Oppel et al., 2014), il est désormais possible de quantifier l'activité vocale des colonies sur de longues périodes d'enregistrement autonome, indépendamment de l'observateur et en minimisant la perturbation de ce dernier sur les colonies (dérangement des individus, dégradation du milieu).

Nous avons déployé des unités d'enregistrements autonomes (UEA) (*Song Meter SM2+* ; *Wildlife Acoustics Inc*, USA) sur différentes colonies (Figure 35) en fonction des différents sujets d'étude (Tableau 6). Les piles n'ont été changées que quelques fois sur l'ensemble de la période d'enregistrement, en accord avec les informations données par le logiciel constructeur. Les données étaient alors téléchargées lors de ces interventions, afin de sécuriser *a minima* l'acquisition des fichiers acoustiques enregistrés et un contrôle général du matériel était également effectué (bonne étanchéité, absence de vandalisme, bon fonctionnement des enregistreurs, ...).

Tableau 6 : Présentation des différents protocoles mis en place via l'utilisation d'unités d'enregistrement autonomes

| Espèce ciblée | Site | Latitude | Longitude | Altitude (m) (localisation) | Date de pose | Date de récupération | Nombre de jour d'enregistrement | Nombre de fichiers enregistrés | Objectifs |
|---------------------|------------------------|-----------|-----------|-----------------------------|--------------|----------------------|---------------------------------|--------------------------------|--|
| Pétrel de Barau | Grand Bénare | -21.12174 | 55.4253 | 2 624 | 16/01/2014 | 24/07/2015 | 556 | 7 026 | Acquisition de son référence et suivi annuel |
| Puffin du Pacifique | Petite île | -21.37503 | 55.56926 | 44 | 22/02/2014 | 23/02/2014 | 1 | 150 | Acquisition de son référence |
| Puffin du Pacifique | Grande Anse | -21.37333 | 55.55074 | 51 | 22/02/2014 | 23/02/2014 | 1 | 133 | Acquisition de son référence |
| Puffin tropical | Salazie (Escalier) | -20.9996 | 55.57943 | 289 | 30/03/2014 | 31/03/2014 | 1 | 150 | Acquisition de son référence |
| Puffin tropical | Ravine Patate à Durand | -20.92915 | 55.464808 | 394 (Nord basse) | 22/09/2014 | 11/11/2015 | 422 | 10 178 | Suivi annuel |
| Puffin tropical | Piton d'Anchaing | -21.0393 | 55.49127 | 764 (Nord haute) | 23/09/2014 | 12/03/2015 | 170 | 4 085 | Suivi annuel |
| Puffin tropical | Rivière des remparts | -21.29922 | 55.61208 | 486 (Sud basse) | 23/09/2014 | 27/09/2015 | 363 | 7 822 | Suivi annuel |
| Puffin tropical | Les Makes | -21.21167 | 55.39789 | 882 (Sud haute) | 23/09/2014 | 27/09/2015 | 369 | 8 879 | Suivi annuel |



Figure 35 : Installation d'une unité autonome d'enregistrement (SM2+) sur colonie de Pétrel de Barau, au Grand Bénare (à gauche) et de puffin du Pacifique à Grande Anse (à droite) - Photo : B. Gineste © (à gauche) et L. Kernaléguen © (à droite).

La fréquence d'enregistrement était réglée à 44,1 kHz (Shannon, 1998), avec un filtre passe-haut à 3 Hz permettant de cibler la gamme de fréquence dans laquelle émettent les espèces suivies et une résolution de 16 bits. Le gain était paramétré à 36 dB. L'enregistrement des appareils était programmé selon différents protocoles (plus de détails dans l'article soumis, Annexes 1 et 2), en fonction des espèces et de manière à suivre l'évolution saisonnière de l'heure de coucher de soleil.

Ce travail a fait l'objet d'une collaboration avec Mr Olivier Dufour, à l'époque doctorant ADEME/BIOTOPE/ENTROPIE, spécialisé en bioacoustique informatique. Dans un premier temps, il a développé des algorithmes de reconnaissance automatique spécifiques pour le pétrel de Barau et le puffin tropical à partir des sons de référence obtenus *in situ*, grâce à un algorithme d'apprentissage machine (*random forest*) et de différentes méthodes classiques de caractérisation de signaux acoustiques (Annexe 1). Dans un second temps, il a étudié l'opérationnalité et la plus-value de l'utilisation de l'analyse automatique par rapport à l'analyse manuelle dans le cas de longues séries temporelles de données acoustiques (Annexe 2). Enfin, nous avons réalisé l'acquisition de longues séries de données acoustiques sur différentes colonies d'oiseaux marins nocturnes. Ces enregistrements permettront à terme, d'étudier la variation d'activité vocale saisonnière sur une colonie de pétrel de Barau et sur 4 colonies de puffin tropical en fonction de leur localisation (haute ou basse altitude, région nord ou sud de l'île de La Réunion).

III.4 La séquence « Éviter Réduire Compenser (ERC) » dans la démarche d'évaluation environnementale

La méthodologie de la démarche d'évaluation environnementale d'un projet d'aménagement, est présentée au même titre que les autres méthodologies d'études des oiseaux marins (point d'écoute nocturne, imagerie radar et bioacoustique informatique). Elle concerne l'évaluation environnementale des impacts sur la biodiversité en général. Elle s'applique donc parfaitement dans le cas des oiseaux marins, y compris nocturnes et d'autant plus que les enjeux sont importants pour les espèces concernées et vis-à-vis du respect des différentes réglementations. Cette démarche n'est pas scientifique à proprement parlé mais repose sur une méthodologie de gestion et suivi de projet clarifiée nécessitant la plus grande rigueur, de l'acquisition ou la consultation de données scientifiques, de l'analyse et aboutissant à des résultats précis et conclusions pertinentes (DEAL Réunion, BIOTOPE, RST, 2013).

La Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) et les différentes réglementations du Code de l'Environnement et notamment celles relatives au projet d'aménagement, plans et programmes fixent rigoureusement la nécessité de protection de la biodiversité, y compris celle susceptible d'être atteinte par la réalisation d'un projet, des plans et des programmes d'aménagement.

La démarche d'évaluation environnementale doit intervenir en parallèle, de manière progressive et itérative à celle de l'élaboration du projet, depuis sa réflexion jusqu'à la phase d'exploitation (Figure 36).

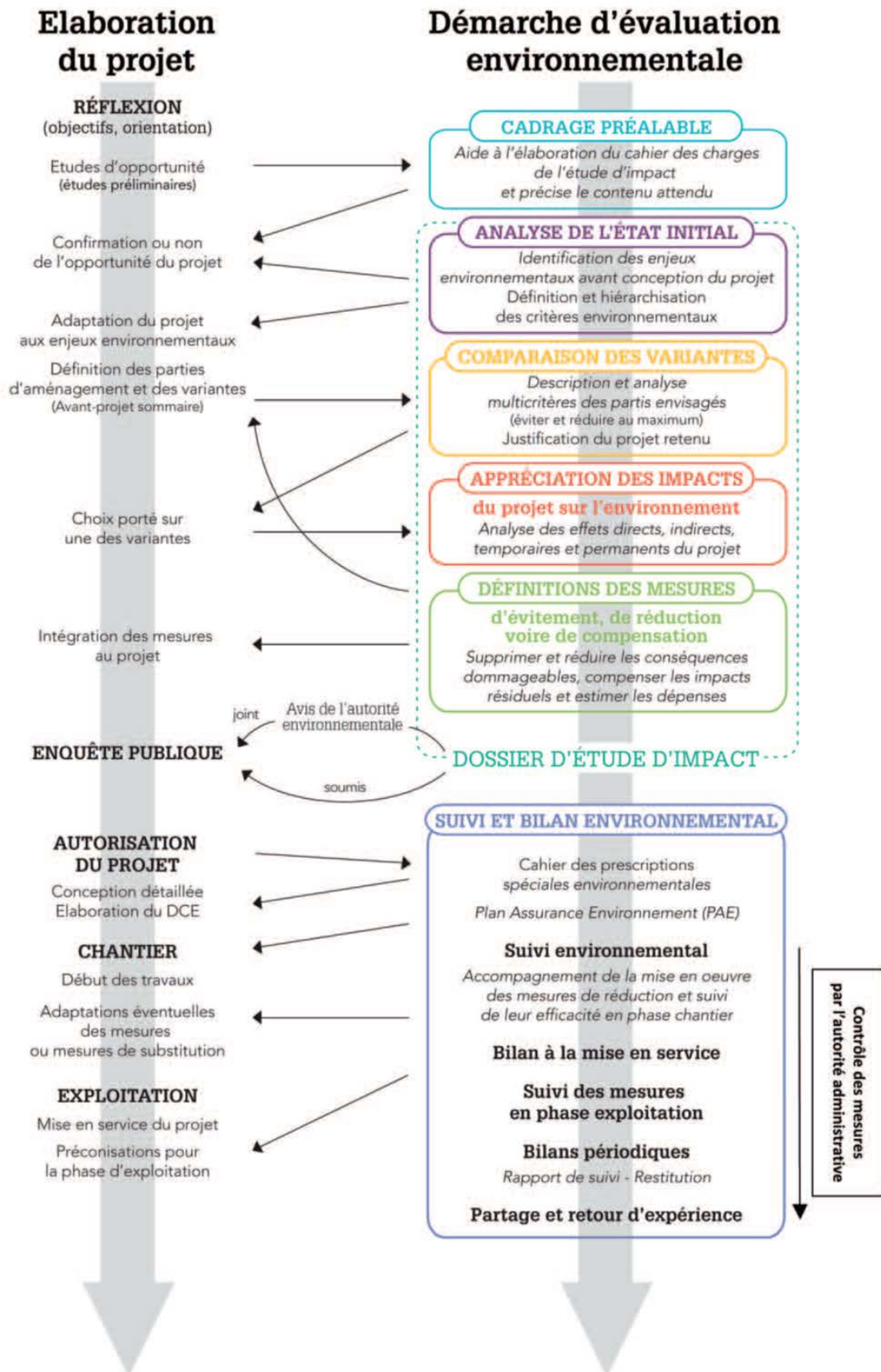


Figure 36 : Synthèse de la démarche d'évaluation environnementale d'un projet - Source : DEAL Réunion, BIOTOPE, RST, 2013.

Le premier travail environnemental consiste à fournir un cadrage préalable pour la maîtrise d'ouvrage, en parallèle des études d'opportunités du projet (études préliminaires). Puis, la consultation des données bibliographiques d'une part et des expertises de terrain dédiées et bien menées d'autre part, permettent d'identifier les enjeux environnementaux avant la conception du projet (analyse de l'état initial).

Cette première analyse doit permettre l'adaptation du projet aux enjeux environnementaux et la proposition et la justification argumentée de la solution retenue parmi plusieurs variantes, incluant les incidences sur l'environnement et la biodiversité. En effet, la comparaison de ces variantes à partir d'une analyse multicritère permet de porter le choix sur la variante la plus optimale (à la vue des différents critères). À partir de ce stade, il est possible d'apprécier (qualification) les impacts du projet sur l'environnement et d'en analyser les effets (quantification) directs, indirects, temporaires ou permanents et définir les mesures de la séquence « ERC : Éviter, Réduire, Compenser » proportionnellement correspondantes.

III.4.1 Éviter l'impact

L'évitement d'un impact implique avant tout l'étude de toutes les solutions/variantes possibles d'aménagement, y compris celle du *statu quo*. La mesure d'évitement consistera alors à choisir, parmi les variantes envisagées, la moins impactante tout en considérant les enjeux socio-économiques et critères associés. Cette étape est cruciale et doit être prioritaire dans l'analyse. Il convient également de souligner que, si celle-ci est un préalable indispensable qui doit être argumenté en résultat avant de passer aux étapes suivantes, la réflexion sur les optimisations concernant l'évitement doit pouvoir se poursuivre tout au long de l'affinage progressif d'un projet.

III.4.2 Réduire l'impact

Lorsque la logique de l'évitement maximal a prévalu, et qu'il demeure des impacts techniquement et/ou économiquement inévitables, la réduction d'impact doit être impérativement recherchée. Ces mesures se déploient au niveau du projet lui-même, et il s'agit essentiellement de réaliser des adaptations techniques de l'infrastructure (adaptations complémentaires sur l'implantation du projet : dispositifs d'effarouchement et signalisation, passages à faune, déplacement d'espèces, conservation ex situ, ...) afin de réduire les impacts sur les milieux et les espèces dont la sensibilité vis-à-vis du projet a été avérée préalablement. La remise en état d'un site post exploitation est un des éléments ou mesure de réduction de l'impact à long terme d'un projet. Elle est en général induite dans la conception du projet (et obligatoire). Elle participe à l'effet global de réduction de l'impact (et en aucun cas jugée compensatoire).

☞ **En théorie, lorsque la réduction est totale, l'impact peut être considéré comme supprimé.**

☞ **En pratique, il demeure fréquemment un impact résiduel après réduction qu'il convient de réévaluer, afin de conclure à la nécessité de compenser.**

Ces deux premiers principes s'appliquent tant sur la phase de conception (maximisation de l'évitement notamment) que sur les phases de chantier de l'aménagement (cette phase est souvent source d'impacts importants sur les espèces et les habitats) et d'exploitation (effets à long termes).

III.4.3 Compenser l'impact

Tous les impacts résiduels notables, sur la biodiversité, réévalués au regard de l'effet des mesures d'évitement et de réduction doivent faire l'objet de mesure(s) compensatoire(s).

Selon l'article R122-14-II du CE :

« Les mesures compensatoires ont pour objet d'apporter une contrepartie aux effets négatifs notables, directs ou indirects, du projet qui n'ont pu être évités ou suffisamment réduits. Elles sont mises en œuvre en priorité sur le site endommagé ou à proximité de celui-ci afin de garantir sa fonctionnalité de manière pérenne. Elles doivent permettre de conserver globalement et, si possible, d'améliorer la qualité environnementale des milieux. »

Se pose alors les différentes questions suivantes : « Pour quelles espèces et quels habitats s'effectue la compensation ? Quand, où et comment compenser ? ».

Les mesures compensatoires peuvent être de différentes formes (non détaillées ici) et certaines peuvent faire appel à des mesures techniques dites de génie écologique.

Dans le cadre de la démarche itérative à conduire, si l'impact résiduel est trop important, il peut être envisagé de reconsidérer le choix de la variante, voire l'opportunité du projet tel que défini à ce stade.

Un impact est non compensable lorsque, en l'état des connaissances scientifiques et techniques disponibles, l'équivalence écologique ne peut être obtenue, ou lorsqu'il n'est pas certain que le maître d'ouvrage pourra assumer la charge financière des compensations proposées, ou lorsque les mesures compensatoires proposées ne sont pas réalisables ; c'est-à-dire lorsqu'il n'apparaît pas possible de maintenir ou le cas échéant d'améliorer la qualité environnementale d'un milieu naturel. Dans le cas où il apparaîtrait que les impacts résiduels sont significatifs et non compensables, le projet, en l'état, ne peut en principe être autorisé. Par exception, un projet présentant des conséquences bénéfiques primordiales pour l'environnement peut être autorisé sous réserve de l'absence de solution alternative de moindre impact (MEDDTL, 2012).

III.4.4 « Réparer » l'impact : les imprévus

Des incidents ou dérapages générant des impacts non identifiés durant les études préalables peuvent se produire pendant la phase travaux ou la phase d'exploitation. L'émergence d'une telle situation peut notamment venir de la sous ou surévaluation d'impacts du fait de lacunes de connaissances à divers niveaux, notamment sur la biodiversité concernée sur le projet et - ou la bonne définition des caractéristiques du projet. Cela souligne une nouvelle fois l'importance de la réalisation d'un état initial le plus précis possible.

Dans tous les cas, le maître d'ouvrage et/ou l'entreprise restent responsables de ces atteintes sur la biodiversité et des mesures correctrices visant à réduire ces impacts, voire de « réparation » ou compensatoires doivent être envisagées pour stopper ces effets imprévus et rétablir les équilibres perturbés.

III.4.5 Mesures d'accompagnement et de suivi

Afin de garantir la bonne mise en œuvre des différentes mesures tout au long de la phase de réalisation de l'aménagement (travaux) et de son exploitation, il est indispensable de définir les mesures d'accompagnement qui permettront à la maîtrise d'ouvrage de réaliser (ou faire réaliser) des suivis environnementaux jugeant de l'efficacité (ou non) de la mise en œuvre des mesures de réduction, d'obtenir des bilans périodiques sur les différents indices environnementaux définis au préalable et de pouvoir communiquer et partager leur retour d'expérience sur ces sujets.

Aussi, le rôle du prestataire spécialisé est d'accompagner le maître d'ouvrage dans la réalisation de son projet, vis-à-vis des problématiques environnementales. La réalisation des expertises de qualité et une excellente connaissance des espèces et des habitats, des fonctionnalités écologiques (via la bibliographie existante et des compétences avérées) ainsi que la bonne définition, au départ, des caractéristiques du projet d'aménagement et la bonne implication de la part de la maîtrise d'ouvrage (concertation notamment) sont les prérequis pour la bonne appréciation des impacts et la bonne définition des mesures.

Enfin et bien entendu, si des mesures compensatoires sont nécessaires, des mesures, dites « d'accompagnement et de suivi de celles-ci, peuvent être définies pour améliorer l'efficacité ou donner des garanties supplémentaires de succès environnemental aux mesures compensatoires.

☞ **L'application de cette méthodologie générale de la démarche d'évaluation environnementale de l'élaboration à l'exploitation du projet est nécessaire afin de pouvoir concilier au mieux la préservation de l'environnement, incluant la biodiversité et donc les oiseaux marins nocturnes, et le développement des aménagements, dans un contexte de pression démographique de plus en plus importante.**

III.5 Analyses statistiques et cartographie

L'ensemble des tests statistiques ont été réalisés à partir du logiciel open source R v.3.2.0 (R Core Team, 2015). Les tests (paramétriques ou non paramétriques) ont été choisis après vérification des conditions d'applications (normalité des données et des résidus (le cas échéant), homoscédasticité des variances).

Les analyses spatiales et les cartes (SIG) ont été réalisées à partir du logiciel open source Qgis v.2.8.2 (<http://qgis.osgeo.org>).

DE NOUVELLES CONNAISSANCES SUR LES OISEAUX MARINS NOCTURNES DE LA RÉUNION



... puis vint le poussin (pétrel de Barau). La route est semée d'embuches pour atteindre l'âge adulte et se reproduire à son tour ... - B. Gineste ©

Introduction

Cette partie présente les résultats et les nouvelles connaissances apportées sur les oiseaux marins de La Réunion obtenus au cours de la thèse. Elle constitue la partie scientifique et naturaliste fondamentale du projet de thèse. Structurée en différents chapitres, elle répond à différents objectifs de la thèse à partir des méthodologies présentées ci-dessus (Méthodologies) :

Objectif 1 : Étudier l'évolution de la répartition et de la taille des colonies (via l'étude de l'activité vocale) de puffin tropical (*Puffinus bailloni*) afin de savoir si cette espèce fortement impactée par les aménagements (en particulier par la pollution lumineuse) a subi un déclin démographique entre 1996 et 2015.

Le chapitre 4 présente l'actualisation de la répartition des colonies de puffin tropical (2016) et leur effectif relatif à l'activité vocale. L'activité vocale de certaines colonies en 2013/2015 est comparée à leur activité vocale enregistrée en 1996/1997. Cette comparaison est un des éléments permettant d'évaluer l'évolution de la taille de la population entre ces deux périodes espacées de 18 ans. L'évolution du nombre d'échouages de jeune puffin tropical ainsi que de la pollution lumineuse sur cette même période sont également présentés.

Objectif 2 : Caractériser les patterns de vol à différentes échelles spatio-temporelles des deux espèces les plus représentées et les plus impactées (le pétrel de Barau *Pterodroma barau* et le puffin tropical *Puffinus bailloni*) et créer des cartes spécifiques de la distribution du flux de ces deux espèces ainsi qu'une évaluation spatiale de la vulnérabilité des oiseaux marins nocturnes face aux risques de collision avec les infrastructures à l'échelle de l'île.

Le chapitre 5 présente la description de différents patterns de vol des pétrels de Barau et des puffins tropicaux à différentes échelles temporelles, altitudinales et spatiales à partir d'observation par imagerie radar. À partir de ces observations, des cartes des flux de pétrels de Barau et de puffin tropical et leur vulnérabilité au risque de collision vis-à-vis des aménagements sont proposées.

Objectif 3 : Étudier la phénologie de l'envol des jeunes pétrels de Barau à différentes échelles temporelles (nuit, mois) à proximité des colonies de reproduction afin d'apporter des éléments favorables à leur conservation et de déterminer la proportion de jeunes attirés par les éclairages urbains.

Le chapitre 6 se focalise sur la quantification et la description temporelle de l'envol des jeunes pétrels de Barau au cours de leur période d'envol synchronisée à partir d'imagerie radar, sur l'effet du

cycle lunaire et des conditions météorologiques sur les patterns altitudinaux et temporels des vols et sur la détermination de la proportion de jeunes attirés par les éclairages urbains.

Objectif secondaire : Participer à la production d'un outil d'analyse bioacoustique permettant l'automatisation de l'analyse d'enregistrements acoustiques in situ, à large échelle spatiale et temporelle, via l'utilisation d'unité autonome d'enregistrement (UEA) et tester l'apport de cette méthodologie pour l'étude des oiseaux marins nocturnes par rapport aux méthodes traditionnelles.

Le chapitre 7 décrit de manière synthétique la démarche engagée pour la création d'un outil d'analyse automatique d'enregistrements acoustiques de pétrel de Barau et de puffin tropical et l'apport de cet outil pour l'étude des oiseaux marins à terre.

Pour chacun des chapitres, un résumé de l'étude est présenté dans un premier temps, puis dans un second temps, les articles scientifiques (en anglais) associés à l'étude. Enfin, si nécessaire, quelques informations complémentaires (cartes notamment) permettant une meilleure compréhension et une valorisation du travail effectué seront proposées.

IV. Actualisation de la répartition des colonies et évolution de la population de puffin tropical *Puffinus bailloni* relative à l'activité vocale sur colonie

IV.1 Résumé de l'étude

Les oiseaux marins sont exposés à de nombreuses menaces en mer et à terre. Ils sont maintenant considérés parmi les oiseaux les plus menacés au monde. Les espèces de la famille de *Procellariidae* sont particulièrement menacées par la pollution lumineuse. À La Réunion, le puffin tropical (*Puffinus bailloni*) est affecté par de nombreux échouages massifs en raison de l'attraction par les lumières artificielles. Dans le but d'évaluer la tendance de la population de cette espèce (en lien avec les impacts avérés de la pollution lumineuse), nous avons conduit deux échantillonnages acoustiques à large échelle à travers l'ensemble de l'île en 1996/1997 (une saison) et 2013/2015 (deux saisons). Nous avons également enregistré le nombre d'oiseaux attirés par les lumières et sauvés par le centre de soin dédié aux oiseaux sauvages entre 1996 et 2015. Nous avons détecté 220 colonies de puffin tropical en 2013/2015, incluant 124 colonies qui avaient déjà été mises en évidence en 1996/1997 et 96 colonies nouvellement décrites (localisées et avec une mesure de l'activité vocale). Quatre colonies trouvées en 1996/1997 ne présentaient plus aucune activité vocale en 2013/2015. Après consultation de la littérature grise locale, le nombre total de colonies de puffin tropical s'élève à 306 colonies sur l'ensemble de l'île en 2016. D'autres colonies doivent également exister dans des sites très reculés, non inventoriés. La moyenne de l'activité vocale (nombre de vocalisations par minute) enregistrée à proximité des colonies de reproduction est similaire entre les deux périodes d'échantillonnage, suggérant l'absence de grande variation de la taille de la population. Plus de 13 200 puffins tropicaux ont été trouvés échoués sur le sol entre 1996 et 2015, en raison de l'attraction par les lumières artificielles. 88 % de ces oiseaux ont été remis en liberté avec succès. Le nombre d'oiseaux échoués transitant par le centre de soin a augmenté de 19 fois entre 1996 (53 oiseaux) et 2015 (1 024 oiseaux). Cette augmentation est due à une combinaison de facteurs dont les effets sont difficilement quantifiables : 1°) la sensibilisation de la population réunionnaise a augmenté d'années en année, suite à de nombreuses campagnes de communication, rendant les campagnes de sauvetages de plus en plus efficaces, 2°) l'intensité de la pollution lumineuse a augmenté d'un facteur 2 entre 1996 et 2013 à l'échelle de l'île, avec un accroissement en superficie, augmentant le risque d'attraction lumineuse, 3°) la dynamique de la population de puffin tropical qui semble être restée stable sur la période considérée, en dépit de l'importante pollution lumineuse. Les suivis acoustiques d'une part, et les résultats des campagnes de sauvetage (nombre d'oiseaux échoués trouvés) d'autre part, indiquent que la population de puffin tropical à La Réunion n'a pas décliné entre les deux périodes (19 ans). Nous suggérons que les campagnes de sauvetage conduites depuis 1996 ont largement contribué à cette stabilité, même s'il est impossible d'évaluer précisément si les oiseaux sauvés reviennent intégrer la population d'oiseaux reproducteurs, car actuellement nous ne connaissons pas de colonie de reproduction permettant des études de capture-marquage-recapture. Notre étude suggère également que les suivis acoustiques à large échelle sont une méthode efficace et peu coûteuse pour détecter les tendances de population des espèces élusives dans des endroits reculés, comme c'est

le cas pour de nombreuses espèces d'oiseaux marins, dont le puffin tropical. Nous recommandons fortement de maintenir les opérations de sauvetages via la sensibilisation du grand public, impliquant, entre autres, la sécurisation du financement de ces opérations. Nous recommandons enfin d'améliorer l'utilisation et la gestion des éclairages artificiels, bénéfique à de nombreux points de vue (protection de l'environnement, économie d'énergie, bilan carbone moindre, santé humaine, meilleures conditions d'observation du ciel).

IV.2 Publication 1 : Tropical shearwater population stability at Reunion Island, despite light pollution.

✉ Auteurs : Gineste B.^{a, b}, Souquet M.^b, Couzi F.X.^c, Giloux Y.^b, Philippe J.S.^b, Hoarau C.^b, Tourmetz J.^c, Potin G.^a, Le Corre M.^a
 ✉ Affiliation : ^a UMR ENTROPIE, ^b BIOTOPE, ^c SEOR
 ✉ Sousmise à *The Journal of Ornithology*

La mise en forme de l'article est celle souhaitée par la revue dans laquelle l'article a été soumis, expliquant les différences de mise en forme par rapport à celle du manuscrit.

ABSTRACT

Seabirds are exposed to numerous threats at sea and in land and they are among the most endangered birds worldwide. In Reunion Island, tropical shearwaters *Puffinus bailloni* are affected by light pollution. To assess the population trends of this species, we conducted two large-scale acoustic surveys across the island (in 1996/1997 and in 2013/2015). We also recorded the numbers of birds attracted by lights and rescued by the local wildlife rescue center between 1996 and 2015. We detected 220 colonies in 2013/2015, including 124 colonies previously surveyed in 1996/97 and 96 newly discovered colonies. The average vocal activity recorded at colonies was similar during the two surveys suggesting no massive change of population size. About 13,200 tropical shearwaters were found grounded since 1996, due to light attraction. 88% of them were successfully released. The number of reported grounded birds increased 19 fold between 1996 and 2015. This increase was due to a combination of factors that are difficult to disentangle: 1°) increasing public awareness; 2°) increasing light pollution and 3°) the absence of population collapse. Indeed, both acoustic surveys and the number of rescued birds indicate that the tropical shearwater population of Reunion Island did not decline between 1996/1997 and 2013/2015. We suggest that the rescue campaigns conducted annually strongly contributed to this stability. Our study suggests that acoustic survey is a powerful and cost-effective method to detect population trends of elusive species breeding at remote places. We strongly recommend to maintain the rescue operations and to reduce light pollution.

KEY WORDS

Acoustic survey, light management, *Puffinus bailloni*, population trend, rescue campaign, Reunion Island, Tropical shearwater

REFERENCES

- ★ *All the references of this article have been placed in the BIBLIOGRAPHIE section at the end of the thesis manuscript.*

INTRODUCTION

Seabirds face multiple anthropogenic threats both on land and at sea and this has led to massive global population declines (Croxall et al., 2012; Paleczny et al., 2015). Because of their life history traits (low fecundity, delayed maturity, high adult survival), Procellariiforms are the most vulnerable seabird species (Vié et al., 2009), because any additive mortality on adults has major impact on population growth (Le Corre, 2008). Most threats are directly related to human population growth and are

dramatically increasing. When on land, seabirds suffer from predation by alien animals (Jones et al., 2008; Medina et al., 2011), habitat loss (Croxall et al., 2012), harvesting and poaching (Le Corre and Bemanaja, 2009; Norman, 1985) and from interactions with manmade infrastructures, especially collisions and light pollution (Le Corre et al., 2002; Miles et al., 2010; Podolsky et al., 1998; Rodríguez et al., 2015a).

Light pollution is a major and growing threat to biodiversity (Bennie et al., 2015; Cinzano et al., 2001; Hölker et al., 2010a, 2010b; Longcore and Rich, 2004; Navara and Nelson, 2007). Seabirds, especially nocturnal species like petrels and shearwaters, are attracted by lights, which causes massive mortality of fledglings worldwide (Ainley et al., 2001; Fontaine et al., 2011; A. Rodríguez et al., 2012; Rodríguez et al., 2012; Rodríguez et al., 2015a, 2014; Rodríguez and Rodríguez, 2009; Telfer et al., 1987). Once on the ground, attracted birds can no longer take off and they are exposed to hypothermia or hyperthermia, starvation, predation or accidents with vehicles if not rescued by people (Le Corre et al., 2002). This threat, added to others, may cause long term population declines or even local extirpation (Fontaine et al., 2011; Griesemer and Holmes, 2011). Urban light-induced mortality occurs at places where rare and endemic petrels and shearwaters breed, especially on tropical and subtropical urbanized islands like Hawaii (Day et al., 2003b; Reed et al., 1985), the Canary Islands (Rodríguez and Rodríguez, 2009), New Caledonia (Ghestemme, Société Calédonienne d'Ornithologie and Souquet, Biotope, personal communication), French Polynesia (Faulquier, University of La Réunion, personal communication) and Reunion Island (Le Corre et al., 2003, 2002).

Reunion Island holds six breeding seabird species, all legally protected, among which four are petrels and shearwaters. The two endemic petrels (Barau's petrel, *Pterodroma baraui*, Endangered (IUCN); Mascarene black petrel, *Pseudobulweria aterrima*, Critically Endangered (IUCN)) are both affected by invasive mammals (Faulquier et al., 2009) and light-induced mortality (Le Corre et al., 2003, 2002; Salamolard et al., 2007). The two other Procellariids species, both classified as "least concern" (IUCN), are the wedge-tailed shearwater *Ardenna pacifica* and the tropical shearwater *Puffinus bailloni*, which are also affected by light-induced mortality (Le Corre et al., 2002). Since 1996 rescue operations coupled with large-scale public awareness campaigns, have been conducted annually by the Société d'Etudes Ornithologiques de La Réunion (SEOR) to collect fallen birds and release them from the coast (Le Corre et al., 2002; Riethmuller et al., 2012; Salamolard et al., 2007). Among the four Procellariids that breed on Reunion Island, fledgling tropical shearwaters are the most abundant birds rescued during these campaigns (see results), suggesting that the species is heavily affected by light-induced mortality. However, the long-term effects of this threat to the population, and the efficiency of the rescue campaigns to stop the decline have never been quantified.

In this paper we investigated the long-term changes in population size of tropical shearwaters of Reunion Island, to study whether the population has declined since the issue of massive light-induced mortality was first discovered in 1996. Nocturnal burrow-nesting petrels and shearwaters are notoriously difficult to census, and this is particularly true at Reunion Island where they breed on inaccessible vertical cliffs (Bretagnolle et al., 2000). Under these circumstances, vocal activity monitoring is the best method to provide an indirect proxy of population changes (Oppel et al., 2014), since vocal activity at a given colony is positively correlated to the number of breeding pairs in that colony (Borker et al., 2014). We performed island-wide acoustic surveys, to locate shearwater colonies and to obtain a proxy of their size (the number of vocalizations per minute). The first survey was conducted in 1996/1997 (Gerdil, 1998), and it was repeated 18 years later (2013 to 2015) with the same protocol. One member of our team (MLC) participated to both surveys ensuring consistency in survey protocol. We also recorded the number of tropical shearwaters rescued by the SEOR after being attracted by lights.

STUDY AREA

Reunion Island is a mountainous island (2,512 km², highest summit 3,070 m above sea level) of the tropical western Indian Ocean (21°06'S, 55°33'E). The island has an extremely rugged topography, with numerous deep canyons, very high coastal and inland cliffs where petrels and shearwaters breed. Tropical shearwaters breed colonially between July and March, in inaccessible vertical cliffs. Although the population is particularly difficult to estimate, previous studies have suggested a breeding population of 3,000 (Bretagnolle et al., 2000) to 15,000 pairs (Gerdil, 1998).

METHODS

Acoustic survey

In Reunion Island, the tropical shearwaters breed between 0 and 1,600m above sea level (Bretagnolle et al., 2000; Gerdil, 1998), on vertical cliffs with no or very little vegetation. We defined a “favourable habitat” a place that includes at least a section of such vertical cliffs.

We conducted nocturnal acoustic surveys between September and March in 1996/1997 (1 season, Gerdil, 1998 and in 2013/2015 (2 seasons). The first survey in 1996/1997 was a prospective survey conducted between 0 and 2,500 meters above sea level, in most favourable habitats pre-identified on maps before fieldwork. For the second survey (2013/2015) we focused on two distinct objectives. The first objective was to update vocal activity estimates at places where we found a shearwater colony in 1996/1997. The second objective was to conduct acoustic surveys at places that had not been surveyed in 1996/1997, in order to complete the survey of the current breeding colonies. We excluded all the sites above 1,600 m above sea level during the 2013/2015 survey, as no colony had been found above 1,600 m during the first survey (see also Bretagnolle et al. 2000). Moon cycle is known to strongly influence the vocal activity of tropical shearwaters (Bretagnolle et al., 2000; Gerdil, 1998), less calls being recorded around full moon. Thus, we did not survey during full moon periods (full moon ± four days). All surveys were conducted during the first three hours of the night and at least 40 minutes after sunset (complete darkness), which corresponds to the period of highest vocal activity at colonies (Bretagnolle et al., 2000; Gerdil, 1998). During the 1996/1997 survey all listening points lasted 10 to 15 min, regardless of the presence or absence of shearwater vocal activity. During the 2013/2015 survey, the duration of the listening points depended on the situation: all points conducted at the same place as the survey of 1996/1997 lasted 15 min; for the new points (those not surveyed in 1996/1997), the points were stopped after 5 min if no shearwater call was heard. Otherwise, the point lasted 15 min. This decision to stop the point after 5 min in case of an absence of shearwater was justified by the fact that displaying shearwaters are very vocal: each time a point was done at a colony, the calls were immediately detected after a few seconds of listening. If several colonies were detected at a given listening point (e.g. one on each side of a valley), we counted the calls of each colony separately. We calculated the vocal activity (number of vocalizations per minute) for each colony as a proxy for colony size (Oppel et al., 2014). Both listening point and colony were geolocated.

Comparison of the vocal activities of the colonies between 1996/97 and 2013/15

To investigate population changes at the scale of the entire island, we compared the vocal activity (number of vocalizations per minute) for each site surveyed both in 1996/97 and in 2013/15 under comparable conditions in terms of season, lunar phase and hour of the survey. If several colonies were present at a single listening point, change in vocal activity was analysed for each colony separately.

Rescue campaign

The SEOR is in charge of organizing rescue operations of grounded birds since its creation in 1996. Through public awareness campaigns, people are encouraged to collect grounded birds and bring them to the rescue center or to one of the various collection points dispatched through the island. When able to fly, shearwaters are released from the coast during daytime. Rescued birds were measured, weighed and ringed between 1996 and 2011. Since no colonies were accessible to search for ringed birds, bird ringing was stopped at the end of 2011. Here, we present results of the rescue campaigns conducted from 1996 to 2015.

Light pollution spatial analysis

To study the changes in light pollution at the scale of the whole island between 1996 and 2013, we used night-time satellite pictures (an annual composite of cloud-free lights from the most recent version of 4 DMSP-OLS Night-time Lights data (<http://ngdc.noaa.gov/eog/dmsp/downloadV4composites.html>). Visible pixel intensity is available as a relative value ranging from 0 to 63 (no unit). For each year and for all pixels, we calculated the sum of light intensity.

Statistical analysis and mapping

Vocal activities for each colony detected in 1996/97 and 2013/15 were compared with paired Wilcoxon tests. We used linear regression to study the relationship between the 1996/1997 and 2013/2015 vocal activities. We checked for residual normality for both regressions. All statistical analyses were conducted with R v.3.2.0 (R Core Team, 2015). Maps were done with QGIS v2.8.2 (<http://qgis.osgeo.org>).

RESULTS

We did 590 and 335 listening points across the island in 1996/97 and 2013/2015, respectively. This corresponds to 7,680 min of acoustic surveys in 1996/97 and 3,860 min in 2013/15. In 1996/1997, on 590 sites recorded, 309 did not show any vocal activity (no vocalization recorded). Two hundreds and eighty-one sites showed at least one vocalization. The sites where less than 5 vocalizations were recorded during 15 minutes were not considered as an active breeding colony because vocalizations presumably resulted from transiting birds (N=98). Overall, one hundred and eighty-three listening points revealed a colony, resulting in 173 active breeding colonies (10 colonies were recorded from distinct listening points). One hundred and fifty-two of these colonies were precisely localized with a valid measure of vocal activity. Among these 152 colonies surveyed in 1996/1997, one hundred and twenty-eight (distributed at 94 different sites) were re-surveyed in 2013/2015. Fifty-three of these sites (representing 78 colonies) were recorded under comparable environmental conditions (date, moon phase and hours) and thus, compared in terms of vocal activity (Figure 37). The other 41 sites (50 colonies) were recorded in too different environmental conditions (not the same date or moon phase or time). Thus, we didn't compare the vocal activities of these 50 colonies to avoid confounding effects. The vocal activities (mean number of vocalizations \pm sd) of the 53 sites surveyed in comparable conditions in 1996/97 and in 2013/2015, were similar between the two periods (4.2 ± 3.1 and 4.2 ± 3.6 vocalizations per minute in 1996/1997 and 2013/2015, respectively, paired Wilcoxon test: $n = 53$, $V = 687$, $P = 0.99$).

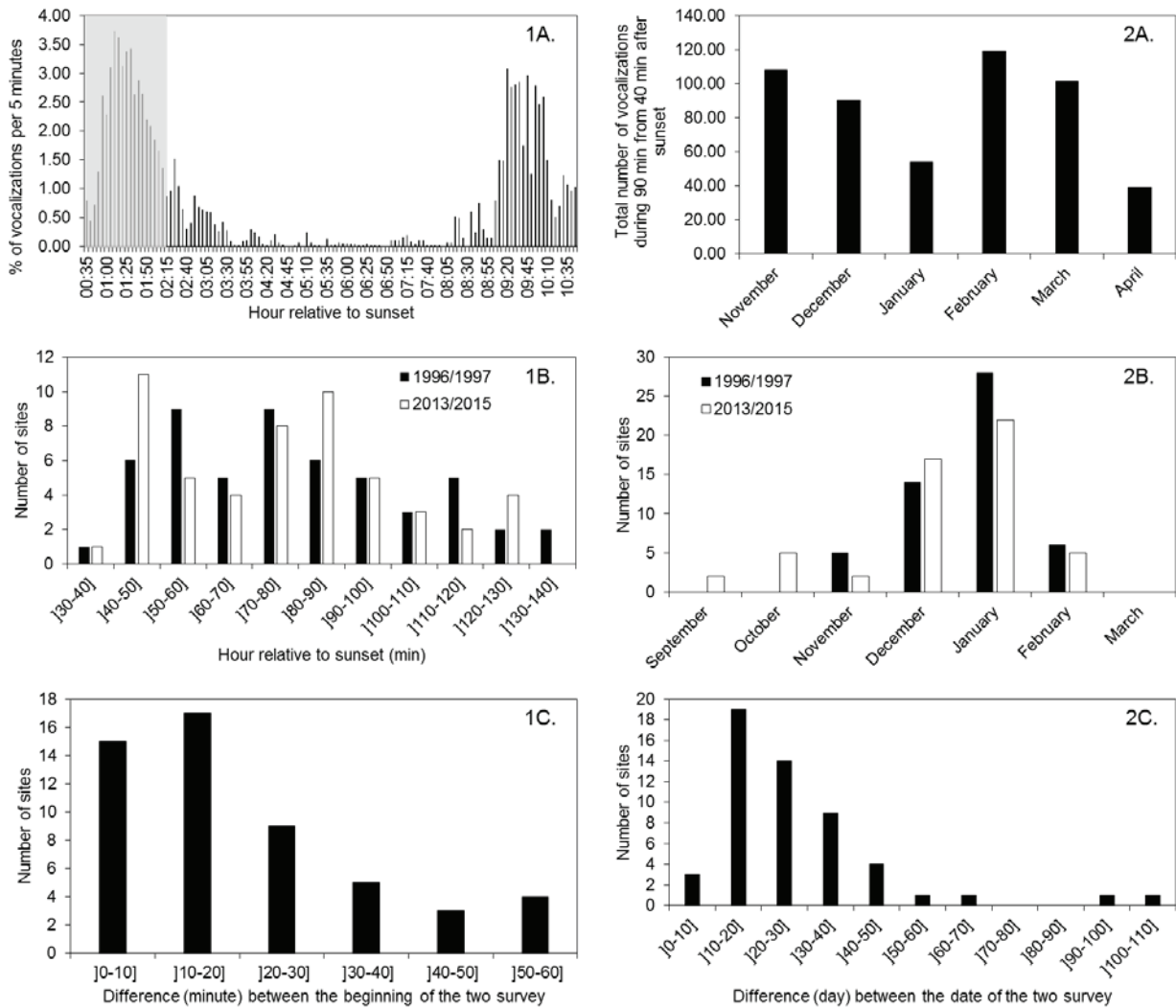


Figure 37 : (Electronic supplementary material 1) Methodological information regarding the timing (hour relative to sunset and time) of acoustic survey in 1996/1997 and 2013/2015. Figure 1A. shows respectively the mean percentage of vocal activity per 5 minutes over four complete nights recorded during the first survey in 1996/1997 (Gerdil, 1998) on the breeding colony of “Ravine Divon”.

Grey area indicate the period of the night where we recorded all the sites for which we did the comparison of the vocal activity between the two surveys. Figure 1B. presents the number of sites (N=53) recording both in 1996/1997 and 2013/2015 regarding the relative hour of sunset. Figure 1C. shows the distribution of the number of sites recorded at both survey regarding the difference in timing (minute) of the two records (1996/1997 and 2013/2015) for each site. Figure 2B. shows the total number of vocalizations recording during 90 minutes (from 40 minutes after the sunset) over months in the breeding colony of “Ravine Divon” in 1996/1997 (Gerdil, 1998). Figure 2B. presents the monthly distribution of the number of sites recording at both surveys. Figure 2C. presents the distribution of the number of sites regarding the difference of timing (day) for the sites recording at both surveys (1996/1997 and 2013/2015). These figures show that acoustic surveys were conducted during the most vocal active period (in time relative to sunset and in date) (figures 1A, 1B, 2A, 2B). Moreover, we restricted our colony-per-colony comparison only for the sites recorded with similar conditions during both surveys (figures 1C, 2C).

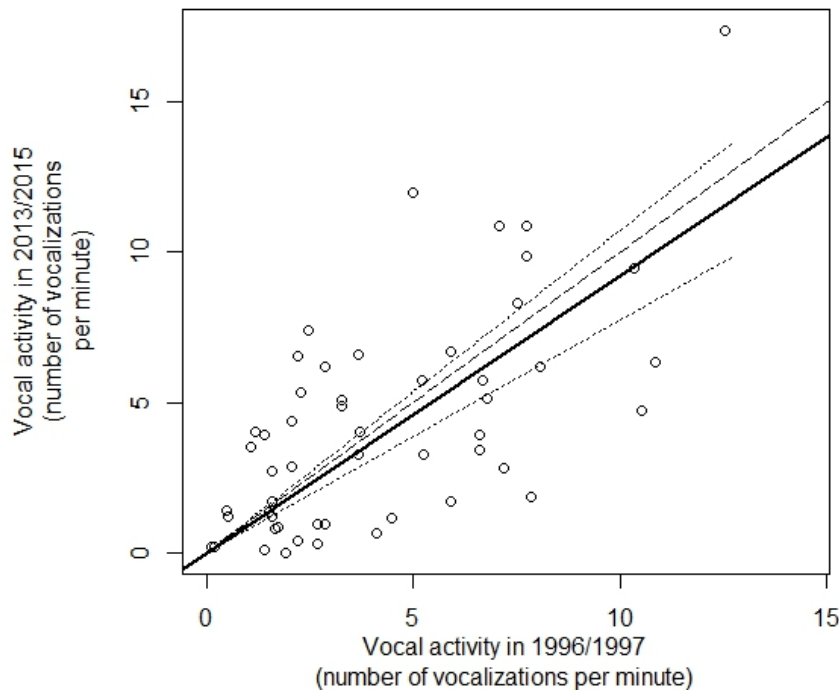


Figure 38 : Correlation between vocal activities recorded at 53 breeding sites in 1996/1997 and 2013/2015, in Reunion Island. Linear regression and confidence intervals (95%) are indicated by the solid line and the dotted lines, respectively. The long-dashed line represents the diagonal ($x=y$).

Between the two surveys, the vocal activity decreased (difference of vocal activity ≤ -1.00 vocalizations per minute) for 18 sites (34 %), remained stable (difference of vocal activity between -1.00 and $+1.00$ vocalizations per minute) for 18 sites (34%) and increased (difference of vocal activity $> + 1.00$ vocalizations per minute) for 17 sites (32%). Only one of these sites (one colony) did not show any vocal activity (no vocalization recorded) during the 2013/2015 survey. Sites with stable, decreasing or increasing vocal activity were evenly distributed throughout the island, with no specific geographic pattern (Figure 39). There was a strong correlation between vocal activity recorded on the 53 sites in 1996/97 and in 2013/2015 ($F_{1, 51} = 154.4$, $P \leq 0.001$, adjusted $R^2 = 0.74$) (Figure 38), and the linear regression was not different to the diagonal (vocal activity in 1996/97 = vocal activity in 2013/15, $P > 0.05$) suggesting that for each site the vocal activity was similar during both surveys (Figure 38). We found no correlation between the level of change of vocal activity (between the two surveys) and the altitude of the colony (Pearson's test of correlation: $t = 0.94$; $df = 51$; coefficient = 0.13 ; $P = 0.35$) (Figure 40), suggesting that individual colony trend was not related to the altitude of the colony. Among the 41 other sites (for a total of 50 colonies) that we surveyed both in 1996/97 and in 2013/2015 but for which we could not compare the vocal activity (because environmental conditions were different), 38 sites (47 colonies) were still active and 3 sites (3 colonies) had no vocal activity in 2013/2015.

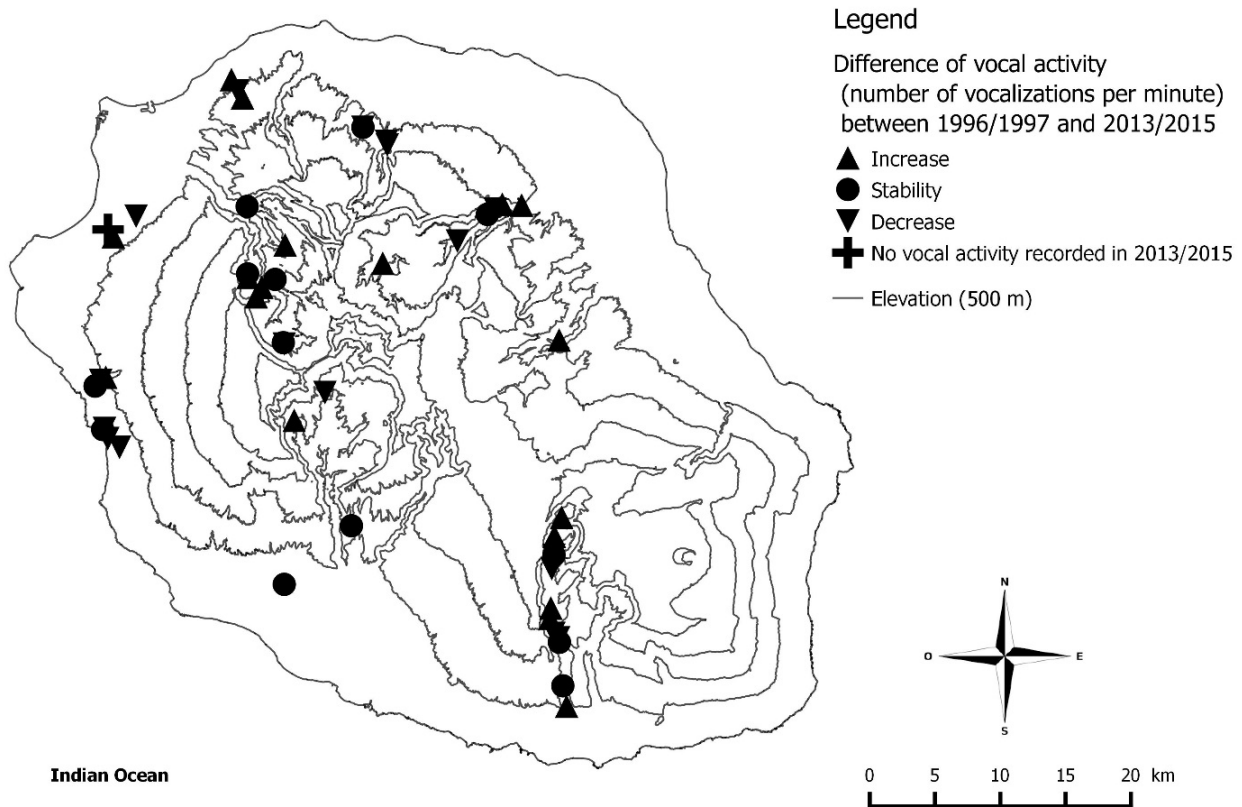


Figure 39 : (Electronic supplementary material 2) Spatial distribution and difference of vocal activity of the 53 sites recorded during both surveys (1996/1997 and 2013/2015).

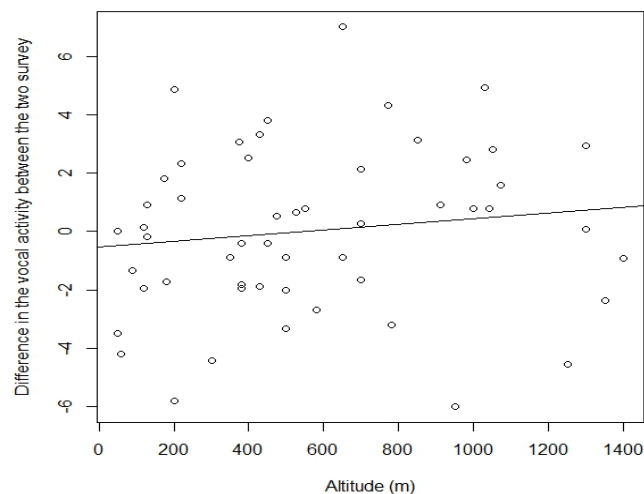


Figure 40 : (Electronic supplementary material 3) Difference in the vocal activity (number of vocalizations per minute) between the two acoustic surveys (1996/1997 and 2013/2015) depending of the altitude (m) for 53 sites of colonies of tropical shearwater in Reunion Island. The black line indicate the linear regression ($P > 0.05$) indicating that there is no relation between the difference in vocal activity between the two surveys and the altitude of the sites.

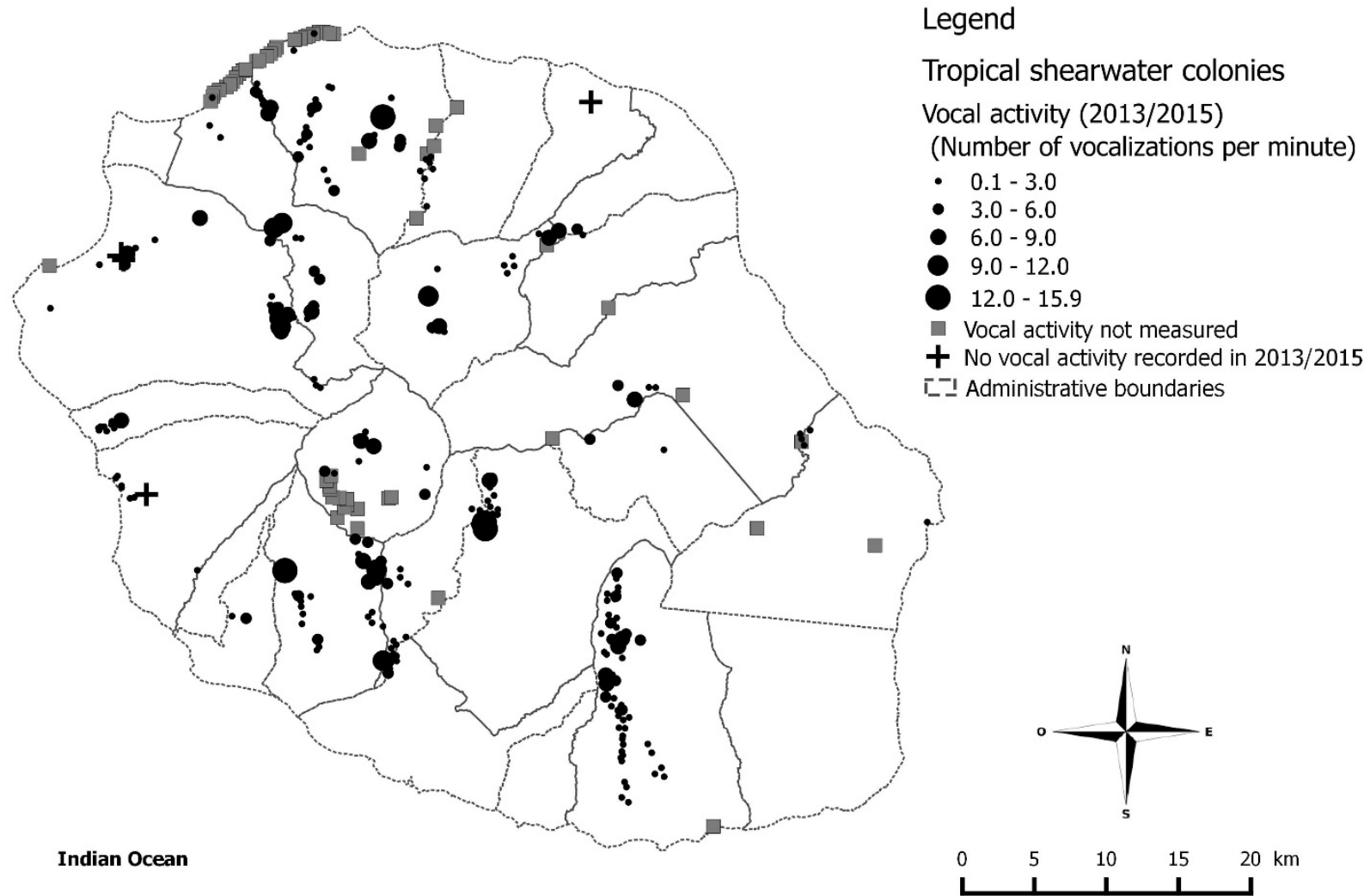


Figure 41 : Spatial distribution of the active breeding colonies of tropical shearwater (N=306) and colonies with no vocal activity recorded in 2013/2015 (N=4) in Reunion Island in 2015. Some colonies might exist at very remote unsurveyed places.

We estimated the vocal activity of 96 newly discovered colonies at places that were not surveyed in 1996/97. Vocal activity of these new colonies varied from 0.13 to 11.33 calls per minute. Therefore, we detected 220 colonies of tropical shearwaters in 2013/2015 (124 colonies previously surveyed in 1996/97 and 96 new colonies). Forty-five colonies described in 1996/1997 were not surveyed in 2013/2015. We also found 41 other colonies referenced in the local grey literature (impact assessment reports, personal data). Overall, if we assume that all these colonies are still active in 2015, the total number of known colonies of tropical shearwater in Reunion Island is, at least, 306 colonies (Figure 41). Some unknown colonies might exist at very remote and un-surveyed places.

Rescued birds and light pollution

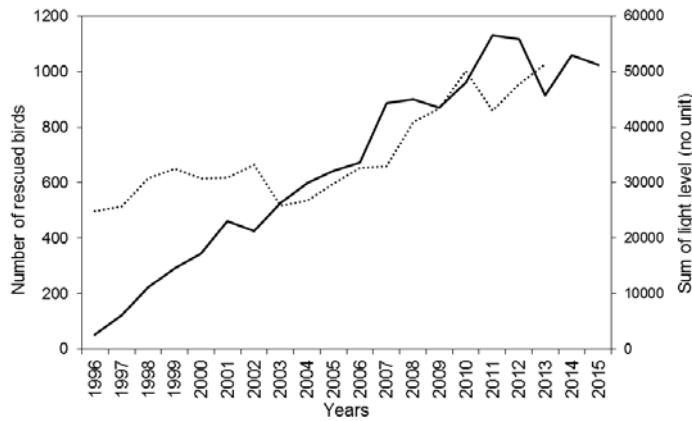


Figure 42 : Evolution of the number of rescued tropical shearwaters (solid line) and of the light level (no unit) (dotted line) in Reunion Island between 1996 and 2013 (light) or 2015 (rescued birds).

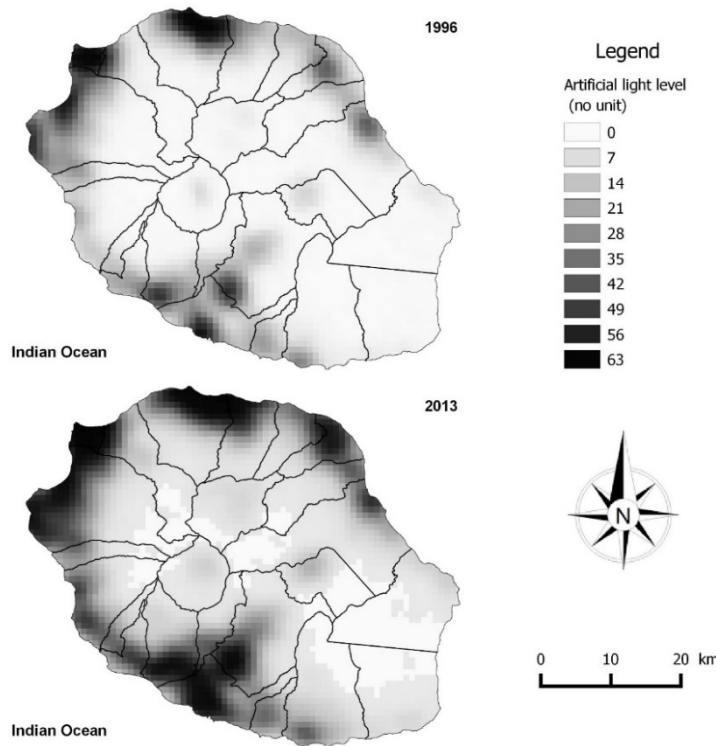


Figure 43 : Light pollution in Reunion Island in 1996 and in 2013. Data were collected from NOAA DMSP satellite observations and artificial light level varies between 0 (min) and 63 (max) (no unit).

From 1996 to 2015, 13,221 tropical shearwaters were found grounded as a consequence of light-attraction. About 95% of these grounded birds were fledglings attracted to light during their first flight to the sea. The number of rescued birds increased rapidly from 53 birds in 1996 to 1,024 birds in 2015, with a maximum of 1,132 birds in 2011 (Figure 42). From 2007 onward, the annual number of rescued tropical shearwaters still increased but at lower rate, with an average of 984 ± 101 birds per year. In total, 11,638 rescued birds were released from the coast (88% of the grounded birds) over a period of 19 years. From 1996 to 2013, light pollution increased 2 fold (Figure 42) both in intensity and in coverage as a consequence of urbanization (Figure 43), especially in the coastal parts of the island.

DISCUSSION

Efficiency of acoustic surveys

Although numerous factors may affect vocal activity of nocturnal seabirds at breeding colonies (Bourgeois et al., 2008; Bretagnolle, 1990; Bretagnolle et al., 2000; Jones et al., 1990; McKown, 2008), we are confident that our method is appropriate to investigate population trends at the scale of a large island, like Reunion. Both acoustic surveys were conducted during the breeding season and during the first part of the night (when birds are most active), with similar methodology. We restricted the colony-per-colony comparison to a subsample of our dataset to ensure that environmental conditions were similar, to limit confounding effects related to differences in moon phase or timing of the survey. We obtained a proxy of change of the level of occupancy of 53 sites (including 78 colonies) spread across the island, most of them being completely out of reach for direct census of active burrows. Hence, for us, the systematic survey of vocal activity at breeding colonies is probably the most efficient and cost effective method to estimate population changes of nocturnal seabirds at places where burrow monitoring is impossible (see also (Borker et al., 2014).

Tropical shearwater population trend as inferred from acoustic survey

Our results suggest that the tropical shearwater population of Reunion Island remained stable between 1996/97 and 2013/2015. Ninety-seven percent of the colonies found in 1996/97 and surveyed in 2013/2015 were still active in 2013/2015. The average vocal activity was similar between the two surveys and only four colonies (out of 128) did not show any vocal activity in 2013/2015. These four colonies presented a small vocal activity in 1996/1997 (between 0.47 and 1.93 vocalizations per minute). The per-colony-per colony comparison of the vocal activity of the 78 colonies (53 sites), for which environmental conditions during the two surveys were comparable, showed that these colonies had similar level of vocal activity during the two surveys. We also found 96 newly discovered colonies during the 2013/15 survey, which were not detected during the 1996/97 survey. These findings do not mean that these colonies were established after 1997 as they were found at places that were not surveyed before 2013. However it suggests that the species is still abundant at Reunion Island and that most favourable habitats do host active breeding colonies. All these information indicate that the population of the species is stable or possibly increasing at Reunion Island, which is a very surprising result as the species is extremely sensitive to light pollution (see below).

Trends in the number of rescued birds and what it says on population changes

The number of birds found grounded as a consequence of light attraction increased 19 fold between 1996 (53 birds) and 2015 (1,024). The number of birds attracted by artificial lights and rescued is a function of 1°) population size and fledgling productivity (the more breeding pairs, more there are fledglings susceptible of being attracted by lights), 2°) light pollution (the more there are artificial lights, the more there are birds attracted to lights) and 3°) public awareness (the more there are people aware of what to do if they find a grounded birds, the more birds will be rescued). It is extremely difficult to disentangle these three different factors and at least two of them (public awareness and light pollution)

have increased drastically between 1996 and 2015. Trends in the number of rescued birds from 1996 to 2015 suggest two phases (Fig. 3): during the first phase (1996 to 2007), the number of rescued birds increased very rapidly and very regularly at a rate of $+76 \pm 61$ birds/year. During the second phase (2007 to 2015), the rate of increase was lower and more erratic ($+18 \pm 64$ birds/year). We suggest that during the first phase, most of the increase in the number of rescued birds was due to an increased efficiency of the rescue campaigns, and to a lesser extent, to an increased light pollution (Figure 42). During the first years of the campaigns, the public awareness was very limited but increased rapidly at each fledging season, as a consequence of a better communication. The second phase suggests that the public awareness stabilized (the level of communication is now at a maximum and most people on the island have heard about petrels, shearwaters and light pollution, and they know what to do if they find a bird). Accordingly, we suggest that from 2007 onward, changes in number of rescued birds was due to year to year variation in light pollution and to year to year variation in the number of fledglings produced.

Causes of the apparent stability of the population of tropical shearwater at Reunion Island

The apparent stability of the tropical shearwater population at Reunion Island contrasts with the trends observed at other places where seabirds are also impacted by light pollution. For example, in Kauai, Hawaii, Day *et al.* (2003) found a 72 % decline in the number of fledglings of Newell's shearwaters *Puffinus auricularis newelli* found grounded as a consequence of urban light attraction between 1993 and 2001. A radar survey focusing on birds commuting between the sea and their colonies at 13 sites also demonstrated a 60 % population decline. The authors concluded that the Newell's shearwater population of Kauai declined significantly since 1993, despite the "Save Our Shearwaters" program (Day *et al.*, 2003b). In Tenerife, Canary Islands, Rodriguez *et al.* (2012) used the numbers of petrels attracted to artificial lights to investigate population trends. The number of Macaronesian shearwater *Puffinus baroli* rescued each year dropped down from ~ 40 birds in the early 1990's to less than 10 birds since 2005, although both light pollution and public awareness increased (Rodriguez *et al.*, 2012). In the Azores, the Cory shearwater may have declined by 43 % between 1996 and 2001 as a consequence of light-induced mortality, predation by introduced mammals at colonies and fishery bycatches (Fontaine *et al.* 2011). The differences between the situation observed in Reunion Island and the ones observed in Hawaii, the Canary or the Azores are discussed below.

The three main threats to petrels and shearwaters are the predation by introduced mammals at breeding colonies, the mortality induced by fishing gears (bycatches on long liners or trawlers in particular) and, on urbanized islands, the light induced mortality.

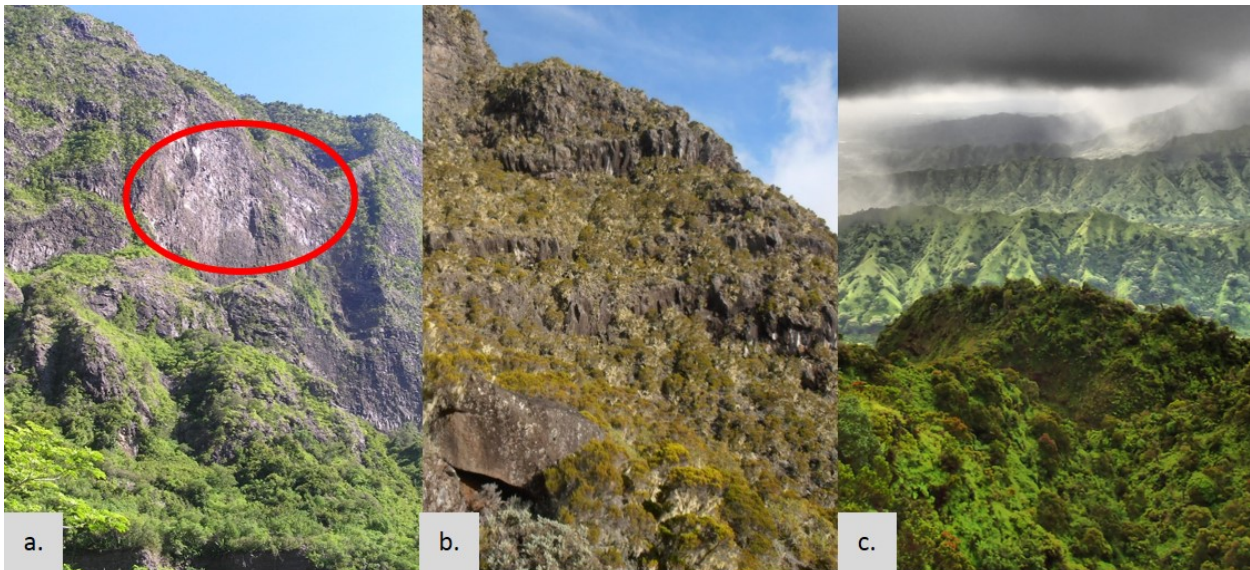


Figure 44 : (Electronic supplementary material 4) Different nesting habitats of tropical shearwater (a) and Barau's petrel (b) in Réunion Island, Newell's shearwater (c) in Kauai, Hawaii. Tropical shearwaters nest on anfractuosités on vertical cliffs (red circle), most likely out of reach of invasive mammals. By contrast, nesting habitats of Barau's petrel and Newell's shearwater are accessible to rats and cats. Credits: Benoit Gineste (a) and (b) and André F. Raine (KESRP) (c).

These pictures clearly illustrate the different levels of exposition to invasive mammals (rats, cats) of colonies of different species of Procellariidae in Réunion Island and in Kauai, Hawaii. These different levels of exposition probably explain the different population trends observed, as invasive mammals have major impacts on seabird demography (Faulquier et al., 2009; Griesemer and Holmes, 2011; Le Corre, 2008; Russell et al., 2009).

Invasive introduced mammals (mostly rats and cats) are major predators of seabirds and both descriptive and modelling studies have shown their massive demographic impact on numerous seabird species (Bonnaud et al., 2011; Jones et al., 2008; Medina et al., 2011; Nogales et al., 2006; Peck et al., 2008). In Reunion Island, Barau's petrels and wedge-tailed shearwaters are preyed by cats and rats, which are very abundant at breeding colonies (Faulquier et al., 2009). The impact and abundance of these introduced predators at tropical shearwater colonies have never been documented locally for logistical reasons (difficulty to access to the colonies). However, we hypothesize that tropical shearwater colonies may be naturally protected against introduced predators because of their inaccessibility (

Figure 44). Indeed, the breeding habitats of this species at Reunion Island are vertical cliffs, which might be difficult to access for predators. Rats and cats have been introduced very early (17th century) and may have impacted breeding seabirds since then. Indeed, it is possible that the current distribution of the breeding colonies of tropical shearwaters at Reunion Island is the result of ancient predation by introduced rats and cats at more accessible places. Predators might have restricted tropical shearwater distribution to vertical cliffs. Further studies on rats and cats should be conducted on cliff habitats to quantify the current abundance and impacts of these invasive mammals on tropical shearwaters.

Numerous seabirds are accidentally killed by fishing gear, which cause important population declines (Anderson et al., 2011; Barbraud et al., 2012). Shearwater bycatches have been reported at numerous places in temperate (Barcelona et al., 2010; Cooper et al., 2003; Oliveira et al., 2015) and polar waters (Robertson et al., 2006), but not in the tropical Indian Ocean (Žydelis et al., 2013). Indeed tropical shearwaters are not attracted by fishing vessels (Le Corre, personal observation) and they are

not caught by longline fisheries in the tropical western Indian Ocean (Guyomard, Comité Régional des pêches, comm. pers. and Le Corre, personal observation).

Light-induced mortality is a major threat to petrels and shearwaters as already discussed. In Reunion Island, it concerns thousands of fledglings Barau's Petrels and tropical shearwater annually (Le Corre et al. 2002, Salamolard et al. 2007, SEOR unpublished data and this study). Considering tropical shearwaters only, more than 13,000 fledglings have been founded grounded between 1996 and 2015, and 88% of them have been rescued and released successfully. From 2007 onward, an average of 850 birds have been rescued annually. Although we don't know the survival rate of these rescued birds (because it is extremely difficult to search for banded birds at breeding colonies), we hypothesize that 20 years of such rescue campaigns resulted in a long-term positive demographic effect, by avoiding the loss of thousands of birds. Further studies coupling population modelling and local investigations on the demographic parameters of the species should be conducted to confirm this hypothesis.

Overall, although the population dynamics of the species is still poorly documented at Reunion Island, we suggest that the apparent stability of the population is due to the long term positive effects of the rescue campaigns to save grounded birds, the absence of mortality induced by fishing gears, and possibly the natural resistance of breeding colonies against invasive predators.

Management implications

As far as we know, light-induced mortality is the best documented and probably the main threat for tropical shearwaters at Reunion Island. Without the rescue campaigns conducted by the SEOR, hundreds of fledglings would be lost annually. Demographic projections and urbanization planning indicate that the level of light pollution will continue to increase in the future unless drastic light management regulations are implemented. Thus in the short term, rescue campaigns are currently the only way to reduce the impact of light pollution on shearwaters and petrels, and we strongly recommend their continuation.

SEOR has estimated the total cost of the rescue campaign at -92,000 euros per year. Hence, we recommend that public authorities and private donors continue to fund these vital operations for the conservation of seabirds. Such funding could come for example from ecological compensation: a project that produces light pollution could compensate its impact by funding part of the rescue campaigns. Although such financial tools do exist in French environmental policies to mitigate or compensate ecological impacts in general, as far as we know it has never been implemented in the case of light pollution.

In the longer term, researchers should focus on light attractiveness (type of luminaires, wavelengths, etc., see for instance, (King and Gould, 1967; Miles et al., 2010; Montevecchi, 2006; Reed et al., 1985; Salamolard et al., 2007) and on light optimization (e.g. (Kyba et al., 2014) to globally reduce light pollution at the scale of the island. There is an increasing number of initiatives at various parts of the world that demonstrate that modern way of life is not necessarily synonymous of maximal lightening of the cities (e.g. <http://darksky.org/idsp/communities/>). Locally at Reunion Island, more and more stakeholders, local authorities and decision makers participate to the "Nuits sans lumière" (literally "dark nights" in French), a join initiative started in 2008 and led by the National Park of Reunion Island, to collectively reduce light pollution during seabird fledging periods (<http://www.nuitssanslumiere.re/>). Such collective operations not only benefit to biodiversity in general but it also reduces the economic costs associated to lighting (Kyba et al., 2014).

ACKNOWLEDGMENTS

This study was funded by the ANRT, CBo Territoria, CINOR, Région Réunion and Biotope. Authors want to thank all the contributors to this work, especially the numerous fieldworkers and particularly V. Tauran, Y. Soulaïmana Mattoir, C. Scher, and B. Bourillon. We also want to thank all the people that donated money, critically important for the care center and, further, all volunteers that participated in the rescue campaigns. Special thanks to A. Raine (from the Kauai Endangered Seabird Recovery Project at the University of Hawaii) for sharing with us a photograph of Newell's shearwater's habitat, in Kauai, Hawaii, to V. Viblanc and M. Enstipp for the paper review and to the reviewers who bring pertinent comments improving the paper. The 1996/1997 acoustic survey was funded by the French Ministry of Environment (DIREN-Réunion) and was conducted under the supervision of P. Jouventin with the collaboration of S. Ribes (Natural History Museum of Reunion Island). We thank all field workers that participated in this pioneering surveys in 1996/1997, especially T. Gerdil, D. Capdeville, G. Jacubek, and J. Bried.

IV.3 Cartes complémentaires

Deux cartes complémentaires qui n'apparaissent pas dans l'article scientifique sont illustrées ici. Elles présentent l'ensemble des points d'écoute effectués (N=335) au cours de 3 étés australs (2013/2014, 2014/2015, 2015/2016).

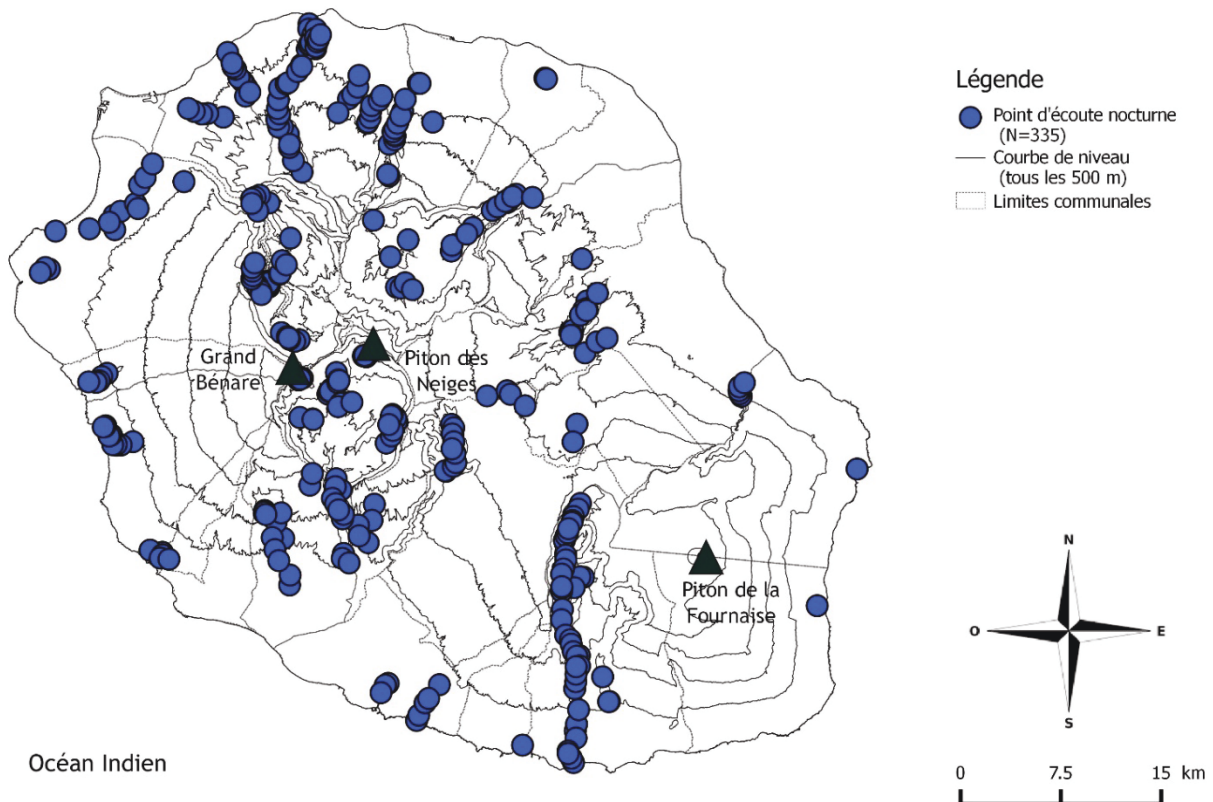


Figure 45 : Carte de répartition des différents points d'écoute nocturne (N=335) réalisés entre 2013 et 2016.

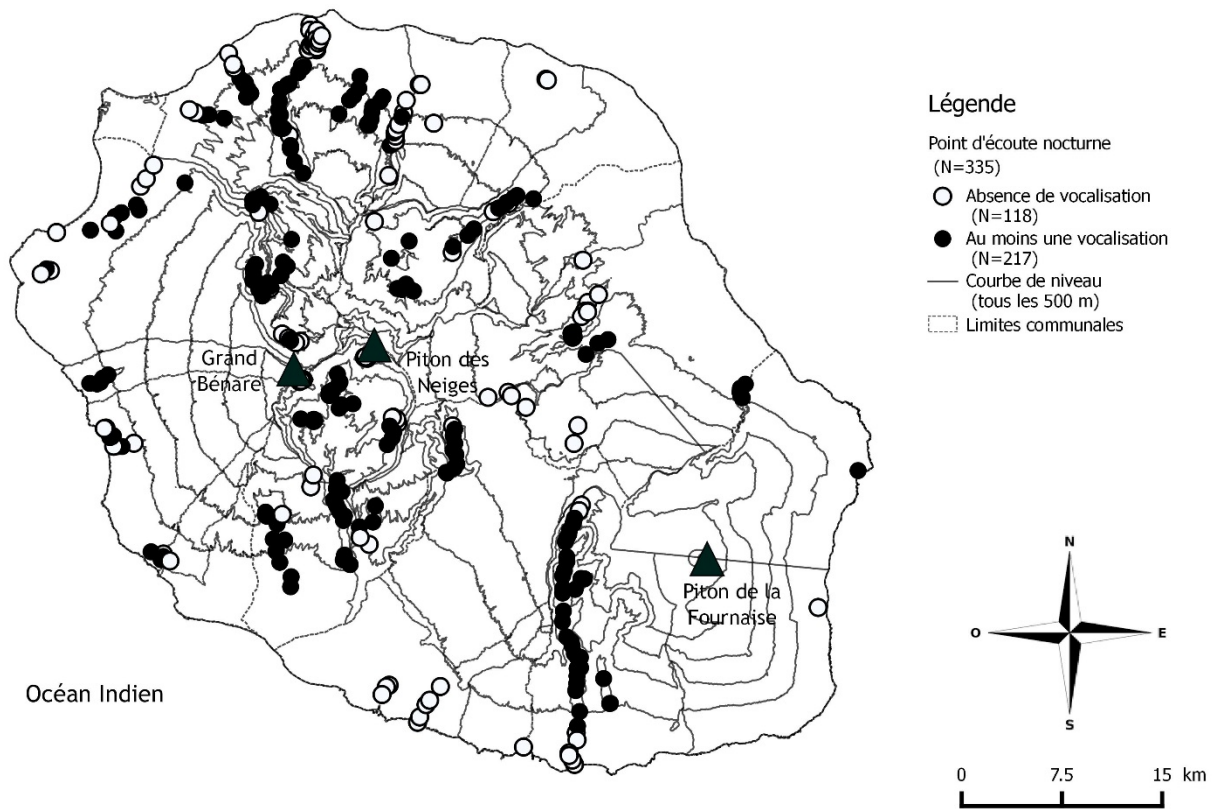


Figure 46 : Carte de répartition des différents points d'écoute nocturne (N=335) réalisés entre 2013 et 2016. Les points d'écoutes pour lequel au moins une vocalisation a été répertoriée (rond noir) (N=217) sont différenciés de ceux pour lequel l'absence de vocalisation (rond blanc) (N=118) a été notée.

V. Patterns de vol des oiseaux marins nocturnes et applications aux enjeux d'aménagements

Grâce aux écoutes nocturnes, et bien qu'il reste encore des secteurs non prospectés, nous avons précisé la répartition des colonies de puffins tropicaux à l'échelle de l'île. Les colonies connues de Pétrel de Barau se situent sur les deux plus hauts massifs de l'île (Piton des Neiges et Gros Morne d'un côté et Grand Bénare de l'autre). Les colonies de puffin du Pacifique sont essentiellement côtières (littoral sud notamment) tandis que le pétrel noir de Bourbon demeure encore mystérieux sur l'emplacement de ces sites de nidification. La connaissance de la répartition des colonies est indispensable d'un point de vue fondamental (évolution de la population) et opérationnel afin de pouvoir éviter et réduire les impacts de modification, perturbation et réduction des habitats de reproduction favorables. Cependant, les oiseaux marins transitent au niveau du littoral plusieurs fois par saison de reproduction (voire par nuit) afin de rejoindre la mer pour s'alimenter (ou chercher des réserves de nourriture destinées au poussin) ou revenir aux colonies. Ainsi, au cours de leur déplacement à terre, les individus sont exposés à différentes menaces liées aux aménagements. Dans un souci de préservation et de conservation, il est donc indispensable de connaître le plus précisément possible les patterns de vol des espèces à différentes échelles spatiales et temporelles. Le chapitre 5 apporte de nombreux éléments descriptifs sur cette problématique et propose une carte spécifique du flux de deux espèces d'oiseaux marins nocturnes (le pétrel de Barau et le puffin tropical) ainsi que des cartes d'évaluation du risque de collision avec les aménagements à l'échelle spatiale. Il permet également de faire le lien entre le chapitre 4 consacré à la répartition et la taille des colonies de puffin tropical et la présente étude sur la distribution spatiale de corridors de passage de ces deux espèces.

V.1 Résumé de l'étude

Les activités humaines passées et actuelles sont responsables de la majorité des menaces sur la biodiversité. L'urbanisation est considérée comme une des forces majeures conduisant à l'homogénéisation des milieux et à la perte de la biodiversité. Les prédictions démographiques estiment à 11 milliards d'habitants la population humaine en 2100. La transformation des habitats et l'impact de l'urbanisation sont donc en augmentation. Le taxon des oiseaux est lourdement affecté par l'urbanisation, notamment au travers des mortalités additives liées aux collisions avec les infrastructures et à la pollution lumineuse renforçant le risque de collision et responsable d'échouage, de jeunes individus notamment. Les oiseaux marins, transitant de la mer aux colonies de reproduction sont exposés aux infrastructures, notamment au niveau du littoral, là où elles sont concentrées, notamment sur les territoires insulaires montagneux. De part leurs moeurs nocturnes, les pétrels et les puffins (famille des *Procellariidae*) sont particulièrement sensibles aux risques de collision et à la pollution lumineuse. Ces deux menaces peuvent avoir un impact majeur sur les populations. Les Procellariiformes (incluant les *Procellariidae*) sont l'ordre d'oiseaux marins les plus vulnérables. De plus, les *Procellariidae* sont difficiles à étudier et à compter du fait de leur biologie (présence à terre nocturne, période de migration, nichent en terrier, colonies parfois inaccessibles). Cependant, les gestionnaires et les décideurs ont besoin d'informations précises sur leur biologie, leur taille de population et leur vulnérabilité face aux aménagements afin de pouvoir mettre en place des mesures de conservation efficaces et d'évaluer leur efficacité.

Quatre espèces protégées de *Procellariidae* nichent sur l'île de La Réunion, dont deux sont endémiques et considérées en danger d'extinction. Malgré leur statut de protection, toutes sont fortement impactées par les aménagements croissants sur l'île (collision et attraction par les lumières

artificielles). Dans cette étude, nous avons utilisé la technologie radar pour décrire les patterns de vol de deux espèces d'oiseaux marins nocturnes (le pétrel de Barau et le puffin tropical) à différentes échelles temporelles, altitudinales et spatiales. Nous avons également étudié l'effet du cycle lunaire sur le déplacement des oiseaux. Les variations spatiales et saisonnières du nombre d'oiseaux ont été étudiées pour les deux espèces. À partir de ces informations, le but ultime de cette étude était de présenter une carte des flux et d'évaluer le risque de collision des oiseaux marins nocturnes face aux aménagements à l'échelle de l'île de La Réunion.

Nous avons réalisé 116 nuits d'observations à partir de la technologie radar, en mode vertical, avec une échelle de prospection de 1,5 km, sur 23 sites différents répartis principalement au niveau du littoral. Pour chaque nuit, nous avons compté manuellement les détections d'oiseaux marins nocturnes, par créneau de 10 minutes et pour 6 classes d'altitude de 250 m chacune.

Nos résultats montrent que nous pouvons identifier de manière spécifique les différentes cibles qui transitent dans le champ de prospection de radar à partir de différents critères. Les pétrels de Barau et les puffins tropicaux présentent des patterns de vol spécifique au cours de la nuit, en termes de timing et d'altitude. Les pétrels de Barau rentrent sur colonies en fin d'après midi et début de soirée à basse altitude (< 500m). Ils repartent en mer à haute altitude (> 500 m et jusque 1 500 m) tout au long de la nuit et principalement en fin de nuit. À l'inverse, les puffins tropicaux sont exclusivement nocturnes et se déplacent de manière très synchronisés. Ils rentrent sur les colonies en début de nuit lorsque l'obscurité totale est installée et repartent essentiellement en fin de nuit avant les premières lueurs du jour. Leur altitude de vol est toujours relativement basse (< 500 m). Les déplacements des deux espèces sont synchronisés avec les variations des horaires de lever et coucher de soleil au cours de la saison. Des variations du nombre de détections sont observées pour les deux espèces entre des nuits successives mais ces chiffres restent dans le même ordre de grandeur suggérant la répétabilité des observations. La phase lunaire ne semble pas inhiber le déplacement des individus, y compris en période de pleine lune (influençant par ailleurs la biologie des oiseaux marins nocturnes). D'importantes variations saisonnières et spatiales ont été observées chez les pétrels de Barau et les puffins tropicaux, en lien avec leur phénologie (période de migration vs période de reproduction) et la répartition des colonies (puffin tropical). Nous avons estimé qu'environ 38 000 pétrels de Barau et 12 000 puffins tropicaux quittent les colonies et retournent en mer chaque nuit, lors de la période estivale, suggérant des effectifs supérieurs (pétrel de Barau) ou similaires (puffin tropicaux) aux estimations actuelles. Environ 57 % des détections d'individus volant en dessous de 250 m sont exposés à la collision avec les infrastructures puisqu'ils évoluent aux mêmes altitudes que celles-ci. Enfin, nous proposons pour la première fois, une évaluation spatiale du risque de collision pour le pétrel de Barau et le puffin tropical à l'échelle de l'île à partir d'un maillage de 1 km².

Toutes ces informations permettent d'identifier les zones prioritaires afin de pouvoir cibler la mise en place de mesures d'évitement et de réduction du risque de collision des oiseaux marins nocturnes face aux aménagements. Nous recommandons également une meilleure gestion des éclairages artificiels afin de réduire le risque d'attraction, également potentiellement responsable de collisions. Enfin, notre étude prouve que la technologie radar s'avère être un outil performant et adapté à la réalisation d'études sur la biologie et la démographie à long terme d'espèces nocturnes comme les *Procellariidae*.

V.2 Publication 2 : Radar technology reveals flight behavior, population estimates and vulnerability to collisions of nocturnal seabirds at a tropical urbanized island

✉ Auteurs : Gineste B.^{a,b}, Sauser C.^a, Potin G.^a, Delcourt V.^b, Amirault G.^b, Souquet M.^b, Le Corre M.^a

✉ Affiliation : ^a UMR ENTROPIE, ^b BIOTOPE

✉ Soumission prévue dans le journal *Conservation Biology*

ABSTRACT

Human activities drive the vast majority of threats to biodiversity and urbanization is now considered as an important factor leading to biodiversity loss. Birds are heavily impacted by urbanization because they are exposed to collisions with man-made structures. Seabirds are affected by collision and light pollution, particularly the nocturnal species as *Procellariidae*. Because of their biology (nocturnal, burrow nesting in inaccessible colonies), petrels and shearwaters are difficult to study and census. However conservationists and decision makers require precise information about their population size and their vulnerability to anthropogenic threats to implement efficient conservation measures. In the urbanized tropical Reunion Island, four nocturnal and elusive species of *Procellariidae* breed, among which two of them are endemic and endangered. All of them are impacted by human infrastructures (collisions and attraction to artificial lights) which lead to important additive mortality each year. In this study, we used the radar technology in vertical mode to describe the flight patterns of nocturnal species at different altitudinal, temporal (night, moon cycle and season) and spatial scales. Our ultimate goal was to have a spatially explicit risk assessment of collision with infrastructures. We recorded 116 nights over 3 austral summer (between 2013 and 2016) in 23 different coastal sites located all around the island. We manually counted the number of detections of nocturnal seabirds for each 10-minutes period of the night and for 250-m altitude classes. Our results show that we can specifically identify the different targets detected through the radar. Barau's petrel and tropical shearwater have distinctive patterns of flight, in terms of altitude and time of the flight. Variation in the number of detections were observed between successive nights but the flow remained in the same order of magnitude. Moon phases did not influence flight numbers. For both Barau's petrel and tropical shearwater, we found important seasonal and spatial variations of the number of commuting birds. We estimated the total number of departing birds per night at ~ 38 000 Barau's petrels and 12 000 tropical shearwaters. Finally, ~ 57 % of the birds flying below 250 m are exposed to the collision when they return to the colonies as they fly at the same altitude as infrastructures. We also proposed, for the first time, a spatial assessment of the collision risk of nocturnal seabirds in Reunion Island. These information are of major interest to identify the priority areas where the implementation of mitigation strategies are crucial. The radar technology would be a powerful tool to conduct long-term population studies of such elusive species.

KEYWORDS

Ornithological radar, flight patterns, Barau's petrel, tropical shearwater, population estimate, collision risk assessment and management, seabird conservation

REFERENCES

- ★ *All the references of this article have been placed in the BIBLIOGRAPHIE section at the end of the thesis manuscript.*

INTRODUCTION

Human activities drive the vast majority of threats to biodiversity (Vié et al., 2009). Among the many human activities that cause habitat loss (Czech et al., 2000), urbanization is now considered as a major driving force of biodiversity loss and biological homogenization (through extinction of native species), both in developed and developing countries (McKinney, 2006, 2002; Pauchard et al., 2006).

The effects of urbanization on species richness depend on the level of urbanization and the taxonomic groups (McKinney, 2008). Birds are heavily affected by urbanization (Marzluff et al., 2012; Marzluff, 2001). Huge numbers of birds are killed each year as a consequence of collisions with man-made structures (Loss et al., 2012). Birds collide with a wide range of infrastructures: tall buildings and windows (Evans Ogden, 1996), communication towers (Gehring et al., 2009), powerlines (Jenkins et al., 2010) and offshore and inland wind turbines (Marques et al., 2014). Knowing the predicted human population growth (estimates provide ~11 billion people in 2100 (UN, 2015)), and associated habitat transformation, this threat is likely to increase in the future.

As seabird forage at sea and breed inland, they commute regularly between the sea and the land. Thus, they are exposed to infrastructures both at sea (Desholm and Kahlert, 2005; Fox et al., 2006) and in land, particularly at coastal areas where infrastructures are generally more numerous than inland (Neumann et al., 2015; Small and Nicholls, 2003). Seabird conservation status has deteriorated over recent decades, as a consequence of increasing anthropic threats (Croxall et al., 2012).

Several studies reported that nocturnal seabirds like petrels and shearwaters, including endemic and endangered species, are more exposed to collision fatalities (Cruz-Delgado et al., 2010; Podolsky et al., 1998) and collisions might represent a mortality rate of 0.6 - 2.1 % per year (Ainley et al., 2001). Procellariidae, and particularly fledglings, are also extremely sensitive to light pollution leading to numerous fallout worldwide (Le Corre et al., 2003, 2002; Miles et al., 2010; Reed et al., 1985; Rodriguez et al., 2012; Rodriguez and Rodriguez, 2009). These two anthropogenic threats (collision and light pollution) have a major impact on population (Doherty et al., 2004; Fontaine et al., 2011; Le Corre, 2008; Weimerskirch, 2001). Indeed, Procellariiforms (including Procellariidae) are the most vulnerable seabird species (Vié et al., 2009) and, assessment of their population size is critical (Oppel et al., 2014).

However Procellariidae are difficult to study because of their biology (short period of nocturnal activity on land, burrow nesting in inaccessible colonies) (Oppel et al., 2014). Radar technology has been used for many years to quantify birds movements (Day et al., 2003a; Day and Cooper, 1995; Hamer et al., 1995; Reynolds et al., 1997) and to study flight's characteristics and behaviors (Bruderer et al., 2010) and to improve the knowledge on bird migration (Bruderer, 1997a, 1997b; Flock, 1972). Radar technology can also be used to locate (Brown, 2015) and monitor nesting places (Bertram et al., 1999; Cragg et al., 2011; Hamer et al., 2005). More recently, radar has been used to quantify environmental impact on seabirds inland (power lines, highway bridges, wired cable transport, ...) (Gineste and Souquet, 2015) or at sea (e.g. offshore wind farm) (Desholm and Kahlert, 2005; Exo et al., 2003; Fijn et al., 2012). Therefore, radar technology is a powerful tool to study seabirds when classical methods are limited (bad visibility, high elevated flights, inaccessible colonies ...).

Four nocturnal and elusive seabird species nest in Reunion Island and are heavily impacted by light pollution and collision fatalities (Le Corre et al., 2003, 2002; Pinet, 2012; Salamolard et al., 2007). Moreover, the human pressure is still increasing (Sandron, 2007). Thus, decision makers and conservationists required precise information about biology of these species to improve seabird conservation and reduce impacts of infrastructures. In this paper, we used radar technology: 1° to describe the flight patterns at different temporal and spatial scales and 2° to assess the risk of collision at an island-wide scale. More specifically, we studied the specific variations of flight patterns in term of timing, movement rates and altitude during the night. We also studied the specific variations of number of flights throughout the moon cycle and the season. We investigated the flight distribution pathways and number of flights at the entire island-wide scale. Using all these information, our ultimate goal, was to assess the risk of collision of nocturnal seabirds with infrastructures.

MATERIAL AND METHOD

Study site and targeted species

Reunion Island is a volcanic tropical mountainous island (2 512 km², with highest submit 3 070 m above sea level) of the western Indian Ocean (21° 06'S, 55° 33'E). The island has numerous deep canyons, very high coastal and inland cliffs and calderas. Four species of nocturnal seabirds (Procellariidae) breed on the island (Gerdil, 1998). Barau's petrel and tropical shearwater are the two most abundant species with an estimated 6 000 - 8 000 breeding pairs of Barau's petrels (Pinet et al., 2009) and 3 000 (Bretagnolle et al., 2000) to 15 000 breeding pairs of tropical shearwaters (Gerdil, 1998). The tropical shearwater breed inland between 0 to 1 600 m above sea level (Gineste et al, submitted). The Barau's petrel breed also inland but at higher location (2 200 - 2 800 m) (Pinet et al., 2009). Thus both species have to cross the coastline to reach their breeding colonies. On the other hand, most colonies of wedge-tailed shearwaters (*Ardenna pacifica*) are located on the coastal cliffs and the population is less important (about 1 000 breeding pairs, Le Corre, unpublished data). Mascarene black petrel (*Pseudobulweria aterrima*) breed inland between 1 300 and 1 800 m (Riethmuller et al., 2012). The population is estimated to only a few dozen pairs (Riethmuller et al., 2012) and is considered as one of the 15 most threatened species of vertebrate worldwide (Conde et al., 2015).

Data collection

We used an X-band marine radar [FURUNO, Japan; model FAR-2117, 12 kW peak pulse power, 9.4 GHz (\pm 10 kHz) frequency, beam width 20° (H) and 1.23° (V) in vertical mode (1.5 km scale)]. Birds are not disturbed by the radar (Bruderer et al., 1999). Data were recorded for each scan of antenna (1 scan per 2.5 seconds). Current positions and trails for the last 30 seconds were displayed on each recorded picture. We manually counted the number of detections during 10-min intervals and for 6 elevation classes of 250 m from 0 to 1 500 m above the radar position. We also counted the number of detection at a finer altitudinal sale (class of 25 m) for the first 250 m in a subsample of our dataset, to investigate the risk of collision (see below). For each night, we sampled from ~ 4:30 PM until the following sunrise (~ 6:30 AM). All detections which did not correspond to nocturnal seabirds (insects, diurnal birds, bats, airplanes) were identified through different criteria and not counted (Tableau 7). As rain creates clutter on the pictures, we excluded all periods for which the rain prevented target detection.

Study design

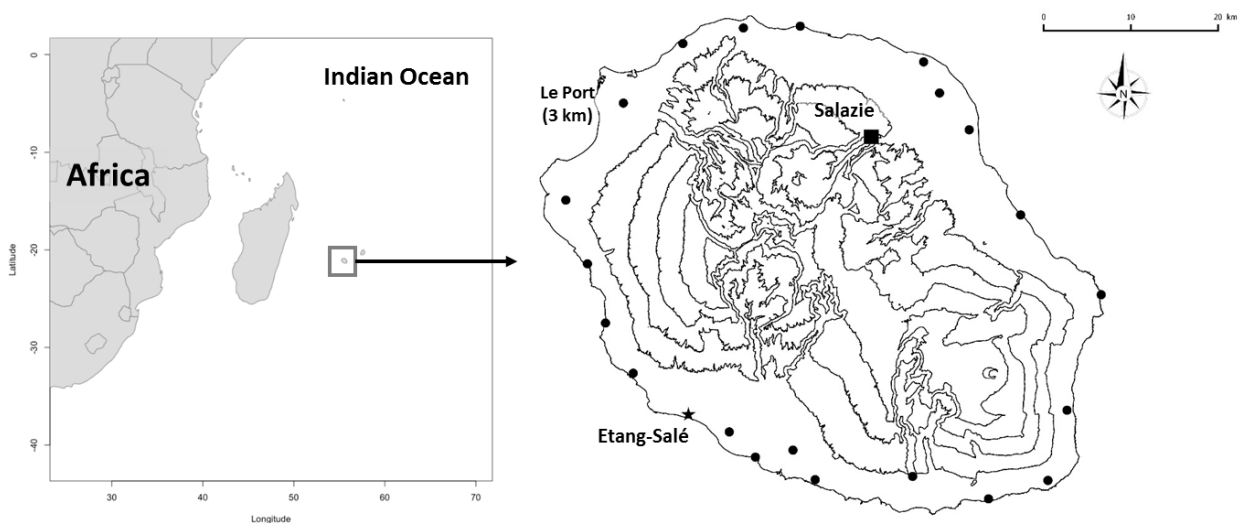


Figure 47: Localization of Reunion Island and sites (N=23) surveyed with radar technology (black dot). The sites of Étang-Salé and Salazie are respectively displayed by a black star and a black square. The site of Le Port, where one night was recorded with a 3 km scale, is also located.

Timing, altitude and direction of flights

We recorded 16 nights from 4:30 PM to 6:29 AM in Étang-Salé (Figure 47) between the 31st October 2013 and the 27th November 2013 to investigate the timing and altitude of flights. To estimate the collision risk between seabirds and infrastructures at low elevation, we investigated the altitudinal distribution of flights at a finer resolution (class of 25 m) between 0 and 250 m above the ground, for 3 nights recorded the 14th, 15th and 16th November 2013 in Étang-Salé between 4:30 PM and 8:10 PM. During this period, seabirds returned synchronously and at low elevation from the sea to the colonies (see result). To study the direction of flights, we recorded 3 nights in Salazie in November and December 2013. The main axis of the radar was oriented in the manner to identify the direction of flights (inland or departing flight). For both sites, we assigned the recorded detections to a specific level (Barau's petrel or tropical shearwater) (see results).

Variability of the number of detections between successive nights and effect of the moon phase on commuting behavior

In order to assess the representativeness of a the number of flights during a night, we recorded four sessions of four successive nights between the 31st October and 27th November 2013 on Étang-Salé. To assess the effect of the moon phase on the number of flights, we recorded 4 nights for 4 distinct phases of the moon in Étang-Salé between October and November 2013 (new moon: 31/10 to 4/11; 1st quarter: 8/11 to 12/11; full moon: 14/11 to 18/11; last quarter: 23/11 to 27/11).

Seasonal variation in the number of detections

To study the seasonal changes in the number of detections, we recorded one night for each new moon between November 2013 and November 2014 in Étang-Salé (N=14).

Identification of seabird pathways at the scale of the entire island

We sampled 1 to 4 nights at 23 sites mostly located on the coastline around the island during three breeding seasons (2013/2014, 2014/2015, 2015/2016) and close to the new moon. The sites were chosen to provide a wide coverage of the island coastline and particular places as mouth of deep valleys and calderas where birds are known to commute (Pinet et al., 2009). The main axis of the radar was oriented as parallel as possible to the coastline, in order to cover the maximum of island's perimeter where birds fly across.

Method to estimate the number of departing birds per site, to estimate seabird pathway from the colonies to the coastline and to assess the collision risk at an island-wide scale.*Method to estimate the number of departing birds per site*

We found distinct and specific patterns of flights (in terms of timing and altitude) for Barau's petrel and tropical shearwater in the site of Étang-Salé (see result). More specifically, we found that tropical shearwaters returned to the sea very synchronously between 1:45 and 0:25 before sunrise and at low altitude (< 500 m). Barau's petrels returned to the sea at high elevation (> 500 m) and from 1H30 after sunset to the following sunrise (see result). We used *a posteriori* these criteria (timing and altitude of flight) to assign the detections observed in the other sites to a species. Thus, all the detections observed below 500 m during 80 min until 25 min before sunrise were assigned to a tropical shearwater. Detections recorded above 500 m from 90 min after sunset until the following sunrise were considered as Barau's petrel.

The shape of the prospected area through the radar is semi-circular (Figure 48). Thus, the prospected area decreases between 250 m altitudinal class from the bottom to the top. To calculate a corrected number of departing birds for similar prospected area of 3 km length and 250 m height and assuming that the flights are spatially homogeneous inside a class of 250 m, we multiplied the number

of detections recorded for each class of 250 m by a coefficient of correction. Thus this corrected number included the number of detected flights and the calculated number of flights (Figure 48). Therefore, after these two analysis, we obtained a specific and corrected number of departing birds in a rectangle of 3 km length and 1.5 km height for each site surveyed.

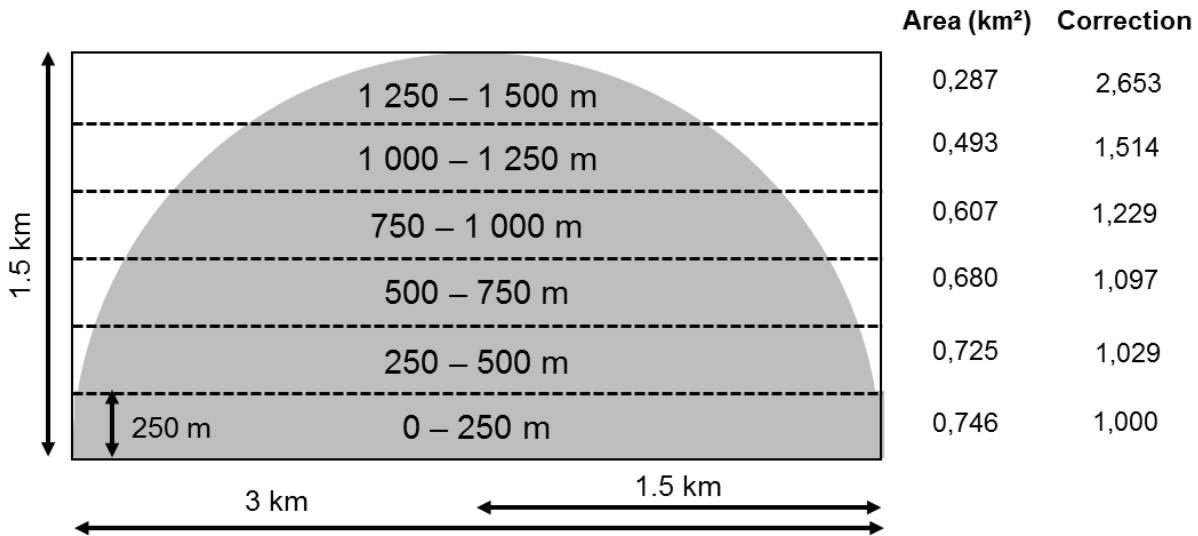


Figure 48: Shape of the vertical prospected area (grey) with the radar technology. The departing flights commuting in the grey area were detected and thus counted for each 250 m class of altitude. For each 250 m class, the number of flights was multiplied by the coefficient of correction to get a corrected number of flight for each area of 3 km length and 250 m height.

Method to estimate seabird pathway from the colonies to the coastline

General procedure

In order to estimate seabird pathway from the colonies to the coastline, we first created a grid of 1 km² that covered the entire island (Figure 57). The goal of our method is to calculate a bird flow for each pixel of this grid. For doing so, we need first to have an estimate of the bird flow at the coast and second to have the location of all known colonies. Barau’s petrel’s colonies are all located in a mountainous 16 km² area in the central part of the island. For the purpose of this study, we considered that all Barau’s petrel’s colonies were located in the same 1 km² corresponding to the centroid of all the colonies (Figure 57). Although this is a simplification of the reality, we are confident that this simplification does not significantly reduce the validity of our results. The situation is more complex for the tropical shearwaters (see below).

Estimation of seabird pathways at the coast

In order to identify the main seabird pathways at the coast and to estimate their importance, we deployed the radar at 22 different coastal places spread over the entire coastline (Figure 47). We removed the inland site of Salazie because commuting birds in this site were also recorded on the coastal pixels downstream. For each of these “radar point”, the radar was located in the centre of 22 different coastal 1 km² pixels of the grid presented above. As the radar detection range is 1.5 km in radius, each radar point covered 3 km of coastline (e.g. 3 contiguous coastal pixels). For each radar point, we then divided the number of detections by three, to have a number of detections per km of coastline. Radar points with measured bird flow (corrected number of birds that cross the coastline per km of coastline) are separated by a number of coastline pixels with undetermined bird flow. In order to have an estimate of the corrected number of departing birds that cross the coastline all around the island, we interpolated the bird flow for all coastal pixels for which we had no direct radar measures. To do so we

hypothesize that the bird flow varies linearly from one radar count to the next.

Estimation of Barau's petrel pathways from the colonies to the coast

In order to estimate bird flow from Barau's petrel colonies to the coastline, we hypothesised that the birds fly in a straight line from the colonies to the coastline. Then for each pixel X of the coastline, we created a vector V_x from this pixel to the pixel of the colony. The value of this vector V_x is the bird flow estimated (corrected) or interpolated at the coast. Then for each pixel of the island, the value of the bird flow is the sum of the vectors that cross this pixel. By doing so, the value of the bird flow at the pixel of the colony is the sum of all the flow measured (corrected) or interpolated at the coast, which makes sense: all birds that leave the colony have to cross the coastline to reach the sea.

Estimation of tropical shearwater pathways from the colonies to the coast

The situation is more complex for the tropical shearwaters because this species breed at more than 300 small colonies spread over the entire island between 0 and 1 600 m above sea level (Gineste et al. submitted). To overcome this difficulty, we divided the island in 10 different sectors for which we know 1°) the place and relative size of all the breeding colonies (Gineste et al. submitted) and 2°) the bird flow at the coast (estimated and corrected with radar technology or interpolated, see above). The relative size of the colonies was estimated through a large scale acoustic survey conducted throughout the island (Gineste et al., submitted). For each colony we had a value of acoustic activity (in number of vocalizations per min) and we used this value as a proxy of colony size (Borker et al., 2015, 2014; Oppel et al., 2014). Then for each pixel, we summed all the vocal activities of the colonies surveyed in this pixel. We then summed the vocal activities of all the pixels of the sector. Then for each pixel we calculated α , an index of relative importance (in term of shearwater breeding colony size) by dividing the vocal activity of this pixel by the total vocal activity of the sector. Then for each pixel of the coastline, we created Y vectors from this pixel to the Y pixels of the sector that contain one or several colonies. The value of each of these vectors is the value of the bird flow at the coastal pixel multiplied by α (the index of relative abundance of tropical shearwaters at the pixel of arrival).

By doing so, we assumed that the birds that cross the coastline of a given sector are coming from all colonies within this sector, and that this dispersion is proportional to the size of the colonies. This procedure also assumed that birds that cross the coastline at a given sector do not fly from a colony of another sector. To test the validity of the method we plotted the sum of birds that cross the coastline of a sector against the total vocal activity recorded at all the breeding colonies within this sector. We found a significant correlation between these two parameters (Figure 49) suggesting that, indeed, birds that cross the coastline at a given sector are more likely coming from one colony of this sector. Then the bird flow of any given pixel of the sector is the sum of the vectors that cross that pixel.

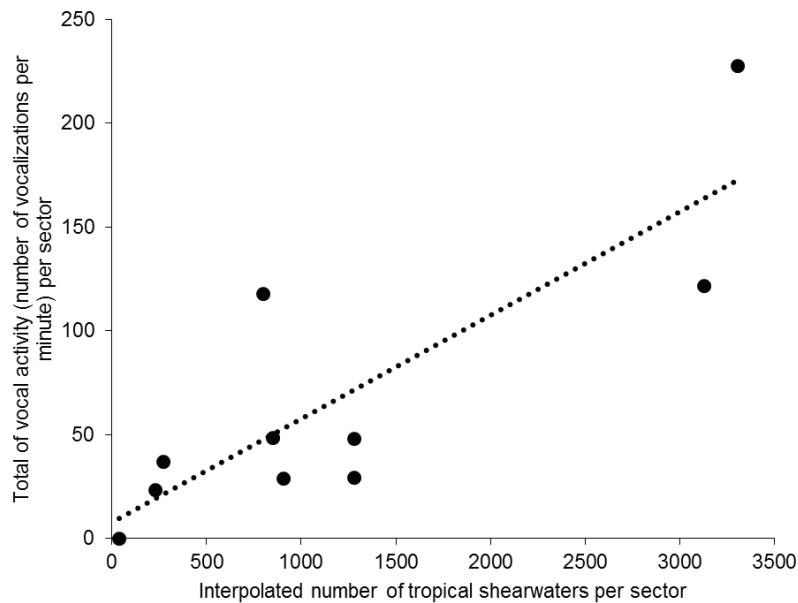


Figure 49 : (Electronic Supplementary Material 1): Relationship between the interpolated number of tropical shearwaters flying over the coastline per sector and the total vocal activity (number of vocalizations per minute) recorded at all the colonies of tropical shearwater of the same sector (Pearson’s test of correlation: $t = 4.2303$; $df = 8$; coefficient = 0.83; $P < 0.01$).

Spatial distribution of the infrastructures and associated collision hazard level

We attributed for each pixel of the grid, a value of collision hazard for all infrastructures (urban area, road, bridges, power line, wind turbine, wire cable) located in the pixel at island-wide scale. The value of the ground infrastructures (urban area and road) varied between 0 (min) and 1 (max) depending on the area (urban area) or measured traffic (road) for each pixel. We attributed a value of 2 for each aerial infrastructure (bridge, power line, wind turbine, wired cable) located in the pixel. We created the map of collision hazard at island-wide scale, by adding all the values of the infrastructures for each pixel.

Method to assess the collision risk at an island-wide scale

To create the map of collision risk at an island-wide scale, we multiplied for both species and for each pixel of the grid, the value of bird flow by the value of collision hazard.

Data analysis and mapping

We used Kruskal-Wallis test to study the distribution of the mean number of detections during night and GAM (Generalized Additive Models) to test if timing influence the altitudinal distribution of flight. The fine altitudinal distribution (25 m resolution) of flights between the 3 nights and between the two species were tested with a chi-square test of homogeneity. To test the homogeneity in the number of detections between successive nights, we realized, for both species, a Chi-square test. We used an analysis of variance (ANOVA) to investigate the effect of moon phase on the mean number of detections for both species during this period. We then used the post-hoc Tukey HSD test to compare the different phases two by two. We used a Kruskal-Wallis test and a post-hoc Nemenyi to compare the seasonal variation of the mean number of detections during the peak period of departure flights for both species (60 min and 50 min finishing 30 min before the sunrise, respectively for the Barau’s petrels and the tropical shearwaters). All statistical analyses were conducted in R v.3.2.0 (R Core Team, 2015) and significance was considered for p -value < 0.05 . All spatial analysis, maps and birds flow estimates were done with the software QGIS v.2.8.2 (Open Source Geospatial Foundation Project: <http://qgis.osgeo.org/>).

RESULTS

Number of nights with radar recording

We recorded bird flow with the radar during 116 nights, which represent ~ 2 300 000 pictures and ~ 1 600 hours of data collection. The time required to manually extract the data was ~ 3 hours per night, depending on the number of detections recorded per night (~ 2 months).

Species identification

Our first objective was to identify accurate criteria for visual identification of the echo radar at the specific level. For this purpose, we carefully analyzed the 16 nights of radar recording at Étang-Salé in October and November 2013. We identified various targets (insects, bats, large (tropicbirds and harriers) or small (swiftlets) diurnal birds, Barau’s petrel, tropical shearwater and aircraft) (Tableau 7). All echoes recorded before complete darkness were searched with binoculars for visual identification. We were then able to characterize the echoes of most targets (Tableau 7). In particular, we were able to discriminate between the two main nocturnal seabirds that were recorded at this place, the tropical shearwater and the Barau’s petrel.

Tableau 7 : Identification criteria of radar echoes for different detected targets

| Target | Echo size | Echo intensity | Apparent speed | Distance of detection | Trajectory | Time of detection | Visually confirmed |
|--|-----------|----------------|---------------------|-----------------------|--|---|------------------------|
| Insects | -- | -- | - | -- | Direct | Day and night | No |
| Diurnal birds (e.g. Apodidae) | - / + | - / - | - / + | - | Sinuuous (mostly) or direct (group in transit) | Day (numerous flights at dusk and dawn) | Yes |
| Bats | - / + | - / + | - / + | - | Sinuuous (mostly) or direct (group in transit) | Night (numerous flights at dusk and dawn) | Yes |
| Diurnal birds (Tropicbird and Reunion Marsh-Harrier) | ++ / +++ | ++++ | + / ++ / +++ | ++ | Soaring or direct | Day | Yes |
| Barau’s petrels | +++ | ++++ | ++ / +++ | +++ | Soaring or direct | End of afternoon and night | Yes (end of afternoon) |
| Tropical shearwaters | ++ | ++++ | +++ | ++ | Direct | Night (complete darkness) | No |
| Airplanes or helicopters | ++++ | ++++ | + / ++ / +++ / ++++ | ++++ | Direct | Day (mostly) and night | Yes |

Timing, altitude and direction of flights

Overall, during the 13 nights recorded in Étang-Salé, the mean number of detections per 10 minutes was 19 ± 15 and 7 ± 23 (range: 0 - 99 and 0 - 171), for Barau’s petrel and tropical shearwater respectively, but there was strong variation during the night (Kruskal-Wallis test, $\chi^2=589.85$, $ddl=80$, $p<0.05$ and K-W test, $\chi^2=862.45$, $ddl=80$, $p<0.05$, respectively) (Figure 50). Barau’s petrels were detected continuously from the end of afternoon (~ 4:30 PM) to the following sunrise and particularly during three major peaks: at the end of afternoon, 2-3 hours after sunset and ~ 2 hours before the dawn. On the other hand, tropical shearwaters mostly flew during two synchronized periods (each lasting ~ 80 min) after

sunset and before sunrise. Very few (~1 %) birds were observed during the night apart from these two major peaks. The majority of tropical shearwaters were recorded at complete darkness: ~ 25 min after sunset and ~ 25 min before of the following sunrise (Figure 50). Both species adjusted their flight patterns to the seasonal variation of the time of sunset and sunrise.

Barau's petrels flew at low altitude (< 750 m) at the end of afternoon and beginning of the night. During the rest of the night, the vast majority of Barau's petrels' detections was observed at high altitude (> 750 m) (GAM, $\chi^2=7\ 109$, $p<0.05$) (Figure 51). Tropical shearwaters always flew at low altitude (particularly below 500 m) with no change during the course of the night (GAM, $\chi^2=2\ 243$, $p<0.05$) (Figure 51). At one place (Le Port), in order to test if Barau's petrels flew higher than 1.5 km at coastal places during the departure flights, 848 detections were recorded with a 3 km scale. Only 8 birds flew between 1 500 - 2 000 m. Seventy-three birds were detected below 1 500 m but further 1.5 km from the radar position. This suggests that seabirds are detected at a distance longer than 1.5 km but the vast majority of Barau's petrels flew below 1.5 km on the shoreline.

From the 3 nights recorded in Salazie to investigate the flight direction during the night, we observed that the majority of Barau's petrels flew inward from the end of afternoon to about 1 hour after sunset (Figure 52 and Figure 51). Only few Barau's petrels continued to return to colonies during the night. Rapidly after sunset (~ 1 hour), we observed departing birds to the sea. Departure flights occurred during all night long. Tropical shearwaters showed similar pattern of flight direction. Most of tropical shearwaters returned to the colonies at the beginning of the night (when complete darkness is achieved) and they flew outward at the end of the night, before dawn (Figure 52).

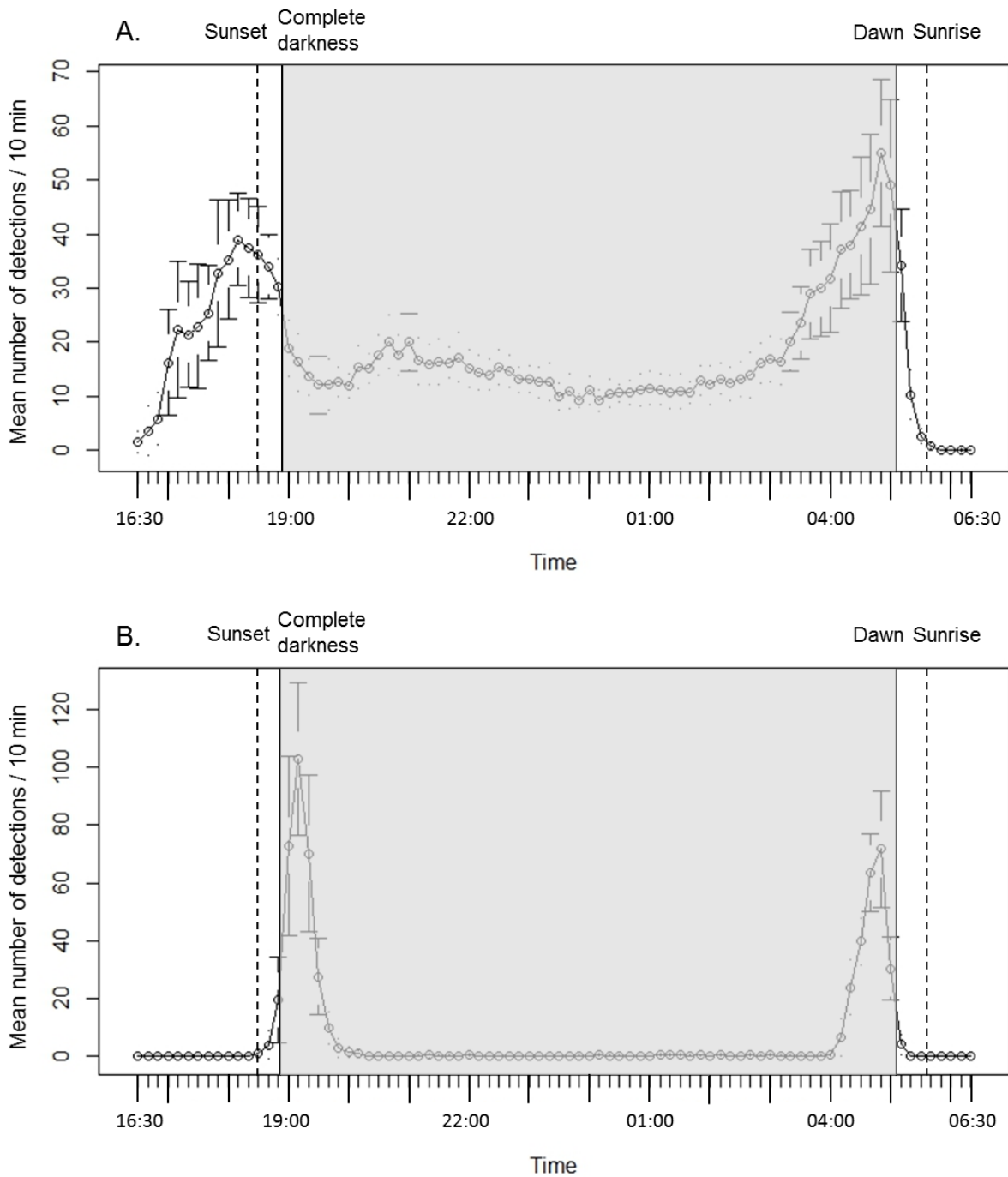


Figure 50: Mean number of detections per 10 minutes during a night for Barau's petrel (A.) and tropical shearwater (B.) in November 2013 (N = 13 nights) in Étang-Salé, Reunion Island. Mean and confident intervals are represented.

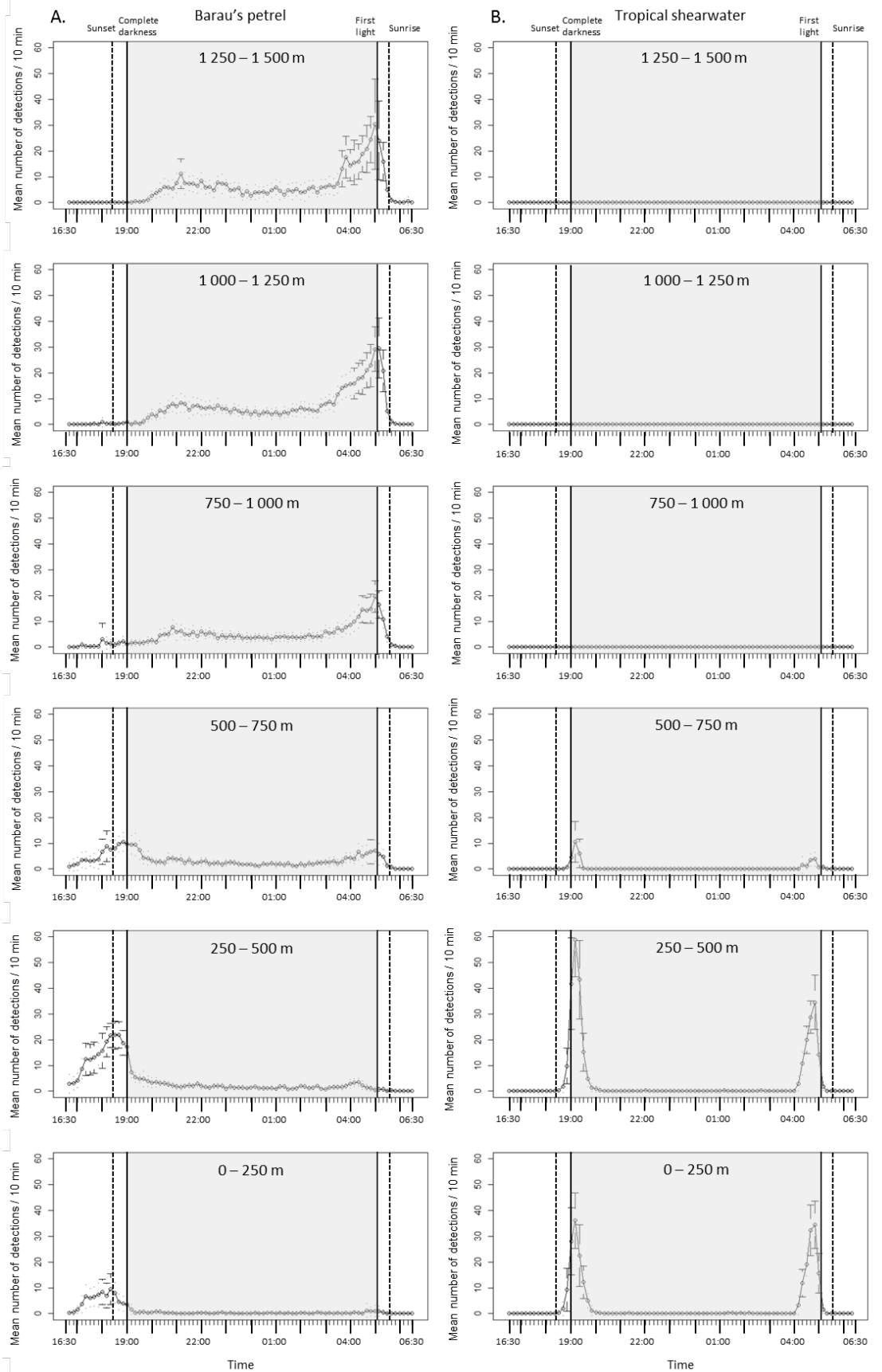


Figure 51: Mean number of detections per 10 minutes for different 250 m elevation sections for Barau’s petrel (A.) and tropical shearwater (B.) in November 2013 (N = 13 nights) in Étang-Salé, Reunion Island. Mean and confident intervals are represented.

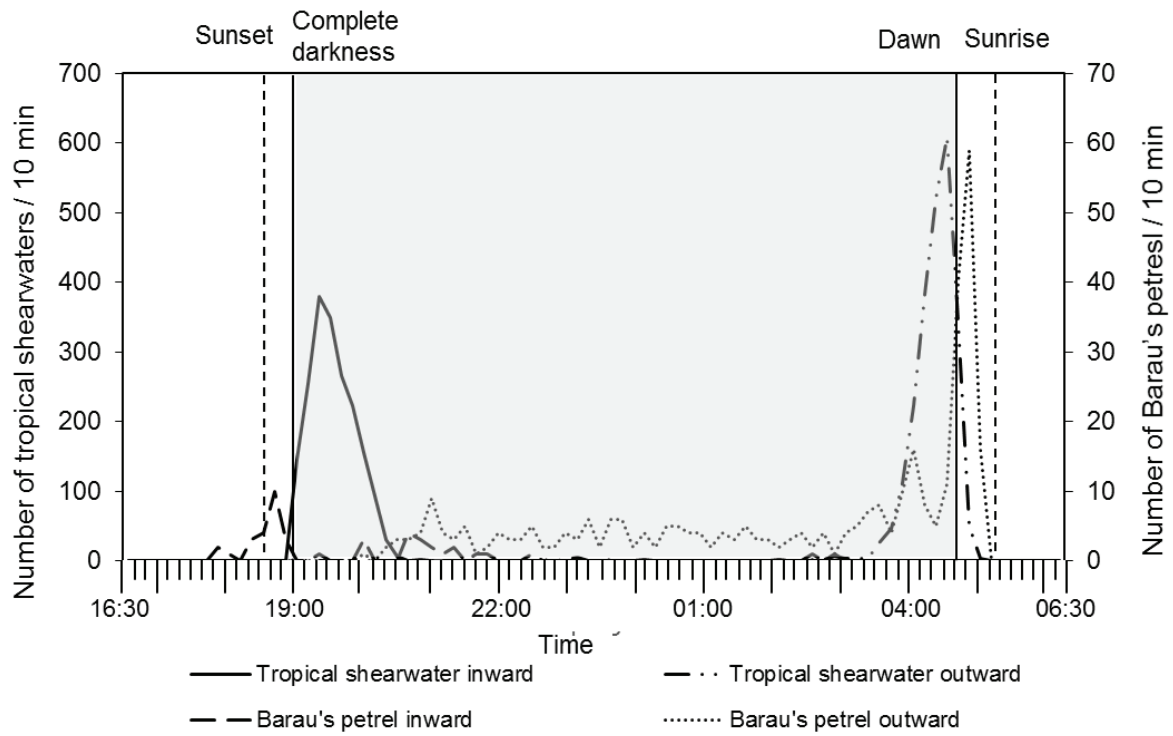


Figure 52: Sum of the number of detections per 10 minutes regarding flight direction for 3 nights on the site of Salazie for Barau's petrels and tropical shearwaters. Data were collected the 4th, the 5th November and the 5th December 2013 (respectively 1, 2 and 2 days after the closest new moon).

Day to day variations in detection numbers

The number of detections remained in the same order of magnitude between successive nights, for both species, although day to day variation were detected ($p < 0.05$ in all case) (Tableau 8).

Tableau 8 : Mean, standard deviation (sd), minimum (Min) and maximum (Max) number of detections, maximal relative difference between two successive nights (MRD in %) for Barau’s petrel and tropical shearwater during the four sessions of four successive nights (N) recorded between October and November 2013 in the site of Étang-Salé

| Barau’s petrel | | | | | | | | | | |
|----------------|-------|-----|-------|-------|---------|-----------|-----------------------------|----------|-----|---------|
| Date (2013) | Mean | Sd | Min | Max | MRD (%) | N (night) | n (10-min counts per night) | χ^2 | ddl | p-value |
| 31/10 – 4/11 | 758 | 82 | 663 | 840 | 11 | 4 | 65 | 26,4 | 3 | < 0.05 |
| 8/11 – 12/11 | 1 428 | 304 | 1 159 | 1 761 | 27 | 4 | 77 | 193,5 | 3 | < 0.05 |
| 14/11 - 18/11 | 1 690 | 197 | 1 517 | 1 950 | 22 | 4 | 76 | 68,6 | 3 | < 0.05 |
| 23/11 - 27/11 | 1 409 | 208 | 1 171 | 1 676 | 30 | 4 | 62 | 91,7 | 3 | < 0.05 |

| Tropical shearwater | | | | | | | | | | |
|---------------------|------|-----|-----|-----|---------|-----------|-----------------------------|----------|-----|---------|
| Date (2013) | Mean | Sd | Min | Max | MRD (%) | N (night) | n (10-min counts per night) | χ^2 | ddl | p-value |
| 31/10 – 4/11 | 272 | 99 | 128 | 351 | 134 | 4 | 65 | 107,3 | 3 | < 0.05 |
| 8/11 – 12/11 | 632 | 70 | 573 | 723 | 21 | 4 | 77 | 23,6 | 3 | < 0.05 |
| 14/11 - 18/11 | 522 | 218 | 307 | 736 | 121 | 4 | 76 | 272,5 | 3 | < 0.05 |
| 23/11 - 27/11 | 333 | 56 | 270 | 407 | 23 | 4 | 62 | 28,7 | 3 | < 0.05 |

Effects of moon cycle on flight patterns

For Barau’s petrel, we found a significant increase of the mean number of detections per night through the moon cycle from new moon phase (965 detections on average) to the last quarter (1 982 detections on average) (ANOVA, $p < 0.05$). The mean number of detections per night during the new moon phase is different to those during the full moon and the last quarter (post-hoc Tukey HSD test, $p < 0.05$). The mean number of detections during the first quarter phase did not differ to each other phases (Figure 53). For the tropical shearwater, we did not found any difference in the mean number of detections per night between the four moon phases (ANOVA, $p > 0.05$) (minimum = 507 detections on average, maximum = 632 detections on average) (Figure 53).

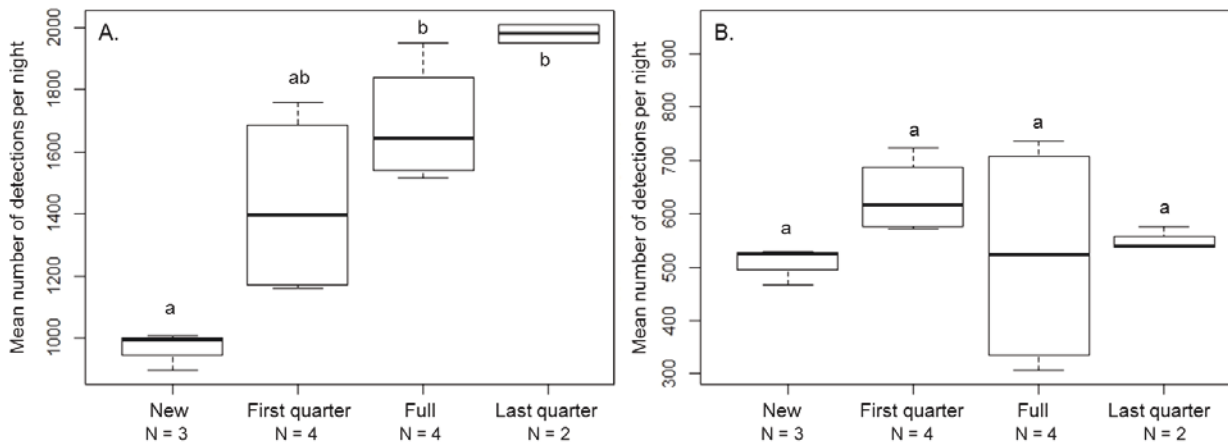


Figure 53: Mean number of detections per night for Barau’s petrel (A.) and tropical shearwater (B.) during the moon cycle between the 31st October and the 26th November 2013, in the site of Étang-Salé, Reunion Island.

Seasonal variation of the number of detections

There was strong seasonal variations in the number of detection for both species (Kruskal-Wallis test: $W = 75.029$, $df = 13$, $p \leq 0.05$ and $W = 47.654$, $df = 13$, $p \leq 0.05$, for Barau’s petrels and tropical shearwater respectively) (Figure 54). For Barau’s petrel, the maximum of number of detections was observed between December and February and the minimum between April and August. For the tropical shearwater, the maximum of detections are observed between November and January and the minimum in May and June.

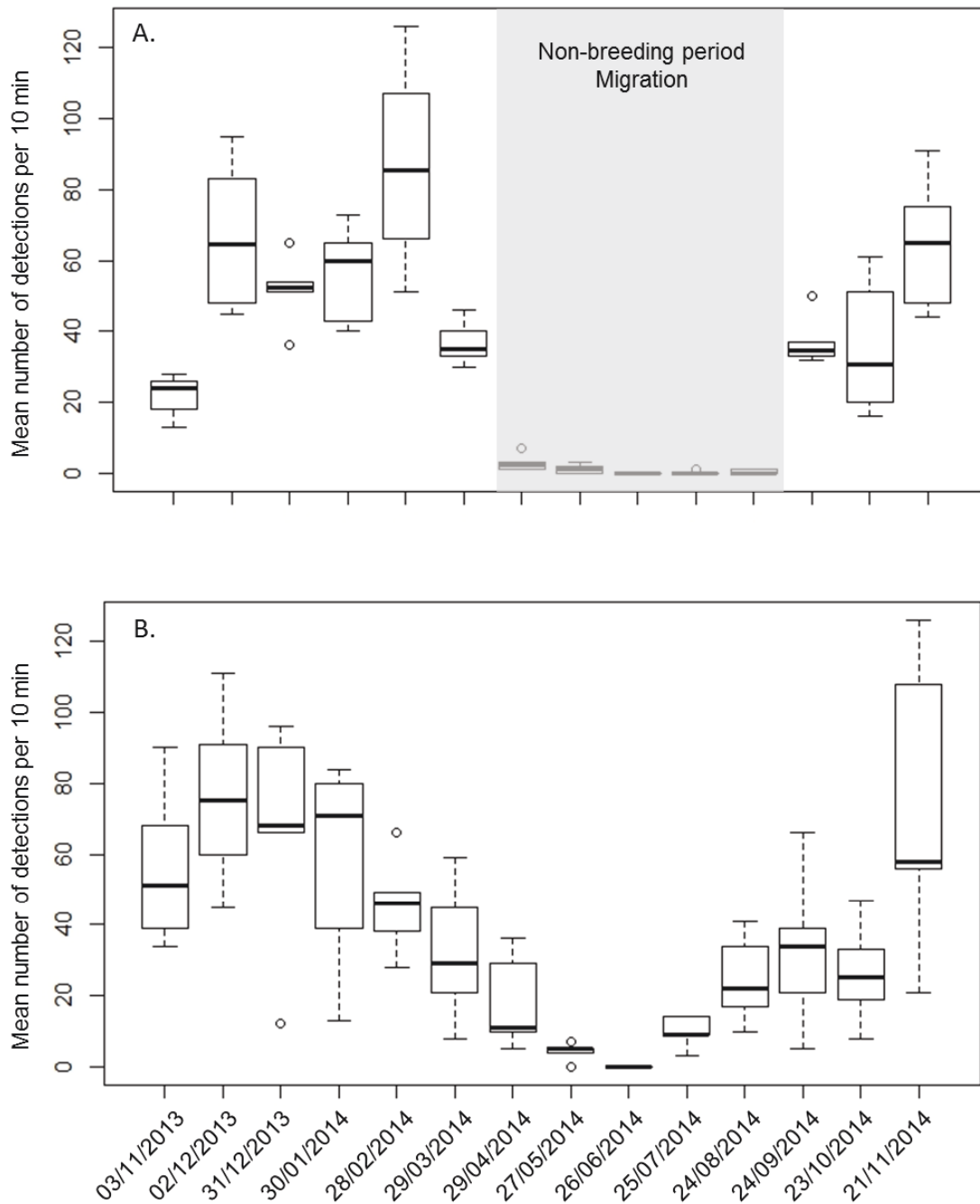


Figure 54: Seasonal variation of the mean number of detections during the departure peak of flights (until to 30 minutes before sunrise) for Barau's petrel (60 minutes) (A.) and for tropical shearwater (50 minutes) (B.) at Étang-Salé, Reunion Island, between November 2013 and November 2014. The grey area represent the non-breeding period of Barau's petrels, when birds are in post-breeding migration.

Spatial variation and total number of departing birds per night

Both species were recorded at each of the 23 sites with a strong variation between sites (mean \pm sd = 552 ± 643 , range 7 - 2 217 detections for Barau's petrel and 256 ± 261 , range 3 - 1 028 detections for tropical shearwater) (Tableau 9). Barau's petrel flew outward mostly over two major flyways (northwestern and southwestern part of the island) (Figure 55). Numerous Barau's petrels were also observed on the North and West sides of the island. Tropical shearwaters were mostly recorded on the mouth of the three calderas and of the largest rivers (Figure 55). Adding measured and interpolated number of commuting birds, we estimated that > 38 500 Barau's petrels and > 12 000 tropical shearwaters left the island each night to go at sea.

Tableau 9 : Number of detections of Barau's petrels and tropical shearwater for 22 sites located on the coastline of Reunion Island between three austral summer (2013/2014, 2014/2015, 2015/2016)

| Date | Site number | Number of departing Barau's petrel | Corrected number of departing Barau's petrel | Corrected number of departing Barau's petrel per kilometer | Number of departing tropical shearwater | Corrected number of departing tropical shearwater | Corrected number of departing tropical shearwater per kilometer |
|------------|-------------|------------------------------------|--|--|---|---|---|
| 29/09/2014 | 1 | 312 | 491 | 164 | 176 | 180 | 60 |
| 11/12/2013 | 2 | 228 | 349 | 116 | 178 | 180 | 60 |
| 23/01/2015 | 3 | 11 | 13 | 4 | 103 | 103 | 34 |
| 07/12/2015 | 4 | 85 | 114 | 38 | 342 | 344 | 115 |
| 08/12/2015 | 5 | 33 | 39 | 13 | 274 | 275 | 92 |
| 22/01/2015 | 6 | 217 | 276 | 92 | 197 | 199 | 66 |
| 11/02/2015 | 7 | 7 | 8 | 3 | 22 | 22 | 7 |
| 26/01/2015 | 8 | 17 | 19 | 6 | 3 | 3 | 1 |
| 15/02/2015 | 9 | 79 | 94 | 31 | 9 | 9 | 3 |
| 17/02/2015 | 10 | 223 | 270 | 90 | 106 | 108 | 36 |
| 21/02/2014 | 11 | 216 | 261 | 87 | 243 | 252 | 84 |
| 18/02/2015 | 12 | 914 | 1191 | 397 | 88 | 88 | 29 |
| 12/01/2016 | 13 | 994 | 1281 | 427 | 312 | 338 | 113 |
| 20/02/2015 | 14 | 1982 | 2927 | 976 | 281 | 285 | 95 |
| 11/01/2016 | 15 | 2217 | 3283 | 1094 | 718 | 727 | 242 |
| 03/12/2013 | 16 | 1431 | 2416 | 805 | 414 | 421 | 140 |
| 07/11/2013 | 17 | 1267 | 2210 | 737 | 207 | 212 | 71 |
| 10/02/2015 | 18 | 577 | 779 | 260 | 75 | 77 | 26 |
| 09/12/2015 | 19 | 202 | 332 | 111 | 281 | 287 | 96 |
| 08/10/2013 | 20 | 248 | 348 | 116 | 17 | 17 | 6 |
| 28/11/2013 | 21 | 963 | 1464 | 488 | 760 | 774 | 258 |
| 24/02/2015 | 22 | 286 | 482 | 161 | 54 | 56 | 19 |
| | TOTAL | 12509 | 18647 | | 4860 | 4957 | |

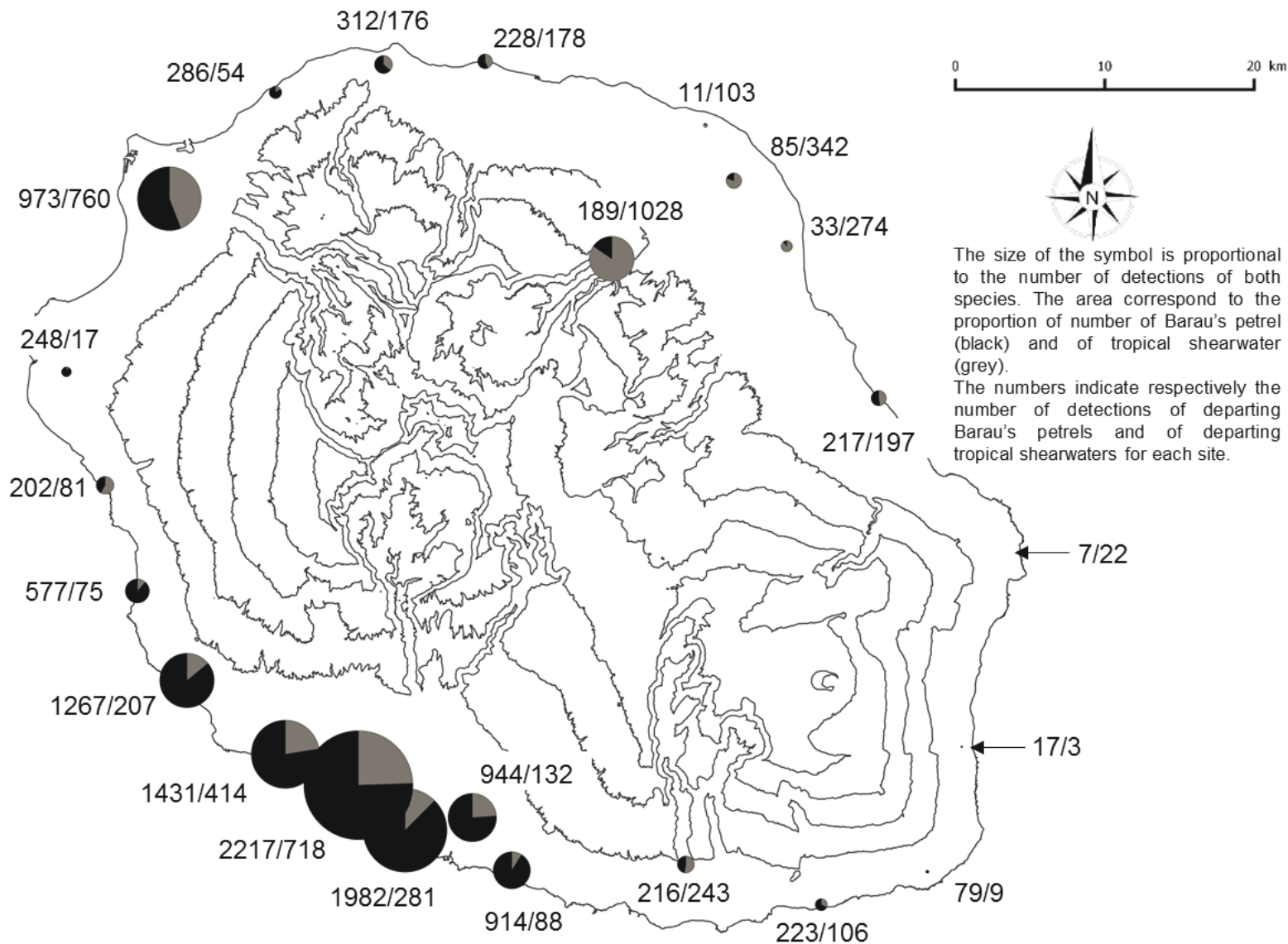


Figure 55: Spatial patterns of the number of departing flights for Barau's petrel (black) and tropical shearwater (grey) on 23 sites recorded through radar technology (1.5 km vertical mode) in Reunion Island between three austral summers (2013/2014, 2014/2015, 2015/2016).

Spatial collision risk assessment with infrastructures

The altitudinal distribution of the flights between 0 and 250 m was similar between the 3 nights analyzed and for both species ($X^2 = 14.77$, $df = 18$, $P = 0.6777$ and $X^2 = 19.328$, $df = 18$, $P = 0.3719$, for Barau’s petrel and tropical shearwater respectively). Considering all the detections between 0 and 250 m, ~ 57 % and ~ 56 % were recorded below 175 m, respectively for Barau’s petrel and tropical shearwater (Figure 56).

Without the 390 km power lines (63 kV) and pylons for with the mean altitude vary between 25 and 35 m (EDF, comm. pers.), most of infrastructures are smaller than 25 m in Reunion Island. Among infrastructures ≥ 25 m (N=126), 54% (N=68) are taller than 50 m with a maximum of 170 m.

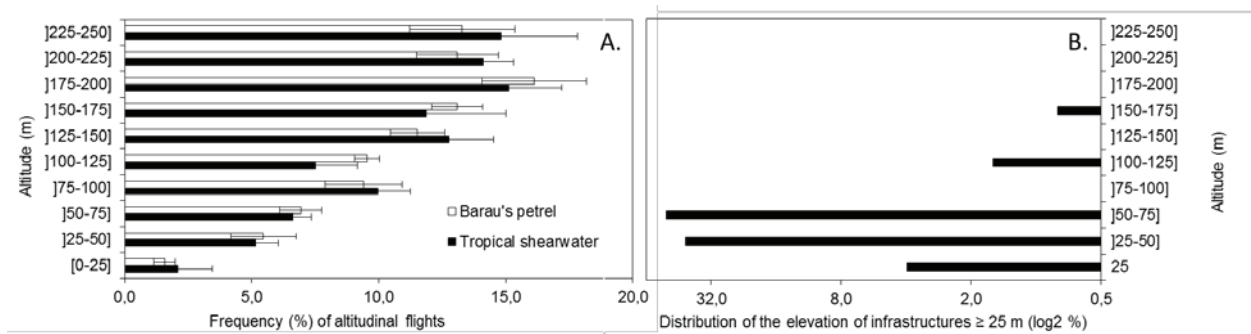


Figure 56: Altitudinal distribution of returning flights (~ 4:30 PM and 8:10 PM) between 0 and 250 m for 3 nights recorded the 14th, 15th and 16th November 2013 in Étang-Salé, Reunion Island, for Barau’s petrel and tropical shearwater. Mean and standard deviation are presented for each 25 m elevation class (A.). Distribution of the number of infrastructures (≥ 25 m) for each 25-m elevation class in Reunion Island (without power lines) (B.).

Figure 55 shows the distribution of the commuting pathways of both species, the distribution of the infrastructures, and the spatial collision risk assessment (Figure 55). The collision hazard vary between 0 (no infrastructure in the pixel) to 24 and is strongly correlated to the spatial distribution of the power lines and of the wind turbines. The collision hazard is essentially distributed over the lowest part of the island (< 500 m of elevation).

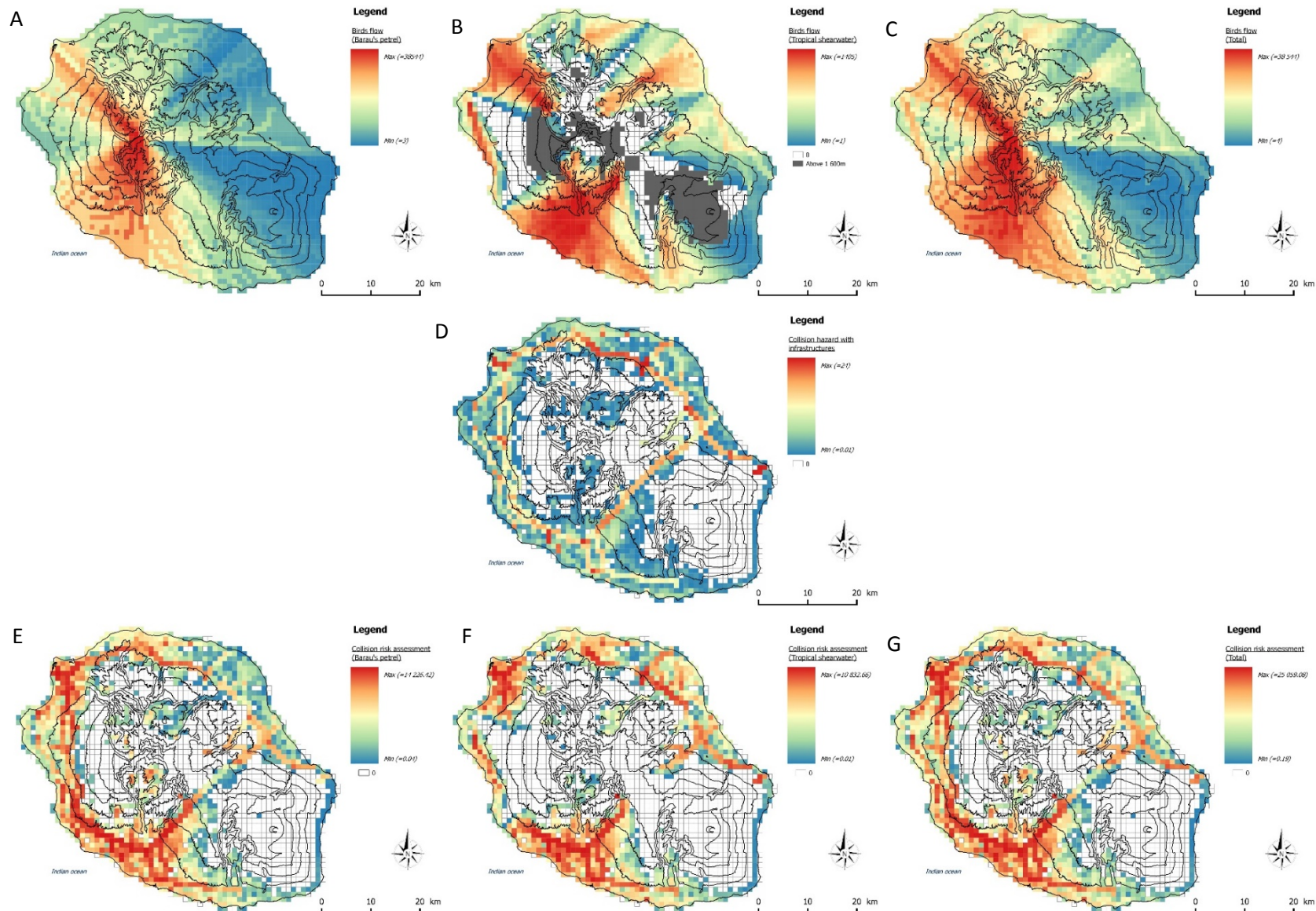


Figure 57: Spatial distribution of the departing commuting pathways of Barau’s petrel (A), of tropical shearwater (B) and of both species added (C). Spatial assessment of the collision hazard (D). Spatial assessment of the collision risk for the Barau’s petrel (E), for the tropical shearwater (F) and for both species (G) in Reunion Island.

DISCUSSION

Species identification

The recorded echoes depend on several physical parameters such as distance and position of the target in the radar beam (middle or peripheral location), its size and its radar cross-section (Bruderer, 1997b; Skolnik, 1980). Targeted birds can be identified at a “group” level (raptors, shorebirds, seabirds, Passeriformes...) depending of common characteristics of the group (flight speed and behavior, size of birds, habitat use, ...) (Bruderer, 1997b). Identification of species have been done using other traditional census method (e.g. night-vision technology) (Brown, 2015; Day and Cooper, 1995; Flock, 1972; Hamer et al., 1995; Reynolds et al., 1997). In Reunion Island, only four species of birds fly at night, all of them being seabirds. Because of the coastal location of the colonies (wedge-tailed shearwater) and the very small population size (Mascarene black petrel), the detections of these two species were probably extremely rare and thus, insignificant in comparison to the two most abundant species, for which we assigned detections. During the 16 nights recorded in 2013 at Étang-Salé, we counted 33 086 detections. Only 640 (2%) detections were not assigned at a specific level. Barau’s petrel and tropical shearwater show different sizes (wing span: 98 vs 70 cm), flight behavior (soaring vs direct flight) and speed. Therefore, the echoes (size and intensity) and trails (shape and trajectory) observed in the pictures appeared different and we managed to identify the echoes at specific level. Moreover, the Barau’s petrel traces were confirmed by visual observations when birds returned to the colonies at the end of afternoon. Furthermore, the distinction of the flight patterns was also confirmed with the images obtained between May and July, when Barau’s Petrels are absent from the island. All recorded signals were tropical shearwaters and they were very distinct to those of Barau’s petrels recorded during the other periods (Tableau 7).

Flight patterns (timing, altitude and direction)

Timing of the flights

Barau’s petrel and tropical shearwater present distinct timing of commuting flights. Barau’s petrels return to the colony at the end of the afternoon (during 3 hours) (first Barau’s petrels were usually observed ~ 4 PM), taking advantage of the last thermal ascending currents to reach their colonies (2 200 - 2 800 meters above sea level) with a low energetic cost (Brooke, 1978). Visual observations on the shoreline and acoustic surveys at breeding colonies confirmed the radar flight patterns (pers. obs.). The return of Barau’s petrels at colonies before sunset contrasts with other high-nesting Procellariiforms (Bretagnolle and Attié, 1991). Barau’s petrel flew all night long (~ 40 % of the total number of detections per night between ~ 8:00 PM and ~ 3:00 AM). The flow decreased but remained at a relative high rate (14 ± 3 detections per 10 min). Even if most Barau’s petrels flew before the dawn, some of them continued to fly during several minutes after sunrise. On the other hand, tropical shearwaters return synchronously (during ~ 80 min) to the colonies at complete darkness (~ 30 min after sunset). We never observed any tropical shearwater crossing the coastline before sunset. Arrivals at the colonies generally began 40-50 min after sunset (except for the coastal colonies where first birds arrived ~ 20 min after sunset) and lasted ~ 60 min (Bretagnolle et al., 2000). This is consistent with our results and with similar mentions for other petrel species (Bretagnolle, 1988). Contrary to Barau’s petrel, only 1 % of tropical shearwaters were detected during the middle of the night and no tropical shearwater was detected during the dawn. Interestingly, similar specific patterns of the timing of the flights were described for both dark-rumped petrel (*Pterodroma phaeopygia sandwichensis*) and Newell’s shearwater (*Puffinus auricularis newelli*) on two islands of the Hawaiian archipelago (Day and Cooper, 1995; Reynolds et al., 1997). The timing of flights of both Barau’s petrel and tropical shearwater is synchronized with the seasonal variation of sunset and sunrise time, as already shown (Bretagnolle et al., 2000; Bretagnolle and Attié, 1991; Day and Cooper, 1995; Warham, 1996).

Altitudinal pattern

Barau's petrels and tropical shearwaters did not present the same altitudinal distribution of flights during the night. Barau's petrels flew at low elevation (mostly under 500 m) at the beginning of the night, when they return to the colonies (see below). They flew at high elevation (up to 1 500 m from the radar position) during the rest of the night when they return to the sea. Barau's petrel's colonies are located on the highest mountains in the center of the island and this surely explain why departing flights are high in altitude. Tropical shearwaters flew mostly under 500 m all night long. 64 % of the colonies of tropical shearwater are below 500 m of elevation and all of them are below 1 600 m (Gineste et al., submitted), this explain why departing flight of this species are mostly at less than 500 m high.

Flight direction

The two species had very different behaviour in term of departure from the colony to the sea (Figure 52). Barau's petrel departures occurred all night long suggesting that some birds spent very little time at the colony while other probably spent several hours or even the entire night. These differences are probably due to the different breeding status of the individuals (non-breeding versus breeding birds). This pattern has also been found in Yelkouan shearwater (*Puffinus yelkouan*) (Bourgeois et al., 2008) and fork-tailed storm petrel (*Oceanodroma furcata*) (Simons, 1981). The tropical shearwaters on the other hand departed from the colonies very synchronously at the end of the night. This suggest that all birds stay the all night at the colony, whatever their breeding status. The same pattern was observed in Hawaii (Day and Cooper, 1995).

Repeatability of recording between successive nights

The number of detections between successive nights are in the same order of magnitude but variations were observed. Environmental conditions (e.g. direction and wind speed) and the prey availability influence the colony attendance of many seabirds species, including Procellariidae (Dott, 1975; Mallory et al., 2009; Ross and Brunton, 2002; Weidinger, 1996; Weimerskirch et al., 2012). The remote and local meteorological events (wind direction and speed) might also probably influence the behavior of commuting birds. Further researches should be conducted to address this issue.

Influence of moon phases on the number of detections

We found an important increase of the number of commuting Barau's Petrels per night, throughout the moon cycle of November 2013, but this was not due to the moon cycle itself, but to the synchronous return of all breeding birds from their prelaying exodus (Pinet, 2012). Thus moon phase does not seem to affect commuting behaviour of this species. No significant difference was observed in the mean number of detections for the tropical shearwater through the lunar cycle. However, vocal activity of tropical shearwaters is known to decrease during full moon at breeding colonies (Bretagnolle et al., 2000; Gerdil, 1998) as an anti-predation behavior (Bretagnolle et al., 2000). But vocal activity at colony increases when the full moon is covered by clouds in comparison to the uncovered full moon nights (Bretagnolle et al., 2000). Thus, these data suggest that tropical shearwaters commute at a similar rate, independently of the moon phase. Worldwide, the influence of the moon cycle on the behavior of nocturnal seabirds was reported at sea (Imber, 1975; Patrick Pinet et al., 2011; Yamamoto et al., 2008) and in land (Bretagnolle, 1990; Montevecchi, 2006; Mougeot and Bretagnolle, 2000b; Rodriguez et al., 2016). But the influence of the moon phase on the activity of seabirds at colony, and thus, on the movement rate, vary between species (Bourgeois et al., 2008; Day and Cooper, 1995; Granadeiro et al., 2009, 1998; McKown, 2008) suggesting that the moon effect is probably colony and specific dependent (McKown, 2008).

Seasonal patterns of the number of detections

Important seasonal patterns of the number of detections were observed for both species. The seasonal pattern observed for Barau’s petrel is consistent with the phenology (Pinet, 2012). Indeed, the lowest detections rates (April to August) correspond to the migrating period. The number of detections were slightly higher during the chick-rearing period (January to March) than during incubating period (November and December) which is consistent with the shorter foraging trips during the chick-rearing period than during the incubating period (Pinet, 2012). Tropical shearwaters were detected all year round with an increase from July to February. Fledglings attracted by lights are rescued all year round with a maximum between November to February (Le Corre et al., 2002) (Figure 58). These observations suggest that the main breeding season starts during austral winter (July) and stops in February as previously suggested (Bretagnolle et al., 2000; Gerdil, 1998).

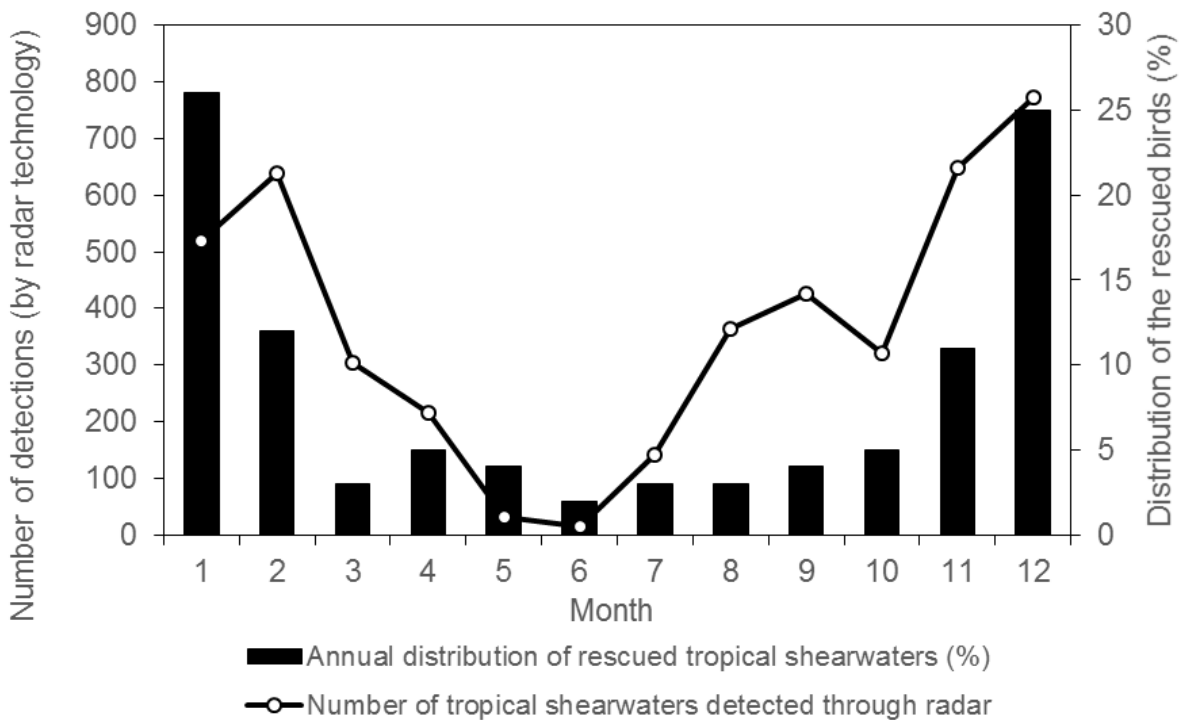


Figure 58 : (Electronic Supplementary Material 2): Seasonal pattern of the number of detections of tropical shearwaters in Étang-Salé (black line) and annual distribution (%) of the rescued tropical shearwater fledglings (black histogram) in Reunion Island between 1996 and 1999 (Le Corre et al, 2002).

Spatial pattern of commuting flights and number of commuting birds per night

Spatial pattern of commuting flights

The spatial distributions of flow are heterogeneous for both species and specific throughout the island as already reported in Kauai (Hawaii) (Day et al., 2003a), suggesting that seabirds seem to use preferential pathways to fly over the island. But Barau’s petrels are also observed all over the island including gently sloping terrains (pers. obs. and this study). Hence, Barau’s petrels are probably only few affected by the relief. The major tropical shearwaters’ flyways are located at the mouth of the calderas and most important valleys where numerous colonies are identified (Gineste et al, submitted). Therefore, topography act probably as a barrier and individuals likely use the natural corridor to commute between the colonies and the sea.

Total number of commuting birds per night: a proxy of population size.

Over 22 sites around the island, 12 509 Barau's petrels and 4 860 tropical shearwaters were recorded. At the entire island scale, we estimated that 38 542 Barau's petrels and 12 100 tropical shearwaters flew each night from colonies to the sea. Few birds fly above 1.5 km on the coastline, thus we assumed that we detected the majority of the birds. However, these estimations do not reflect the population size for various reasons. Indeed, it is impossible to quantify how many birds were recorded many times. But it appears unlikely to record the same individuals on many sites. Moreover, even if all sites were surveyed during the same period (austral summer), variation between sites could also be explained, in part, by the difference in the date of the sample. Numerous detections might correspond to non-breeding birds for both species or to tropical shearwater fledglings. Moreover, as foraging trips last several days (at least for Barau's petrel), an unknown proportion of the population stays at sea during a single night. Thus some birds are not commuting in land during this given night. Finally, our assumption of linearly evolution of the flow between two sample sites may not be verified leading to a total over- or underestimated number of detections. Therefore, the estimations are only a proxy of the population size. The number of Barau's petrels we recorded suggests that the population could be larger than current estimations (6 000 - 8 000 breeding pairs) (Pinet, 2012). On the opposite, the number of detections of tropical shearwaters appears reliable to the current population estimates (3 000 - 15 000 breeding pairs) (Bretagnolle et al., 2000; Gerdil, 1998).

Methodological considerations

In order to assess the birds flow for both species, we assumed different hypothesis. The assessment of flow depends on the interpolation of the number of detections recorded on coastal sites with radar technology and on the localization of known breeding colonies.

We pooled all our data from radar observations assuming that observations on a particular site are repeatable between nights. But we found variations in the number of detections between successive nights. However, we considered that all the nights were recorded during the optimal period for observations (moon standardized, austral summer). We only considered detections as Barau's petrel or tropical shearwater. It is likely that Mascarene black petrels and wedge-tailed shearwaters were also recorded but in small number. We considered that the flow between two recorded sites vary linearly which might be wrong. However, our sampling well covered the coastline allowing correct interpolation between sites. These hypothesis could over or underestimate the total number of departing birds per night.

We considered that the departing flights of birds are in a straight line from the colony to the sea assuming that all birds commuting from a sector fly over the coastline in the same sector. For the Barau's petrel, the total area of colonies was reduced to one single pixel because the total area of colonies is small. For the tropical shearwater, we defined different sectors in which birds might commute from colony to the sea. Moreover, we used the total vocal activity (number of vocalizations per minute) of a pixel to estimate the proportion of flow (number of detections) commuting from this pixel to all the coastal pixels from this sector. Some colonies are located but their relative size (vocal activity) were unknown. We attributed to these colonies the value of the median of the vocal activity of all the colonies for which we recorded the vocal activity. These hypothesis could also over or underestimate the flow of each pixel.

But to our knowledge, this is the first study worldwide presenting the spatial distribution of the number of departing nocturnal seabirds at the scale of the entire island which provide important information for the collision risk assessment.

Altitudinal and spatial collision risk assessment

Collision hazard depends both of the altitude and pathways of flights and of the altitude and location of infrastructures. When birds return from the sea to their colonies, $26 \pm 8 \%$ of the total number of birds detected fly below 250 m. Among them, about 57 % were recorded below 175 m. On 126 infrastructures ≥ 25 m, 123 (97.6 %) are smaller than 75 m. Thus, most birds fly above the majority of infrastructures. However, most of these infrastructures are located on the most important flyways (e.g. northwestern and southwestern part of the island or at the mouth of the rivers and calderas) where nocturnal seabirds commute representing a potential risk of collision. Even if the proportion exposed to the collision is relatively low for both species regarding the elevation of flights, the total number of impacted birds over a season may be important. Moreover, additive mortalities on adults by collision dramatically threaten the sustainability of the populations due to the extreme sensitivity of seabirds species to the decrease of adult survival rate (Doherty et al., 2004; Le Corre et al., 2002; Weimerskirch, 2001). Thus, the map of the collision risk assessment should help identify priority areas for conservation of seabirds in the regional planning. It is of major concern for the localization and for the design of future infrastructures and to adapt the current ones (buried powerlines, construction of non-cable-stayed bridge, windfarm characteristics). Globally, the most hazardous places are located from the north to the south through the west sides of the island and important mitigation measures must be implemented in these sectors.

Due to the low persistence of the carcass and the difficulty to access on the site (deep valleys), collision rate is difficult to quantify. Thus the map of the spatial risk assessment could also be useful to identify and to concentrate the future inspections at the most hazardous places. Moreover, Procellariidae are attracted by artificial lights (Imber, 1975; Le Corre et al., 2002) which may also reinforce the risk of collision. Hence, improving a better light management and implementing adapted and efficient mitigation measures are crucial and would reduce both the light pollution (and thus disorientation of young birds) and the associated impacts of collision. Significant variations in the number of detections were recorded spatially and temporally (during the night and during the season). This information could also be very useful to adapt the planning and the management of artificial lights (particularly for the nocturnal building operations and outdoor events which require important lighting).

Perspectives

Due to the nocturnal and high altitude flights, Barau's petrel and tropical shearwater are difficult to census. For instance, only 2 to 4 % of seabirds were visually detected by night-vision equipment in comparison to a radar survey (Reynolds et al., 1997). Radar technology can detect large population trends (increase, collapse ...) (Day et al., 2003b) and present all the prerequisites for a good monitoring technique (Gaston et al., 1988) (accurate index of population trends, little observer bias, repeatability, fast implementation, no disturbance of individuals or breeding sites). It is a non-invasive powerful tool to monitor populations of the elusive nocturnal species (Bertram et al., 1999) at a large spatial and temporal scales in places like Reunion Island. Thus, we propose to conduct long-term census studies on most important flyways. Further researches should be conducted to address the effects of environmental conditions (wind, extreme events) on the temporal, altitudinal and spatial flights' patterns of the species. We mainly recorded flights on the coastline part of the island. It would also be interesting to study the evolution of the elevation of flights along an altitudinal gradient from the coast to the top of the mountain. This would bring important considerations regarding the collision risk assessment, particularly because urban spread is extending at higher elevation.

Radar technology has already been used to monitor (Bertram et al., 1999; Cragg et al., 2011; Hamer et al., 2005) and to locate nesting places (Brown, 2015). The radar could be useful to find the breeding place of the rare Mascarene petrel (*Pseudobulweria aterrima*) which is one of the most endangered species of the world (Conde et al., 2015) and thus to implement better conservation measures (e.g. predator control on colonies).

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by the ANRT, CBo Territoria, CINOR, Région Réunion and Biotope. The Région Réunion also provided daily traffic data to create the map of impact assessment. Authors want to thank all the contributors to this work especially people who helped logistically the authors (particularly Hydro Réunion association). Special thanks to Cédric Hoarau (Biotope organization) for his precious help on the field and during the early stages of this study.

VI. Application de la technologie radar pour l'étude et la conservation des jeunes pétrels de Barau *Pterodroma barau*

Nous avons montré que la technologie radar apporte de précieuses informations sur les patterns de vol et sur la biologie des espèces d'oiseaux marins nocturnes à La Réunion. De plus, ces informations ont permis la création d'un outil d'aide à la décision spatialisé permettant de mettre en évidence les principaux flux d'oiseaux et différents niveaux de risques d'impact de collision. Du fait de la période d'enregistrement (été austral) correspondant a priori à la période de présence maximale d'oiseaux et de la phénologie connue des espèces étudiées, ces données concernent les déplacements de puffins tropicaux adultes et juvéniles à l'envol mais uniquement des adultes de pétrel de Barau. Nous avons donc également souhaité utiliser la technologie radar de manière spécifique lors de la période d'envol synchronisé des jeunes pétrels de Barau connue à partir des données d'échouages, directement au pied des colonies de reproduction.

Cette étude n'est actuellement pas rédigée sous la forme d'un article scientifique, mais nous envisageons de la valoriser sous la forme d'une publication.

VI.1 Introduction

Les Procellariiformes font partie des oiseaux marins les plus menacés (Vié et al., 2009). Au sein de cet ordre, les espèces de la famille des *Procellariidae* sont particulièrement menacées par la pollution lumineuse (cf. Les menaces rencontrées). En effet, de nombreux cas d'échouages massifs sont reportés à travers le monde, en raison de l'attraction par les lumières artificielles (Rodriguez et al, soumis) et touchent essentiellement les jeunes lors de leur premier envol vers la mer (Ainley et al., 1997; Fontaine et al., 2011; Rodríguez et al., 2014; Rodriguez and Rodriguez, 2009; Telfer et al., 1987).

Le pétrel de Barau (*Pterodroma barau*) est une espèce endémique de l'île de La Réunion et classée « en danger d'extinction » par l'UICN (liste mondiale, 2012). La sensibilité des jeunes pétrels de Barau à la pollution lumineuse est connue depuis longtemps à La Réunion, au travers des échouages massifs (Le Corre et al., 2002; Minatchy, 2004; Salamolard, 2008; Salamolard et al., 2007, rapports annuels sur les échouages de la SEOR).

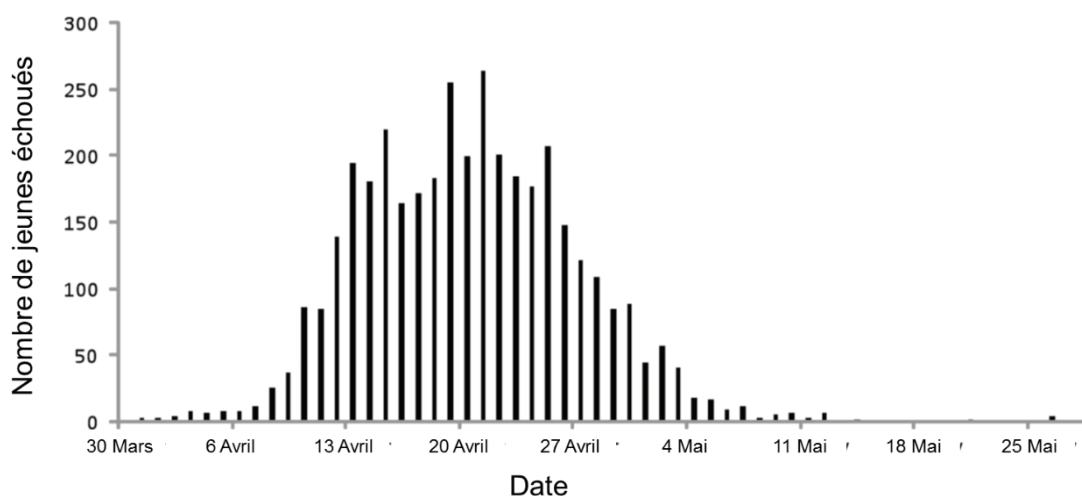


Figure 59 : Calendrier des échouages journaliers de pétrels de Barau entre 1996 et 2007 (extrait de Pinet, 2012)

La période des échouages s'étale chaque année entre début avril et mi-mai avec un pic d'échouage généralement situé autour du 20-25 avril (Figure 59). Le nombre d'oiseaux échoués, trouvés, et reportés a varié entre 205 et 855 jeunes pétrels par an entre 1997 et 2011 (moyenne \pm sd = 490 ± 219) (Pinet, 2012). En 2014 et 2015, le nombre d'oiseaux échoués et trouvés a atteint respectivement 942 et 975 jeunes (SEOR, comm. pers.). En 2016, 467 jeunes échoués ont été reportés <http://www.clicanoo.re/528890-379-petrels-sauves-pendant-les-nuits-sans-lumiere.html>. Ce nombre d'échouages ne concerne que les oiseaux signalés (généralement sauvés) par la population mais la proportion d'oiseaux non signalés (et donc probablement non sauvés) reste inconnue. Bien que l'évaluation de l'impact global de la pollution lumineuse ait gagné en précision depuis la mise en place du centre de soin et de la sensibilisation associée, l'impact est encore sous-estimé. À partir de la technique de CMR (Capture sur colonie - Marquage par la pose d'une bague identifiant l'oiseau et Recapture de l'oiseau bagué échoué au sol) réalisée entre 2004 et 2011, les estimations moyennes du nombre de jeunes impactés par les éclairages sont de 4.52 % (Pinet, 2012).

Cependant, la proportion du nombre de jeunes impactés dépend, entre autres, du cycle lunaire. En effet, le nombre d'échouages est positivement corrélé avec le nombre de jour séparant la période du pic d'envol (fixé au 20 avril) et la pleine lune la plus proche (Pinet, 2012). L'influence du cycle lunaire sur les échouages a déjà été rapportée à plusieurs reprises (Imber, 1975; Le Corre et al., 2002; Miles et al., 2010; Murillo Vega et al., 2013; A. Rodríguez et al., 2012; Rodriguez and Rodriguez, 2009).

Le cycle lunaire n'influence pas la date d'envol des jeunes pétrels de Barau mais la probabilité d'être attiré par les éclairages artificiels (Pinet, 2012). La cyclicité du nombre d'échouages de puffin tropical en fonction de la phase lunaire au cours de la période de plusieurs mois d'échouages annuels à La Réunion va dans le sens de cette hypothèse (SEOR, comm. pers.).

De plus, il semblerait que les conditions météorologiques locales (présence de brouillard, pluie, nuage bas) et les éclairages ponctuels puissants (installations sportives) influencent aussi le nombre d'échouages (par ex. Dick and Donaldson 1978, pers. obs.).

La pollution lumineuse a été reconnue comme une source importante de mortalité, qui, additionnée avec les autres menaces, peut entraîner à long terme une diminution du recrutement des jeunes adultes et donc menacer le maintien des populations de *Procellariidae* (Fontaine et al., 2011). Afin d'apporter des recommandations précises pour maîtriser la pollution lumineuse, via la gestion adaptée des éclairages artificiels, il est nécessaire de connaître les patterns temporels de l'envol des jeunes pétrels de Barau et l'influence des conditions environnementales sur ces patterns. À l'aide d'un radar ornithologique, les objectifs de cette étude sont de caractériser les patterns temporels d'envol des jeunes pétrels de Barau au cours de la nuit et au cours de la période d'envol. L'effet potentiel du cycle lunaire sur le nombre d'envol a été étudié. L'influence des conditions météorologiques (nébulosité) sur le nombre de détections et sur les altitudes de vol a été testée. Enfin, nous avons quantifié le nombre total de jeunes envolés au cours de la période.

VI.2 Matériel et méthode

Nous avons déployé durant deux années consécutives (2014 et 2015) la technologie radar AVISCAN II en mode vertical (1,5 km de prospection) sous une des deux colonies de reproduction connues (massif du Piton des Neiges), au niveau de la ville de Cilaos (connue pour ses nombreux cas annuels d'échouages de jeunes pétrels de Barau), à 1 200 m d'altitude (soit entre 1 000 et 1 600 m sous les colonies de reproduction). Ainsi, nos observations atteignaient 2 700 m au-dessus du niveau de la mer. Les colonies de pétrels de Barau se situent entre 2 200 et 2 800 m. Le radar était situé 3 km en aval de celles-ci. Ainsi, nous considérons que nous avons enregistré la majorité du flux passant au-dessus du radar (Figure 60).

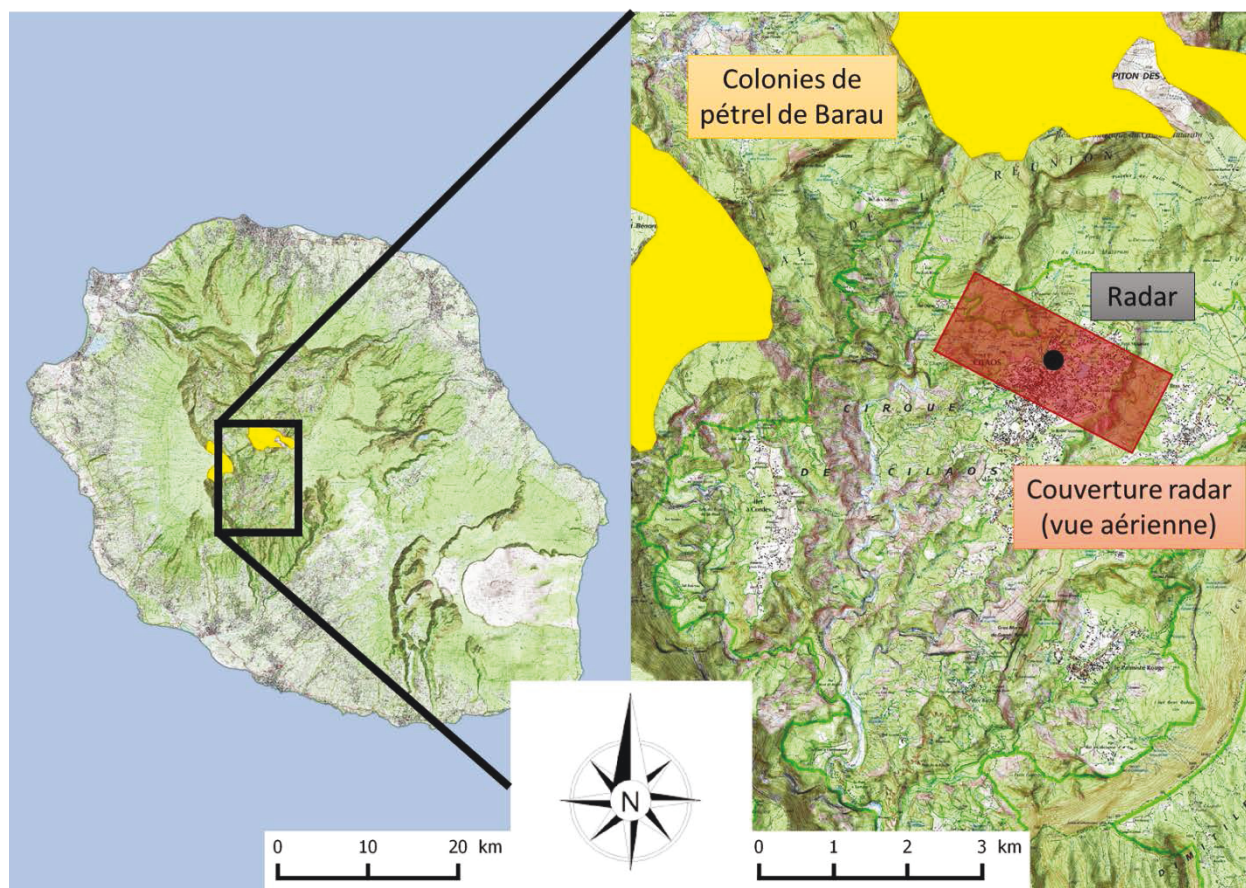


Figure 60 : Carte de localisation du radar ornithologique à Cilaos pour le suivi de l'envol des jeunes pétrels de Barau du 7 avril au 7 mai 2014 et 2015. Source cartographique : Scan 1/25 000^{ème} IGN ©. Montage B. Gineste.

Les observations radar commençaient en fin d'après-midi (~ 18H) jusqu'au lever du soleil suivant, couvrant ainsi toute la nuit. Pour chaque nuit enregistrée, des comptages manuels du nombre de détections de pétrels de Barau par créneaux de 30 minutes (2014) ou de 10 minutes (2015) et par classe d'altitude de 250 m ont été réalisés. Le choix de réaliser des créneaux de 10 minutes en 2015 est justifié par le fait d'avoir une résolution temporelle plus fine afin de mieux décrire le pattern temporel d'envol au cours de la nuit. Quelques rares puffins tropicaux ont été observés mais non inclus dans l'analyse.

Pour caractériser le pattern mensuel d'envol, des observations ont été réalisées toutes les nuits entre le 7 avril et le 7 mai (inclus), couvrant ainsi la majorité de la période d'échouage (proxy de la période d'envol) des jeunes pétrels de Barau, pour chacune des deux années. En 2014, la nuit du 29 au 30 avril n'a pas été enregistrée car le radar était déployé pour un autre protocole (suivi temporel à Étang-Salé). Pour caractériser le pattern d'envol des jeunes pétrels de Barau au cours de la nuit, nous avons étudié la fréquence cumulée du nombre de détections par créneaux de 10 minutes des nuits enregistrées en 2015, à partir du 21 avril (absence d'adulte, cf. discussion). L'influence du cycle lunaire sur l'envol des jeunes pétrels de Barau a été étudiée sur les nuits enregistrées à partir du 21 avril pour chacune des deux années. L'influence de la nébulosité sur le nombre de détections et sur les altitudes de vol a été observée sur 6 nuits, du 08 avril au 13 avril 2015. Pour chaque créneau horaire de 10 minutes, nous avons comparé la moyenne des altitudes de vol pour les nuits avec forte nébulosité (N=3 nuits) et pour les nuits présentant de bonnes conditions météorologiques (absence de nébulosité et de pluie) (N=3 nuits). Le nombre total de jeunes envolés dans le volume de prospection radar a été estimé à partir du nombre de détections obtenues à partir des nuits enregistrées à partir du 21 avril, pour chacune des deux années.

VI.3 Résultats

Suite à quelques problèmes techniques (arrêt soudain du groupe électrogène ou de l'ordinateur, dysfonctionnement de la carte d'acquisition), certaines nuits n'ont pas pu être exploitées. En 2014, aucun souci technique n'a été signalé (N = 29 nuits exploitables). En 2015, sur les 30 nuits d'enregistrement, 4 nuits ont subi un problème technique (N = 26 nuits exploitables).

De plus, les conditions météorologiques (pluie plus ou moins importante) ont parfois dégradé la qualité des enregistrements. Dans certain cas, le passage de la pluie permet d'étudier l'effet de la pluie sur le nombre de détections. Mais bien souvent la pluie brouille complètement les images radar (inexploitables). Ainsi, les nuits inexploitable avec passage de pluie seront également enlevées des analyses (sauf précision contraire). Au total, 22 et 20 nuits ont été considérées comme exploitables respectivement pour 2014 et 2015.

VI.3.1 Pattern mensuel de l'envol des jeunes pétrels de Barau

Le nombre de détections de pétrels de Barau par nuit varie fortement au cours de la période étudiée entre le 7 avril et le 7 mai pour les deux années (N = 29 et N = 26, pour 2014 et 2015) (Figure 61) (pour toutes les nuits considérées, incluant celles avec de la pluie) : moyenne \pm sd = 502 \pm 462 ; min = 32 ; max = 1432 en 2014 ; moyenne \pm sd = 688 \pm 915 ; min = 3691 ; max = 15 en 2015). Le nombre de détections tend vers 0 au fur et à mesure de l'avancement de la saison. La tendance générale est donc une diminution progressive du nombre de détections au cours de la période pour les deux années.

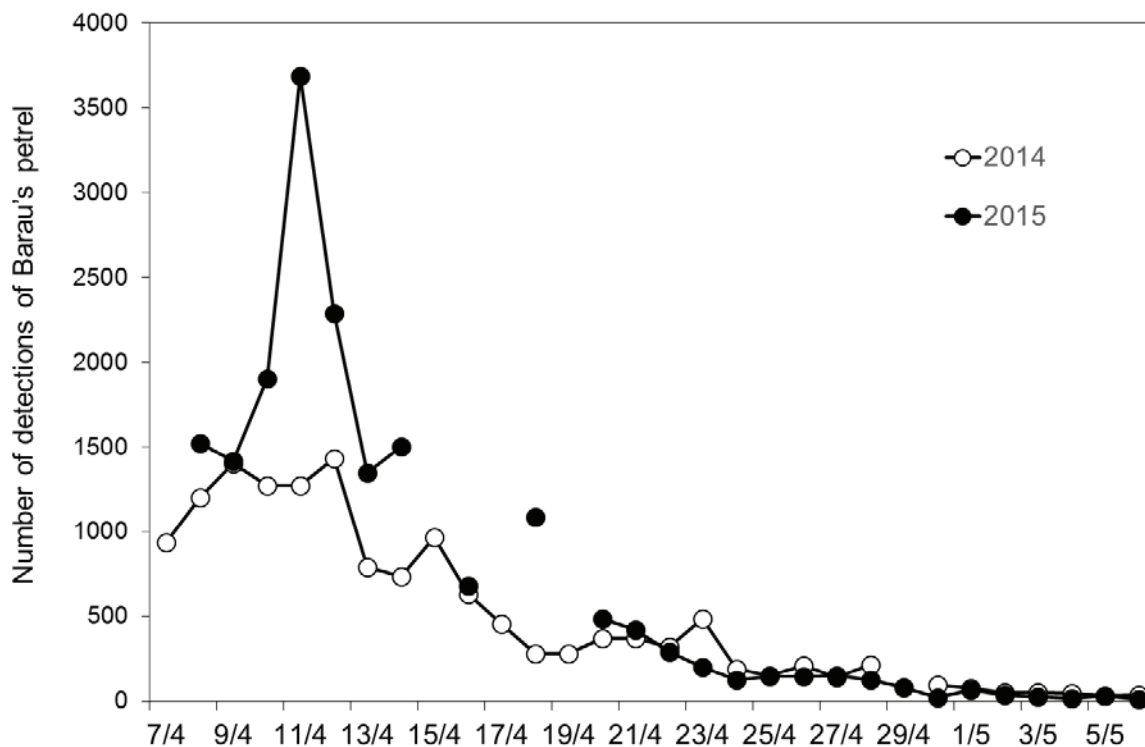


Figure 61 : Évolution du nombre de détections de pétrels de Barau observées par imagerie radar à Cilaos au cours des nuits du 7 avril au 7 mai (N=29 et N=26, respectivement pour 2014 et 2015). Les données manquantes correspondent à un problème technique ou à l'absence d'enregistrement sur la date en question.

En ne conservant que les nuits sans pluie (absence de comptages multiples d'un même individu), la cinétique du nombre de détections de pétrels de Barau au cours de la période est sensiblement la même entre 2014 et 2015 (Figure 62). Le maximum de détection est observé en début de période (+ de 1 000 détections par nuit), suivi d'une baisse brutale aux environs du 15-20 avril (300 à 500 détections entre le 17 et 23 avril) puis d'une baisse plus progressive jusqu'au 7 mai (environ 30 détections par nuit pour les dernières nuits d'enregistrement).

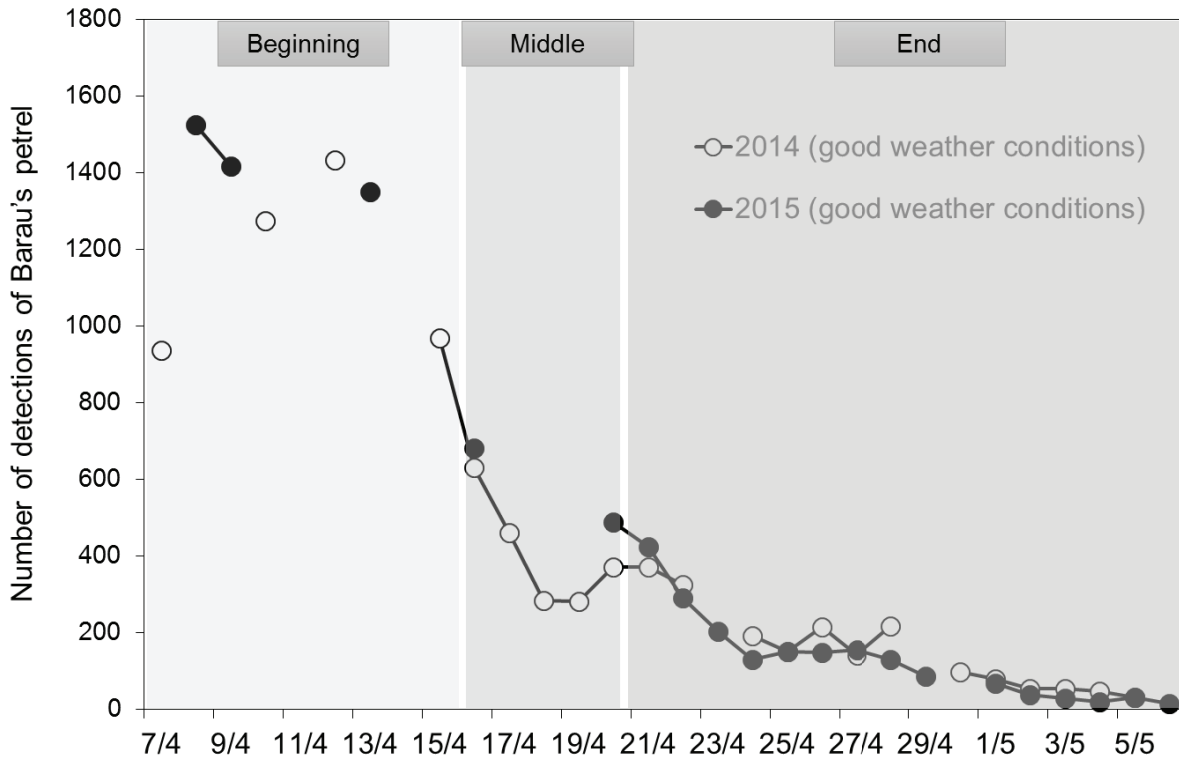


Figure 62 : Évolution du nombre de détections de pétrels de Barau observées par imagerie radar à Cilaos au cours des nuits, sans pluie du 7 avril au 7 mai (N=22 et N=20, respectivement pour 2014 et 2015).

Ainsi, il apparait deux « groupes » de nuit, bien distinctes en référence au nombre de détections de pétrels de Barau (début et fin de période) et un troisième « groupe » de transition avec quelques nuits « intermédiaires » (milieu de période).

VI.3.2 Patterns de l’envol des jeunes pétrels de Barau au cours de la nuit

Des patterns d’envol au cours de la nuit différents selon la date

Le pattern temporel du nombre de détections par créneaux horaires (10 ou 30 minutes) au cours de la nuit est différent selon les nuits considérées. Les nuits de début de période présentent deux pics de détections en début et en fin de nuit. À l’inverse, les nuits de fin de période (à partir du 21 avril) ne présentent qu’un léger pic de détection en début de nuit et une diminution du nombre de détections au cours de la nuit. Les nuits de la période de transition présentent un pattern intermédiaire aux périodes de début et fin de mois (Figure 63).

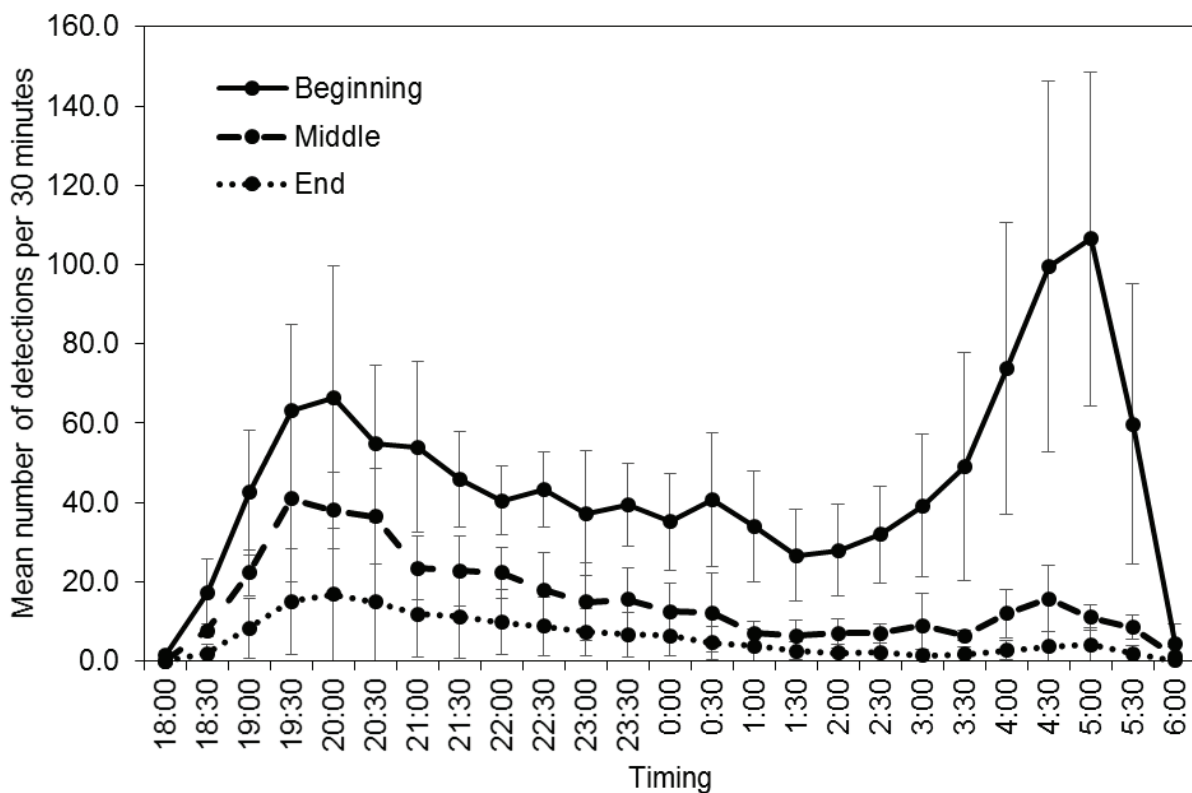


Figure 63 : Évolution du nombre moyen de détections par 30 minutes (\pm écart-type) de pétrels de Barau observées par imagerie radar à Cilaos au cours des nuits (sans pluie) du 7 avril au 7 mai 2014 et 2015. Début de période (beginning, N=9), période de transition (middle, N=4) et fin de période d’envol (end, N=29).

Le pattern d’envol des jeunes pétrels de Barau au cours de la nuit

En 2015, la distribution du flux relatif (nombre de détections sur un créneau de 10 minutes par rapport au nombre total de détections de la nuit considérée * 100) cumulé (somme du flux relatif par créneau) est clairement différente entre les nuits de début de période (présence d’adultes) et les nuits de fin de période (considérées sans adulte).

Les nuits de fin de période nous indiquent donc le timing d’envol des jeunes pétrels de Barau au cours de la nuit. Deux heures après le coucher du soleil (entre 19H50 et 20H20), 30 à 60 % des jeunes

pétrels de Barau se sont déjà envolés. Quatre heures après le coucher de soleil, la proportion augmente à 60 - 80 % selon les nuits. Les résultats obtenus au cours des nuits de fin de période caractérisent d'autant mieux le timing de l'envol des jeunes pétrels de Barau par rapport aux nuits de milieu de période puisque la probabilité d'avoir des adultes est d'autant plus faible.

👉 Ainsi, les jeunes pétrels de Barau s'envolent en début de nuit, environ 1 H après le coucher de soleil et majoritairement pendant les premières heures de la nuit. A minuit (~ 06H00 après le coucher de soleil), ~ 90 % des jeunes se sont déjà envolés.

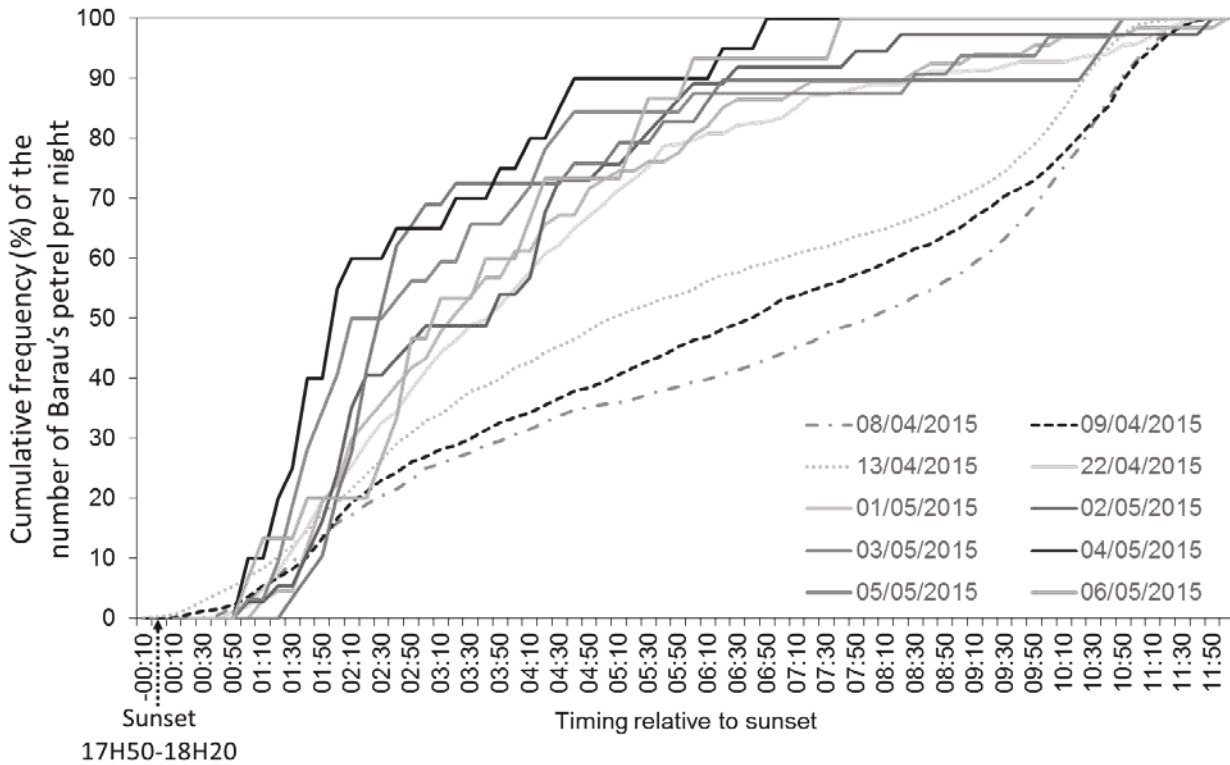


Figure 64 : Fréquence relative (%) cumulée du nombre de détections de pétrels de Barau à Cilaos par rapport à l'heure de coucher de soleil, en 2015, au cours de nuits présentant de bonnes conditions météorologiques, en début de période (N=3 ; traits discontinus) et en fin de période (N=10 ; traits pleins grisés). Entre le 1er avril et le 15 mai, le soleil se couche à La Réunion, entre 17H50 au plus tôt et 18H20 au plus tard.

VI.3.3 Influence du cycle lunaire sur le nombre de détections

Indépendamment du cycle lunaire et de la présence ou non de la lune, nous avons enregistré des déplacements de jeunes pétrels de Barau sur la seconde moitié du mois d'avril et début mai, au cours des deux années 2014 et 2015. Nous avons détecté des jeunes pétrels de Barau en période de nouvelle lune (2014) ou en période de pleine lune (2015). De plus les évolutions du nombre de détections au cours du temps semblent très similaires entre les deux années, alors que les conditions lunaires étaient, elles, bien différentes (Figure 65).

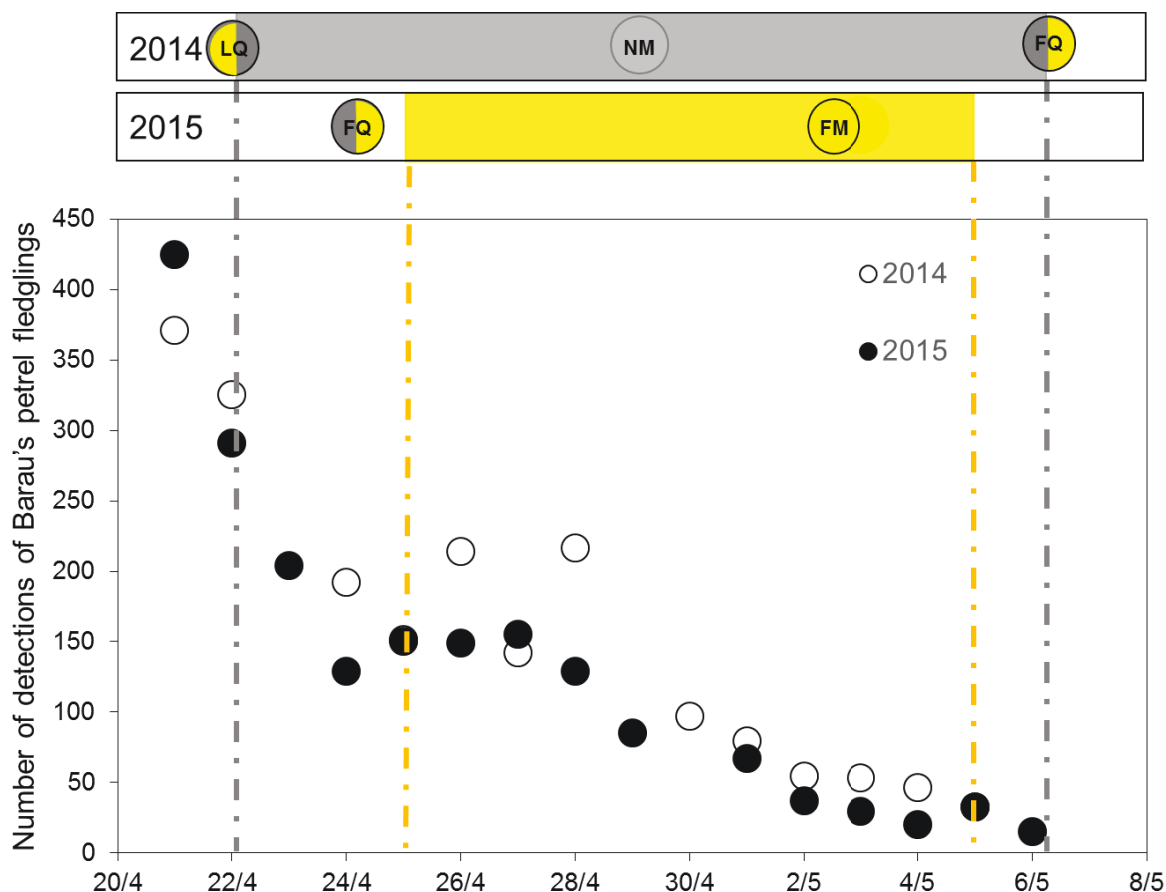


Figure 65 : Nombre de détections de jeunes pétrels de Barau enregistrés par le radar AVISCAN II entre le 21 avril et le 7 mai 2014 (N=13) et 2015 (N=15) sur le site de Cilaos. Le cycle lunaire est représenté pour chacune des deux années. La période grise (2014) correspond à l'absence de lune (lune couchée entre 19H00 et 00H00 et magnitude lunaire < 50 %) tandis que la période jaune (2015) correspond à des nuits éclairées par la lune (lune présente entre 19H00 et 00H00 et magnitude lunaire > 50 %). LQ : last quarter, FQ : premier quarter, NM : new moon, FM : full moon.

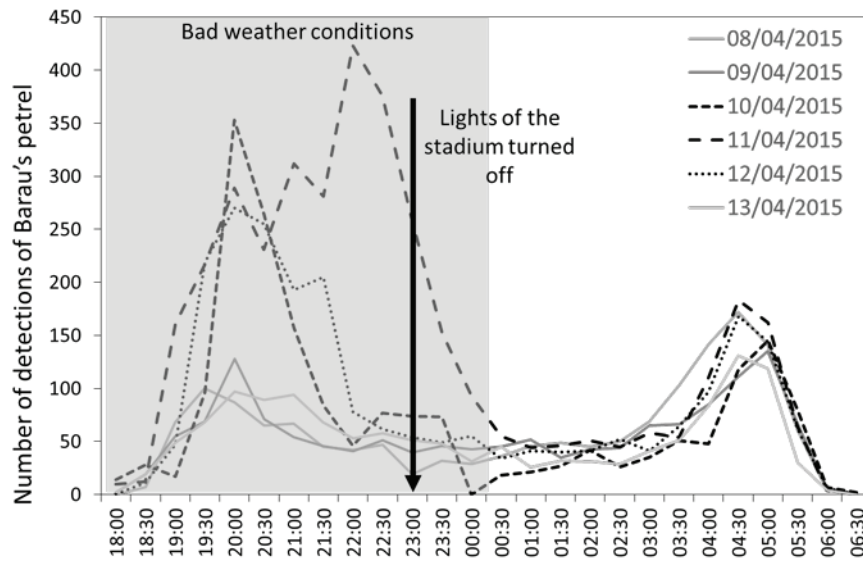


Figure 66 : Évolution du nombre de détections de pétrels de Barau observées par imagerie radar à Cilaos au cours des nuits du 8 avril au 13 avril 2015 (N=6). Les nuits du 8, 9 et 13 avril 2015 (traits continus gris) se sont déroulées dans de bonnes conditions météorologiques, les nuits du 10, 11 et 12 avril 2015 (traits discontinus noirs) ont été marquées par des passages pluvieux (peu gênant pour les détections) et une persistance de brouillard / nuage bas sur le site d'étude. La période grise correspond aux périodes de mauvaises conditions météorologiques (pluie, persistance de nuages bas) pour les 3 nuits concernées. Deux matchs de football ont eu lieu dans la soirée du samedi 11 avril (extinction de l'éclairage du stade communal vers 22H30).

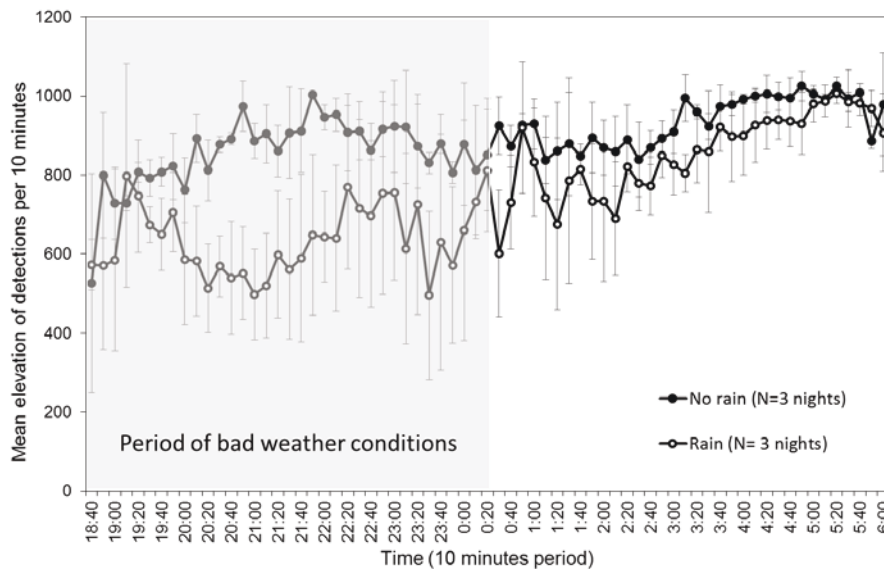


Figure 67 : Altitude de vol moyenne enregistrée par créneau de 10 minutes en 2015, sur le site de Cilaos, au cours de 3 nuits présentant de bonnes conditions météorologiques (pas de pluie, pas de nébulosité) et de 3 nuits présentant de mauvaises conditions météorologiques (pluie légère, forte nébulosité). La zone grisée indique la période pendant laquelle les conditions météorologiques étaient mauvaises pendant les nuits avec pluie.

VI.3.1 Influence de la météo sur le nombre de détections et sur les altitudes de vol

En 2015, le nombre de détections observées est plus important pendant les nuits présentant de mauvaises conditions météorologiques (forte nébulosité, pluie) par rapport aux nuits pendant lesquelles les conditions météorologiques étaient claires (absence de nébulosité) (Figure 66).

La présence de forte pluie entraîne une saturation des images radar et ne permet pas la détection des oiseaux. Cependant, lorsque que la pluie est fine, le signal radar est exploitable. On distingue alors très facilement les cibles volantes (oiseaux, chauves-souris) et les échos renvoyés par la pluie. Lorsque les conditions météorologiques sont mauvaises mais que les images restent exploitables, nous avons observé une diminution de l'altitude moyenne des détections par rapport aux nuits avec de bonnes conditions météorologiques (Figure 67).

En effet, pendant les épisodes de mauvaises conditions météorologiques, nous avons observé des comportements de vol caractéristiques (perte importante d'altitude, vol circulaire), différents des comportements observés lorsque les conditions météo sont bonnes (vol direct, perte légère d'altitude) (Figure 68). Il est intéressant de noter que le nombre de détections par créneau de 10 minutes et les altitudes de vol associées redeviennent similaires, en deuxième partie de nuit, lorsque les conditions météorologiques sont similaires entre les deux catégories de nuits (arrêt de la pluie et dissipation de la nébulosité).

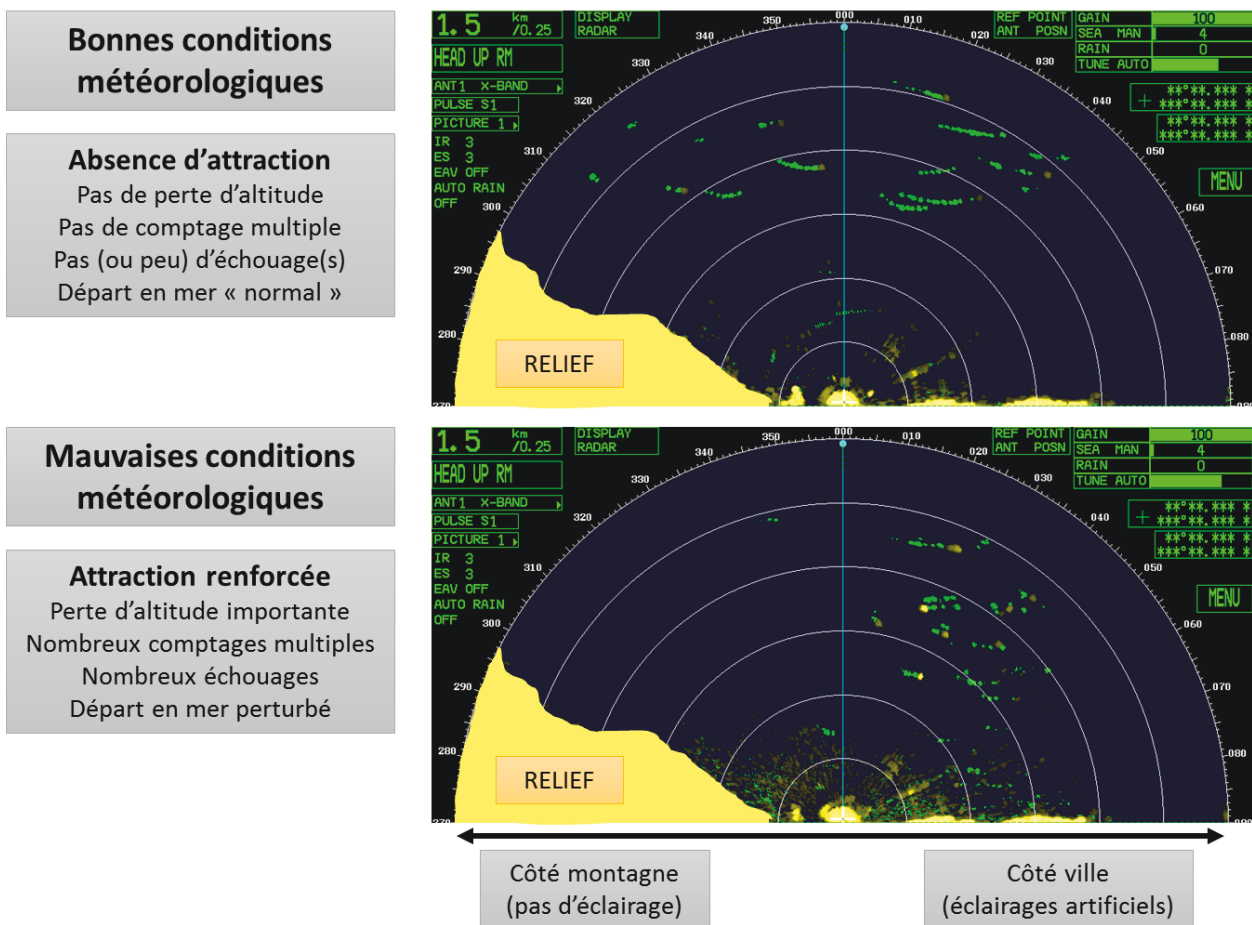


Figure 68 : Modification du comportement de vol des jeunes pétrels de Barau attirés par les lumières artificielles en fonction des conditions météorologiques, observé par imagerie radar sur le site de Cilaos, le 11 avril 2015. Les échos parasites verts à basse altitude (image du bas) reflètent la présence de nuages bas et épais.

VI.3.2 Nombre total de jeunes détectés à partir du 21 avril en 2014 et 2015

En considérant que toutes les détections observées à partir des nuits du 21 avril correspondent au déplacement des jeunes, nous avons enregistré, entre le 21 avril et le 7 mai, 1 972 et 1 917 détections de jeunes pétrels de Barau, respectivement en 2014 et en 2015.

VI.4 Discussion

VI.4.1 Évolution du nombre de détections au cours de la période

Nous avons observé, au cours des deux années, une importante diminution du nombre de détections de pétrel de Barau à mesure de l'avancement de la période étudiée. Ces observations sont cohérentes avec la phénologie connue de l'espèce (Pinet, 2012). En effet, les adultes quittent les colonies fin mars / début avril pour entamer leur migration inter-nuptiale. La diminution du nombre de détections correspond également à la diminution du flux observé sur la côte par imagerie radar entre fin mars et fin mai (cf. publication 2). Le nombre de détections tend vers 0 à mesure que la saison avance signifiant que l'ensemble des adultes et des jeunes ont quitté les colonies. Après le 21 avril, le nombre d'échouage de jeunes pétrels de Barau diminue fortement. Il est devient quasi nul à partir de début mai (Figure 59). Nos observations et la cinétique des échouages sont donc cohérentes et confirment que l'ensemble des jeunes se sont envolés avant mi-mai. Les patterns du nombre de détections pour les nuits de bonnes conditions météorologiques ont été similaires pour les deux années d'étude. Au début du mois d'avril, un nombre important d'adultes est encore présent sur les colonies expliquant le nombre élevé de détections sur les nuits de début de période en comparaison avec les nuits de fin de période.

VI.4.2 Patterns d'envol des jeunes au cours de la nuit

Des adultes encore présents sur colonie en début de période d'envol

Nous avons observé des cinétiques différentes du nombre de détections par créneau de 10 minutes au cours de la nuit en fonction de la date d'observations. Les cinétiques observées lors des nuits de début de période sont similaires à la cinétique décrite au niveau du littoral (retours massifs des adultes en fin d'après-midi et en début de nuit, flux relativement important au milieu de la nuit et départ très importants des adultes en fin de nuit), lors des déplacements de pétrels de Barau adultes en pleine saison de reproduction. Cependant, le pic de détections de fin de nuit tend progressivement à disparaître à mesure que la période avance dans le temps. Les patterns de détections sont vraiment très distincts pour les nuits de fin de période (absence complète de pic de détections en fin de nuit). De plus, lors de nos observations radars, nous avons mentionné des remontées de pétrels de Barau vers les colonies (donc des adultes), essentiellement en fin d'après-midi et début de nuit, ce qui est cohérent avec les observations du flux d'adultes en pleine saison de reproduction. Ces remontées sont relativement nombreuses en début de période mais diminuent progressivement jusqu'au 20 avril environ, pour chacune des deux années. Sauf quelques rares exceptions sur la fin de période, nous n'observons plus de remontée après le 20 avril. En fin de période, considérée sans adulte, nous n'avons pas observé de détections de jeunes pétrels de Barau avant l'installation complète de l'obscurité. En début de période, les premières détections sont faites en fin d'après-midi, cohérent avec les observations des

adultes à la côte. De plus, l'heure de la première détection devient de plus en plus tardive au cours de la période suggérant la diminution du nombre d'adultes remontant sur les colonies au fur et à mesure que la saison avance. À l'inverse, l'heure de détection du dernier pétrel observé est de plus en plus précoce au cours de la période. En fin de période, les dernières détections de pétrel de Barau sont faites aux alentours de 1H00 du matin. Les observations de déplacement d'adultes réalisées à la côte en pleine saison de reproduction et à Cilaos en début de période montrent que les adultes retournent en mer toute la nuit et massivement plusieurs dizaines de minutes avant le lever du soleil. Là encore, cela suggère l'absence d'adulte en fin de période. En outre, grâce aux enregistreurs acoustiques placés sur colonie de reproduction de pétrel de Barau du Grand Bénare, nous avons noté une forte diminution de l'activité vocale sur colonie à partir de mi-mars 2015. De plus, l'analyse de photos obtenues via un piège photo placé devant un terrier de pétrels de Barau (couple en reproduction, poussin bague avant l'envol) révèle que les adultes étaient présents sur la colonie au moins jusqu'au 2 avril. Le poussin quant à lui, n'a plus été observé à partir du 7 avril. Ces observations non invasives prouvent que les adultes peuvent encore être présents quelques jours avant le départ des jeunes. Ces derniers peuvent prendre leur envol dès les premiers jours du mois d'avril (confirmé par la date des premiers échouages). Ces observations abondent encore dans le sens de la présence d'adultes sur colonie début avril et d'un départ de ceux-ci en migration de manière progressive au cours du mois d'avril. Enfin, à partir des données de géolocalisation (*tracking*) sur deux années consécutives (N=12 en 2008 et N=11 en 2009), les départs en migration se sont étalés progressivement de mi-mars jusqu'au 17 avril (adultes reproducteurs) et jusqu'au 20 avril (adultes non reproducteurs) (Pinet et al., 2011). Enfin, les comptages radar réalisés sur le littoral (cf. publication 2) illustrent également la forte diminution du nombre de détections de pétrels de Barau entre fin mars et fin avril, le flux du mois de mars étant composé uniquement d'adultes.

☞ **Cependant, les adultes et les jeunes à l'envol étant de taille et d'envergure similaires, il n'est pas possible de faire la distinction entre les classes d'âge à partir des images radar.**

☞ **Ainsi, nous considérons que les détections obtenues en fin de période d'étude (à partir du 21 avril) ne représentent que des jeunes pétrels de Barau. Les observations réalisées à partir du 21 avril nous permettent de caractériser le pattern d'envol des jeunes, sans le biais de la détection des adultes.**

Les jeunes s'envolent principalement en début de nuit

Nos observations montrent que 90 % des jeunes pétrels de Barau s'envolent avant minuit. Des observations similaires ont déjà été reportées à Hawaii, sur le puffin de Newell (Reed et al., 1985). L'heure de la première observation d'un jeune puffin de Newell volant autour des lumières d'un complexe hôtelier a varié au cours de 6 nuits entre 49 minutes et 1H31 après le coucher soleil. Les jeunes doivent donc s'envoler à partir d'un certain seuil lumineux, comme cela a été suggéré pour le retour des puffins tropicaux adultes sur colonies à La Réunion (Bretagnolle et al., 2000). À Hawaii, le soleil se couche aux environs de 18H00 entre les mois d'octobre et de novembre, lors de l'envol des jeunes puffins. Aussi, le nombre de jeunes puffins de Newell trouvés au sol est maximal entre 2 et 3 heures (~ 20H-21H) après le coucher du soleil, puis diminue de manière constante jusqu'à environ 6 heures (~ 00H00) après le coucher de soleil. Après minuit, presque plus aucun jeune oiseau n'est trouvé au sol (Reed et al., 1985).

À Ténériffe aux îles Canaries, des jeunes puffins de Scopoli (*Calonectris diomedea*), équipés de GPS, se sont envolés en moyenne 160 minutes (2H40) après le coucher de soleil (N=18) et la plupart au cours des 3 heures après le coucher de soleil (Rodríguez et al., 2015b). Tous les jeunes échoués en raison de l'attraction des éclairages artificiels, se sont envolés au cours de la nuit de leur échouage (certains

jeunes pourraient être trouvés ou attirés lors des nuits suivantes la nuit de leur premier envol), indiquant le caractère naïf des jeunes vis-à-vis des éclairages lors de leur premier envol. La durée moyenne des vols des jeunes échoués était de 8,78 minutes pour une distance moyenne de 6,3 kilomètres. Ainsi, ces observations (Reed et al., 1985; Rodríguez et al., 2015b) sont conformes à nos observations sur le timing de l'envol des jeunes pétrels de Barau. Ces observations sont essentielles pour la gestion des éclairages artificiels et la mobilisation du dispositif de sauvetage.

VI.4.3 Influence du cycle lunaire sur le nombre de détections

Ainsi, même si il faudrait plus d'années pour étudier finement l'influence de la lune sur l'envol des jeunes pétrels de Barau limitant un effet potentiel de l'année (retard ou précocité dans les envols, variation du succès reproducteur et donc de la production de jeunes, conditions météorologiques locales agissant potentiellement sur les envols), ces deux résultats confirment que les jeunes pétrels de Barau ne semblent pas décaler leur date d'envol en fonction du cycle lunaire, comme déjà proposé (Pinet, 2012). Ces résultats suggèrent de nouveau que la probabilité d'être attiré par les lumières varie en fonction du cycle lunaire et non pas le timing d'envol. En effet, entre 1997 et 2011, le nombre d'échouages de jeunes pétrels de Barau est positivement corrélé à la différence de jours entre le pic d'envol (fixé au 20 avril) et la pleine lune la plus proche. Plus la pleine lune est proche du pic d'envol (20 avril), moins les échouages sont nombreux. À l'inverse, plus la nouvelle lune est proche du pic d'envol (20 avril), plus le nombre d'échouage sera important (Pinet, 2012). L'influence du cycle lunaire sur les échouages a également été rapporté à de nombreuses reprises chez d'autres *Procellariidae* (Miles et al., 2010; Reed et al., 1985; A. Rodríguez et al., 2012; Rodriguez and Rodriguez, 2009; Verheijen, 1980). Par ailleurs, un important épisode d'échouages massifs a eu lieu le samedi 11 avril 2015 sur la commune de Cilaos (+ de 250 jeunes trouvés échoués). La magnitude lunaire était de 62 % mais la lune ne s'est levée qu'à 23H48. Ainsi, en début de soirée, les conditions lunaires correspondaient à celles de la nouvelle lune (= absence de lune, obscurité totale, sauf éclairage artificiel) assorties de conditions mauvaises météorologiques. Les heures de lever et de coucher de lune sont donc à prendre en considération pour la gestion du risque d'échouage.

VI.4.4 Influence de la météo sur le nombre de détections et sur les altitudes de vol

Lors des nuits de mauvaises conditions météorologiques (pluie, nébulosité importante), nous avons observé une augmentation du nombre de détections et une diminution de l'altitude moyenne de vol. Nous avons également observé pendant ces nuits des comportements de vol que nous n'avons jamais observé sur l'ensemble des observations radar effectuées dans de bonnes conditions météorologiques (sur la côte ou à Cilaos). Les mauvaises conditions météorologiques, en amplifiant la pollution lumineuse via la création d'un halo lumineux, sont connues pour amplifier le nombre d'échouages des jeunes Procellariiformes (Dick and Donaldson, 1978 ; SEOR, comm. pers. ; Gineste, obs. pers.). La diminution des hauteurs moyennes de vol correspondrait donc à la chute progressive des jeunes pétrels de Barau dont le nombre est augmenté lors des nuits de mauvaises conditions météorologiques. De nombreuses détections ont été enregistrées à très basse altitude et correspondant aux échouages répertoriés sur Cilaos à la même période. Sans pouvoir identifier précisément les individus, nous avons observé des pertes d'altitudes des cibles (de 1 000 m d'altitude au-dessus du radar jusqu'au sol), de manière circulaire. Ainsi, un même individu peut être détecté de multiples fois lors de sa descente.

L'augmentation du nombre de détections sur les images radar lors des nuits de mauvaises conditions météo ne reflète donc pas forcément une augmentation du nombre d'individu en déplacement mais une augmentation de l'attraction des pétrels de Barau par les lumières artificielles, les conduisant à une perte d'altitude circulaire induisant de multiples détections pour un même individu. Les cibles détectées au radar se dirigeaient d'ailleurs toutes vers la ville de Cilaos et non pas vers la direction opposée qui n'est pas éclairée (milieu naturel). Aussi, le nombre de détections maximal obtenu le samedi 11 avril 2015 correspond au triste record du nombre d'oiseaux trouvés échoués en une nuit sur la commune de Cilaos (+ de 250 jeunes pétrels de Barau retrouvés au cours de cette nuit) et ce depuis l'origine des comptages d'oiseaux échoués à La Réunion. En début de soirée, une nappe de nuage bas était présente. Deux matchs de football ont eu lieu en début de soirée (jusqu'à 22H30 environ) nécessitant la mise en place d'importants éclairages au niveau du stade communal. Ainsi, l'attraction lumineuse des éclairages du stade a été largement amplifiée par les conditions météorologiques, conduisant à un important échouage massif. Cet exemple est probablement le plus marquant, mais nous avons fréquemment observé une augmentation du nombre de détections (pas forcément d'individus) lors de chaque événement météorologique mauvais et exploitable. Ces observations renforcent très fortement l'hypothèse d'une augmentation de la probabilité d'attraction des jeunes par les lumières lors de mauvaises conditions météorologiques (cf. *l'illustration de la pollution lumineuse amplifiée par la couverture nuageuse* <https://www.youtube.com/watch?v=BNDuc9vHbAw&feature=youtu.be>. Merci aux auteurs <http://tetenprod.wix.com/prod> pour leur aimable autorisation de diffusion de la vidéo).

VI.4.5 Estimation du nombre total de jeunes envolés au dessus de Cilaos sur la période en 2014 et 2015

Entre le 21 avril et le 7 mai, nous avons enregistré 1 972 et 1 917 jeunes pétrels de Barau, respectivement en 2014 (N=13) et 2015 (N=15). Ces chiffres sont donc très proches entre les deux années et suggèrent des effectifs reproducteurs importants. En effet, nous n'avons considéré ici que les détections après le 21 avril. La distribution temporelle moyenne des échouages suit une loi normale (gaussienne) centrée sur le 20 avril (Figure 59). Ainsi, considérant que les distributions journalières du nombre d'échouages et du nombre de jeunes envolés sont les mêmes, nos estimations ne correspondent qu'à la moitié du nombre total de jeunes envolés sur l'ensemble de la période. Ainsi, nous estimons que 3 944 et 3 834 jeunes pétrels de Barau se sont envolés au cours des périodes d'envol de 2014 et 2015 dans le champ de prospection du radar. De nombreux cas d'échouages de jeunes pétrels de Barau sont répertoriés sur l'ensemble de l'île, notamment sur le littoral (Figure 69) (Le Corre et al., 2002; Minatchy, 2004). Le radar n'échantillonne que sur un rayon de 1,5 km. Nous avons donc détecté uniquement les pétrels de Barau sortant des colonies du massif du Piton des Neiges et se dirigeant vers la sortie sud du cirque de Cilaos. Des individus ont donc pu rejoindre la mer sans passer au-dessus de notre échantillonnage radar. La proportion d'oiseaux non échantillonnés est inconnue et il est donc impossible de quantifier le nombre total de jeunes qui s'est envolé au cours de la période sur l'ensemble de l'île. Cependant, sachant que le succès reproducteur du pétrel de Barau est en moyenne de 68 % (Pinet, 2012), nous estimons qu'au moins 5 700 couples reproducteurs ($3\ 900 / 0,68$) sont situés sur les colonies de reproduction en amont de notre zone échantillonnée et dont les jeunes se sont envolés en passant dans le rayon de prospection du radar. Sur ce seul secteur couvert par le radar (massif du Piton des Neiges), nos estimations sont équivalentes à la taille de population de référence de l'ensemble de l'île (6 000 à 8 000 couples) (Pinet, 2012). Considérant tous les habitats de reproduction favorables de l'île, il est donc fort probable que les effectifs totaux soient supérieurs aux estimations actuelles. À partir de la méthode de CMR, le nombre de couples reproducteurs serait plutôt estimé à environ 14 000 couples sur l'ensemble de l'île (Pinet, 2012). Aussi, même si ces estimations sont très sensibles au faible nombre d'oiseaux

bagués sur colonies, échoués et retrouvés au sol, et peuvent donc varier sensiblement, elles semblent plus cohérentes avec nos observations sur un secteur, rapporté à l'échelle de l'île. Ces estimations apparaissent aussi cohérentes au regard du nombre de détections de pétrel de Barau transitant chaque nuit à La Réunion en période estivale (environ 38 000 individus par nuit, incluant les adultes reproducteurs et les non reproducteurs) (cf. publication 2).

Les données d'échouages sur la ville de Cilaos en 2014 et 2015 permettraient de quantifier la proportion de jeunes impactés par les éclairages artificiels au niveau de la commune de Cilaos, localisée juste en aval des colonies de reproduction par rapport au nombre total de jeunes envolés qui auraient transités par le faisceau radar.

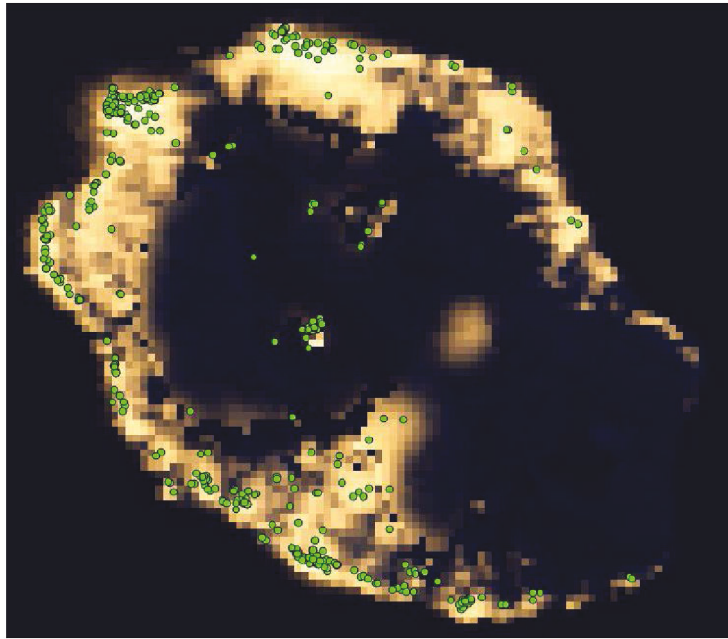


Figure 69 : Image aérienne nocturne de La Réunion et répartition spatialisée des échouages de jeunes pétrels de Barau en 2014 (point vert). Les échouages se situent presque exclusivement sur les zones éclairées et essentiellement sur le littoral (nord, ouest et sud). – Source : Bilan général 2014 sur les échouages de jeunes pétrels de Barau, SEOR 2014.

VI.5 Implication pour la conservation

Les résultats obtenus dans le cadre de ce suivi spécifique sur l'envol des jeunes pétrels de Barau par imagerie radar confirment et apportent d'importantes considérations pour améliorer la conservation des pétrels de Barau.

VI.5.1 Nécessité de réduire la pollution lumineuse

La pollution lumineuse est reconnue comme une source avérée et importante de mortalité. En impactant les jeunes individus lors de leur envol, elle peut entraîner à long terme une diminution du recrutement des jeunes adultes et donc menacer le maintien des populations de *Procellariidae* (Fontaine et al., 2011). En 2014 et en 2015, 942 et 975 jeunes pétrels de Barau ont été retrouvés échoués par la population respectivement chaque année (SEOR, comm. pers.). Le nombre d'oiseaux impactés non référencés est inconnu suggérant une sous estimation potentiellement importante de l'impact des éclairages artificiels puisque les oiseaux échoués non sauvés sont condamnés à mourir (Le Corre et al.,

2002). Le pétrel de Barau ne produit qu'un seul poussin par année et la mortalité des jeunes, en plus de la mortalité naturelle et des autres menaces, peut dangereusement impacter la dynamique de population. À La Réunion, les estimations de la proportion d'individus impactés sont en moyenne de 4,52 % (maximum = 8,33 %) (Pinet, 2012). Cependant, plus de 250 oiseaux ont été trouvés échoués au cours de la nuit du 11 avril 2015. Si la proportion d'oiseaux impactés est de 8,33 % (valeur haute), environ 3 000 jeunes pétrels de Barau se seraient envolés au cours de cette nuit, ce qui est peu probable vu les effectifs estimés par ailleurs. Il y a plutôt fort à penser que la proportion d'individus impactés peut être ponctuellement très importante pour une nuit donnée, lorsque les facteurs aggravants se cumulent (proximité de la nouvelle lune, mauvaises conditions météorologiques, éclairages puissants). En effet, le cycle lunaire influence le nombre d'échouages (Pinet, 2012). Les mauvaises conditions météorologiques entraînent des pertes d'altitude importantes des jeunes oiseaux qui seraient la conséquence de leur attraction par les lumières (cette présente étude). Cependant, nous ne pouvons pas agir sur ces deux paramètres. Afin de concilier la protection de la biodiversité, le confort et la sécurité des activités humaines, il est nécessaire d'améliorer la gestion des éclairages artificiels en conséquence. Cela implique une gestion proactive et volontaire de la part des pouvoirs publics, des aménageurs (y compris sur les zones de chantier largement impactantes, via les éclairages puissants nécessaires aux travaux nocturnes) et plus largement de la société. À titre d'exemple, l'application de caches sur les éclairages limitant la diffusion de la lumière vers le haut permet de réduire de 40 % le nombre d'échouages (Reed et al., 1985). La réduction au minimum des éclairages extérieurs sur un bateau de pêche a permis de réduire la moyenne du nombre d'oiseau échoués de 130 oiseaux par nuit à moins de 2 oiseaux par nuit en Atlantique Sud (Glass and Ryan, 2013). De la même manière, la réduction des émissions lumineuses artificielles a permis de réduire le nombre d'échouages de manière locale (King and Gould, 1967; Miles et al., 2010).

VI.5.2 Gestion des éclairages au cours de la nuit

Les résultats du timing de l'envol des jeunes pétrels de Barau renseignent sur les horaires de passage de jeunes pétrels lors de leur premier envol. Aussi, nous avons constaté que la grande majorité des jeunes s'envolent dans les premières heures de la nuit, ce qui correspond à une période d'activité humaine encore forte (chantiers nocturnes, nombreux véhicules sur les routes, éclairages des infrastructures sportives et d'activités d'extérieur, ...) et à la présence régulière de nuages (les nuages se dissipent généralement au cours de la nuit en situation « normale »). L'important flux de jeunes en début de nuit synchronisé avec l'heure du coucher de soleil implique la nécessité de réguler l'éclairage sur les premières heures de la nuit à partir de 19H. Les activités nocturnes (si indispensables) nécessitant un éclairage pourraient cependant être reprises en seconde partie de nuit (sans omettre les bonnes pratiques d'évitement et de réduction du risque), une fois que la majorité des jeunes se sont envolés. Évidemment, cela entraîne des contraintes importantes pour les activités humaines et il ne paraît pas réaliste de programmer par exemple des événements sportifs en deuxième partie de nuit.

VI.5.3 Gestion des éclairages sur l'ensemble période d'envol

Le cycle lunaire influence la probabilité d'être attiré par les éclairages artificiels (Imber, 1975; Le Corre et al., 2002; Miles et al., 2010; Murillo Vega et al., 2013; A. Rodríguez et al., 2012; Rodriguez and Rodriguez, 2009). Plusieurs hypothèses étaient avancées pour expliquer cet effet : 1) la pleine lune inhiberait l'envol des jeunes *Procellariidae*, 2) une plus grande ambiance lumineuse entraînerait une diminution visuelle des sources ponctuelles de lumières ou 3) les jeunes s'orienteraient vers la lune et donc ne voleraient pas en direction des lumières artificielles (Reed et al., 1985). Néanmoins, dans la plupart des cas, les auteurs ne peuvent pas conclure quant à l'hypothèse principale. La distribution des échouages des jeunes puffins de Newell était asymétrique par rapport à la pleine lune, plus d'échouages

étant reportés au cours des 4 nuits après la pleine lune par rapport aux 4 nuits précédant la pleine lune (respectivement 22 vs 6 échouages) (Reed et al., 1985). Le même constat fut déjà mentionné en 1981 (Verheijen, 1980) sur de nombreuses espèces d'oiseaux terrestres en migration.

Nos résultats suggèrent que la lune n'a pas d'effet sur l'envol des jeunes (inhibition, stimulation) mais bien sur la probabilité d'être attiré. À La Réunion, les opérations « Nuits Sans Lumière » (www.nuitssanslumiere.re) ont lieu chaque année, au mois d'avril, depuis 2009. L'opération « Nuits Sans Lumière » consiste à sensibiliser la population sur les menaces de la pollution lumineuse et à encourager la maîtrise voire l'extinction des éclairages artificiels pendant les périodes qualifiées de sensibles. Celles-ci sont basées chaque année sur la période d'envol connue des jeunes pétrels de Barau d'après la constatation de la distribution journalière totale des échouages de jeunes pétrels de Barau et sur le calendrier lunaire. Ainsi, les jours où les actions de réduction ou suppression des éclairages artificiels sont recommandés, se situent autour généralement de la période du 20-25 avril en fonction de la nouvelle lune (les différents partenaires publics et privés de l'opération ont d'ailleurs exprimé le souhait d'étendre l'opération des « Nuits Sans Lumière » sur une période plus grande). En 2016, l'opération s'est déroulée sur 20 jours, du 5 au 24 avril. En 2017, l'opération devrait se dérouler du 12 avril au 6 mai 2017, soit 25 jours permettant ainsi de couvrir la grande majorité de la période d'échouages journaliers.

Le cas du 11 avril 2015 (+ de 250 oiseaux échoués en une nuit) n'était pas intégré dans la période de sensibilité définie préalablement pour l'extinction des éclairages car trop éloignée de la nouvelle lune (7 jours avant la nouvelle lune et 7 jours après la pleine lune). Cela prouve que des échouages massifs peuvent se produire également en dehors des périodes dites de « sensibilité maximale » si elles sont mal définies. Quelques jours avant la pleine lune, la lune est déjà levée (et la magnitude importante) dès les premières heures de la nuit diminuant visiblement l'attractivité des éclairages. À l'inverse, la lune se lève de plus en plus tard après le jour de pleine lune. Même si la magnitude lunaire reste importante pendant ces jours, la lune n'est pas encore levée durant les premières heures de la nuit. Le 11 avril 2015, la lune s'est levée à 23H48 et sa magnitude était importante (68 %). Pourtant lors de l'envol précoce et massif des jeunes pétrels de Barau en début de nuit, les conditions d'éclairage par la lune correspondaient aux mêmes conditions que celle de nouvelle lune, augmentant donc la probabilité d'être attiré par les éclairages artificiels.

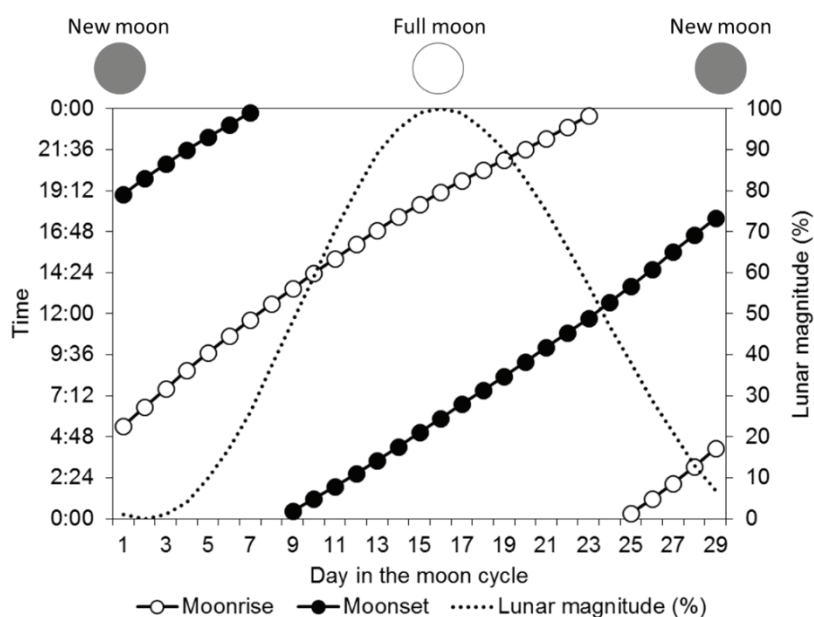


Figure 70 : Évolution des horaires de lever et de coucher de lune et de la magnitude lunaire (% d'éclairement) au cours d'un cycle lunaire. Les horaires et la magnitude varient très peu d'un cycle lunaire à l'autre. Source : Institut de mécanique céleste et de calcul des éphémérides.

Il apparaît donc très important de prendre en compte les heures de lever et de coucher de la lune (et la magnitude associée) afin de considérer les périodes les plus sensibles non plus uniquement comme celles proches de la nouvelle lune, mais comme celles étant concrètement dans les mêmes conditions de lumière que celles observées en nouvelle lune (lune non levée et/ou faible magnitude) (Figure 70). Sous les tropiques, l'heure de lever et coucher de lune (ainsi que la magnitude associée) ne varie que peu entre les cycles lunaires. De plus, l'information est facilement consultable (éphémérides) et peut donc être anticipée aisément. Un outil opérationnel d'aide à la décision est donc facilement programmable.

Ainsi, comme la majorité des jeunes s'envolent en première moitié de nuit (du coucher de soleil à + 5H00 soit ~ 23H00), que les échouages sont d'autant plus nombreux en période de nouvelle lune, nous proposons de considérer d'après les éphémérides, les 12 jours avant et 8 jours après la nouvelle lune comme période de sensibilité maximale. Les préconisations les plus restrictives en termes d'extinction des éclairages sur cette période doivent être mises en œuvre durant cette période pour maximiser les effets de conservation induits.

VI.5.4 Gestion des éclairages sur l'ensemble du territoire

Bien que peu éclairée, la commune de Cilaos est fortement concernée par la problématique des échouages de jeunes pétrels en raison de sa localisation sous les colonies de reproduction (Le Corre et al., 2002; Minatchy, 2004). Cependant, plusieurs études ont montré que les jeunes à l'envol peuvent être attirés par les lumières même après avoir atteint la mer. Ainsi, les jeunes issus de colonies peu exposées à la lumière peuvent également être affectés une fois qu'ils ont atteint la mer et longent la côte, renforçant la sévérité du phénomène d'attraction lumineuse (Podolsky et al., 1998; Rodríguez et al., 2015b; Troy et al., 2011). Les jeunes oiseaux marins nocturnes peuvent même être attirés par les lumières à très grande distance (plusieurs dizaines de kilomètres) (Troy et al., 2013). Nos observations montrent que les jeunes pétrels de Barau volant à plus de 1 000 m d'altitude par rapport au sol peuvent finir par s'échouer. De plus, 237 puffins à bec grêle (*Ardenna tenuirostris*) ont été trouvés échoués en une saison, sur l'île principale australienne, située à 15 km de la plus proche colonie de reproduction de l'espèce (*Phillip Island*), illustrant là encore le potentiel très attractif de la lumière même éloignée (Rodríguez et al., 2014). À partir de ces constats et comme les colonies de reproduction du pétrel de Barau sont situées à l'intérieur de l'île, il est indispensable que les actions de gestion et d'extinction des lumières se fassent à l'échelle de l'ensemble de l'île. Ces actions collectives permettront d'éviter qu'un oiseau ne vienne s'échouer même après avoir atteint la mer.

VI.5.5 Le cas particulier des conditions météorologiques défavorables

Enfin, le potentiel attractif de la lumière est renforcé en cas de mauvaises conditions météorologiques. Des mesures encore plus restrictives (extinction totale des lumières non indispensables, report ou annulation d'un évènement sportif (entraînement, compétition), report ou arrêt temporaire de l'activité d'un chantier nocturne) pourraient être envisagées et déclenchées dès l'apparition de mauvaises conditions météorologiques aux créneaux d'envol les plus importants (début de nuit).

Évidemment, les mauvaises conditions météorologiques à considérer sont celles qui sont défavorables à l'envol des jeunes oiseaux marins en toute sécurité. Elles diffèrent des mauvaises

conditions météorologiques définies pour les activités humaines et peuvent être plus restrictives. Par exemple, un épais brouillard ou une pluie fine pourront ne pas être gênante pour des activités humaines nocturnes extrériorités. À l'inverse, ces mauvaises conditions seraient défavorables à l'envol des jeunes suite au renforcement de l'attractivité des éclairages artificiels.

- ☞ Dans tous les cas, ces adaptations doivent être réalisées en concertation entre les différentes parties prenantes (décideurs publics et privés, autorité environnementale, gestionnaires, grand public ...) et reposent sur l'implication et la bonne volonté de tous.

VI.6 Conclusion

Les résultats de cette étude spécifique mettent en évidence :

- ☞ Une diminution progressive du nombre de détections au cours de la période d'envol des jeunes pétrels de Barau.
- ☞ De nombreux adultes sont encore présents en début de période (début avril) mais quittent progressivement la colonie pour leur migration inter-nuptiale.
- ☞ À partir du 21 avril, la majorité des détections correspondent à des jeunes pétrels de Barau.
- ☞ Les jeunes pétrels de Barau s'envolent majoritairement en début de nuit.
- ☞ Le cycle lunaire ne semble pas avoir d'effet sur l'envol des jeunes (contrairement à un effet démontré sur l'attractivité des éclairages artificiels).
- ☞ Les conditions météorologiques défavorables entraînent une diminution de l'altitude moyenne de vol, des comportements spécifiques en lien avec l'attractivité accrue et une augmentation du nombre de détections de pétrels de Barau via imagerie radar. Les jeunes sont alors d'autant plus attirés par les éclairages artificiels, ce qui peut entraîner des échouages massifs exceptionnels. Les jeunes semblent perdre de l'altitude de manière circulaire jusqu'à leur échouage. Ils peuvent être attirés à haute altitude et à grande distance, y compris potentiellement après avoir atteint la mer.
- ☞ Le nombre total de jeunes détections en 2014 est proche à celui de 2015 (environ 1 900 jeunes entre le 21 avril et le 7 mai), suggérant l'absence de grosse variation inter-annuelle sur ces deux années.
- ☞ Sur l'ensemble de la période d'envol, nous estimons qu'environ 3 800 jeunes ont transité au dessus du radar chaque année.
- ☞ Cela correspond à une population d'au moins 5 700 couples reproducteurs sur le seul site en amont de la zone prospectée, suggérant que la population totale à La Réunion doit être supérieure aux estimations actuelles sur l'ensemble de l'île (6 000 - 8 000 couples reproducteurs).
- ☞ Nos données ne permettent pas de préciser la proportion de jeunes impactés par les éclairages. Le bilan des échouages sur la ville de Cilaos permettrait de quantifier en partie cet impact.
- ☞ Des échouages massifs et ponctuels peuvent se produire si des conditions défavorables sont réunies (fort éclairage, conditions météorologiques défavorables

pour les oiseaux, période d'envol importante, faible luminosité lunaire). Dans ce cas, la proportion de jeunes impactés par les lumières doit être ponctuellement bien plus importante.

- ☞ Les actions de sauvetage (entretien du réseau et sensibilisation) doivent nécessairement être reconduites.
 - ☞ Une meilleure gestion des éclairages publics et privés, à différentes échelles (nuit, mensuelle) et en considérant la possibilité d'évènements exceptionnels doit être mise en place.
 - ☞ La consultation des différentes parties prenantes est indispensable pour adapter efficacement la gestion des éclairages.
-

VII. Développement d'un outil d'analyse automatique pour le traitement de données bioacoustiques

VII.1 Contexte de l'étude

La réalisation de prospections acoustiques via un observateur (PENOC) est une des méthodes les plus simples pour localiser les colonies d'oiseaux marins nocturnes à La Réunion et estimer une occupation du site en fonction de l'activité vocale (nombre de vocalisations par minute). Cette méthode est simple à mettre en œuvre et peu coûteuse (hormis le coût humain). L'obtention de bons résultats est assurée par l'expérience de l'observateur et une préparation de la prospection de terrain préalable à toute sortie. Cependant, cette méthode de prospection doit être réalisée dans de bonnes conditions environnementales de date, lune, heure d'écoute, accès suffisamment proche d'une colonie, de quiétude ambiante et de météo, ce qui limite les créneaux possibles. Elle n'est en revanche pas adaptée pour mesurer toute la variabilité acoustique sur colonie à plus long terme, puisqu'elle nécessite la mobilisation d'un observateur en permanence, ce qui est logistiquement impossible. Ceci limite notre capacité à quantifier l'activité acoustique de ces espèces sur le long terme.

Tout comme l'utilisation de la technologie radar permet de repousser les limites d'observations nocturnes, l'utilisation d'unités d'enregistrements autonomes (UEA) permet d'augmenter la couverture spatiale et temporelle des suivis d'activité vocale des espèces visées, au niveau de leur colonie. Même si l'activité acoustique est influencée par de nombreux facteurs environnementaux, elle constitue logiquement un proxy de la taille de la colonie (Borker et al., 2015; Bretagnolle et al., 2000; Buxton and Jones, 2012; McKown, 2008; Opper et al., 2014).

Le suivi par acoustique passive (SAP) est une alternative aux suivis de population par méthode des points d'écoute. Cette méthodologie est particulièrement intéressante pour le suivi des espèces élusives, dont les colonies sont difficiles d'accès et cela permet de limiter l'impact de l'observateur sur les colonies (piétinement, perturbations des individus, cheminements favorables aux prédateurs, ...). Les UEA enregistrent de manière autonome sur de longues périodes de temps. Leur utilisation ne nécessite pas de connaissances techniques particulières. Leur souplesse de programmation permet d'adopter des protocoles d'échantillonnages adaptés aux espèces étudiées (heures par rapport au coucher ou lever de la lune, seuil de déclenchement, filtre passe-haut, filtre passe-bas ; ...) et d'optimiser la durabilité de leur alimentation en énergie. Cependant, les UEA collectent d'importants volumes de données et il devient alors rapidement nécessaire de disposer de capacités de stockage informatiques importantes et d'outils d'analyse automatique performants.

C'est ainsi que la création d'algorithmes de reconnaissance automatique spécifique a constitué une partie du travail de thèse de Mr. Olivier DUFOUR, à l'époque doctorant ADEME/ UMR ENTROPIE / BIOTOPE. Aussi, dans le cadre de nos travaux de thèse respectifs, nous avons collaboré pour l'élaboration d'un algorithme de reconnaissance automatique pour deux espèces de *Procellariidae* de La Réunion : le pétrel de Barau et le puffin tropical.

Les résultats obtenus sont présentés ici de manière très synthétique dans le cadre de cette collaboration. Les articles scientifiques, soumis à des revues spécialisées sont placés en annexe de la thèse (Annexes 1 et 2). Dans un premier temps, les travaux réalisés permettant l'élaboration des

algorithmes de reconnaissances spécifiques seront présentés. Dans un second temps, la plus-value de l'utilisation d'algorithme d'analyse automatique sera démontrée. Enfin, une des applications possibles de la bioacoustique informatique dans l'étude de l'écologie des oiseaux marins nocturnes lors de leur présence à terre sera discutée.

De plus, quelques enregistrements caractéristiques ont été sélectionnés pour alimenter la plateforme collaborative de mise à disposition et de partage de chants d'oiseaux (marins ou non) Xeno-canto (<http://www.xeno-canto.org/>). Cette sélection offre au public et chercheurs du monde entier les premiers enregistrements libres et en ligne de pétrel de Barau et de puffin tropical à l'échelle mondiale et les premiers enregistrements de puffin du Pacifique à La Réunion.

Les sons sont écoutables ou téléchargeables gratuitement aux adresses suivantes :

- ❖ Pétrel de Barau : <http://www.xeno-canto.org/species/Pterodroma-barau>
- ❖ Puffin tropical : <http://www.xeno-canto.org/species/Puffinus-bailloni>
- ❖ Puffin du Pacifique : <http://www.xeno-canto.org/species/Puffinus-pacificus>

VII.2 Création d'un algorithme de reconnaissance automatique spécifique

Article en annexe 1 de cette thèse : Dufour Olivier, Gineste Benoit, Bas Yves, Le Corre Matthieu, Artières Thierry, 2016. First automatic passive acoustic tool for monitoring two species of Procellariids (Pterodroma barau and Puffinus bailloni) on Réunion Island, Indian Ocean. Soumis au journal Ecological informatics.

Le nombre d'espèces menacées dans le monde continue d'augmenter drastiquement (Vié et al., 2009) et les gestionnaires et décideurs ont besoin d'informations les plus précises concernant la distribution spatiale et l'évolution des populations animales, afin de mettre en place des actions de conservation efficaces. Cependant, les informations requises sont parfois inexistantes ou incomplètes. C'est notamment le cas des espèces discrètes comme certains oiseaux marins, nocturnes et dont les sites de reproduction sont inaccessibles. L'utilisation d'unités d'enregistrements autonomes permet la réalisation de suivi à large échelle spatiale et temporelle mais génère une quantité importante de données. Ainsi, il est nécessaire de développer des outils d'analyse automatique spécifique pour gérer cette masse d'information. L'objectif de cette première étude est de créer des algorithmes de reconnaissances automatiques pour deux espèces de *Procellariidae* de La Réunion : le pétrel de Barau et le puffin tropical. Des UEA ont été déployées sur une colonie de pétrel de Barau entre février et mai 2014 (85 heures) et sur deux colonies de puffin tropical entre mars et avril 2014 (21 heures) (cf. Méthodologies) afin d'obtenir des séquences acoustiques caractéristiques pour chacune des deux espèces. Les enregistrements ont été segmentés manuellement et automatiquement en déterminant les portions de signal audio correspondant à des événements acoustiques dont l'intensité se détachait du bruit de fond ambiant. Un segment positif est un son émis par l'espèce cible tandis qu'un segment négatif est un son d'origine différente que celle de l'espèce cible (parasites). Différents types de descripteurs ont permis de caractériser les segments. Les performances d'un classifieur *Random Forest* (Breiman, 2001) ont été testées sur la base de ces segments d'apprentissages machines et de test. Le F1-score a été utilisé pour quantifier la performance de la reconnaissance automatique. La précision se définit par le rapport du nombre de détections positives prédites et effectivement vraies (vrai positif) sur le nombre de détections positives prédites par l'algorithme (positif). Le rappel se définit par le rapport du nombre de détections positives prédites et effectivement vraies (vrai positif) sur le nombre total d'émissions sonores ayant eu lieu en réalité (vérité) (Figure 71).

| | TRUTH | PREDICTION |
|--|-------|------------|
| RECALL = $\frac{\text{True positives}}{\text{Presents}}$ | 1 | 1 |
| PRECISION = $\frac{\text{True positives}}{\text{Positives}}$ | 1 | 0 |
| | 0 | 1 |
| | 0 | 0 |

$$F1 = 2 \cdot \frac{\text{precision} \cdot \text{recall}}{\text{precision} + \text{recall}}$$

Figure 71 : Illustration du calcul du F1-score.

Le nombre d'exemples positifs d'apprentissage était limité à 230 et 435 pour le Pétrel de Barau et le puffin tropical respectivement. Les performances des détecteurs ont été testées sur plus de 1 000 exemples. Les F1-scores étaient égaux ou supérieurs à 85 % pour les deux espèces. Les résultats obtenus pour le F1-score soulignent l'excellente performance des algorithmes créés dans la reconnaissance automatique des signaux acoustiques spécifiques de pétrel de Barau et de puffin tropical.

☞ Ainsi, nous avons atteint nos objectifs d'assemblages d'algorithmes capables d'analyser de manière fiable et automatique des enregistrements acoustiques pour chacune des deux espèces. Nous pouvons utiliser cet outil d'analyse automatique pour quantifier l'activité vocale du pétrel de Barau et du puffin tropical au niveau de leur colonie de reproduction, sur de longues séries temporelles.

Des enregistrements de l'activité acoustique sur colonie de puffin du Pacifique ont également été obtenus sur deux sites différents sur le littoral sud de La Réunion. Par manque de séquences de références, de forte présence de bruit de fond (vagues) et par manque de temps, nous n'avons pas pu développer un algorithme propre à cette espèce. Il serait très intéressant de développer le même type d'outils concernant le pétrel noir de Bourbon afin de pouvoir augmenter temporellement et spatialement les recherches acoustiques de cette espèce rare et fortement menacée (en lien par exemple avec le programme de conservation Life+ Pétrels).

VII.3 De l'apport de l'analyse acoustique automatique

Article en annexe 2 de cette thèse : Dufour Olivier, Gineste Benoit, Bas Yves, Le Corre Matthieu, 2016. A cost-effective automated monitoring of vocal activity on seabird colonies. Soumis au journal Applied acoustics.

L'étude et le dénombrement des oiseaux marins nocturnes sur le long terme est difficile à réaliser, du fait de leurs mœurs nocturnes et de la difficulté d'atteindre leur colonie. Ainsi, les monitorings classiques sont peu adaptés à ces espèces. Par ailleurs trois études récentes ont montré que l'acoustique automatique est un outil peu onéreux et adaptable au suivi des changements de population d'oiseaux marins nicheurs en terrier (Borker et al., 2015, 2014; Oppel et al., 2014). L'objectif de cette étude est de tester l'apport de la bioacoustique informatique dans l'analyse de longues séries temporelles d'enregistrements acoustiques de l'activité vocale de deux espèces de *Procellariidae* de La Réunion. Deux unités d'enregistrement autonomes (UEA) (SM2+, Méthodologies), programmées pour enregistrer pendant 24 minutes chaque soir (24 cycles comprenant 1 minute d'enregistrement et 4 minutes de pause) ont été déployées. La première UEA était positionnée sur une colonie de pétrel de Barau (Grand Bénare ; 2 624 m) entre le 12 novembre 2014 et le 26 juillet 2015 (N=255 nuits) (premier enregistrement à partir de l'heure du coucher du soleil) représentant 6 168 enregistrements, soit 103 heures cumulées d'écoute enregistrées. La deuxième UEA a été déployée sur une colonie de puffin tropical (Rivière des remparts ; 500 m) entre le 23 septembre 2014 et le 1^{er} mars 2015 (N=161 nuits) (premier enregistrement à partir de 50 minutes après le coucher du soleil) représentant 3 028 enregistrements, soit 44 heures cumulées d'écoute enregistrées (certains enregistrements ont duré moins d'une minute). Le nombre de segments acoustiques correspondant à des vocalisations d'une des deux espèces (en fonction du site d'enregistrement) a été compté manuellement sur 15,2 heures (N=38 nuits) pour le pétrel de Barau et 9,2 heures (N=23 nuits) pour le puffin tropical. Les algorithmes de reconnaissances automatiques de segments acoustiques spécifiques (cf article en Annexe 1) ont permis de réaliser une analyse automatique du nombre de segments acoustiques enregistrés pour chaque nuit et pour chaque site. L'évolution du nombre de segments enregistrés (manuel ou automatique) au cours du temps a été étudiée (régression linéaire). Le nombre de segments obtenu par comptage manuel a été comparé à celui obtenu par comptage automatique. Une diminution progressive de l'activité vocale au cours du temps a été observée indépendamment de la méthode d'analyse (manuel vs acoustique) et pour les deux espèces étudiées. Les résultats de l'analyse acoustique automatique sont plus précis (erreur standard plus faible) et d'une plus grande significativité (p-value plus petit) que les résultats obtenus via analyse manuelle. Les régressions linéaires entre analyse automatique et analyse manuelle présentent des coefficients de corrélations de 0,82 et 0,42 respectivement pour le pétrel de Barau (N=38 nuits) et le puffin tropical (N=23 nuits). L'analyse automatique de l'ensemble du jeu de données (N=416 nuits pour 147 heures d'enregistrement) a nécessité 15 heures pour les deux espèces cumulées tandis que l'analyse manuelle a nécessité 16 jours pour seulement 51 nuits. Le temps nécessaire pour l'analyse automatique correspond à environ 1/10^{ème} du temps total d'enregistrement. Cependant, la présence exceptionnelle de forts épisodes venteux et pluvieux a entraîné un nombre de détections d'évènements acoustiques via analyse automatique bien supérieur à la réalité. L'utilisation d'UEA à large échelle temporelle permet d'apporter des informations sur la phénologie des espèces. Elle est donc très intéressante dans le cas d'espèces particulièrement difficiles à étudier comme les oiseaux marins nocturnes. L'algorithme de détection automatique a été appliqué dans des environnements sonores très différents (peu de parasites sur colonie de pétrel de Barau, beaucoup de parasites sur colonie de puffin tropical). Les résultats obtenus par analyse automatique sont très satisfaisants dans les deux

environnements sonores différents, ce qui suggère la possibilité d'utiliser ce type de méthode dans d'autres conditions. De plus, ces résultats sont plus précis et statistiquement plus robustes que ceux obtenus par une analyse manuelle. Enfin le temps consacré à l'analyse est largement réduit via l'analyse automatique assurant un gain de temps important pour l'utilisateur. La rapidité de l'analyse automatique permet également d'envisager des protocoles d'échantillonnages plus conséquents que ceux qui seraient déployés dans le cas d'une analyse manuelle. Enfin, l'utilisation des enregistreurs acoustiques, peu exigeants en termes d'entretien et de maintenance, permet de réduire la présence humaine sur colonie, donc le dérangement des individus et la dégradation du milieu inhérente à la présence d'un observateur.

VII.4 Application pour l'étude des oiseaux marins nocturnes à terre

L'efficacité des algorithmes de reconnaissances automatiques créés dans le cadre des travaux de thèse d'Olivier Dufour permettent d'envisager le déploiement d'UEA dans le cadre de suivi de l'activité vocale de colonies de reproduction de pétrel de Barau ou de puffin tropical à large échelle. Nous avons déployé des UEA sur 5 colonies de reproduction (4 colonies de puffin tropical et une colonie de pétrel de Barau) afin de quantifier l'activité vocale in situ sur une période d'un an (Méthodologies). Les objectifs de cette étude sont : d'étudier la variabilité de l'activité acoustique de chacune de ces colonies au cours de l'année, afin d'apporter des précisions quant à la phénologie des espèces (départ en migration, retour sur colonie, indicateur de la période de reproduction ? de l'envol des jeunes ?), d'étudier la variabilité de la phénologie entre les différentes colonies de puffin tropical exposées à différentes conditions environnementales (localisation géographique nord ou sud et altitude haute ou basse).

Les données ont déjà été acquises et les résultats sont en cours d'analyse. Ils devraient faire l'objet d'une publication ultérieure.

- ☞ **L'utilisation des UEA peut d'ores et déjà permettre l'acquisition de données sur la présence - absence des espèces dont la reconnaissance des chants a été formalisée par des algorithmes.**
- ☞ **Cette technique pourrait également permettre à terme de réaliser des suivis sur la durée de l'activité vocale de colonies potentiellement impactées par des projets d'aménagements (avant, pendant, après la réalisation du projet).**

APPLICATIONS AUX ENJEUX DE CONSERVATION ET D'AMÉNAGEMENTS, CRÉATION D'OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION



Les jeunes qui s'échouent ont parfois une deuxième chance ... - B. Gineste ©

VIII. Du fondamental à l'opérationnel

VIII.1 Synthèse de la progression des connaissances sur la biologie, les populations et la vulnérabilité des oiseaux marins nocturnes de La Réunion

Dans le cadre de ces travaux de thèse, grâce à l'utilisation de méthodes de prospection traditionnelles et aux déploiements de technologies innovantes multiples, nous avons apporté de nouvelles connaissances sur la répartition des colonies de puffin tropical et sur les tendances démographiques de l'espèce, sur la description des patterns de vol des puffins tropicaux et des pétrels de Barau (adultes et jeunes) et évalué la sensibilité de ces espèces vis-à-vis du risque de collision à l'échelle de l'île.

Ainsi, nous disposons d'une carte actualisée (2016) concernant la répartition des colonies de puffin tropical et leur taille relative à l'activité vocale qui s'y produit en conditions d'écoute idéales, incluant la découverte de nouvelles colonies et rassemblant dans un même travail, différentes sources d'informations fiables de la littérature locale. Nous avons montré (2013/2015) que la population de puffin tropical semble être stable depuis le premier inventaire à l'échelle de l'île datant de 1996/1997, malgré la menace importante et grandissante de la pollution lumineuse sur l'espèce. Les raisons de cette stabilité apparente ont été discutées.

Nous avons utilisé, pour la première fois, la technologie radar pour caractériser les patterns de vol des deux espèces d'oiseaux marins les plus abondantes et les plus impactées par les menaces anthropiques à différentes échelles spatiales, altitudinales et temporelles. Une série de cartes présentant la répartition du flux de deux espèces d'oiseaux marins nocturnes et de l'évaluation du risque d'impacts à l'échelle de l'île a été produite.

Les patterns d'envol des jeunes pétrels de Barau ont également été caractérisés à différents échelles temporelles (au cours de la nuit et au cours de la période mensuelle d'envol). L'effet de la lune sur l'envol des jeunes a été étudié. L'influence des conditions météorologiques sur les altitudes de vol a montré que les conditions défavorables augmentent l'effet d'attraction des éclairages artificiels, renforçant l'intensité de la menace de la pollution lumineuse sur les oiseaux marins nocturnes et notamment les populations juvéniles les plus sensibles.

Enfin, dans le cadre d'une collaboration, nous avons participé au développement d'un outil d'analyse informatique capable de traiter rapidement et automatiquement d'importants jeux de données d'enregistrements acoustiques obtenus par des unités d'enregistrement autonomes. Cet outil permet de quantifier les vocalisations spécifiques de pétrel de Barau et de puffin tropical avec des applications potentiellement multiples.

VIII.2 L'utilité pour la définition des enjeux de conservation

Au-delà de la progression des connaissances scientifiques et naturalistes, qui peuvent encore être sources de travaux de recherche complémentaires, l'intérêt ultime de notre travail est d'apporter de nouveaux éléments à prendre en compte pour une meilleure définition des enjeux de conservation des oiseaux marins nocturnes de La Réunion. Nos résultats sont particulièrement intéressants, d'une part pour les structures gestionnaires des espaces naturels et d'autre part, pour une meilleure prise en compte de la vulnérabilité des oiseaux marins dans le cadre de projets d'aménagements, plans et programmes associés, et le processus d'évaluation environnementale auquel ils sont soumis.

VIII.2.1 Gestion des espaces naturels

Pour les gestionnaires des espaces naturels, l'ensemble de nos données apportent une meilleure connaissance du patrimoine naturel, socle de base pour la bonne gestion de celui-ci. L'actualisation de la répartition des colonies (notamment pour le puffin tropical) permet une identification approfondie des enjeux de conservation (présence de colonie de reproduction) à l'échelle du territoire, notamment via la description et la localisation (SIG) de nouvelles colonies par exemple. La signalisation de disparition de colonies reste évidemment également très intéressante.

La distribution spatiale du flux à l'échelle de l'île permet également de hiérarchiser spatialement les enjeux de conservation du pétrel de Barau et du puffin tropical, intrinsèquement, mais aussi en évaluant le risque d'impact par collision à partir de données quantifiées.

L'identification de ces zones à enjeux (présence de colonie, flux important ...) peut constituer une base de réflexion pour la mise en défens et/ou la restauration de l'écosystème de certains espaces, afin de favoriser la conservation des espèces considérées voire d'en améliorer l'état. La création d'espaces protégés supplémentaires permet d'en assurer la protection réglementairement.

Les gestionnaires peuvent également définir ces priorités dans les actions de conservation à mener telles que la lutte contre les espèces exotiques envahissantes ou la restauration écologique de milieu de reproduction favorable. Enfin, l'ensemble de ces données (spatiales, temporelles, méthodologiques) peuvent également être utile pour engager des futurs monitorings des états des populations d'oiseaux marins et de leur habitat à l'échelle de La Réunion ou sur des sites « témoins » et constituer un nouvel état de référence des populations d'oiseaux marins (puffin tropical).

VIII.2.2 Interaction avec l'aménagement

Dans le cadre des projets, plans et programmes d'aménagements, la réglementation impose de minimiser les impacts environnementaux de ceux-ci sur la biodiversité et notamment sur les espèces protégées (séquence ERC : Éviter, Réduire, Compenser et processus d'évaluation environnementale au sens large). L'analyse de l'état initial, des enjeux, des impacts potentiels ainsi que la bonne définition des mesures associées d'évitement, de réduction et éventuellement de compensation reposent sur les connaissances scientifiques et naturalistes disponibles. Par conséquent, l'amélioration des connaissances scientifiques et naturalistes sur les oiseaux marins nocturnes augmente considérablement la fiabilité des résultats obtenus à l'issue de ce processus d'évaluation environnementale sur ce groupe, de même que la capacité d'expertise de toutes les parties impliquées (maîtrise d'ouvrage, bureau d'études spécialisés et experts en environnement, services environnementaux et instructeurs de l'État, société civile autorité administrative délibérante et services de contrôles - évaluation). La description de l'état initial (et la caractérisation des enjeux environnementaux associés) n'en sera qu'améliorée facilitant le travail des

bureaux d'études et des services instructeurs dans l'émission de conclusions précises et objectives lors de la réalisation et l'instruction des dossiers règlementaires. Ces nouvelles connaissances permettent *in fine* une meilleure appréhension des enjeux de protection et de conservation des oiseaux marins vis-à-vis des projets d'aménagement, plans et programmes associés. Le positionnement de l'autorité compétente apte à délivrer des autorisations d'une part, et celui de la société civile d'une manière plus large, également fortement impliquée dans le processus global, n'en seront que plus éclairés et argumentés.

- ★ *Les éléments de connaissances présentées dans les chapitres IV, V, VI et VI apportent des informations significatives aux thématiques opérationnelles décrites ci-dessus. Ils sont notamment valorisés au travers des différents outils d'aide à la décision suivant (cf. ci-dessous).*

IX. Production d'outils d'aide à la décision

IX.1 Outil cartographique

Les outils cartographiques sont des éléments de base dans la gestion du territoire à différentes échelles (des territoires nationaux et régionaux jusqu'à l'échelle du projet en passant par les intercommunalités et les communes).

Aussi, les données rassemblées dans le cadre du projet de thèse sont mises à disposition du domaine public. Formalisées sous couche SIG, elles sont exploitables pour diverses applications de conservation susmentionnées (gestion des espaces naturels, aménagement du territoire) et à différentes échelles géographiques (Figure 72).

La formalisation définitive des couches cartographiques et des tables attributaires associées est en cours (échange avec la DEAL localement). Toutes les données d'observations ponctuelles de biodiversité (localisation des colonies de reproduction, nombre de détections d'oiseaux marins par imagerie radar) seront, à terme, intégrées dans la base de données du SINP (Système d'Information sur la Nature et les Paysages ; <http://www.naturefrance.fr/sinp/presentation-du-sinp>).

À l'échelle régionale, les données sur l'avifaune marine (colonies et corridors de passages), ainsi que la carte d'évaluation du risque d'impact par collision peuvent être intégrées dans les plans et programmes de gestion et d'aménagement du territoire cohérents à ce niveau (SAR, SCOT, PLU) ou d'inventaires de la biodiversité (TVB régionale via la trame aérienne, Schéma régional de cohérence écologique SRCE) pour l'amélioration de la définition des corridors écologiques de La Réunion. Ces données et couches SIG associées permettront d'affiner l'identification des enjeux en amont de grands projets (présence de colonies de reproduction) et d'anticiper les interactions potentielles (collision) avec les oiseaux marins. Le raisonnement est le même à des échelles inférieures. À l'échelle de la commune, ces éléments viendront alimenter le PLU Ils seront également fonctionnels à l'échelle d'un projet avec un souci de la précision d'autant plus important. En fonction de l'échelle utilisée et adaptée au projet, l'outil d'aide à la décision cartographique permettra de cadrer la présence des enjeux vis-à-vis des colonies de reproduction et du flux d'oiseaux marins du point de vue bibliographique. Il reste essentiel de préciser que les éléments mis à disposition ne remplaceront jamais la nécessité d'affiner au cas par cas les données de façon actualisée, via des inventaires de terrain dédiés.

Dans cet esprit, la hiérarchisation des enjeux à l'échelle de l'île via l'outil cartographique d'aide à la décision permet aux services environnementaux de l'État de définir les exigences méthodologiques attendues pour la réalisation des études d'impacts des projets d'aménagements et/ou des évaluations environnementales des plans ou programmes (cadrage préalable), en fonction de leur localisation et des enjeux associés. La hiérarchisation des enjeux apportée par ce travail de synthèse permet également de consolider l'évaluation et la définition qualitative et quantitative des impacts et donc des mesures d'évitement, de réduction et de compensation qui doivent être mise en place en réponse s'agissant de l'avifaune marine patrimoniale.

★ Rappelons que les outils cartographiques n'ont ni la vocation ni la prétention d'être exhaustifs. Par exemple, la répartition des colonies de puffin tropical ne peut être considérée comme totalement exhaustive, certains secteurs n'ayant pas été prospectés (difficulté d'accès, manque de temps, objectifs de la thèse, ...). Nos travaux doivent donc être considérés comme une base actualisée (2016) des connaissances pouvant, voire devant, être complétée selon les besoins et objectifs visés. Il est donc indispensable d'appliquer un principe de précaution lors des expertises environnementales de projet d'aménagement, de plans et programmes par exemple.

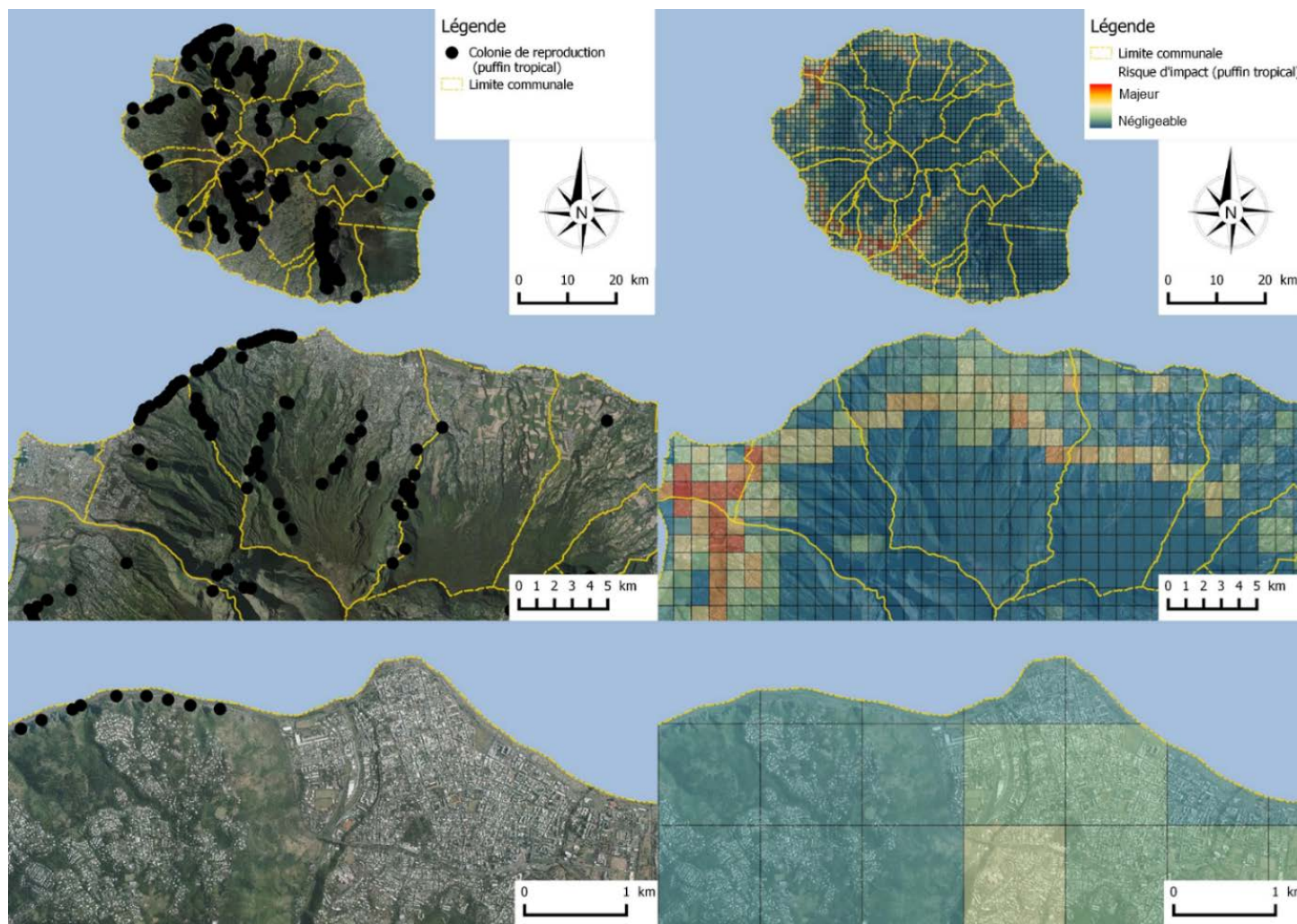


Figure 72 : Illustration de l’outil d’aide à la décision cartographique à différentes échelles géographiques : régionale (en haut), communale (au milieu), projet (en bas). La répartition des colonies de puffin tropical est présentée sur la partie gauche tandis que l’évaluation du risque d’impact de collision du puffin tropical est présentée à droite. L’outil cartographique comprend également la table attributive adjacentes aux données. Les échelles sont modulables. Fond cartographique : Orthophoto ©. Montage : B. Gineste

IX.2 Outil temporel

La définition des patterns temporels de déplacement des oiseaux marins au cours d'une nuit et au cours d'une année apporte de précieux éléments pour les décideurs, notamment pour la gestion des éclairages artificiels. Nous avons mis en évidence une variation importante du déplacement des oiseaux à différentes échelles temporelles : au cours de la nuit, au cours de la période d'envol des jeunes pétrels de Barau et au cours de l'année. Ces informations permettent de renforcer le discours des gestionnaires des espaces naturels (par ex. le Parc National de La Réunion) dans leur démarche de sensibilisation vis-à-vis de la problématique de la pollution lumineuse. Les données scientifiques mises en lumière dans le cadre de cette thèse apportent des arguments objectifs pour la négociation des adaptations horaires des éclairages artificiels auprès des décideurs publics (collectivités), institutionnels (ligue régionale de football par ex.) ou privés (entreprises) dans un souci de conciliation des activités humaines et de protection des jeunes oiseaux marins nocturnes.

- ★ *Notons que dans le cadre des « 8^{ème} nuits sans lumière » (Annexe 3) (avril 2016), ces informations ont déjà été utilisées pour définir les périodes de réduction voire d'extinction des éclairages artificiels auprès de partenaires volontaires et soucieux de la protection de l'environnement.*

IX.3 Application des outils et méthode de l'évaluation environnementale à un cas particulier

Dans le cadre du partenariat du projet de thèse OMAIR avec la CINOR, nous avons réalisé une expertise sur l'avifaune marine lors des études préliminaires de faisabilité d'un projet de transport câblé intra urbain porté par l'intercommunalité.

Ce travail a donné lieu à de nombreux échanges avec la maîtrise d'ouvrage et les services environnementaux de l'état. À cette occasion, nous avons développé une méthodologie de quantification relative de l'impact du projet sur les oiseaux marins inédite et présentée dans les grandes lignes ci-dessous, constituant un outil d'aide à la décision.

IX.3.1 Contexte

Le réseau routier sur l'île de La Réunion arrive à saturation, notamment lors des mouvements pendulaires domicile-travail. C'est particulièrement vrai dans le secteur Nord de l'île et notamment au niveau de la Préfecture (Saint-Denis) qui représente un pôle d'activité très important. La population est en constante augmentation et les dénombrements du nombre de véhicules indiquent une croissance de 2 % par an (CINOR, comm. pers.). À Saint-Denis, une des dernières réserves foncières habitables se situe au niveau du quartier de La Montagne. Ce dernier, séparé de l'agglomération principale par l'entaille topographique de la rivière Saint-Denis, n'est actuellement accessible que par la RD 41, déjà saturée. La CINOR a donc étudié un mode de transport collectif alternatif au réseau routier, via l'implantation d'un transport par câble (TPC) entre La Montagne et Saint-Denis Centre, et au-dessus de la Rivière Saint-Denis (Figure 73). Enjeu de développement durable majeur, ce projet est toutefois susceptible de présenter des impacts significatifs sur l'avifaune marine patrimoniale de l'île. En conséquence, l'autorité environnementale (DEAL) a demandé à ce qu'une évaluation des impacts potentiels la plus fine possible

soit menée sur ce volet dès les études de faisabilité du projet.



Figure 73 : Vue aérienne des différents tracés et variantes potentiels du projet de transport câblé au-dessus de la rivière Saint-Denis (source : CINOR).

IX.3.2 Méthode

Dans ce contexte, nous avons dans un premier temps réalisé une expertise de terrain complète à différentes échelles spatiales (zone restreinte au projet et zone élargie à l'ensemble du bassin versant de la Rivière Saint-Denis) et temporelles sur un cycle biologique complet afin de définir les enjeux et la sensibilité du projet vis-à-vis de la présence de colonies d'espèces d'oiseaux marins diurnes et nocturnes. Ainsi, nous avons réalisé différentes écoutes nocturnes et des focales d'observations afin de rechercher les colonies de reproduction d'oiseaux marins nocturnes et diurnes, notamment dans la zone d'étude restreinte. Nous avons également utilisé la technologie radar à plusieurs reprises afin de caractériser les flux (altitude, heure de vol, saisonnalité, direction) d'oiseaux marins nocturnes au cours d'une année (Figure 74).

Dans un second temps, nous avons défini les différents impacts potentiels du projet vis-à-vis de l'avifaune marine (perturbation et dégradations des habitats de reproduction favorable dans la zone d'étude restreinte au projet, risque de collisions, risque d'échouages via l'attraction lumineuse, atteinte aux individus sur leur site de reproduction...). À partir de nos éléments (expertise de terrain et caractéristiques techniques du projet), nous avons défini, estimé et comparé les impacts potentiels des

différentes variantes proposées sur le projet. Le risque potentiel de collision a été étudié à partir des observations radar. Pour cela, nous avons appliqué un masque sur les images radar, dont la forme épousait le relief naturel où seront positionnées les infrastructures câblées. Nous avons donc pu quantifier la proportion d'oiseaux se déplaçant dans la zone dite « à risque de collision maximal », c'est-à-dire à proximité des futures infrastructures. La consultation de la bibliographie nationale et internationale sur les problématiques similaires (collision de l'avifaune avec des aménagements et attraction des oiseaux par les éclairages artificielles) a permis de bénéficier des retours d'expériences sur le sujet (peu nombreux !).

Enfin, nous avons appliqué la séquence « Éviter, Réduire, Compenser » (ERC) afin de proposer les grands principes des mesures d'évitement et de réduction des impacts ainsi que la définition de mesures compensatoires et d'accompagnement dans le cadre de ce projet et à son stade préliminaire de faisabilité.

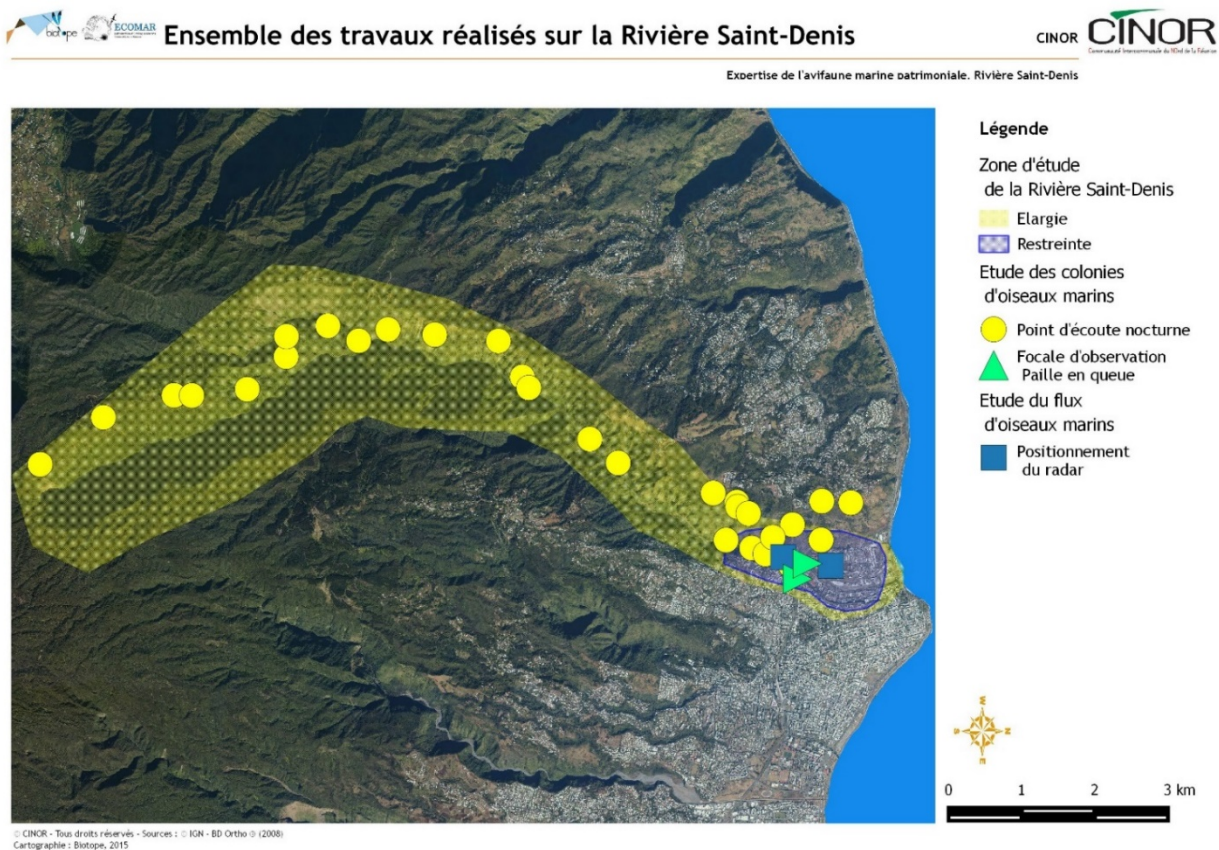


Figure 74 : Ensemble des travaux d'expertise avifaune (inventaires) réalisés dans le cadre spécifique de l'évaluation environnementale du projet de transport câblé entre Saint-Denis Ville et La Montagne, au-dessus de la rivière Saint-Denis.

IX.3.3 Synthèse des résultats

Le puffin tropical et le paille-en-queue à brins blancs nichent dans les falaises et les remparts de la rivière Saint-Denis. Seuls les pailles-en-queue à brins blancs nichent dans la zone d'étude réduite, sous le faisceau d'une des deux variantes privilégiées.

Le puffin tropical, le paille-en-queue à brins blancs et le pétrel de Barau transitent par la zone d'étude pour rejoindre leurs sites de reproduction respectifs. Ils sont donc potentiellement exposés à la collision avec les obstacles permanents fixes (pylônes, câble) ou mobiles (cabine) que le projet pourrait

déployer. Les patterns de déplacement des oiseaux marins nocturnes, observés par imagerie radar, sont similaires à ceux observés sur l'ensemble des autres sites et présentés dans le chapitre 5. Les enjeux sont donc variables au cours de la nuit (peu de déplacement au milieu de nuit) et au cours de l'année (peu de déplacement entre mai et juillet).

Environ 43 % du nombre total de détections d'oiseaux marins ont été observé évoluant dans la zone dite « de risque maximal » signifiant que l'impact de l'infrastructure sur les espèces d'oiseaux marins nocturnes est potentiellement important. Cependant, cela ne signifie pas que 43 % des individus circulant dans la zone d'étude seront nécessairement impactés. En effet, nous n'avons pas d'éléments de recul et d'analyse sur les réactions comportementales des oiseaux marins nocturnes vis-à-vis de ce type d'obstacle d'une part. D'autre part, le faisceau d'obstacles entrant directement en interaction avec des trajets et des altitudes de vol reste réduit et encore soumis à des évolutions pouvant permettre des optimisations (évitement, réduction), le projet ne se trouvant qu'au stade de faisabilité au moment de l'expertise.

Néanmoins, la comparaison des impacts potentiels a permis de montrer qu'une variante semble moins impactante que l'autre à ce stade de définition, et donc, à privilégier au strict regard de la question posée relative à l'avifaune marine patrimoniale.

Des mesures d'évitement et de réduction de l'impact ont été préconisées. Compte tenu de la probabilité d'impacts résiduels potentiellement notables, notre travail a également porté sur la formalisation de principes de mesures compensatoires, dans l'attente des phases précises d'évaluation environnementale qui restent requises au moment où le projet et la variante retenue seront clairement précisés (tant en implantation, qu'en travaux et exploitation).

IX.3.4 Conclusion

L'originalité de notre étude a résidé d'une part dans l'utilisation aboutie (cycle annuel complet) de protocoles d'inventaires de l'état initial, selon des méthodes traditionnelles mais également et surtout concernant l'analyse des flux via la technologie radar ; et d'autre part dans l'application d'un masque sur les images radar afin de pouvoir quantifier la proportion d'oiseaux évoluant dans la zone de risque maximale d'exposition au risque de collision du fait de l'infrastructure. Cette approche complète nouvelle, validée par la maîtrise d'ouvrage et l'autorité environnementale a permis de proposer une quantification relative des impacts de l'aménagement sur les oiseaux marins.

Au final, nous avons apporté une réponse éclairée quant à la question de la faisabilité du projet vis-à-vis de l'impact environnemental sur les oiseaux marins. En l'occurrence, le projet, à son stade de définition et sa capacité d'optimisation, sous réserve de l'intégration des recommandations faites pour en minimiser l'impact pressenti, ne devrait pas remettre en cause l'état de conservation des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle. C'est une des 3 questions majeures à laquelle une réponse doit être apportée dans le cadre de projets susceptibles de porter atteinte à des espèces protégées et donc soumis au régime de dérogation réglementaire associé. Pour autant, nous avons également mis en avant que l'impact résiduel pourrait ne pas être négligeable. Il conviendra probablement en conséquence d'engager les procédures réglementaires de demande de dérogation d'atteintes aux espèces protégées, incluant une « séquence ERC » aboutie et argumentée dont nous avons posé les bases à ce stade d'avancement (article L.411-2-4 du Code de l'Environnement).

IX.4 Benchmark des solutions d'évitement et de réduction des menaces anthropiques

Nous présentons ici une liste, non exhaustive, des différentes solutions référencées dans la littérature locale et internationale qui permettent d'éviter et de réduire les menaces d'origine anthropique sur les oiseaux marins nocturnes.

IX.4.1 Perturbation et modification des habitats

Éviter

Le meilleur moyen d'éviter de perturber et de modifier des habitats de reproduction est de ne pas réaliser d'aménagement dans une zone d'influence potentielle de celui-ci sur les habitats. Bien que cela soit concrètement envisageable, cela nécessite une planification rationnelle à l'échelle du territoire afin de limiter le rapprochement de l'étalement urbain, de l'implantation des infrastructures et des habitats de reproduction (d'où l'importance d'une bonne connaissance des milieux considérés). La protection règlementaire (cf. Démographie humaine, infrastructures et espaces d'intérêt patrimonial : l'île intense) des espaces permettrait de contraindre les aménagements futurs sur les zones de reproduction aux enjeux identifiés (littoral sud abritant la majorité des colonies de puffin du Pacifique par exemple). Le choix de l'emplacement des aménagements à l'échelle locale (de l'ordre de la centaine de mètres par exemple) peut suffire à éviter d'impacter des colonies de reproduction.

Les activités de nature, sources potentielles d'impacts directs (perturbation, destruction des habitats) ou indirect (en favorisant le développement de plantes ou prédateurs introduits invasifs) pourraient également être règlementées sur les secteurs à enjeux (colonies). La gestion des déchets qui résultent de ces activités de pleine nature doit être mieux contrôlée (actions de sensibilisation (mesure d'accompagnement) ou règlementaires) afin de limiter au maximum le développement de prédateurs introduits (rats et chats notamment) dont les impacts sur les oiseaux marins sont avérés (localement, par exemple, cf. les études récentes (2016) menées par l'UMR ENTROPIE sur l'éco-éthologie des chats harets qui interagissent avec les colonies de Puffin du Pacifique sur le site naturel de Grande Anse à Petite-Île (Choeur and Dijoux, 2016)).

Réduire

Lorsque des aménagements sont à réaliser à proximité des habitats de reproduction, des adaptations sur l'emplacement (emprise au sol, tracé, positionnement précis, ...) et sur les caractéristiques techniques des infrastructures doivent être envisagées afin de réduire l'impact sur les habitats.

À titre d'exemple, la pose de filet de protection contre les chutes de pierre peut modifier et réduire les habitats de reproduction favorable pour les oiseaux marins. Une première solution consiste à adapter la conception et la disposition des filets de protection afin de ne pas obstruer l'accès aux crevasses et anfractuosités dans lesquelles viennent nicher les oiseaux (notamment puffin tropical, puffin du Pacifique et Paille-en-queue à brins blancs). Les possibilités d'aménagement sur place existent, et ont notamment été testées dans le cadre de projets réunionnais de sécurisation routière via l'optimisation d'emprises ou de type de filets (déflecteurs plutôt que plaqués libérant des emprises) par exemple pour maximiser l'évitement, la création d'accès en tunnels, la signalisation des câbles de

fixation et de tension des dispositifs, la pose de nichoirs artificiels sur filets, le suivi de la mise en œuvre des travaux et suivis à long terme (Biotope, comm. pers.). Ces aménagements restent limités à la fonction première de sécurisation qui ne laisse parfois que peu de marges de manœuvre à l'ingénierie écologique.

Des adaptations temporelles peuvent être envisagées, notamment lors de la phase de réalisation des travaux de l'aménagement (source de bruit, lumière, poussières et déchets) afin d'éviter d'engendrer ces perturbations en période de sensibilité maximale (reproduction par exemple).

Une vigilance particulière doit aussi être apportée dans le cas d'aménagement à proximité d'habitats de reproduction, notamment en limitant les perturbations sonores et lumineuses ponctuelles ou continues et la création de décharges sauvages facilitant le développement des prédateurs invasifs.

De plus, l'utilisation de nids et terriers artificiels est un outil efficace pour la conservation des espèces, notamment celles qui nichent en terrier. Cela permet de protéger les individus contre les prédateurs envahissants et de fournir aux espèces cibles des habitats favorables (Bolton et al., 2004; Libois et al., 2012). De plus, de nombreux exemples à travers le monde montrent l'intérêt des colonies de reproduction artificielles pour la conservation des espèces en danger et la restauration de leurs habitats de reproduction. En Australie et en Nouvelle-Zélande, plusieurs expériences de translocation de jeunes poussins de plusieurs espèces d'oiseaux marins, nourris à la main, ont permis l'établissement de nouvelles colonies de reproduction pérennes, malgré la philopatrie des espèces considérées (Gummer et al., 2003; Miskelly et al., 2009; Miskelly and Taylor, 2004; Priddel et al., 2006). La réussite de ces opérations repose sur l'émission de vocalisation propre aux espèces afin d'attirer les individus, reproduisant les stimuli acoustiques des colonies naturelles. Les avantages de ces colonies artificielles sont de réaliser de la conservation *ex-situ*, de contrôler la présence de prédateurs introduits (rats, chats) et de pouvoir effectuer des suivis précis sur la démographie des espèces (succès reproducteur, taux de survie adulte, retour sur colonie, fidélité au site et au partenaire, etc...). Cependant, ces travaux n'ont encore jamais été menés à La Réunion et il est nécessaire d'en tester l'efficacité à long terme.

IX.4.2 Risque de collisions

Éviter

Là encore, le meilleur moyen d'éviter les collisions est de ne pas réaliser d'aménagement susceptible d'engendrer ce type d'impact. Pour certains types d'infrastructures, l'optimisation de l'implantation (définition du tracé et de l'emprise en fonction des axes de déplacements principaux) et des choix techniques (enfouissement des câbles de ligne haute tension par exemple) permettent d'éviter les collisions. Ces adaptations imposent généralement des surcoûts importants et sont parfois techniquement non envisageables.

Réduire

De nombreuses études et rapports font état des épisodes massifs de collision des oiseaux terrestres avec des aménagements, notamment lors des périodes de migration nocturnes (Evans Ogden, 1996; Gehring et al., 2009; Jenkins et al., 2010; Marques et al., 2014). En revanche, comme déjà présenté, les références aux collisions des oiseaux marins nocturnes vis-à-vis des aménagements ne sont pas très nombreuses du fait de la difficulté de suivre ce phénomène à terre comme en mer.

Des adaptations temporelles (durant la phase chantier et la phase d'exploitation), spatiales (orientation des linéaires, ...), techniques (choix de l'infrastructure : pont non haubané moins impactant qu'un pont haubané par exemple, choix du nombre et alignement des câbles sur le même plan horizontal et si possible dans le même plan que des infrastructures déjà existantes, le cas échéant, choix du nombre

de cabine dans le cas de transport par câble, etc...) et des dispositions spéciales du fonctionnement des infrastructures (arrêt temporaire (éolienne ou transport par câble par exemple), diminution de l'exploitation, ...) pendant les situations les plus exposées permettent de réduire le risque de collision.

Par ailleurs, différents dispositifs d'effarouchement ont été inventés afin de réduire le risque de collision (et d'électrocution) entre les oiseaux et les infrastructures (notamment les câbles des lignes électriques, les câbles de télésiège et téléski et les haubans de tour de télécommunication). Parmi eux et de manière non exhaustive, on trouve des sphères de marquages aériens (généralement de grande taille afin d'être visibles pour les hélicoptères et petits avions), des dispositifs placés directement sur le câble (spirales, flotteurs ovoïdes, balises sphériques, gaines colorées) et des dispositifs suspendus accrochés à l'infrastructure (ailettes, disques phosphorescents et sonores, rubans d'effarouchement). L'emploi de silhouette de prédateurs permet également d'éloigner certaines espèces. Enfin, certains dispositifs reposent, non pas sur le visuel, mais sur l'acoustique (cornes de brumes, alarmes, ultrasons) (Avian Power Line Interaction Committee (APLIC), 2012).

L'efficacité de ces dispositifs d'effarouchement reste variable, notamment la nuit. Elle est de plus très variable selon le comportement et la morphologie des espèces, les conditions météorologiques, l'hétérogénéité des habitats et des aménagements, le nombre et le type de dispositif utilisé (Barrientos et al., 2011). La mise en place de certains dispositifs d'effarouchement peut également être impossible selon le type de structure (impossibilité de placer un objet sur un câble entravant le déplacement de cabine par exemple). Enfin, nous ne disposons d'aucun élément ni retour d'expérience permettant de tester l'efficacité de ces dispositifs sur les oiseaux marins nocturnes à terre.

L'idée est donc de rendre l'infrastructure perceptible pour les oiseaux (et autres organismes volant) notamment de manière visuel. À La Réunion et pour les *Procellariidae*, la problématique est d'autant plus complexe. En effet, il faut rendre l'infrastructure visible sans pour autant augmenter le risque d'attraction lumineuse. La seule recommandation de bon sens est donc de choisir des éclairages de faible puissance et de couleur adaptée. Une analyse réalisée à La Réunion sur des jeunes puffins tropicaux échoués et recueillis a montré que les individus semblent être moins attirés par les lumières rouges et jaune orangés que par les lumières vertes et bleues. Les résultats obtenus suite à l'exposition des individus à des lumières blanches et jaunes sont plus délicats à interpréter car le spectre de couleurs contenu dans les lumières utilisées était large et couvrait en partie les longueurs d'ondes des lumières vertes et bleus (courte longueur d'onde). Aussi, les auteurs recommandent d'utiliser des lumières de couleur rouge (grande longueur d'onde) pour signaler favorablement les infrastructures (ouvrages d'arts, câbles électriques, transports par câble) et favoriser leur évitement (Salamolard et al., 2001). Sans remettre en cause le protocole et les analyses effectués dans cette étude, la pertinence des résultats obtenus est discutable dans la mesure où l'on peut s'interroger sur la faculté des oiseaux échoués sauvés, conditionnés dans un carton durant leur soin à présenter un comportement normal (dans des conditions de stress lié à leur situation captive) et donc à répondre normalement aux stimuli visuels proposés. C'est cependant, la seule étude, à notre connaissance, qui a tenté d'apporter des réponses au potentiel attractif de différentes lumières chez les jeunes *Procellariidae*. L'utilisation d'éclairage par intermittence (effet stroboscopique) semble réduire également le risque de collision nocturnes des oiseaux terrestres en migration (Gehring et al., 2009; Ove Arup & Partners Hong Kong Ltd, 2002) et pourrait donc permettre de signaler discrètement les infrastructures.

Différents modèles prédictifs des collisions ont été mis au point mais leur utilisation nécessite de maîtriser de nombreux paramètres, dont la capacité de réaction des espèces vis-à-vis des infrastructures (Band and Band, 2012; Chamberlain et al., 2006; Desholm et al., 2006; Desholm and Kahlert, 2005). L'utilisation d'unités d'enregistrement autonomes semble être un outil intéressant pour suivre les cas de collisions des oiseaux marins nocturnes vis-à-vis des infrastructures (collègues hawaïens, comm. pers. cf. Utilisation de la bioacoustique automatique) mais ne constitue pas une mesure d'évitement ni de réduction.

IX.4.3 Pollution lumineuse et risque d'attraction

La pollution lumineuse liée aux éclairages artificiels est maintenant reconnue comme un véritable danger pour la biodiversité, l'environnement et la santé publique (Cinzano et al., 2001; Falchi et al., 2011; Hölker et al., 2010a, 2010b; Longcore and Rich, 2004), notamment chez les oiseaux marins. Les yeux du Puffin des Anglais (Puffinus puffinus) (famille des Procellariidae) sont d'ailleurs parfaitement adaptés à la vision nocturne (Martin and Brooke, 1991) probablement comme pour la plupart des espèces d'oiseaux nocturnes. Les oiseaux marins nocturnes ont souvent des yeux plus gros que ceux des oiseaux marins diurnes. Leurs rétines présentent une prépondérance de cellule en bâtonnets permettant à ces espèces d'être plus sensibles à la lumière (McNeil et al., 1993). Les espèces qui consomment des proies bioluminescentes semblent d'ailleurs être affectées dans une plus grande mesure par les lumières artificielles (Montevecchi, 2006). Ainsi, du fait de la forte sensibilité de la vision nocturne des espèces nocturnes, il n'est pas surprenant que même les éclairages de faible intensité peuvent constituer une menace pour les jeunes Procellariidae inexpérimentés (Miles et al., 2010; Troy et al., 2011).

Éviter

Une nouvelle fois, le meilleur moyen d'éviter l'impact des éclairages sur la biodiversité et sur les oiseaux marins nocturnes en particulier est de ne pas éclairer. En mer, l'extinction des lumières de ponts, sur les bateaux de pêches à la langouste autour des îles de l'archipel Tristan da Cunha (océan Atlantique sud) a contribué à réduire le nombre moyen de collision d'oiseaux marins avec les bateaux de 130 oiseaux par nuit en 1989 à moins de deux par nuit entre 2010 et 2013 (Glass and Ryan, 2013). À terre, une réflexion sur la planification territoriale et la définition des secteurs pouvant être éclairés (ou non) doit être envisagée (trame nocturne par exemple), permettant de respecter des corridors de déplacements dans un environnement nocturne faiblement éclairé. Cette solution semble très difficile à mettre en place dans le contexte d'une urbanisation mondiale grandissante, d'une part puisque la lumière se diffuse à plusieurs dizaines de kilomètre et qu'en théorie, seule la courbure de la terre permet d'empêcher la perception de la pollution lumineuse (Cinzano, 2002), d'autre part puisque les oiseaux marins semblent pouvoir être attirés même à grande distance (Rodríguez et al., 2014).

Réduire

Cependant, à l'échelle d'un territoire, l'extinction totale des éclairages artificiels n'est pas envisageable.

Différentes recommandations existent afin de maîtriser l'augmentation de la pollution lumineuse sur un territoire (Cinzano, 2002). Les préconisations des auteurs reposent sur 3 principes : 1° la croissance annuelle du flux lumineux (lumen) des éclairages extérieurs, publics ou privés, ne doit pas excéder 2 % pour chacune des communes ; 2° la croissance annuelle de la consommation électrique pour les éclairages extérieurs nocturnes publics ou privés ne doit pas excéder 1,5 % pour chacune des communes ; 3° la fraction du flux lumineux émis par le luminaire vers le bas à l'extérieur de la surface à éclairer ne doit pas excéder ~ 5 %. Cela implique donc la mise en place de moyen de contrôle précis et régulier de tous ces paramètres. Dans certaines régions italiennes, la régulation de la pollution lumineuse à l'échelle d'un territoire se fait même de manière légale via la mise en place d'une réglementation régionale (par exemple, la loi N° 17 du 27 Mars 2000 en Lombardie).

Le principe général de réduction de la pollution lumineuse est d'utiliser les éclairages artificiels à bon escient, dans le temps, dans l'espace et selon l'intensité des besoins nécessaires. Par exemple, dans la ville de Liestal, en Suisse, les éclairages des commerces sont éteints toutes les nuits entre 2H et 6H du matin. La réduction ou l'adaptation des éclairages publics permet également de réduire la facture d'électricité des communes et la consommation énergétique. La bonne gestion temporelle et spatiale des éclairages publics ou privés est maintenant largement facilitée par la mise en place d'outil de

télégestion des foyers d'éclairages publics et de détecteurs de présence. À titre d'exemple, et produit à La Réunion, le concept « d'horloge à pétrel » <http://www.horlogeapetrels.re/> développé par la SARL BET REUNIR, sous licence *Creative Commons*, permet de gérer de façon autonome et programmable, sans se déplacer, les éclairages équipés de ce système (date et heure d'extinction ou d'allumage). Localement, l'identification des éclairages les plus problématiques (Salamolard et al., 2007) permet de cibler les aménagements qui devraient être équipés de ces systèmes en priorité. Des dispositions particulières (réduction voire extinction) dans la gestion des éclairages artificiels sont aussi largement recommandées lors des périodes dites « de sensibilité », c'est-à-dire lors de l'envol des jeunes *Procellariidae* comme c'est déjà le cas avec les opérations des « Nuits Sans Lumière » (cf. Annexe 3). Le « Label Pétrel » reconnaît l'engagement de certaines structures à appliquer ces dispositions (cf. Annexe 8).

La pollution lumineuse repose entre autre, sur la quantité de lumière qui est émise vers le ciel, et non pas dirigée vers le bas (cf. Annexes 5, 6 et 7). La réduction des émissions de lumière vers le ciel permet de réduire considérablement la pollution lumineuse et donc l'attractivité des éclairages sur les oiseaux marins nocturnes. En 1980 et 1981, à Hawaii, une étude a montré que l'utilisation de caches lumineux sur la partie supérieure des lampadaires a permis de réduire le nombre d'échouages des jeunes *Procellariidae* de 40 % pendant la saison d'envol (Reed et al., 1985). Cette réduction de l'impact est considérable et doit se répercuter favorablement sur la dynamique des populations, en particulier pour les espèces menacées et à faible productivité comme c'est le cas pour les oiseaux marins nocturnes de La Réunion.

Les caractéristiques techniques de la lumière (longueur d'onde, couleur, intensité, ...) semblent également jouer un rôle important dans l'attractivité des oiseaux.

Le type d'éclairage peut également être adapté dans un souci de réduction de la capacité d'attraction. Il a été montré que le pigeon biset (*Columba livia*) est capable de détecter la lumière polarisée (Kreithen and Keeton, 1974). Cependant, l'utilisation de filtres polarisant sur les lumières ne semble pas réduire la capacité d'attraction des lumières chez les oiseaux marins, notamment chez le puffin de Newell (Reed, 1987).

La couleur et le type de lampe semblent en revanche avoir une influence sur la capacité d'attraction des oiseaux. En ce qui concerne les passereaux en migration, il semblerait que les lumières bleues et vertes soient moins attractives tandis que les lumières rouges et blanches désorientent et attirent les oiseaux durant leur migration nocturne (Poot et al., 2008). En effet, des expériences en laboratoire ont montré que la composante bleue et verte de la lumière est indispensable pour le bon fonctionnement du compas magnétique des oiseaux en migration. À l'inverse, la couleur rouge (grande longueur d'onde) entraîne un dysfonctionnement du compas magnétique (Wiltschko et al., 1993). Des rapports bien détaillés sur les collisions nocturnes des oiseaux terrestres en raison de l'attraction par les lumières artificielles des infrastructures tendent à montrer que l'utilisation de lampe par intermittence (effet stroboscopique) réduit le potentiel attractif des éclairages et limite donc le risque de collision (Gehring et al., 2009; Ove Arup & Partners Hong Kong Ltd, 2002). Sans pour autant donner de précision sur les caractéristiques des lumières utilisées, l'emploi de lumières tamisées à la place de lumières blanches placées au sol a permis de réduire sensiblement les échouages des jeunes puffins de Newell à Hawaii (King and Gould, 1967). À la Réunion, des tests d'attractivité réalisés sur des jeunes puffins tropicaux échoués révèlent que les longueurs d'onde rouge et jaune monochromatique (ampoule à vapeur de sodium haute et basse pression) sont moins attractives que les couleurs bleues, vertes et blanches. Pour cette raison, les lumières de couleurs jaunes orangées sont préférées et les lumières bleues et blanches à proscrire à La Réunion (Tableau 10) (Salamolard et al., 2001). Ces observations vont dans le sens de l'utilisation de lumières rouges ou jaunes-orangés (grandes longueurs d'onde) pour réduire les échouages d'oiseaux marins nocturnes (mais voir aussi les commentaires déjà effectués sur cette étude dans la partie sur la réduction des collisions avec les infrastructures). En revanche, les couleurs bleues (courtes longueurs d'onde) et rouges (grandes longueurs d'onde) semblent moins attractives pour les

oiseaux marins à Malte (Raine et al., 2007). Enfin, l'utilisation de filtres laissant passer uniquement les UV semblent rendre les éclairages moins attractifs pour les oiseaux terrestres (Evans Ogden, 1996).

Tableau 10 : Sensitivité des jeunes puffins tropicaux aux lumières artificielles en fonction du type de lumière et de l'ampoule correspondante (Salamolard et al, 2001)

| Type de lumière | Type d'ampoule correspondante | Attraction sur les jeunes puffins tropicaux |
|-----------------------|---------------------------------------|---|
| Bleu ou vert | Vapeur de mercure | +++ |
| Blanc | Iodure métallique | + |
| Jaune monochromatique | Vapeur de sodium basse pression (LPS) | - |
| Jaune orangé | Vapeur de sodium haute pression (HPS) | - |
| Rouge | Vapeur de sodium | -- |

Appartenant aussi au clade des sauropsidés comme les oiseaux, la comparaison avec les tortues marines est intéressante. En effet, elles sont également sensibles à la pollution lumineuse au cours de leur cycle de vie (perturbation des femelles adultes lors des pontes sur les plages, désorientation des jeunes lors des émergences, ...). Des auteurs ont montré que les jeunes tortues vertes (*Chelonia mydas*) sont plus attirées par les *stimuli* verts et bleus (courtes longueurs d'onde) plutôt que rouge (grande longueur d'onde) lorsqu'elles sont exposées expérimentalement à ces deux types de lumière, induisant dans ces expériences, un déplacement vers les sources lumineuses vertes et bleus (Osovsky and Carr, 1967). D'autres auteurs ont montré que les jeunes tortues caouannes (*Caretta caretta*) sont plus attirées par les sources de lumières émettant dans de courtes longueurs d'onde (lampes blanches à quartz et lampe à vapeur de sodium haute pression HPS) que par les lumières émettant dans de grandes longueurs d'onde (lampe à vapeur de sodium basse pression LPS) et par les lumières émettant dans des longueurs d'onde intermédiaire à longue (lampe à incandescences teintées de rouge ou de jaune) dans une moindre mesure (Witherington and Bjorndal, 1991). La couleur de la lampe (et donc les différentes longueurs d'onde associées) semble jouer un rôle important dans l'attractivité de ces espèces. En 1911, une étude avait déjà montré que les lumières bleues (courtes longueurs d'onde) entraînaient une attraction plus importante que les lumières rouges (grandes longueurs d'onde) chez les tortues caouannes (Hooker, 1911). Cependant lorsque l'intensité de la lumière rouge atteint un certain seuil, l'attractivité peut être égale voire supérieure à celle des éclairages à courtes longueurs d'onde chez les tortues vertes (Osovsky and Shettleworth, 1968). Néanmoins, le transfert de ces conclusions aux oiseaux marins nocturnes n'est pas forcément possible soulignant la complexité du phénomène d'attraction lumineuse.

☞ Cependant, ces différentes études prouvent qu'il n'existe pas, actuellement, de consensus général quant aux caractéristiques des éclairages (longueur d'onde, couleur, intensité, mode de fonctionnement) permettant de réduire significativement les impacts sur les oiseaux.

☞ La gestion parcimonieuse des éclairages artificiels dans le temps et l'espace et adaptés au besoin réel est donc à privilégier systématiquement.

Par ailleurs, l'adaptation technique des éclairages permet de réaliser des économies d'énergies et économiques intéressants. Ainsi, toujours en Italie, les villes de Frosinone et Ferentino ont adapté l'ensemble de leurs éclairages publics. La consommation d'énergie a diminué d'un facteur deux, la facture d'électricité a été réduite de plus du tiers permettant de rembourser le coût de l'adaptation des lampadaires en un an à peine. À Calgary (Canada), ville d'un million d'habitants, la commune a entrepris de remplacer les 37 500 lampadaires de ses éclairages publics. Leur consommation d'électricité a diminué en conséquence et les dépenses engagées dans les travaux sont amorties en 6 ou 7 ans.

☞ **La prise en compte de la pollution lumineuse et l'adaptation des éclairages artificiels est donc bénéfique à plusieurs niveaux, environnemental et économique.**

Notons aussi cependant que, bien que moins gourmandes en énergie et donc permettant de limiter voire réduire la consommation énergétique, les LED augmentent, dans certains cas, l'impact écologique de la pollution lumineuse, indépendamment de la couleur utilisée (en lien avec la température de l'éclairage). En effet, une étude a montré une augmentation de l'attractivité des insectes nocturnes auprès des éclairages à LED (Pawson and Bader, 2014). L'énergie relative en fonction des longueurs d'ondes émises est en effet bien plus importante pour les éclairages à LED que pour les éclairages plus classiques de vapeur de sodium haute pression (LPS) (Annexe 4). Il serait intéressant de tester le potentiel attractif de ce nouveau type d'éclairage sur d'autres taxons et notamment sur les oiseaux marins nocturnes. Chez l'homme, la sensibilité des cellules visuelles (cônes) est variable selon la longueur d'onde à laquelle elles sont exposées (Stockman and Sharpe, 2000). Aussi, des études sur la physiologie de la vision chez les oiseaux marins pourraient être menées afin de mieux comprendre quelles sont les caractéristiques de la lumière qui attirent les individus et ainsi préconiser des éclairages plus adaptés.

☞ **Force est de constater qu'il n'existe que peu de connaissances et de retours d'expériences sur les moyens d'évitement et de réduction des risques de collisions et d'attraction lumineuses sur les oiseaux marins nocturnes. La consultation de la littérature sur d'autres espèces (oiseaux terrestres, tortues marines) apporte des éléments intéressants mais il reste difficile de pouvoir les appliquer directement sur les oiseaux marins nocturnes. Ce constat reste donc un plaidoyer clair quant à la maximisation des logiques d'évitement (utilisation des éclairages artificiels à bon escient) et de réduction de la pollution lumineuse à la source (utilisation d'éclairages adaptés) présentant, en outre, des bénéfices socio-économiques par ailleurs avérés.**

X. Développements technologiques

Comme nous l'avons vu, la technologie est un atout précieux pour conduire des recherches fondamentales ou appliquées. Ceci nécessite de bien connaître les capacités de son outil, ses avantages par rapport à des méthodes plus traditionnelles mais également ses limites afin de l'utiliser au mieux et de pouvoir apporter des retours d'expérience dans une démarche continue d'amélioration.

Nous présentons ici quelques exemples d'utilisation d'autres technologies que nous avons déployées pendant le projet de thèse OMAIR. Les méthodes ou résultats sont donnés à titre indicatif et nécessitent encore des travaux avant l'obtention d'outils fiables pour une utilisation courante.

X.1 La technologie radar en mode horizontal

X.1.1 Introduction

Nous avons utilisé le radar en mode vertical qui permet d'obtenir des informations sur les flux, les sens de déplacement et les altitudes de vol des espèces ciblées.

À l'origine, la technologie radar a principalement été utilisée en mode horizontal ('*surveillance mode*') pour des recherches fondamentales (suivi de l'activité d'une colonie, étude des migrations) (Bertram et al., 1999; Bruderer, 2003) ou pour des recherches appliquées à l'estimation du risque de collision des oiseaux vis-à-vis de parcs éoliens, notamment *offshore* (Brookes, 2009; Ronconi et al., 2015).

Le mode horizontal renvoie des images de type « vue aérienne ». Chaque cible traversant le disque de prospection du radar laisse des échos successifs sur les images. L'analyse de ces images permet de quantifier le nombre de cibles au cours du temps, mais aussi de déterminer les trajectoires de vol. Ainsi, il est possible d'étudier le comportement des oiseaux sur un site vis-à-vis d'un aménagement (fréquentation du site, réaction comportementale, évaluation du risque de collision...). En revanche, contrairement à l'utilisation verticale et du fait de la projection des images sur un plan horizontal, l'utilisation du radar en mode horizontal ne renseigne pas sur l'altitude de vol des oiseaux.

À La Réunion, la nature des projets d'aménagement (relativement restreints en superficie par rapport à des parcs éoliens de grandes dimensions) et surtout le relief de l'île (très peu d'étendue plate) limitent l'utilisation du radar en mode horizontal, et rendent très pertinente l'utilisation prioritaire verticale tant vis-à-vis de l'acquisition de connaissances que de l'évaluation environnementale.

Pour autant, lors de leur retour à terre, les oiseaux marins se rapprochent du littoral de plus en plus urbanisé et qu'ils doivent franchir et selon des modes d'approches par ailleurs certainement guidés par les grandes ruptures géographiques côtières et les conditions aérodynamiques (influence des vents à la côte et notamment dans le régime dominant des alizés). Ils s'exposent donc aux différentes menaces, notamment le risque de collision et l'attraction lumineuse (pour les oiseaux qui transitent de nuit), selon des parcours d'approche connus mais pas forcément de façon précise. Partant de ce constat, nous avons souhaité étudier la faisabilité de l'utilisation du radar en mode horizontal au niveau du littoral, afin de décrire la fréquentation des zones par les oiseaux marins (comparaison avec ce qui peut être observé par un observateur avec ou sans jumelle) et ce pour d'une part analyser les comportements d'approches et évaluer les risques potentiels de collision sur le secteur étudié.

X.1.2 Matériel et méthode

Profitant de l'avancée en mer des travaux de la Nouvelle Route du Littoral, nous avons positionné le radar en mode horizontal (échelle de prospection de 1,5 km) au niveau du chantier de la Grande Chaloupe (nuit du 13 janvier 2016) et du chantier de la baie de La Possession (nuit du 20 janvier 2016) (Figure 75). De nombreux pétrels de Barau sont régulièrement observés dans ces secteurs côtiers lors de remontée vers les colonies en fin d'après-midi. La mer paraissait relativement calme et plate lors de nos deux nuits d'études.

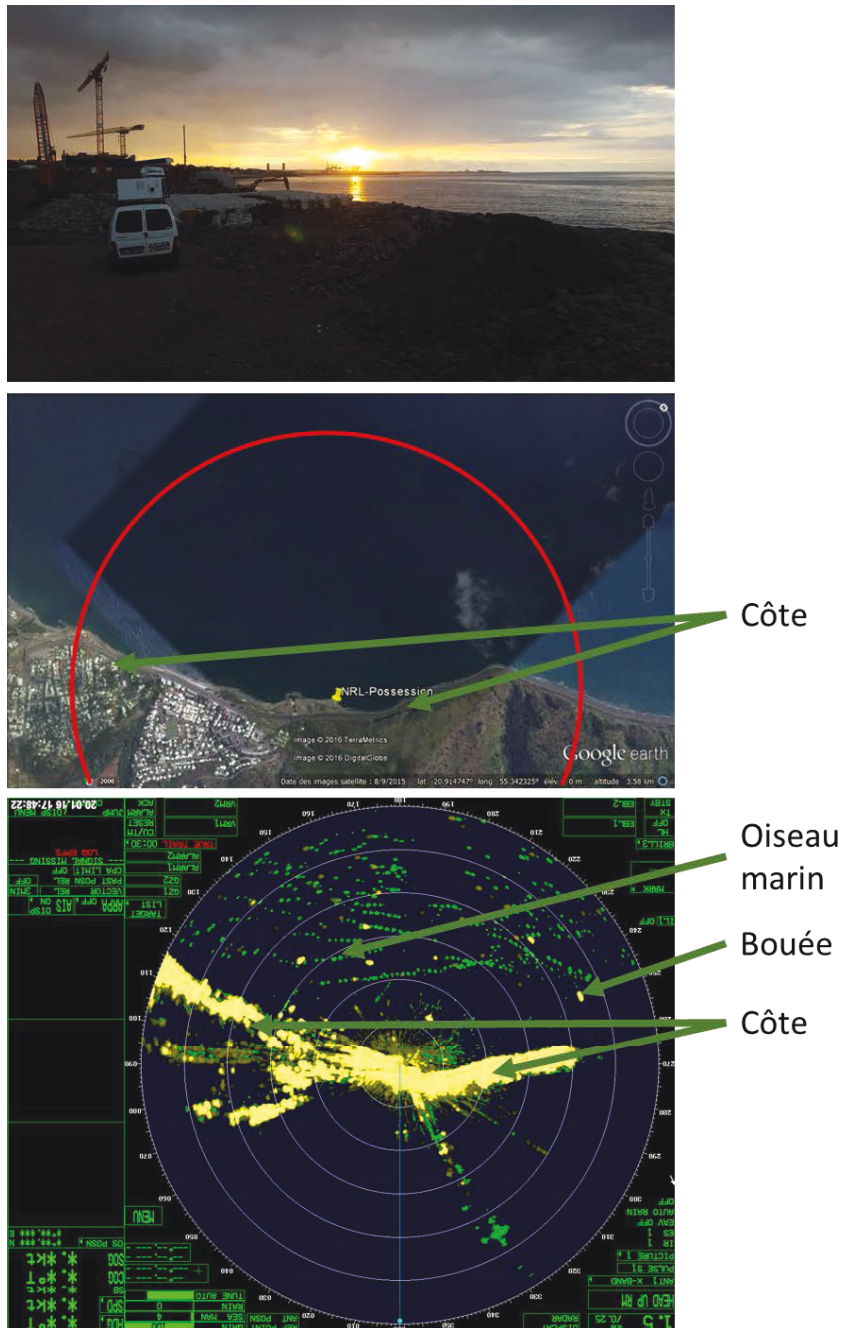


Figure 75 : Photographie du déploiement du radar en mode horizontal au niveau de la baie de La Possession (en haut ; source : M. Souquet – Biotope ©). Carte aérienne du positionnement du radar et du rayon de prospection de 1,5 km (au milieu). Image radar obtenue au cours des observations en mode horizontal sur le site de la baie de La Possession. Montage : B. Gineste.

X.1.3 Résultats et discussions

Nous n'avons pu obtenir des images de bonne qualité que lors de notre nuit d'observation sur le site de La Possession. En effet, lors de la nuit d'essai au niveau du site de la Grande Chaloupe les conditions de mer provoquaient de nombreux échos parasites. Ceux-ci venaient se superposer aux échos d'oiseaux marins, rendant le dénombrement et l'analyse des trajectoires impossibles.

Sur une partie du secteur surveillé, le vent créait des vagues en surface, responsables des échos parasites (images non présentées).

L'utilisation côtière de cette technologie radar à bande X en mode horizontal nécessite donc d'excellentes conditions de mer (mer parfaitement plate : pas de vague, pas de clapot, pas de houle). D'autres technologies radar (bande S) sont adaptées aux observations d'oiseaux marins en mer, notamment depuis les bateaux de pêche et à large échelle de prospection permettant de répondre à d'autres questions scientifiques (comportement alimentaire par exemple) (Tremblay, comm. pers.). En revanche, la nuit d'observation au niveau de la baie de La Possession est parfaitement exploitable. Le relief côtier et les objets (bouées d'instrumentation, bateaux) de surface sont visibles et identifiables sur les images radar. Les images peuvent donc être facilement situées par rapport au contexte permettant de bien appréhender les déplacements des oiseaux dans leur milieu en fonction des aménagements visés. Les bateaux étaient également détectés avec des signaux caractéristiques (forte intensité, faible vitesse de déplacement, taille de l'écho dépendante de la taille du bateau...).

Nous avons également pu apprécier (sans chiffre associé) la capacité de détection du radar largement supérieure à celle des observateurs sur la côte, y compris avec du matériel optique (X10). L'observation des oiseaux marins aux jumelles est difficile au-delà de 500 à 750 m par rapport à la côte. Le radar, a détecté des oiseaux marins se déplaçant au-delà de cette limite (Figure 76). Certains comportements (utilisation des bouées d'instrumentations comme des reposoirs) étaient également visibles à partir de l'analyse des images radar.

Aussi, la reconstitution des trajectoires permet de quantifier le nombre de déplacements d'oiseaux marins dans la zone échantillonnée et d'observer les comportements des oiseaux à l'approche des côtes ou lors de leur retour en mer. Le nombre très important de trajectoires reconstituées illustrent la fréquentation très importante de ce secteur au cours de la nuit par les oiseaux marins (Figure 76).

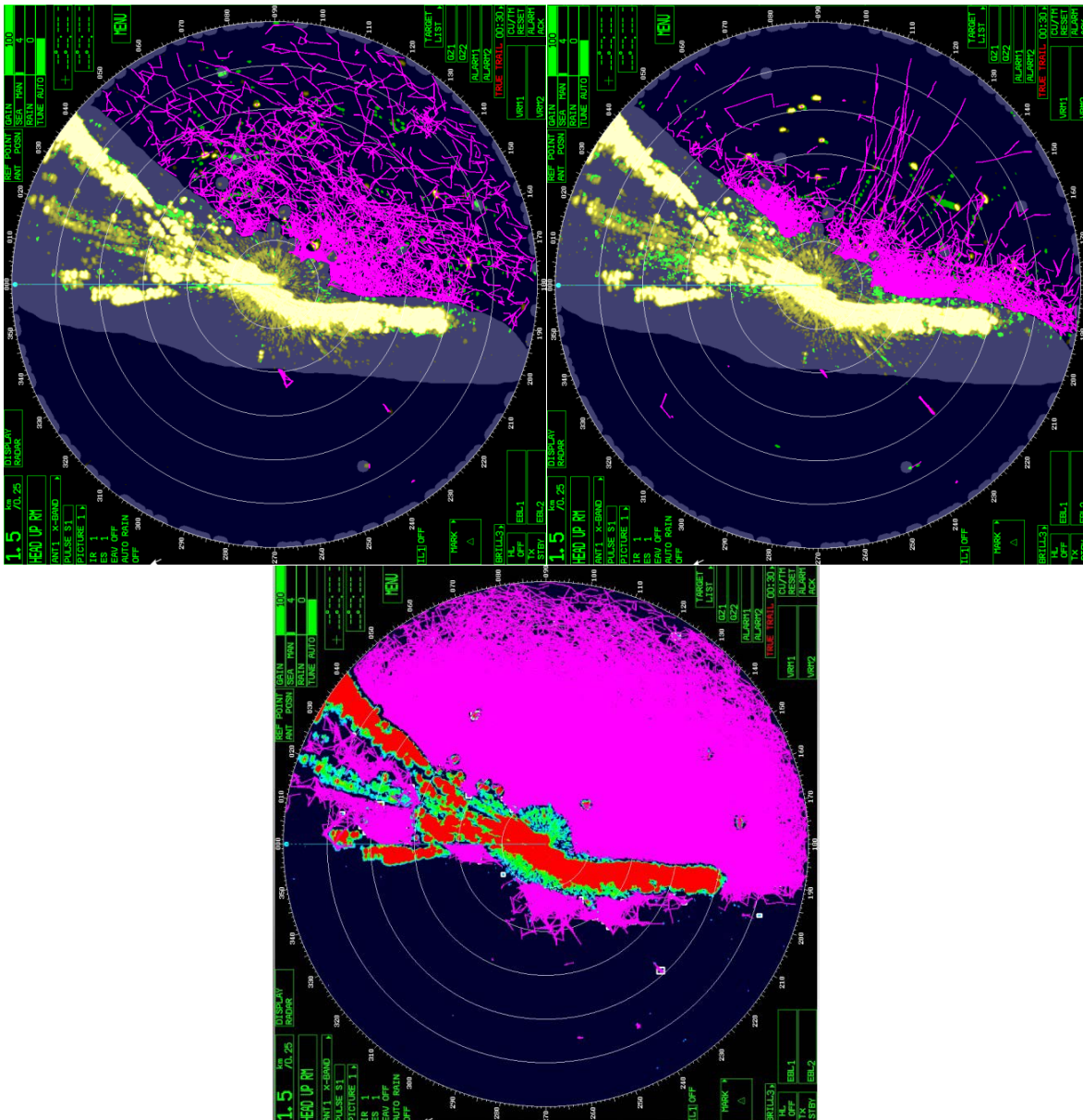


Figure 76 : Observations des trajectoires d’oiseaux marins au large de la baie de La Possession à partir de la technologie radar en mode horizontal, au cours de la nuit du 20 au 21 janvier 2016, entre 19H30 et 19H35 (en haut à gauche), entre 05H00 et 05H05 (en haut à droite) et sur l’ensemble de la nuit (en bas au centre). Chaque trajectoire identifiée est représentée par un trait rose. Les images présentent ici l’ensemble des trajectoires reconstituées sur chacun de créneaux considérés. La zone grisée observée sur les deux images du haut correspondant à une zone masquée dans laquelle la reconstitution de trajectoire n’a pas été réalisée (présence trop importante de parasite).

X.1.4 Conclusion

L’utilisation du radar en mode horizontal apporte des éléments complémentaires par rapport au mode vertical et par rapport aux méthodes d’observations traditionnelles (jumelles).

Nous avons utilisé le radar en fin d’après-midi et durant la nuit, mais son application peut également porter pour l’étude du déplacement des oiseaux diurnes et de la fréquentation d’un site. La capacité de détection est largement supérieure à celles des méthodes traditionnelles. De plus, les

données sont enregistrées et l'autonomie du radar permet de réaliser des suivis à long terme sans les inconvénients de la fatigue et des besoins logistiques (repos, alimentation) d'un observateur humain.

Les images obtenues peuvent facilement être repositionnée par rapport au contexte global de la zone d'étude et les trajectoires peuvent être géolocalisées et cartographiées précisément (latitude et longitude de chaque écho) à partir d'un traitement SIG. On peut donc imaginer réaliser des suivis avant et après la réalisation d'un aménagement (et pendant la phase chantier) et comparer *a posteriori* l'impact de l'aménagement sur l'utilisation du site et sur le comportement des oiseaux.

L'étude fine des trajectoires (parcours, quantification) peut apporter des éléments sur le risque potentiel de collision vis-à-vis des infrastructures. Les interactions entre oiseaux et infrastructures fixes (repositoir, ...) ou mobiles (bateaux) peuvent également être étudiées (attraction, évitement, répulsion, indifférence).

Cependant, la hauteur de prospection du disque en mode horizontal est limitée. Les oiseaux évoluant sur le site d'étude mais au-dessus du faisceau électromagnétique ne sont pas détectés. De plus, l'information altitudinal du vol n'est pas disponible en mode horizontal.

À La Réunion, la diversité spécifique d'oiseaux marins est plus importante en mer qu'à terre. L'identification des échos à l'échelle spécifique n'est pas impossible. Dans le cadre d'évaluation environnementale, cette impossibilité d'identification n'est que peu impactante puisque toutes les espèces d'oiseaux marins sont protégées. Aussi, l'utilisation du radar en mode horizontal permettrait de quantifier l'utilisation d'un secteur donnée par des espèces d'oiseaux marins protégés, renseignant sur les enjeux du secteur vis-à-vis de ces espèces. Enfin, les bonnes conditions de mer sont un prérequis indispensable pour obtenir des images exploitables. La forte sensibilité du radar à bande X nécessite que la mer soit parfaitement calme. Ces conditions ne se retrouvent que rarement autour de La Réunion, voire quasiment jamais dans les secteurs Est et Sud de l'île (alizés fréquents et courantologie dominante d'Est en Ouest), rendant difficile la planification à grande échelle spatiale de ce type d'étude.

D'autres technologies radar (bande S) sont moins sensibles à la création de parasite en mer et sont donc plus adaptées pour l'étude des déplacements des oiseaux à large échelle à terre (Gauthreaux Jr and Belser, 2003) ou en mer (Tremblay, comm. pers.).

☞ **Le radar en mode horizontal est également un bon outil pour des recherches fondamentales et appliquées. Il présente des avantages et des inconvénients par rapport à son utilisation en mode vertical. À condition de maîtriser les limites de son utilisation, il devient un outil complémentaire aux autres méthodes d'observations.**

X.1.5 Autre intérêt du radar horizontal

Une équipe de l'EPIC (*Environmental Protection In the Caribbean*) a utilisé le radar en mode horizontal à l'intérieur des terres, à partir de points hauts dégagés, dans le but de localiser des zones de reproduction d'une espèce de *Procellariidae* à très faible effectif (le pétrel diabolin *Pterodroma hasitata*) (Brown, 2015).

☞ **Le radar en mode horizontal pourrait donc être déployé pour des objectifs similaires à La Réunion, en complément d'autres dispositifs (jumelles à vision nocturne, acoustique), pour essayer de localiser plus précisément les zones de reproduction potentiels du très rare pétrel noir de Bourbon.**

X.2 Automatisation de l'analyse des images radar

La programmation actuelle du radar nous permet d'enregistrer une image toutes les 2,5 secondes. Au cours d'une nuit classique d'observation, cela représente environ 20 000 images qu'il faut ensuite analyser pour en extraire les données. Au cours de cette thèse, nous avons effectué l'extraction des données de manière manuelle (visuelle). L'automatisation de l'analyse des images radar en mode vertical a été envisagée.

Limites de l'analyse manuelle

En effet, le travail d'analyse manuelle est chronophage et mobilise une personne. Les images défilent en accéléré et l'observateur recueille les données qui viennent alimenter une base de données informatisée pour les analyses complémentaires (statistiques, graphiques). Le temps d'extraction dépend du nombre de paramètres à extraire (heure, altitude, direction, espèce ...) et de la précision souhaitée de ces paramètres (par exemple : créneaux de 10 min > 30 min, classe d'altitude de 250 m < altitude précise).

De plus, il est indispensable que la personne qui analyse les images ait une excellente connaissance de l'outil radar et soit capable d'interpréter correctement les échos observés sur les images, couplée à une maîtrise avérée de la biologie des espèces pour déduire et analyser des comportements sur la base des signaux. Cela nécessite au préalable l'acquisition des compétences sur le terrain (comparaisons entre les observations directes des cibles par l'opérateur et des échos obtenus sur les images radar) et au laboratoire pour la phase d'analyse.

Intérêts de l'analyse automatique

Des outils informatiques permettent le traitement automatique d'images et l'extraction des données. L'extraction du nombre d'échos et de certains paramètres associés (taille, intensité, ...) au cours d'une période échantillonnée est facilement réalisable.

Une étude récente (2016) a comparé le succès de classification d'échos d'oiseaux obtenus sur images radar de 6 algorithmes d'apprentissage machine permettant la distinction des échos à l'échelle de 4 groupes fonctionnels (hérons, *Laridae*, cigognes, hirondelles et martinets) parmi quelques autres groupes d'espèces plus rares (rapaces, canards, limicoles). Les résultats suggèrent que les algorithmes d'apprentissage machine sont capables de classer les cibles obtenues sur les images radar et de faire la distinction entre les oiseaux et les autres échos (Rosa et al., 2016).

Cependant, le nombre d'échos ne reflète pas directement le nombre d'oiseaux (ou autres organismes recherchés) et la relation entre ces deux paramètres (nombre d'échos et nombre d'oiseaux) va dépendre de nombreux facteurs. En fonction, notamment, de l'axe de déplacement de la cible par rapport au radar, le nombre d'échos laissés par la cible varie fortement. Aussi, il est indispensable que l'automatisation des analyses se fasse à l'échelle des trajectoires (une trajectoire correspondant à un oiseau).

Les intérêts de l'automatisation sont multiples :

1. **Alimentation d'une base de données** : l'automatisation de l'extraction des données permet d'alimenter directement une base de données (pas d'erreur de retranscription) dans laquelle les paramètres souhaités pourront être renseignés avec une grande précision.
2. **Amélioration de la précision des données** : l'heure de détection correspondra à l'heure d'enregistrement de l'image, plus précis qu'un créneau horaire. L'altitude sera également donnée avec une plus grande précision (au même niveau que la résolution graphique de l'image, c'est-à-dire de l'ordre de quelques mètres), correspondant au Y de l'image. Chaque pixel d'une

image est codé par des coordonnées X et Y. Le X correspond à la distance horizontale entre la cible et le radar ; le Y correspond à l'altitude de la cible par rapport à l'altitude du radar. L'espèce peut être immédiatement renseignée en fonction des caractéristiques des échos et des trajectoires. La caractérisation des signaux propres à d'autres espèces (chiroptères, salanganes (*Apodidae*)) permettrait également d'intégrer les données sur ces espèces. La direction (à condition que l'orientation du radar soit prévue pour obtenir ce type d'information) et la prise ou la perte d'altitude peuvent également être renseignées. Toutes ces données peuvent être manipulées et triées en post-traitement par le biologiste.

3. **Gain de temps** : une fois le processus d'extraction automatique de la donnée lancé, la personne peut se consacrer à faire un autre travail représentant un gain de temps considérable.
4. **Pas de biais observateur** : comme toute automatisation informatique, l'analyse ne sera pas soumise au biais de l'observateur (fatigue) et complètement objective (repose sur les critères définis au préalable). L'analyse n'est donc plus réservée à un observateur compétent.

Développement d'un outil d'analyse automatique

Le logiciel AVISCOPE développé par BIOTOPE permet de reconstituer les trajectoires laissées par les cibles lors de l'utilisation du radar en mode horizontal. Il permet aussi de quantifier le nombre de trajectoires (donc d'oiseaux) détectées par le radar. Avec les programmeurs du service R&D de Biotope, nous avons travaillé sur le développement d'un outil d'analyse automatique pour le mode vertical (Figure 77). Ce travail a nécessité la définition d'un cahier des charges et la transcription des différents critères utilisés par l'observateur pour l'analyse manuelle des images.

Ce travail, actuellement en cours, nécessite également de nombreux échanges entre le biologiste et le programmeur (informaticien) et implique un travail itératif important de validation de la méthode automatique par rapport à la méthode manuelle. Par conséquent, il reste très intéressant de pouvoir aboutir à un outil d'analyse automatique pleinement fonctionnel.

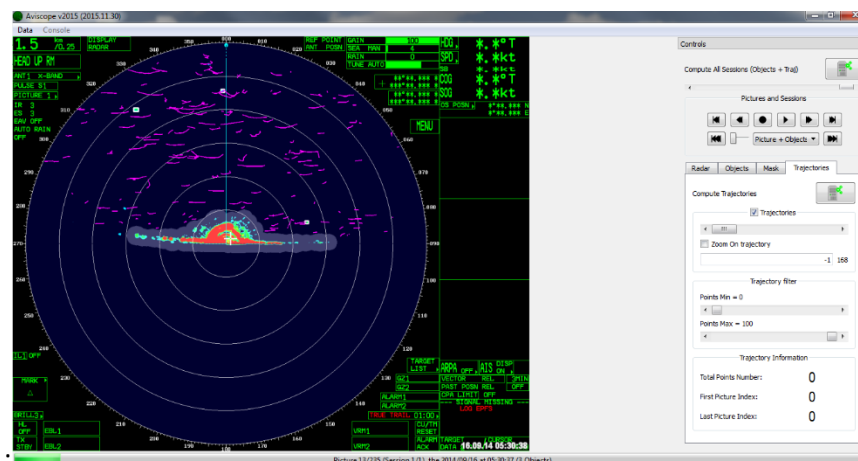


Figure 77 : Interface graphique du logiciel AVISCOPE© actuellement en cours de développement avec le service R&D de Biotope permettant une analyse automatisée des images radar en mode vertical. Chaque écho correspondant à un oiseau marin est détecté et les trajectoires sont ensuite reconstituées.

☞ L'automatisation apporterait une véritable plus value, vis-à-vis des interactions entre les aménagements et les oiseaux marins, notamment au travers de l'amélioration de la définition des hauteurs de vol, permettant ainsi de mieux caractériser les risques de collisions. C'est une suite logique du présent travail de thèse.

X.3 Le radar 4G

De par ses caractéristiques propres, la technologie radar FURUNO largement utilisée dans nos travaux, présente des limites dans l'analyse fine des interactions entre les oiseaux marins et les aménagements.

D'une part, le matériel est imposant et lourd et ne peut donc être mobilisé que grâce au véhicule, dont les capacités de déplacement restent limitées à des voies carrossables. Même adapté sur un véhicule tout terrain, le radar ne pourrait pas atteindre les endroits accessibles uniquement à pied (fond de ravine par exemple) et nécessiterait des moyens supérieurs (hélicoptères). Ceci est envisageable mais limité compte tenu des coûts associés. Ces sites sont pourtant fréquentés par les oiseaux marins en transit entre leur colonie de reproduction et la mer et fréquemment franchis par différents types d'ouvrages (ponts, ligne H.T.). Par conséquent, ils représentent des sites d'intérêts majeurs pour l'étude des interactions entre les oiseaux marins et les infrastructures (comportement d'évitement, collision etc...).

D'autre part, la puissance d'émission du radar FURUNO, qui offre une grande capacité de détection à grande échelle, est également source d'échos de sol parfois importants réduisant la capacité de détection à très basse altitude. De plus, les images obtenues sont largement dépendantes du milieu environnant, source de parasites (notamment en milieu urbain, industriel ou à proximité d'édifices imposants) pouvant masquer certains secteurs de l'image et empêcher les détections.

X.3.1 Caractéristiques du radar 4G

Face à ce constat, nous avons réalisé des essais avec une autre technologie radar. Contrairement aux radars pulsés (comme le radar FURUNO principalement utilisé), le radar SIMRAD 4G BR24 BroadBand © utilisé ici utilise la technologie FMCW (*Frequency Modulated Continuous Wave*) qui détermine les distances de détection par la différence entre la fréquence d'émission et la fréquence de réception. L'avantage de cette technologie est de descendre à des puissances d'émission très basses (10 X inférieures à un téléphone portable) réduisant donc au minimum la création d'échos parasites et les zones masquées. Le radar 4G (bande X, 9,3 à 9,4 Ghz, 24 tours par minute) est capable de détecter des cibles à quelques mètres seulement. Sa consommation énergétique est faible et il peut être alimenté à partir d'une batterie de voiture (12 V). D'encombrement réduit (50 cm de diamètre pour 30 cm de haut) pour un poids de 7 kg, il est facilement transportable à dos d'homme. Son installation sur des sites très reculés est donc envisageable. La contrepartie de la faible puissance d'émission est une faible capacité de détection des petites cibles, d'autant plus que celles-ci sont éloignées. Après une première série de test diurne en métropole confirmant le potentiel de détection du radar 4G, nous avons effectué différents tests à La Réunion.

X.3.2 Mise en place du radar et acquisition d'images

La première étape a consisté à gérer les aspects techniques de la mise en place du radar 4G et de l'acquisition d'images exploitables. La volonté de faire fonctionner en parallèle le radar 4G et le radar « classique » FURUNO a complexifié l'installation. En effet, l'alimentation électrique doit pouvoir fournir du 220 V et du 12 V simultanément. L'utilisation de deux radars nécessite la mise en place de deux dispositifs d'acquisitions et d'enregistrement des images (Figure 78). Il reste à adapter un poste de travail plus ergonomique et fonctionnel afin de pouvoir mettre en place les différents radars (ou le radar 4G seul sur des sites éloignés) pour de bonnes conditions d'utilisations (ergonomie, protection du matériel contre les intempéries) et de sécurité.

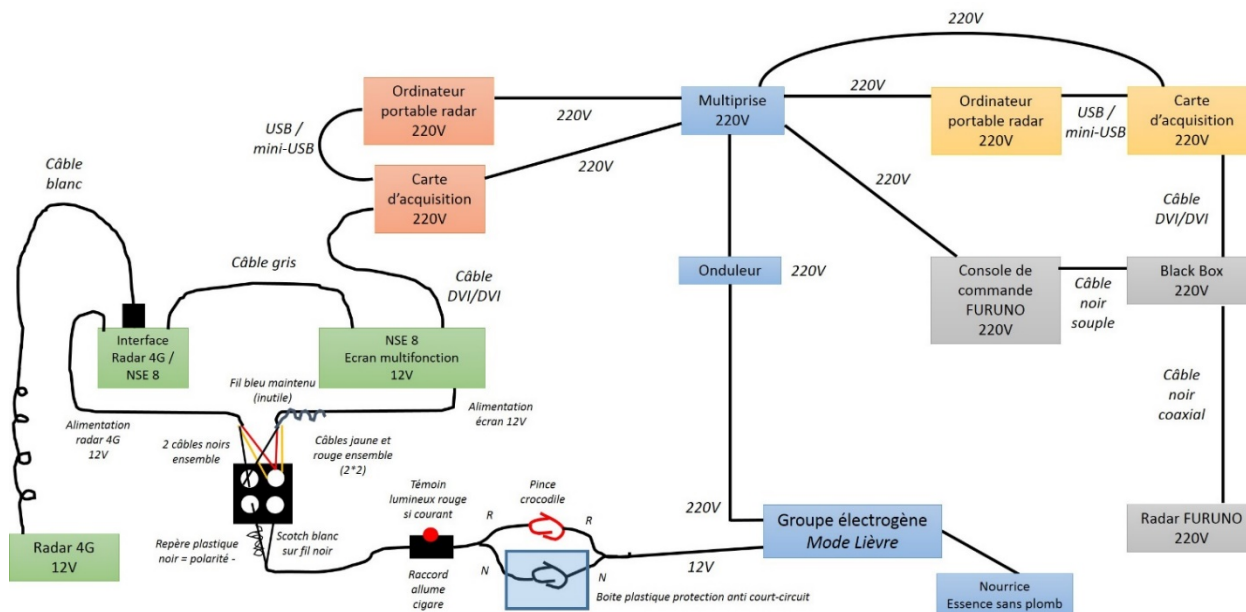


Figure 78 : Représentation schématique des branchements électriques pour la mise en place des deux radars (4G et FURUNO) pour la réalisation d'observations en parallèle. Réalisation : B. Gineste

X.3.3 Définition des paramétrages et interprétation

Une fois le dispositif mis en place, nous avons testé les différents paramétrages afin de voir leurs incidences sur la capacité de détection de l'outil. Du fait de la faible puissance d'émission du radar 4G, il s'avère indispensable d'augmenter le réglage de « gain » afin de pouvoir détecter des cibles de la taille d'une salangane (oiseau de la famille des *Apodidae*, d'environ 10 cm de longueur). L'augmentation du gain a pour effet secondaire de produire d'avantage d'échos parasites.

Le réglage du gain résulte donc d'un compromis entre la capacité de détections des cibles souhaitées jusqu'à une certaine distance et la création trop importante d'échos parasites.

Des observations visuelles réalisées le jour ont permis de confirmer la capacité du radar 4G à détecter des oiseaux de grande taille (busard de Maillard *Circus maillardi*, 1 m d'envergure environ) mais également de petite taille (salanganes *Aerodramus francicus*) (Figure 79). En revanche, nous n'avons pas encore pu effectuer des observations similaires de nuit, lors du déplacement des oiseaux marins nocturnes du fait de leur vitesse de vol et donc de la difficulté à les observer. Des travaux nocturnes dédiés doivent donc encore être réalisés, idéalement à proximité d'une colonie connue (de puffin tropical par exemple) et pendant les conditions d'observations favorables (saison, heure). La corrélation des observations visuelles d'oiseaux marins nocturnes avec les échos enregistrés par imagerie radar 4G est indispensable afin de progresser sur l'interprétation des signaux (mise en évidence d'une signature spécifique).

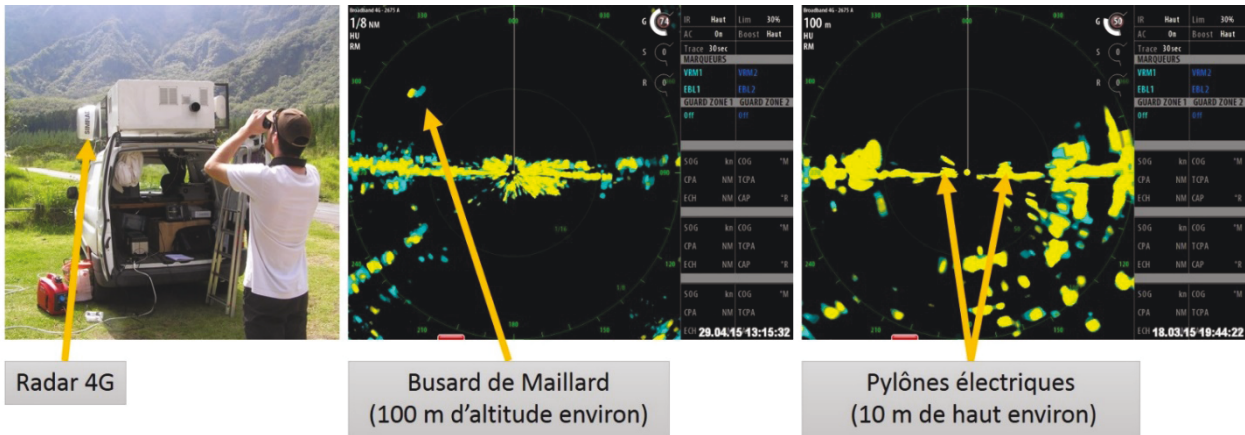


Figure 79 : Déploiement du radar 4G sur un véhicule et observations visuelles en parallèle (à gauche), détections temporaires d'un busard de Maillard (*Circus maillardi*) par le radar 4G et écho obtenu sur l'image (au centre) et détections permanentes de deux pylônes électriques à proximité immédiate du radar 4G (à droite).

X.3.4 Potentiels de l'outil

Les détections obtenues prouvent la capacité du radar 4G à détecter des cibles de taille relativement petite et naturellement les cibles de plus grande taille. Par conséquent, il est logiquement capable de détecter des oiseaux marins de jour comme de nuit. Ainsi, en affinant les réglages, cet outil devrait pouvoir être utilisé pour l'étude d'autres organismes également protégés (chiroptères, salanganes).

De plus, nous avons observé sur les images enregistrées la présence d'échos correspondant aux infrastructures présentes dans la zone d'étude. Il apparaît encourageant et pertinent d'utiliser ce radar à proximité immédiate d'infrastructures (pont, ligne haute tension) avec une fine résolution, afin de préciser les comportements des oiseaux et le risque de collision vis-à-vis de ces infrastructures à basse altitude.

La capacité du radar 4G à détecter les cibles à très basse altitude pourrait venir compléter les observations obtenues à plus large échelle avec le radar FURUNO, profitant ainsi des avantages des deux technologies. Le faible volume de détection du radar 4G (ouverture du faisceau du 25°) implique cependant de bien se positionner dans l'axe de déplacement des oiseaux afin de pouvoir obtenir un maximum d'échos au cours de leur transit facilitant ainsi leur détection et l'interprétation des images.

X.4 Utilisation de la bioacoustique automatique

Suite aux développements d'un algorithme de reconnaissance automatique des vocalisations spécifiques à deux espèces d'oiseaux marins nocturne de la Réunion (Dufour et al, soumis, cf. chapitre VII et annexe 1), il est possible d'envisager de mettre en place des protocoles de suivi de l'impact d'un aménagement sur ces espèces à partir de données acoustiques. En effet, on peut maintenant envisager de déployer des enregistreurs acoustiques sur toutes les phases d'un projet, de la définition de l'état initiale (étude de la présence et abondance de l'espèce sur un cycle biologique annuel complet), pendant la phase de réalisation des travaux, qui présente des facteurs de dérangements accrus (éclairage, bruit,

poussière en raison de la forte activité) mais aussi durant la phase d'exploitation de l'aménagement ou infrastructure. La variation importante de l'activité acoustique des espèces (proxy de la présence des individus sur le site), permettrait de mettre en évidence des événements de perturbation majeurs (désertion partielle ou totale de la colonie).

La mise en place d'un suivi à long terme permet de définir les conséquences potentielles de l'aménagement à cette même échelle de temps sur les colonies suivies. Ces travaux sont potentiellement transférables à d'autres espèces sensibles (chiroptères (ultrason), oiseaux forestiers menacés).

À Hawaii, des travaux sont en cours pour la mise au point d'une méthode reposant sur la bioacoustique permettant de quantifier les collisions d'oiseaux marins avec des infrastructures câblées (ligne H.T.) (Raine A., comm. pers.). Lors de l'impact de collision, un bruit caractéristique se propage le long du câble et est identifiable sur les enregistrements effectués à proximité du câble. L'identification du signal sur les sonogrammes nécessite une phase d'observation des collisions en parallèle à l'aide de jumelle à vision nocturne sur des sites témoins, *in situ*.

Le déploiement à large échelle spatio-temporelle d'UEA permet de quantifier le nombre de collisions sur le réseau de ligne à haute tension et d'identifier les zones les plus impactantes. Cette évaluation permet ensuite de définir les priorités d'actions pour les aménageurs et gestionnaires (adaptation des infrastructures, enfouissement des câbles) pour réduire les impacts. Cette méthodologie pourrait également permettre de tester l'efficacité de la mise en place de système d'effarouchement sur le long terme (comparaison du nombre de collisions avant et après la mise en place du système).

X.5 Conclusion sur le développement technologique

- ☞ Tous ces exemples illustrent que les avancées technologiques (radar, acoustique) et les progrès en termes d'analyses (automatisation de l'extraction de données) peuvent présenter de nombreux avantages dans l'étude fondamentale et des interactions entre les aménagements et les oiseaux marins (et la biodiversité d'une manière plus générale).
- ☞ La technologie ne peut cependant pas se substituer au travail du biologiste ni de l'expert sur le terrain, mais vient comme un dispositif permettant de renforcer les efforts d'échantillonnages, ce qui est particulièrement intéressant pour l'étude des espèces nocturnes. Les analyses deviennent alors plus précises et plus rapides.
- ☞ Les outils développés doivent être fiables, simples à mettre en œuvre, adaptés aux contraintes de terrain (poids, résistance aux conditions météorologiques, autonomie, sécurité), adaptés à la détection des espèces (capacité de détections, ultrason, etc ...).
- ☞ Développer ces outils impliquent des échanges accrus entre les biologistes et les techniciens et les ingénieurs de développement des services de R&D, un travail collaboratif, itératif et nécessitant la mise à dispositions de compétences variées et complémentaires dépassant largement la simple approche biologique.

DISCUSSION ET CONCLUSION

XI. Discussion générale



... et les jeunes peuvent ensuite devenir adultes (le taille-vent, infatigable voilier) - B. Gineste ©

XI.1 Rappel des objectifs et évaluation de leur état d'avancement

Avant d'entamer une discussion détaillée de nos travaux et résultats associés, nous rappelons ici les objectifs de notre étude et évaluons leur état d'avancement.

Tableau 11 : Rappel des objectifs du projet de thèse et évaluation de leur état d'avancement

| Axe | Objectif | Etat d'avancement | Remarques | Production de rendu |
|--------------|---|--|--|---|
| Fondamental | Actualisation de la répartition des colonies d'oiseaux marins nocturnes (essentiellement puffin tropical) | 100 % | Reste des secteurs favorables non prospectés | |
| | Etude de l'évolution de la population de puffin tropical entre 1996/1997 et 2013/2015 | 100 % | Stabilité de l'activité vocale et augmentation du nombre d'échouages de jeunes puffins tropicaux → pas d'effondrement de la population comme attendu | 1 article scientifique soumis |
| | Caractérisation des patterns de vol des oiseaux marins nocturnes | 100 % | | 1 article scientifique en cours |
| | Focus sur l'envol de jeunes pétrels de Barau | Données acquises (100 %) Analyse finale et rédaction en cours | | 1 article scientifique en cours |
| | Développement d'outils bioacoustique | 100 % | En collaboration avec Olivier Dufour | 2 articles scientifiques soumis |
| | Utilisation de la bioacoustique pour l'étude de la présence à terre des oiseaux marins nocturnes | Données acquises (100 %) Analyse finale et rédaction en cours | En collaboration avec Olivier Dufour | 1 article scientifique à prévoir |
| Opérationnel | Amélioration des connaissances | 100 % | | Cf. ci-dessus |
| | Production d'outils d'aide à la décision (spatiale et temporelle) Préconisations générales de mesures d'évitement, de réduction et de compensation | 100 % | Application des connaissances fondamentales aux enjeux de conservation (gestion des espaces naturels et planification du territoire et des aménagements) | Couches cartographiques et tables attributaires associées Interprétation des résultats scientifiques |
| | Développement d'une méthodologie d'évaluation environnementale des projets d'aménagements vis-à-vis des oiseaux marins | 100 % | Validée par l'autorité environnementale | |
| | Développements technologiques (radar horizontal, automatisation de l'analyse des images verticales, radar 4G) | Essais réalisés. Développement en cours | | |

Il apparaît donc que nous avons atteint la majorité des objectifs en lien avec l'acquisition des nouvelles connaissances scientifiques (Tableau 11). Ces connaissances sont apportent des éléments précieux vis-à-vis des enjeux de conservation via la production des outils d'aide à la décision disponibles. Les développements technologiques ont été entamés mais n'ont pas encore abouti à la production d'outils opérationnels au moment de la rédaction de ce manuscrit.

XI.2 Intérêts et limites des différentes méthodes et indicateurs déployés

Il nous apparaît ici important de rappeler les intérêts et les limites des différentes méthodes et indicateurs déployés au cours du projet de thèse.

XI.2.1 L'activité vocale : inventaire et estimation relative de taille de colonie

Suivre et estimer les tailles de population des pétrels et puffins constitue un véritable challenge du fait de leur comportement nocturne sur site de reproduction. La plupart des espèces sont nocturnes (ce qui est le cas à La Réunion), nichent dans des crevasses et terriers et souvent sur des sites inaccessibles (typiquement le cas du puffin tropical). Par conséquent, en l'absence de données de comptage précis, d'autres indices ou proxy d'estimation de la taille de population doivent être employés (Bretagnolle et al., 2000; Gregory et al., 2004). Aussi, comme nous l'avons vu, la mesure de l'activité vocale est un bon proxy de l'occupation de la colonie chez le puffin tropical et donc indirectement de la taille de la colonie (Borker et al., 2014; Oppel et al., 2014). Elle est peu couteuse, facile à mettre en œuvre et ne demande pas de matériel ni de compétences très développées. Elle est, de plus, la seule méthode globalement applicable partout à La Réunion, même dans des endroits très reculés (cf. Publication 1 : Tropical shearwater population stability at Reunion Island, despite light pollution.).

Cette mesure est évidemment soumise à différents facteurs environnementaux (date, lune, heure, météorologie) mais l'influence de ceux-ci sur l'activité vocale est globalement bien connue et permet de programmer les protocoles dans les conditions d'écoute les plus favorables. Cependant, contrairement à l'équation proposée par Bretagnolle et al (2000), nous ne pensons pas que l'activité vocale d'une colonie de puffin tropical permette de définir précisément un nombre de couples reproducteurs. En effet, les individus reproducteurs ne vocalisent pas autant que les individus non reproducteurs. Un certain nombre d'individus reproducteurs peuvent donc passer inaperçu s'ils restent silencieux. Durant la période d'incubation, les adultes effectuent des voyages alimentaires entre 3 et 5 jours et l'oiseau incubant au nid est silencieux et invisible. Or l'estimation du nombre de couples reproducteurs est basée sur des observations de la colonie au cours d'une seule nuit. La probabilité d'observer une relève (*shift*) (c'est-à-dire l'arrivée d'un des deux adultes reproducteurs qui relève l'adulte déjà en place pour couvrir à son tour l'œuf ou le jeune poussin) est donc réduite conduisant à une sous-estimation du nombre de couples reproducteurs. Durant la période de nourrissage, le poussin est souvent laissé seul au terrier. Les adultes ne viennent qu'une seule fois au cours de la nuit pour nourrir le poussin et ces visites sont généralement silencieuses. Enfin, les terriers de puffin tropicaux sont situés dans des anfractuosités et les crevasses naturelles des falaises, avec des entrées réduites et aucun indice d'activité (fientes, plumes) n'est visible à l'extérieur. Il apparaît donc impossible de discriminer, sur une falaise, un terrier de puffin tropical d'une simple cavité.

Ainsi, la mesure d'activité vocale ne reflète qu'indirectement et relativement la taille de la colonie, sans permettre d'obtenir une taille absolue (nombre de couples reproducteurs). L'environnement sonore dans l'entourage d'une colonie peut également fortement influencer la capacité de l'observateur à effectuer un comptage précis. En effet, le bruit de l'eau (fréquent dans les ravines), de cascade, de la pluie, du vent, des activités humaines (voitures, village), d'autres animaux (chiens,

crapauds, insectes nocturnes) peuvent fortement perturber une écoute nocturne, voire la rendre impossible (rivière à fort débit notamment). À l'inverse, sur les colonies présentant une forte activité vocale, un phénomène de saturation dans les comptages peut se produire. Cette saturation a été observée sur les colonies de pétrels de Barau où des centaines d'oiseaux en vol ou au sol peuvent vocaliser en même temps. Malgré une sous-estimation de la taille réelle de la population de cette colonie, la mesure d'une forte activité vocale reflète néanmoins l'importance de la taille de la colonie.

Enfin, les mesures de l'activité vocale d'une même colonie peuvent être variables selon les observateurs. Cependant, cette différence n'empêche pas, d'une part, de localiser la colonie (pas de perte d'information sur la localisation de la colonie). D'autre part, la différence d'activité vocale observée lors de comptages simultanés entre deux observateurs reste minime n'induisant pas de différence sensible dans l'estimation de la taille d'une colonie relative à son activité vocale. De plus, ce biais entre deux observateurs n'est pas unidirectionnel. Il peut conduire alternativement à une surestimation ou à une sous-estimation de l'activité vocale de l'un par rapport à l'autre. Aussi, dans le cas des propsections à large échelle, les conséquences de ce biais sont encore d'avantage minimiser.

☞ Aussi, si la comparaison de l'activité vocale sur une même colonie au cours du temps nécessite que les conditions d'observations soient similaires, cette méthode de suivi acoustique est très utile à large échelle (à l'échelle de l'île par exemple) pour obtenir une mesure de l'évolution de l'activité vocale, proxy indirect de l'évolution de la population au cours du temps à cette même échelle. La méthode de prospection acoustique reste également le seul moyen de confirmer la présence de colonies de reproduction lorsque celles-ci sont inaccessibles (cf. Publication 1 : *Tropical shearwater population stability at Reunion Island, despite light pollution.*).

☞ À large échelle, l'estimation de l'évolution de la taille des colonies relative à leur activité acoustique pourrait être améliorée en réduisant au maximum les biais environnementaux (date, cycle lunaire et heure d'écoute) entre les différentes sessions de suivis et en augmentant la durée d'écoute au cours de la nuit afin de limiter les biais d'échantillonnage. Cependant, logistiquement, cela impliquera d'effectuer ce suivi sur un nombre de colonies de référence plus réduit afin de pouvoir réaliser l'opération sur une période temporelle cohérente (une à deux saison(s) par exemple).

XI.2.2 Le suivi annuel des échouages : estimation des tendances de populations et efficacité des opérations de sauvetage

Le suivi annuel des échouages apporte également de précieuses informations sur l'état de la population étudiée et sur son évolution au cours du temps. Le nombre d'échouages annuels reportés dépend de nombreux facteurs dont les effets sont difficilement séparables (Le Corre et al., 2002; Rodriguez et al., 2012; Rodriguez and Rodriguez, 2009) et cf. publication 1 (Figure 80) :

- ✓ Du nombre de jeunes qui s'envolent (qui dépend lui-même du nombre de couples reproducteurs et du succès reproducteur de la population sur l'année)
- ✓ De la sensibilité des espèces à la pollution lumineuse
- ✓ De la concordance entre la phase lunaire et le pic d'envol des jeunes
- ✓ De l'âge des jeunes

- ✓ Des conditions météorologiques, le mauvais temps favorisant les échouages
- ✓ Potentiellement de la condition corporelle des jeunes à l'envol (?)
- ✓ De la pollution lumineuse à laquelle les oiseaux sont exposés
- ✓ De la capacité de la population à trouver un oiseau et à faire remonter les informations sur les oiseaux échoués (vivants ou morts).

Les effets des conditions lunaires et météorologiques sont prépondérants dans le suivi des échouages de jeunes pétrels de Barau puisque la période d'envol est relativement courte dans le temps. À l'inverse, la période de reproduction du puffin tropical s'étale de juillet à mars à l'échelle de l'île. La période d'envol (et donc d'échouages) dure plusieurs mois. À cette échelle, les variations interannuelles des effets du cycle lunaire et des conditions météorologiques sur le nombre d'échouages sont donc moins grandes. Les chiffres d'échouages annuels du pétrel noir de Bourbon sont tellement faibles qu'il est difficile d'en tirer de conclusion quant aux tendances de la population. Dans cette situation, les cas d'échouages permettent *a minima* de confirmer la présence actuelle de l'espèce, le succès de sa reproduction (dans le cas des échouages de jeunes, les pétrels noirs adultes étant aussi parfois trouvés échoués). La localisation des échouages renseigne indirectement sur les couloirs de vol et donc sur la localisation potentielle des colonies et enfin sur les zones attractives sur lesquelles des actions ciblées doivent être engagées vis-à-vis de l'éclairage artificiel notamment.

- ☞ **Le nombre de facteurs extérieurs influençant le nombre d'échouages annuels est trop important pour améliorer cette méthode d'estimation des tendances des populations.**
- ☞ **Cependant, elle reste un bon indicateur renseignant sur l'état des populations, le niveau d'impact global des activités et aménagements humains, mais il faut rester prudent quant à son interprétation. Elle est complémentaire à d'autres indicateurs (suivi acoustique, dénombrement radar, ...).**

De plus, à notre connaissance, il n'existe aucun retour d'expérience internationale sur l'efficacité réelle des opérations de sauvetage, c'est-à-dire sur le taux de survie des jeunes individus sauvés et remis à l'état sauvage. Ces informations sont pourtant cruciales pour la conservation des espèces. Cela ne signifie pas que les opérations de sauvetage sont inutiles (cela sensibilise *a minima* la population à la protection de l'environnement) mais cela met en avant la difficulté de réaliser ces estimations. Un premier moyen permettant d'évaluer l'efficacité des opérations de sauvetage consiste à effectuer des opérations de CMR (Capture, Marquage, Recapture). Cependant, ces opérations sont difficiles à mettre œuvre. En effet, chez les oiseaux marins longévifs comme les *Procellariidae*, les jeunes passent plusieurs années en mer sans jamais revenir sur la terre ferme réduisant considérablement les opportunités de recapture. Ces opportunités ne sont possibles que lorsque l'individu, devenu adulte, revient au niveau des colonies pour se reproduire. Il faut donc connaître la localité des colonies, pouvoir y accéder et effectuer des contrôles réguliers de la présence des oiseaux sur ces colonies.

À La Réunion par exemple, les localisations précises des colonies de Pétrel noir de Bourbon ne sont pas connues. Les colonies de puffin tropical sont inaccessibles. Il est donc impossible d'effectuer ce type de suivi sur ces espèces puisque les oiseaux marqués ne peuvent pas être recapturés. En revanche, des études à long terme de CMR sont effectuées sur les colonies de puffin du Pacifique et du pétrel de Barau. Aucun puffin du Pacifique sauvé et bagué n'a été retrouvé sur colonie car très peu d'oiseaux sont échoués chaque année chez cette espèce, les colonies suivies se situant directement sur le littoral (les jeunes semblent alors pouvoir partir directement en mer). Depuis 2004, une colonie de pétrel de Barau de 350 adultes reproducteurs environ est suivie régulièrement. Environ 10 oiseaux ont été recapturés sur colonie après avoir été sauvés au sol et bagués lors de leur premier envol. Un des plus vieux adultes connus de la colonie est d'ailleurs un jeune qui avait été sauvé et bagué en 1998. Il a été recapturé chaque

année entre 2004 et 2015 et a produit avec succès 7 jeunes depuis 2004. Ces informations suggèrent que les opérations de sauvetages sont donc efficaces et nécessaires pour le maintien des effectifs, même s'il reste impossible de quantifier la réussite des opérations. En effet, les recaptures d'oiseaux sauvés et bagués sur colonie sont très rares. Les jeunes échoués proviennent de l'ensemble des colonies de l'île, tandis que les opérations de contrôle sur colonie ne se concentrent que sur une toute petite portion des habitats favorables. Les pétrels de Barau étant philopatrics, les jeunes reviennent à proximité de l'endroit où ils sont nés. Ainsi, la plupart des oiseaux sauvés et bagués, actuellement adultes sont probablement dispersés sur l'ensemble des sites de reproduction, avec une faible chance d'être recapturés. D'autres exemples suggèrent cependant l'efficacité des opérations de sauvetages : un jeune puffin tropical sauvé à La Réunion a été trouvé quelques mois après, de nouveau échoué sur une plage en Afrique du Sud, parcourant plus de 2 500 km (SEOR, données non publiées). Quelques jeunes oiseaux sauvés et bagués ont été retrouvés en tant qu'adultes à La Réunion quelques années après leur sauvetage. Certains ont été de nouveau attirés par les éclairages artificiels ou retrouvés blessés suite à une collision (au moins 3 pétrels noir de Bourbon, quelques pétrels de Barau, quelques puffins tropicaux et quelques puffins du Pacifique) (SEOR, données non publiées). Un pétrel noir de Bourbon adulte a même été retrouvé échoué 6 fois entre février et décembre 2015, illustrant également la sensibilité des adultes chez certaines espèces.

Une autre méthode permettant d'estimer la survie des oiseaux sauvés consiste à réaliser des suivis de déplacement via l'utilisation de balise de géolocalisation transmettant à distance les données de positionnement. Cependant, pour obtenir suffisamment de données sur le taux de survie des jeunes, il faudrait déployer ce type d'équipement sur un nombre important de jeunes. Ce type de balise est malheureusement extrêmement coûteux (2 500 € environ l'unité), empêchant la possibilité de ce type d'étude. De plus, les jeunes passent plusieurs années en mer avant de revenir sur les colonies. Les batteries de ces dispositifs n'ont pas une durée de vie suffisamment grande pour couvrir la période jusqu'au recrutement du jeune en tant qu'adulte. Les données obtenues ne couvriraient que les premières semaines de vie de l'individu. Enfin, actuellement, ces balises sont encore trop encombrantes (poids, taille) pour être déployées sur les puffins tropicaux.

☞ **Même s'il reste impossible de quantifier le succès des opérations de sauvetage, plusieurs recaptures d'oiseaux sauvés, bagués et relâchés suggèrent que les sauvetages sont, au moins en partie, efficaces et utiles pour le recrutement des jeunes en tant qu'adultes quelques années plus tard (sans omettre la mortalité naturelle des premières années, inconnue chez certaines espèces) et donc *in fine* pour le maintien de la population.**

OMAIR : OISEAUX MARINS, AMÉNAGEMENTS ET INFRASTRUCTURES À LA RÉUNION

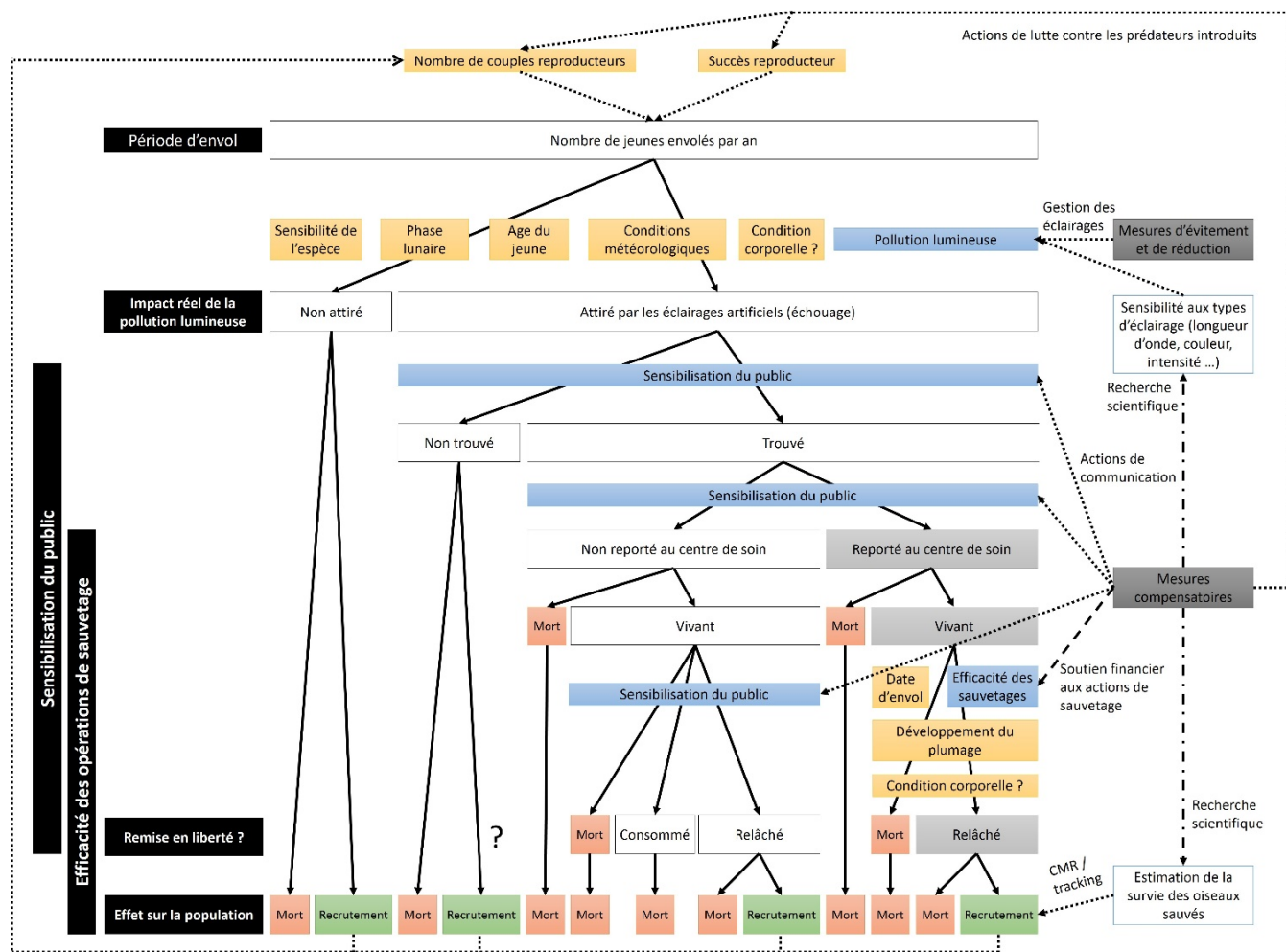


Figure 80 : Facteurs naturels (jaune) et anthropiques (bleu) influençant la proportion de jeunes oiseaux marins impactés par les lumières artificielles, trouvés et sauvés par la population humaine. Conséquence sur la population et actions d'évitement, de réduction et de compensation de l'impact de la pollution lumineuse. Montage : B. Gineste ©

Les effectifs des cases blanches ne sont pas connus. Les effectifs des cases gris clair sont quantifiés précisément annuellement par les organismes en charge des opérations de sauvetage. Une proportion probablement importante des oiseaux impactés n'est donc pas référencée, sous estimant l'importante du phénomène. Elle n'est pas quantifiée, ni quantifiable. L'impact total de la pollution lumineuse et l'efficacité réelle des opérations de sauvetages ne sont pas connus en termes de conséquence sur la population de l'espèce. Les facteurs naturels sont représentés en jaune. Les facteurs anthropiques sont représentés en bleu. Différentes actions d'évitement, de réduction, de compensation et de communication permettent de réduire l'impact global de la pollution lumineuse sur les oiseaux marins.

XI.2.3 La technologie radar

Le radar permet d'augmenter grandement la capacité de détections d'oiseaux marins, par rapport aux techniques traditionnelles, y compris et surtout lorsque les conditions de visibilité sont mauvaises (nuit, nuages, altitude et champ de vision large). De jour comme de nuit, même avec d'excellentes jumelles (traditionnelles ou à vision nocturne), il est impossible d'observer des oiseaux de la taille du pétrel de Barau au-delà de 500 à 750 m de distance. Le radar peut quant à lui détecter ces cibles au-delà de 1 500 m, indépendamment de la lumière ambiante (jour, nuit). Il n'est pas exclu que certains oiseaux volent à une altitude supérieure à 1 500 m, y compris au niveau du littoral. Par conséquent, ces oiseaux n'ont pas été compatibles. Cependant, nous avons effectué des enregistrements à une échelle de 3 000 m sur le site du Port (extrémité Nord-Ouest de l'île). Nous n'avons observé que quelques rares détections de pétrels de Barau au-dessus de 1 500 mètres d'altitude suggérant que la majorité des oiseaux volent en dessous de 1 500 mètres, au niveau du littoral, là où nous avons effectué la majorité de nos observations. La proportion d'oiseaux se déplaçant à des altitudes supérieures à 1 500 m au niveau du littoral paraît donc négligeable. De plus, lors d'une session d'observation radar effectuée le 21 avril 2016 (cf. annexe 9), nous avons utilisé l'échelle de 3 000 m (mode vertical) de prospection pendant 25 minutes. Le radar était placé au niveau de la ville de Cilaos à 1 200 m d'altitude. L'altitude maximale couverte par le radar atteignait donc 4 200 m au dessus du niveau de la mer. Durant ces 25 minutes d'observations, réalisées pendant la période d'envol principale des jeunes pétrels de Barau (début de nuit), l'altitude maximale de détections d'un pétrel de Barau a été de 1 573 m par rapport à l'altitude du radar, soit une altitude de vol de 2 773 m par rapport au niveau de la mer. Ces observations sont cohérentes avec le fait que les colonies connues de pétrel de Barau les plus hautes sont situées jusqu'à 2 800 m d'altitude par rapport au niveau de la mer. Ainsi, les pétrels de Barau se laissent probablement glisser depuis leurs hautes colonies vers les zones d'alimentation en pleine mer en perdant régulièrement et lentement de l'altitude au cours de leur vol de départ (environ 1 000 à 1 500 m d'altitude entre les colonies et le littoral).

Sous couvert de l'acceptation de deux hypothèses (localisation des colonies et effectifs très réduits), nous avons considéré uniquement deux espèces d'oiseaux marins nocturnes possiblement détectées par le radar. Ceci nous a permis de réaliser des comptages à l'échelle spécifique (pétrel de Barau et puffin tropical). Même si les patterns de vol sont bien différents entre les deux espèces, certaines détections ont pu être assignées à la mauvaise espèce. Cependant, en raison du léger chevauchement des patterns temporels et altitudinaux des vols de ces deux espèces, le nombre de mauvaises identifications ne doit représenter qu'une proportion négligeable par rapport au nombre total de détections. De plus, il est fort probable que nous ayons également enregistré les deux autres espèces de *Procellariidae* de La Réunion sans pour autant les faire apparaître dans nos comptages. Ainsi, l'interprétation des détections d'oiseaux marins est possible à l'échelle spécifique à condition de n'avoir que peu d'espèces concernées et que celle-ci présentent des caractéristiques morphologiques ou comportementales différentes permettant une discrimination visuelle suffisante sur les images radar. Des comportements de vol différents (hauteurs, timing) permettent de confirmer ces interprétations. Par conséquent, cette capacité d'interprétation précise est possible pour un lieu donné. Elle n'est malheureusement pas transférable dans des contextes où la diversité spécifique est plus grande. Aussi, bien que cela soit très intéressant, nous n'avons pas réalisé de cartes de flux et d'évaluation des risques de collision pour le puffin du Pacifique et le Pétrel Noir de Bourbon.

La technologie radar a déjà été utilisée par ailleurs pour apporter un indicateur supplémentaire sur l'état d'une population d'oiseaux marins entre deux périodes de suivi (Day et al., 2003b) et pourrait être également envisagée à La Réunion en complément de deux précédents indicateurs (activité vocale et suivi annuel des échouages) (Tableau 12).

Elle permet également la recherche des sites de nidification d'espèces rares (Brown, 2015).

Tableau 12 : Synthèse des avantages et des inconvénients des différentes méthodes utilisées comme indicateur de la tendance des effectifs d'oiseaux marins au cours du temps

| Méthode | Indicateur | Avantages | Inconvénients |
|---|---------------------------------------|---|--|
| Mesure de l'activité vocale | Nombre de vocalisations par minute | Spécifique Répétable dans le temps (sous condition) Peu onéreuse Facilité de mise en place à large échelle | Mesure indirect des effectifs Données environnementales similaires (date, lune, heure) nécessaires |
| Suivi du nombre d'échouages annuels | Nombre d'oiseaux échoués par an | Spécifique Quantification minimale de l'impact | Dépend de nombreux facteurs externes Sous-estimation de l'impact Interprétation des résultats parfois délicat |
| Quantification du flux par imagerie radar | Nombre de détections d'espèces cibles | Quantification précise Répétable dans le temps Spécifique (sous condition) | Identification spécifique impossible si les espèces présentent des morphologies et comportements proches Moyens importants nécessaires Calibration indispensable |

XI.2.4 Cartes de flux et d'estimation des risques de collision

Nous présentons pour la première fois des cartes de flux de pétrel de Barau et de puffin tropical ainsi que les cartes d'évaluation du risque de collision à La Réunion pour les deux espèces. Elles permettent de quantifier le nombre d'oiseaux circulant chaque nuit à La Réunion en période d'été austral et d'identifier les zones où le risque de collision est le plus important.

Cependant, elles reposent sur plusieurs hypothèses. Les données utilisées pour construire ces cartes sont : d'une part, les dénombrements de flux côtier sortant au cours de la nuit pour chacune des deux espèces, obtenus à partir d'image radar enregistrées au cours de différentes nuits sur 3 saisons différents (cf. publication 2), et d'autre part, sur la répartition des colonies connues et leur taille relative estimée à partir de comptage acoustique (cf. publication 1).

Ainsi, les cartes de flux reposent sur le fait que les observations réalisées au cours d'une nuit sont répétables dans le temps, ce qui permet d'additionner la totalité du flux détecté au cours des différentes nuits. Cela suggère qu'un oiseau détecté sur un site au cours d'une nuit ne peut pas être détecté au cours d'une autre nuit sur un autre site. La proportion de comptage multiple du même individu entre les différentes nuits est impossible à estimer. Cependant, nous considérons qu'il est peu probable qu'un oiseau soit compté sur des sites géographiquement très éloignés. De plus, les variations spatiales sont très importantes pour les deux espèces mettant en évidence des corridors de déplacements préférentiels pour les deux espèces, au-delà des valeurs absolues de flux associé. Des erreurs d'identification ont pu être commises entre le pétrel de Barau et le puffin tropical. Certaines détections sont d'ailleurs dues aux quelques déplacements des puffins du Pacifique et des pétrels noirs de Bourbon dans une bien moindre mesure. Les erreurs d'identification ne doivent impacter que de manière très minime la répartition des flux à l'échelle de l'île. Entre les sites échantillonnés par le radar, nous avons considéré que le nombre de détections évolue de manière linéaire. Cela conduit à une diminution progressive du flux entre le site échantillonné le plus important vers le site échantillonné adjacent moins important. Des observations réalisées entre ces deux sites auraient pu mettre en évidence un corridor de déplacement présentant des chiffres largement supérieurs ou inférieurs à ceux obtenus par notre interpolation linéaire. Cependant, la répartition spatiale de nos sites d'étude est relativement bien homogène, notamment dans les secteurs de flux côtiers importants permettant une bonne description spatiale du flux.

Les cartes de flux présentées ne concernent uniquement que les comptages d'oiseaux sortants. Nous n'avons pas représenté les comptages d'oiseaux rentrant pour 3 raisons. Nous n'avons pas forcément commencé nos observations radar à la même heure en fin d'après-midi, réduisant l'effort d'échantillonnage sur certains sites. Lors de leur retour à terre, les pétrels de Barau volent de manière circulaire entraînant potentiellement parfois des comptages multiples du même individu. Enfin, ils volent à plus basse altitude, augmentant le risque de confusion avec les puffins tropicaux. À l'inverse, au cours de la nuit, les horaires et altitude de déplacement entre les deux espèces sont bien différents et donc plus discriminants, limitant les mauvaises identifications. L'échantillonnage au cours de la période nocturne est similaire entre les sites, puisque le radar était systématiquement allumé avant le passage du premier puffin tropical (*a minima* quelques minutes avant le coucher de soleil) et après le départ du dernier pétrel de Barau (après le lever de soleil).

Nous avons aussi assumé que les oiseaux volent de manière rectiligne entre leurs colonies et les points de passage à la côte. Pour le pétrel de Barau, nous avons considéré que la colonie ne s'étend que sur 1 km². Cependant, les colonies, dont la superficie reste réduite par rapport à la surface de l'île sont localisées au centre de celle-ci. Ainsi, cette simplification n'a que peu d'incidence sur les cartes de pétrels de Barau. Pour le puffin tropical, comme nous avons réfléchi à l'échelle de secteur (bassin versant). Ainsi, un individu provenant d'une colonie d'un secteur donné doit sortir vers les points de passages côtiers (pixel) de ce secteur. Cette hypothèse nous paraît fiable car l'activité vocale totale d'un secteur est fortement corrélée à la totalité du flux sortant de ce secteur (Figure 49). Cependant, cela conduit à des déplacements rectilignes peu probables. Certains oiseaux de la partie haute des cirques devraient, de cette manière, voler au-dessus des grands remparts des cirques pour rejoindre les zones de passage sur la côte. Le puffin tropical, lors de son départ vers la mer, doit plutôt suivre le relief naturel pour rejoindre la mer, au moins jusqu'à un certain point (ouverture du relief des cirques et des grandes rivières vers les plaines ou le littoral en aval). À l'inverse, certains secteurs à effet « entonnoir » (entrée des cirques notamment) sont en revanche bien représentés par notre méthode. C'est le cas par exemple de l'entrée du cirque de Salazie (Nord-Est de La Réunion) par laquelle les puffins tropicaux dont les colonies sont situées à l'intérieur du cirque, doivent passer pour rejoindre la mer. Des outils de modélisation de trajectoires (de type « écoulement de fluide ») (cf Annexe 11) devraient pouvoir permettre d'affiner les trajectoires de cette espèce. Il est fort probable que certaines colonies de puffin tropical existent dans des secteurs reculés non prospectés par nos soins et ne soient pas répertoriées dans la bibliographie locale. Aussi, la répartition totale des colonies n'est pas complète mais le nombre de sites concernés doit être relativement faible, ayant là aussi, peu d'influence sur la carte de flux. Les cartes de flux des deux espèces nous apparaissent donc très plausibles et crédibles dans un champ d'application devant rester précautionneux et appuyé par de l'expertise dédiée en cas d'attente de précision spécifique.

En ce qui concerne la carte de l'aléa de collision (répartition des infrastructures et valeurs associées), nous n'avons considéré que deux catégories d'aléas : les obstacles au sol (route, tache urbaine) et les obstacles aériens (ponts, ligne Haute Tension, transport câblé, éolienne). Nous n'avons pas fait de distinction au sein de ces types d'infrastructures (un pont haubané est par exemple potentiellement plus dangereux qu'un pont non haubané). Nous avons considéré que l'aléa est identique pour toutes ces infrastructures en fonction de la catégorie. Nous n'avons pas répertorié l'ensemble du réseau routier. Nous avons considéré uniquement les axes majeurs, les plus empruntés, qui sont également ceux où le risque de collision est le plus important. Ce sont également ceux pour lesquels nous avons obtenu les données de trafic permettant d'introduire une pondération de l'aléa en fonction de la fréquentation routière.

Les cartes de risques résultent du croisement entre les flux (enjeux) et les infrastructures (aléas). Nous n'avons pas tenu compte des altitudes de vol, important chez le pétrel de Barau lors de ses retours en mer. Ainsi, il est évident qu'un pétrel de Barau évoluant à 750 m d'altitude n'est pas en danger vis-à-vis d'une infrastructure de 50 m de hauteur. Cependant, l'attraction lumineuse, souvent associée aux

infrastructures peut attirer les oiseaux (surtout les jeunes), augmentant par conséquent le risque de collision. L'utilisation du radar en mode horizontal permettrait d'apporter des éléments sur les trajectoires des oiseaux et leur réaction à grande échelle spatiale vis-à-vis des infrastructures. Nous n'avons pas non plus tenu compte de potentiels effets des conditions météorologiques locales (vent, nébulosité, pluie) pouvant potentiellement modifier les altitudes et les couloirs de vol des individus, notamment en périodes de flux dominants marqués de secteurs variables ou encore à l'occasion de conditions particulières à influence importante sur les conditions aérologiques régionales et locales (tempêtes et cyclones, fronts froids hivernaux notamment).

Les cartes de risque ne présentent que le risque de collision. Elles ne présentent pas le risque d'échouage des jeunes oiseaux. La carte d'évaluation du risque d'échouage dépend de la répartition de la pollution lumineuse (aléa) et de la carte de flux des jeunes oiseaux. Même s'il est probable que les jeunes individus empruntent les mêmes couloirs que les adultes, nos données ne nous permettent pas de vérifier ces hypothèses.

XI.2.5 Méthodologie de l'étude des impacts des aménagements sur les oiseaux marins

La bioévaluation des impacts des aménagements sur les milieux et espèces naturels repose sur un ensemble de consultations bibliographiques, d'expertises de terrain et à dire d'experts, bénéficiant de retours d'expériences. Ce travail est facilité si les caractéristiques de l'aménagement sont bien décrites et pour des groupes d'espèces dont l'étude est relativement simple (végétaux, animaux diurnes peu mobiles). Il est en effet aisé de définir l'impact sur les espèces végétales dans le cas de défrichement sur une surface donnée puisqu'il suffit de compter le nombre de plants sur la surface impactée. En revanche, la définition des impacts est plus difficile à évaluer dans le cas d'animaux mobiles, hors colonies de nidification, nocturnes et notamment lorsque l'on ne dispose d'aucune documentation ni retour d'expérience sur les réponses comportementales en vol des espèces considérées vis-à-vis de l'aménagement en question. Des facteurs extérieurs aggravant peuvent venir renforcer la sensibilité des espèces (conditions météorologiques par exemple), augmentant l'incertitude dans la bioévaluation et donc la difficulté de quantifier précisément et objectivement les impacts. Les oiseaux marins nocturnes font partie de ces groupes d'espèces, en particulier à La Réunion. Par conséquent la bioévaluation repose sur une combinaison de différentes méthodes et au travers du recoupement de différents indicateurs (colonie, population, flux, patrimonialité, sensibilité vis-à-vis du projet), issus de la bibliographie et retours d'expériences (si existantes et disponibles) et d'inventaires complémentaires. Ceci prouve encore l'intérêt des études fondamentales et naturalistes, notamment sur les réservoirs de biodiversité, les populations associées, les corridors de passage et également sur la sensibilité intrinsèque des espèces vis-à-vis du projet.

Dans le cas des oiseaux marins nocturnes de La Réunion, la quantification numérique précise des impacts d'un aménagement sur les espèces est impossible. Avec la technologie radar et une méthodologie adaptée, nous pouvons toutefois quantifier de manière relative la proportion d'individus exposés à une zone théorique de risque maximal de collision, ce qui reste une avancée considérable source majeure d'objectivité. Des modèles de collision d'oiseaux marins sur des parcs éoliens *offshore* ont déjà été développés mais nécessitent l'intégration de nombreux paramètres qu'il est difficile d'obtenir dans le cas de projet d'aménagement de faible envergure et notamment la réponse comportementale des oiseaux vis-à-vis de l'aménagement (Band and Band, 2012; Chamberlain et al., 2006; Desholm and Kahlert, 2005).

☞ D'un point de vue opérationnel, toutes les espèces d'oiseaux marins sont protégées au titre du Code de l'Environnement. Dans le cadre de l'application des procédures associées aux bioévaluations, toutes les détections d'oiseaux marins obtenus à partir d'imagerie radar constituent nécessairement un enjeu à prendre en compte donc une information très utile pour la bonne définition des mesures ERC associées aux projets, plans et programmes évalués.

La quantification des oiseaux impactées par les éclairages artificiels (échouages) est, elle aussi, impossible à mesurer précisément au-delà des relevés issus du centre de soin. Les aménagements sont bien souvent insérés au sein d'un tissu d'aménagements lumineux à l'échelle de l'île et il est donc impossible d'imputer la responsabilité des échouages d'un aménagement en particulier, sauf dans de rares cas (stades isolés et prédominants, grosses installations industrielles type aéroport, port, installations et sites de chantier isolés dans des secteurs non éclairés). Dans ce cas, le bon sens prime. Il est évident que les aménagements les plus fortement éclairés sont plus responsables de cet impact que les aménagements moins lumineux y compris en contexte urbain dense. La bioévaluation doit donc être relative à la population concernée par l'aménagement (nombre de colonies et flux associé en amont du projet d'aménagement).

- ☞ Les mesures, elles, sont à définir en tant que principe de précautions. Le suivi précis des impacts réels (cas de collisions et d'échouages, perturbation sur colonie), quantifié et respectant un protocole bien calé et validé, est donc indispensable à mener au cours de la vie du projet d'aménagement (du chantier à l'exploitation, voire au démantèlement). Cela permet enfin, au moins localement, de bénéficier de retours d'expériences très utiles y compris sur l'efficacité des mesures d'évitement et de réduction préconisées en phases d'études réglementaires et qu'il convient de mesurer tout au long de la vie du projet.

XI.3 Bilan de l'impact des aménagements sur les oiseaux marins

De nombreuses études font part d'impacts importants de l'activité humaine et de l'urbanisation sur les oiseaux marins, notamment nocturnes, et pouvant conduire à des diminutions importantes des populations. Bien que des cas soient également répertoriés dans les milieux tempérés (Canada, îles britanniques), ces études mettent souvent en avant des îles montagneuses tropicales ou subtropicales (Hawaii, Nouvelle-Calédonie, Les Canaries, Les Azores, Madères, Philip Island, Baléares, Malte, Nouvelle-Zélande, ...), sur lesquelles nichent à l'intérieur des terres des espèces d'oiseaux marins parfois endémiques et souvent menacées d'extinction. Ces îles sont souvent fortement urbanisées, notamment sur leur frange littorale, exposant ainsi les oiseaux marins aux aménagements lors de leur déplacement.

L'île de La Réunion présente un contexte similaire. La présence de plusieurs espèces d'oiseaux marins nichant du littoral aux plus hauts sommets de l'île, d'une ceinture littorale fortement urbanisée, de projets structurants d'ampleur d'étendue importante (ports et aéroports) ou implantés en sites isolés proches des colonies ou sur des corridors de déplacement importants (ouvrages d'arts et réseaux routiers, production et transport d'énergie, retenues de rivière), ainsi que les ouvrages annexes qui leur sont parfois nécessaires (sécurisation, stockages temporaires, carrières, ...) sont souvent des lieux d'échouages et/ou de collision avérés, et potentiellement importants.

Une partie de ces impacts est avérée lorsque les informations sont remontées, notamment via le suivi annuel du nombre de cas d'échouages ou quelques rares cas de collision (suivis environnementaux des projets, plans et programmes d'aménagement).

Les impacts des activités et aménagements :

- peuvent être de différents types :
 - directs : touchant directement les individus (braconnage, désorientation entraînant un échouage, collision mortelle, destruction, emprisonnement dans le terrier, capture dans un filet, ...) ou la progéniture (mort d'un des deux membres du couple compromettant le succès de la reproduction en cours, ...)
 - indirects : portant atteinte à un individu de manière indirecte (modification ou réduction de son habitat de reproduction favorable, désorientation sans échouage, perturbation sur site de reproduction, envahissement par les exotiques envahissantes par effet de proximité ou favorisées par un support artificiel, ...)
 - induits : résultants d'une chaîne de conséquences plus ou moins longues liées à la réalisation de l'aménagement (érosion entraînant la disparition d'habitat de reproduction, fréquentation annexe ouvrant l'accès aux prédateurs, ...)

- cumulés : cumuls des impacts de différentes activités et aménagements plus ou moins importants à une échelle spatio-temporelle cohérente, ...
- peuvent présenter différentes conséquences :
 - remédiable (si l'oiseau est sauvé, la population ou l'habitat non remis en cause)
 - irrémédiable (si impact mortel, la population ou l'habitat détruits)
- peuvent être de durée variable :
 - temporaire (par ex. perturbation lumineuse, sonore, vibratoire, ... liée à l'activité nocturne ponctuelle d'un chantier, ...)
 - permanente (par ex. présence d'un obstacle permanent au déplacement des individus, activité à proximité directe et durable, ...)
- peuvent être de différentes natures :
 - réels et répertoriés
 - réels et non répertoriés
 - potentiels (et donc non répertoriés)

XI.3.1 Impacts sur les individus sur les sites de reproduction

Afin de sécuriser certains tronçons routiers, des infrastructures urbaines ou isolées diverses (risque de chute de pierres), des filets de protections sont installés sur les falaises (littoral) ou escarpements (à l'intérieur des terres). Certaines de ces falaises ou escarpements abritent des sites de reproduction de puffins tropicaux, de puffins du Pacifique et de Paille-en-queue à brins blancs. Nous n'avons pas étudié l'impact de ce type d'aménagement en termes de réduction d'habitats de reproduction à échelle régionale. Vu la taille de la maille des filets (ces derniers sont souvent doublés entre des filets à large maille permettant de retenir les gros blocs de pierre, recouvrant des filets de mailles inférieures destinés, eux, à retenir les pierres, de plus petites dimensions), il est peu probable que des oiseaux marins puissent venir occuper les niches favorables situées derrière les filets sans mesures dédiées et complexes, ne nuisant par ailleurs pas aux objectifs fondamentaux de sécurisation. Actuellement la répartition de ces filets reste *a priori* relativement restreinte sauf sur le secteur de falaises (littoral Nord-Ouest) largement recouvertes par ces filets et qui en constitue l'exemple le plus étendu. Pour autant, de multiples sites répartis sur l'île ont recouru à cette technique à mesure que l'aménagement contraint par les caractéristiques foncières et géographiques de l'île se déploie. L'incidence cumulée de ces installations, parfois temporaires dans le cadre de chantier par ailleurs mais avec de potentiels effets permanents vu la lourdeur des travaux qui sont engagés dans ces cas de figure et leurs impacts sur la morphologie des lieux correspondants, n'est pas connue à l'heure actuelle. Elle pourrait être inventoriée et donnée une idée instructive du sujet.

La bonne connaissance de la répartition des colonies et l'identification préalable des sites favorables, via cartographie, doit pouvoir permettre d'anticiper ce type d'interaction entre filets de protection contre les chutes de pierres et colonie de reproduction, et, une fois l'évitement maximisé, permettre de proposer systématiquement des mesures de réduction voire de compensation en cas d'impact résiduel notable s'agissant systématiquement d'espèces protégées. Par ailleurs, l'impact peut également être direct y compris en phase d'exploitation de ce type d'ouvrages, puisque nous avons déjà observé des individus (paille-en-queue à brins blancs, puffins tropicaux), enchevêtrés dans un filet de protection à proximité de site de reproduction favorable (Figure 28). L'impact est donc avéré et, là encore, sous-estimé car la plupart du temps, aucun suivi de ce type d'observations n'a été mené sur des opérations en exploitation à long terme.

Le dérangement lié aux activités humaines (perturbations physiques, sonores et lumineuses notamment) sur les colonies de reproduction n'a pas non plus été étudié dans le cadre de la thèse. Sur

l'ensemble des colonies de puffin tropical déjà référencées en 1996/1997, 4 colonies n'ont pas présenté d'activité vocale au cours de nos prospections en 2013/2015, suggérant l'absence d'utilisation actuelle de ces sites. Ces colonies qui semblent avoir disparues sont / étaient exposées de manière assez importante à des activités humaines proches (centres urbains lumineux, présence d'une activité de nature sur colonie de reproduction). Aussi, il existe peut-être un seuil de perturbation tolérable pour les individus au-delà duquel les individus ont tendance à quitter la colonie. Il peut y avoir eu destruction directe également. En 1999, une étude menée sur le guillemot de Xantus (*Synthliboramphus hypoleucus*), petit oiseau marin de la famille des *Alcidae*, actuellement « en danger » d'extinction (IUCN), a en effet montré en Californie que les sites de reproduction exposés à une forte pollution lumineuse présentaient un taux de productivité plus bas et un nombre d'abandon d'œuf plus importants que les sites peu exposés (Wolf et al., 1999). Aux Baléares, une étude a mis en évidence qu'un excès de lumière artificielle (lumières des rues sur la côte) réduit l'activité vocale du puffin des Baléares (*Puffinus mauretanicus*) sur colonie. Les auteurs ont ensuite suggéré que le fait que la colonie ne présente plus d'activité vocale implique un risque de disparition à long terme, puisqu'il n'y a plus de stimulus social pour attirer les nouveaux jeunes reproducteurs (Ruiz and Marti, 2004). La proximité grandissante entre les colonies et les pôles urbains pourrait donc potentiellement entraîner à terme une augmentation du nombre de colonies désertées.

Le rapprochement des aménagements et des colonies augmentent également le risque d'incendie (sans même parler des actes volontaires) potentiellement impactant pour les individus sur les colonies. Des incendies avaient eu lieu sur la route du littoral à La Réunion lors de la pose des premières séries de filet de protection. Le développement des activités humaines de nature peut aussi être source de mauvais usage des milieux et favoriser le rejet volontaire ou involontaire de déchets favorisant le développement de prédateurs introduits, impactant les colonies d'oiseaux marins. Cette menace n'a pas été étudiée dans le cadre de nos travaux.

Fort heureusement, la morphologie de La Réunion, très accidentée et parfois incompatible à l'activité humaine, protège encore « naturellement » certains sites particulièrement isolés et propice à l'implantation de colonies et la nidification des espèces. Par ailleurs, la mise en œuvre d'espaces naturels à forte protection est une réalité concrète sur l'île qui permet de maintenir des lieux de reproduction globalement bien protégés des menaces de ce type. Des recherches plus poussées pourraient être menées pour évaluer les risques et quantifier les impacts sur les sites de reproduction.

XI.3.2 Impacts sur les individus lors de leur déplacement

Le déplacement des individus entre leur site de reproduction et d'alimentation peut être altéré par la présence d'obstacles permanents (collision) ou temporaire (échouage suite à l'attraction lumineuse).

La collision est probablement largement sous-estimée à La Réunion comme en témoigne un rapport d'étude environnementale sous une ligne à haute tension. En effet, grâce à des prospections dédiées au pied des infrastructures ciblées et malgré les difficultés de prospection dans le type de milieu prospecté (lit majeur de rivière), des observateurs ont découvert de nombreux cadavres d'oiseaux marins victimes de collision (CYATHEA, 2008). D'autres études rapportent des cas de collisions d'oiseaux marins avec différents types d'infrastructures dans la littérature internationale (Ainley et al., 2001; Podolsky et al., 1998) et à La Réunion (Route des Tamarins, Route du Littoral) (Biotope), parfois avec des taux de collisions impressionnants (jusqu'à 3 oiseaux sur une période de 10 minutes, Brown, EPIC 2013), laissant supposer que l'impact des collisions chez les espèces d'oiseaux marins nocturnes n'est pas anodin. Cependant, ces études sont très rares et les infrastructures potentiellement sources de collision sont

nombreuses notamment vis-à-vis des puffins tropicaux qui nichent dans de nombreuses ravines traversées transversalement par des ouvrages d'arts, câbles et chantiers divers dont associés. Vu la vitesse des déplacements des individus en vol (plusieurs dizaines de kilomètres par heure) et donc l'intensité des chocs qui découlent d'une collision, il est fort probable que la plupart des accidents de ce type conduisent à la mort de l'individu. Il est d'ailleurs fréquemment observé des cadavres de puffin tropical (mais aussi de Paille-en-queue, d'autres espèces d'oiseaux, de reptiles et chiroptères protégés) sur les routes à La Réunion, notamment celles situées juste en dessous de colonie de reproduction. Par conséquent, ce type d'impact, même peu fréquent, peut avoir des répercussions importantes sur la démographie de la population. Là aussi, des travaux de prospections dédiés devraient être conduits afin de pouvoir quantifier plus précisément l'impact des collisions sur les oiseaux marins. Les cartes d'évaluation du risque de collision, obtenues à partir d'imagerie radar permettent d'identifier les zones les plus risquées et donc de cibler les secteurs où des mesures adaptatives sont à mettre en place en priorité.

L'impact des aménagements le plus important et le plus documenté à La Réunion est celui lié à la pollution lumineuse. Ainsi, nous avons montré via le suivi annuel des échouages de puffin tropical à La Réunion que l'impact de la pollution lumineuse ne cesse d'augmenter en lien avec le développement de l'île. Nous avons également observé via les images radar au pied des colonies de pétrels de Barau que la pollution lumineuse des aménagements est capable d'attirer les individus même si ceux-ci volent à très haute altitude (décrochage observée de plus de 1 000 mètres). De plus, les suivis annuels d'échouages recensés par la SEOR indiquent des chiffres alarmants quant aux nombres d'individus concernés par ce phénomène et en lien avec les estimations des effectifs de populations. Environ 1 000 jeunes pétrels de Barau et 1 000 jeunes puffins tropicaux sont recueillis chaque année sur des populations estimées entre 6 000 à 8 000 couples pour le pétrel de Barau (Pinet, 2012) et entre 3 000 (Bretagnolle et al., 2000) à 15 000 couples reproducteurs pour le puffin tropical (Gerdil, 1998). En 2015, plus de 250 jeunes pétrels de Barau ont été trouvés échoués au cours d'une soirée cumulant un fort éclairage ambiant urbain (manifestation sportive en début de nuit) et de conditions météorologiques défavorables. L'impact des éclairages peut donc être massif lorsque les conditions sont réunies. Concernant le puffin tropical, si l'on considère un succès reproducteur 70 %, comme c'est le cas chez de nombreux *Procellariidae*, nous arrivons à des estimations de 2 100 à 10 500 jeunes envolés, à partir des estimations précédentes de populations (Bretagnolle et al., 2000; Gerdil, 1998). Ainsi, le chiffre annuel de 1 000 jeunes puffins tropicaux trouvés au sol correspond à une proportion comprise entre 10 à 47 % des jeunes impactés par les éclairages artificiels. Ces chiffres sont évidemment à prendre avec précaution, mais ils illustrent cependant l'ampleur du phénomène concernant cette espèce. Entre 1996 et 2015 (20 ans), plus de 26 000 *Procellariidae* ont été recueillis par le réseau de sauvetage de la SEOR (SEOR, comm. pers.), témoignant de l'impact réel et important des aménagements sur les oiseaux marins nocturnes de La Réunion. De plus, comme pour l'impact de la collision, de nombreux jeunes oiseaux ne sont probablement pas trouvés et finissent donc pas mourir. À titre d'exemple, lors d'une prospection sur un aménagement hydraulique isolé dans une ravine et situé en face d'une colonie de puffin tropical (de l'autre côté de la ravine), nous avons trouvé au sol 14 cadavres de puffins tropicaux consommés par des chats dans différents états de conservation manifestant un impact régulier et de longue date. Ces puffins ont probablement été attirés par les forts éclairages (type éclairage halogène de chantier) présents sur le site (malgré un système d'allumage des éclairages via un détecteur de présence), amenés à s'échouer avant d'être prédatés par un chat haret présent sur le site (Hoarau et Gineste, 2013, obs. pers.).

☞ **Par conséquent, l'impact réel est donc bien supérieur à l'impact avéré et quantifié via les suivis des échouages.**

XI.3.3 Impacts sur l'état des populations

Les aménagements impactent directement ou indirectement les individus sur colonie de reproduction ou au cours de leur déplacement (cf ci-dessus). Mais l'impact des aménagements se fait également au niveau des populations. En effet, les impacts induits sur les individus ont des conséquences à l'échelle de la population via la réduction du succès reproducteur (surmortalité des juvéniles, mortalité d'un des deux membres du couple) et des taux de survie des adultes et des juvéniles. Cela entraîne à terme une diminution du recrutement de nouveaux adultes et une diminution des effectifs. On sait par ailleurs que la dynamique de populations des oiseaux marins est très sensible à la réduction de l'un de ses paramètres, notamment le taux de survie des adultes. Ainsi, au-delà du souci de l'impact des aménagements sur les individus, il est intéressant de s'interroger sur les conséquences en termes de tendances des populations en lien avec les effectifs respectifs de chacune des espèces. En effet, même si les impacts réels et mentionnés (échouages) sont moins nombreux concernant le pétrel noir de Bourbon que le puffin tropical, les effectifs du pétrel noir de Bourbon, endémique, sont également bien inférieurs à ceux du puffin tropical qui présente une répartition géographique bien plus grande. Ainsi, l'impact est à relativiser vis-à-vis de l'espèce considérée et de ses enjeux de conservation.

Nos données concernant l'activité vocale sur colonie, la répartition des colonies et le suivi annuel du nombre d'échouages à l'échelle de l'île de puffin tropical montrent que la population semble être restée stable, entre le premier inventaire réalisé en 1996/1997 et celui que nous avons conduit en 2013/2015. Aussi, malgré un impact sur les individus importants (plusieurs centaines d'échouages par an), la population, elle, n'apparaît pas spécialement en déclin à partir de nos indicateurs. Cela est peut-être dû au fait que l'on a affaire à une espèce longévive et que les impacts concernent essentiellement des individus jeunes (non pas des adultes). Ainsi, le taux de survie adulte actuel pourrait permettre de maintenir une population apparente stable malgré un recrutement plus faible (si mortalité des jeunes accrues). Il apparaît donc intéressant de suivre régulièrement ces trois indicateurs (nombre d'échouages annuels, activité vocale et répartition des colonies à l'échelle de l'île) au cours des prochaines années afin d'observer la tendance de la population de puffin tropical à plus long terme. De plus, le suivi de l'évolution de la population de puffin tropical, la plus impactée en nombre d'échouages, et fortement exposées aux aménagements et activités humaines (modification des habitats, pollution lumineuse, risque de collision, ...) apparaît être comme un bon candidat pour suivre l'impact des aménagements sur les populations d'oiseaux marins à l'échelle de l'île.

Pour différentes raisons (logistiques, absence de données initiales, absence de méthode adaptée), nous n'avons pas étudié l'évolution relative des populations des autres espèces d'oiseaux marins. Dans ce cas, le suivi annuel des échouages est un proxy indirect de la production de jeunes, à condition que la pollution lumineuse et l'effort de sauvetage soient comparables entre les années.

Néanmoins, l'apparente stabilité de la population de puffin tropical ne doit pas faire oublier que l'impact des aménagements sur des individus d'espèces protégées est bien réel et important même si la proportion d'individus impactés reste encore difficile à quantifier précisément. La population de puffin tropical (et peut-être de pétrel de Barau, vu les nombreuses détections obtenues par imagerie radar) est probablement maintenue stable en grande partie parce qu'un certain nombre d'impacts irrémédiables sont évités et réduits via la mise en place de la séquence ERC dans les projets plans et programmes d'aménagement en constante progression depuis une demi-douzaine d'années et via le sauvetage de nombreux jeunes échoués dont la majorité sont remis en liberté (même si nous n'avons aucune idée du taux de survie de ces oiseaux secourus). Les sauvetages apparaissent comme des « soins palliatifs » et sont actuellement indispensables. Cependant, nous pensons qu'il serait encore plus nécessaire et efficace d'éviter et de réduire d'avantage les impacts à la source.

En effet, à l'échelle de l'île, la notion d'impact cumulé, rapidement évoquée ci-avant doit aussi être considérée. Elle correspond pour la population à l'ensemble des différents impacts qui touchent uniquement une part de la population de manière locale et qui, mis ensemble, peuvent finalement représenter un impact cumulé non négligeable. Cette notion, prise en compte de façon réglementaire de façon très claire suite au Grenelle de l'Environnement et décrets associés de fin 2011, doit désormais être systématiquement développée dans l'estimation des impacts d'un projet (impacts de proximité), plan ou programme (impacts cumulés à échelles territoriales) d'aménagement, pour disposer d'une vision à l'échelle d'un territoire spatialement cohérent afin de pouvoir proposer des mesures d'atténuations (mesures ERC) également adaptée à cette même échelle.

L'impact de l'aménagement et activités humaines, bien qu'avéré et certainement significatif au regard des éléments disponibles, ne semble pas, pour le moment, entraîner des conséquences dramatiques sur les populations d'oiseaux marins nocturnes de La Réunion. Les effectifs passés du pétrel Noir de Bourbon ne sont pas connus mais des récits d'habitants locaux suggèrent une présence plus importante par le passé (Riethmuller et al., 2012). Les causes de son déclin (probablement dû un impact indirect de l'homme via l'introduction des prédateurs introduits) ne sont pas clairement quantifiées. L'absence de déclin avérés pour les 3 autres espèces est probablement en lien les actions d'évitement et de réduction déjà mises en œuvre et les actions palliatives de sauvetage mais également peut-être avec des menaces en mer peu importantes dans l'océan Indien (pas ou peu de prises accessoires par les pêcheries) et des dynamiques de population globalement préservées ... Cette situation contraste avec d'autres cas dans le monde où les conséquences sur certaines populations semblent plus importantes. Aux Açores, une étude a modélisé une diminution de la population du puffin de Scopoli (*Calonectris diomedea*). Bien que victime de plusieurs menaces à terre (dont présence de prédateurs introduits et braconnage) et en mer, la mortalité induite par les éclairages artificiels a été identifiée comme principale source de diminution du succès reproducteur et donc de la dynamique de population (Fontaine et al., 2011). Aux îles Canaries, un suivi de longue date des échouages indique que la population de pétrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*) et de la population du puffin de Macaronésie (*Puffinus baroli*) ont également diminué, en grande partie suite à la surmortalité induite par les éclairages artificiels (Rodriguez et al., 2012). Enfin à Hawaï, la population de puffin de Newell (*Puffinus newelli*) souffre également de l'impact de la pollution lumineuse et des collisions associées aux infrastructures au point de porter gravement atteinte à l'état de conservation de l'espèce (Ainley et al., 2001; Day et al., 2003b; Podolsky et al., 1998).

☞ Nos résultats sur la répartition des colonies, sur les patterns de vol et les outils d'aide à la décision proposés doivent apporter des éléments opérationnels (notamment spatiaux) pour une meilleure prise en compte des niveaux d'impacts potentiels et des enjeux de conservation dans le développement du territoire et des aménagements à l'échelle de l'île. Aussi, il apparaît indispensable de poursuivre, renforcer, et mettre en place des suivis précis lorsque ce n'est pas le cas et d'organiser la formalisation et la gestion des données acquises pour une exploitation optimale de celles-ci. Nous souhaitons également rappeler quelques préconisations générales pour la protection des oiseaux marins dans les projets d'aménagements.

XI.4 Préconisations générales

XI.4.1 Avant propos

Nous présentons ici des préconisations générales selon la séquence « Éviter, Réduire, Compenser » déjà décrites en début de manuscrit (cf. La séquence « Éviter Réduire Compenser (ERC) » dans la démarche d'évaluation environnementale). En effet, si les actions de sauvetage permettent de réduire la mortalité des oiseaux échoués suite à l'attraction lumineuse, il apparaît indispensable avant tout d'éviter et de réduire au maximum les impacts en quantité et en qualité et ce de façon continue et pas uniquement lors de la phase déterminante d'évaluation environnementale formalisée et qui ouvre à autorisations à mettre en œuvre des projets, plans ou programmes d'aménagements et d'activités sources d'atteinte à l'environnement et aux oiseaux marins en particulier.

Nous proposons des préconisations générales qui peuvent s'adapter à un ou plusieurs types d'aménagements. Elles devront néanmoins être développées et adaptées en profondeur en fonction des caractéristiques propres à chaque projet (contexte local, types d'infrastructures, contraintes diverses, ...), justifiant du fait qu'elles se veulent génériques à ce stade et sources de réflexions spécifiques au cas par cas. Il faut aussi garder en mémoire que nous connaissons encore très mal le comportement des oiseaux marins nocturnes vis-à-vis des différents aménagements et risques auxquels ils sont exposés (en particulier s'agissant des comportements d'évitement ou d'attraction, habituation). De plus, nous ne disposons finalement que de peu de retours d'expériences sur les interactions entre aménagements et oiseaux marins, hormis le constat des échouages et des collisions déjà largement développés. Ainsi, nous suggérons d'apporter la plus grande attention et la plus grande précaution dans tous les cas. Celles-ci doivent être appliquées tout au long de la vie du projet d'aménagement, dès sa réflexion et évidemment jusqu'à la phase d'exploitation de celui-ci, en passant par la phase de chantier nécessaire et potentiellement très impactante. En outre, les conditions de réussite de la conception puis de la réalisation de mesures compensatoires éventuellement justifiées et mises en œuvre impliquent que la maîtrise d'ouvrage s'engage pleinement (techniquement, humainement et financièrement) dans la démarche. En effet, « *la mesure compensatoire relative à la perte de biodiversité fait également partie du processus de concertation avec les organismes instructeurs, l'autorité environnementale, les experts et associations de protection de la nature, « la société civile » en général. Elle est la combinaison d'un montage scientifique et institutionnel, dans lequel la maîtrise d'ouvrage doit être partie prenante et active* » (DEAL Réunion, BIOTOPE, RST, 2013).

Il apparaît indispensable, surtout sur un territoire comme l'île de La Réunion (40 % du territoire se situe en cœur de Parc National), vu la connectivité entre les milieux, la capacité de déplacement de certaines espèces et l'aménagement du territoire, contraint à se développer sur une grande majorité du littoral, de renforcer la prise en compte des notions d'impacts cumulés des différents projets d'aménagements vis-à-vis de la biodiversité et de solidarité écologique (Mathevet, 2012; Mathevet et al., 2010), et en particulier vis-à-vis des oiseaux marins.

☞ **Même les jeunes ayant atteint la mer peuvent être attirés sur la côte (Podolsky et al., 1998; Rodríguez et al., 2015b, 2014, Troy et al., 2013, 2011), finissant par s'échouer et ceci à longue distance (plusieurs kilomètres). Le problème de la pollution lumineuse et de l'attraction associée doit donc être considéré à large échelle. Il est indispensable d'agir sur l'ensemble du territoire régional, notamment sur le littoral.**

Il est également important et très intéressant de rappeler que ces préconisations générales vis-à-vis de la prise en compte des oiseaux marins dans les projets d'aménagement permettent dans la plupart des cas d'assurer une meilleure protection des autres pans de la biodiversité (insectes nocturnes, tortues marines, chiroptères, autres espèces d'oiseaux) (Rich and Longcore, 2013), et bien entendu les habitats associés, souvent représentatifs de milieux originaux et les mieux conservés sur l'île de La Réunion et une meilleure intégration paysagère (Briggs, 2007; Gauthreaux and Belser, 2006; Hölker et al., 2010a, 2010b; Perry et al., 2008; Rich and Longcore, 2013; Salmon, 2006). La réduction de la pollution lumineuse permet également de réduire l'empreinte carbone (réduction de la dépendance à l'utilisation d'énergies d'origine fossile), de réaliser des économies d'énergie pour la maîtrise d'ouvrage (collectivités, entreprises, groupe d'intérêt public ...) (Gallaway et al., 2010; Kyba et al., 2014), d'améliorer la qualité du ciel nocturne et de diminuer les risques sur la santé humaine (Cinzano et al., 2001; Davis et al., 2001; Falchi et al., 2011; Navara and Nelson, 2007; Pauley, 2004; Stevens, 2009).

À ces titres, nos préconisations pourraient faire l'objet d'une réglementation nationale ou locale, générale ou spécifique, encadrée et plus contraignante, notamment dans les secteurs à enjeux de protection de biodiversité importants (à proximité des colonies de reproduction et dans les corridors de déplacements importants ; mais également à étendre au-delà des oiseaux marins), et qui bénéficierait à tous les niveaux présentés ci-dessus. À titre d'exemple, suite au Grenelle de l'Environnement, et notamment à la loi N° 2010-788 du 12 juillet 2010, portant sur l'engagement national pour l'environnement, et quant aux obligations imposées en matière de performances énergétiques et environnementales, les communes peuvent inscrire à leur propre initiative et sur la base du volontariat, dans le règlement écrit de leur PLU, des préconisations en faveur de la biodiversité et « notamment pour la préservation, le maintien ou la remise en état des continuités écologiques » (article L123-1-5 du Code de l'Urbanisme).

Rappelons enfin, que, concernant la problématique de la pollution lumineuse, l'argument de sécurité (des personnes, des établissements ou routières) qui prévaut parfois pour l'utilisation abusive des éclairages artificiels nocturnes n'est pas fondé et ne devrait donc pas être invoqué (Marchant, 2005a, 2005b, 2004; Steinbach et al., 2015).

Le tableau suivant propose ainsi une série de mesures génériques selon le processus « ERC » en lien avec la problématique oiseaux marins en contexte réunionnais.

XI.4.2 Éviter

Tableau 13 : Préconisations générales des mesures d'évitement

| EVITER | | |
|--|--|---|
| Type d'impact | Exemples de mesures d'évitement génériques | Remarques |
| Tous | Ne pas réaliser l'aménagement | Si autre solution alternative voire pas du tout |
| | Choix de la solution la moins impactante pour l'environnement (notamment les oiseaux marins) | Peut résulter d'un compromis avec d'autres pans de la biodiversité Sous réserve de la suppression totale de l'impact |
| Modification des habitats | Supprimer les emprises inutiles et notamment éviter la pose de filets de protection | Dès lors que ce n'est pas solidement justifié au regard des enjeux |
| | Empêcher la prolifération d'espèces exotiques animales et végétales envahissantes | Bonne gestion des déchets et du suivi précoce du développement de plantes envahissantes Sous réserve de la suppression totale de l'impact pressenti |
| Perturbation des individus sur colonie de reproduction | Eviter de planifier un aménagement au niveau d'une colonie de reproduction | cf. carte de répartition des colonies et expertises préliminaires (état initial) |
| | Ne pas réaliser de travaux perturbants (bruits, lumières, poussières) pendant les périodes de sensibles (reproduction) | Nécessite de connaître la phénologie des espèces (voire des colonies) |
| Collision | Enterrer les infrastructures linéaires constituant un obstacle au déplacement | Ligne H.T. par exemple |
| | Adapter l'infrastructure aux autres infrastructures adjacentes déjà en place | Sous réserve de la suppression totale de l'impact Ex : alignement avec une infrastructure avec justification de l'impact cumulé neutralisé de l'aménagement avec d'autres potentiels dans l'aire d'influence du projet |
| | Choix de positionnement et de typologie de filet de protection (ex : déflecteurs, autres techniques de protection libérant des emprises et zones sensibles) | Sous réserve de la suppression totale de l'impact |
| Attraction lumineuse | Ne pas éclairer | |
| | Adaptation des éclairages selon les besoins et résultats attendus, dans le temps (heure de la nuit, saison) et dans l'espace (type d'aménagement : résidentiel, industriel, commercial, loisir ...) Mise en place d'outils de télégestion des horaires d'éclairages des foyers lumineux publics et privés (notamment zones d'activités commerciales et zones industrielles) | L'éclairage est-il réellement utile et adapté ? Sous réserve de la suppression totale de l'impact |

XI.4.3 Réduire

Tableau 14 : Préconisations générales des mesures de réduction

** Nous attirons l'attention du lecteur sur le fait qu'il n'existe pas, à notre connaissance, de consensus scientifique clair quant à l'utilisation des longueurs d'onde les moins impactantes sur les oiseaux marins nocturnes. Les couleurs bleues et rouges semblent moins attractives pour les oiseaux marins à Malte (Raine et al., 2007). À la Réunion, des tests d'attractivité réalisés sur des puffins tropicaux échoués révèlent que les longueurs d'onde rouge et jaune monochromatique (ampoule à vapeur de sodium haute et basse pression) sont moins attractives que les couleurs bleues, vertes et blanches. Pour cette raison, les lumières de couleurs jaunes orangées sont préférées et les lumières bleues et blanches à proscrire à La Réunion (Salamolard et al., 2001). À l'inverse, vis-à-vis d'oiseaux terrestres en migration, les lumières vertes et bleues attirent moins les oiseaux terrestres en migration au-dessus de la mer que les lumières blanches et rouges (Poot et al., 2008). L'utilisation de lumières tamisées à la place de lumières blanches placées au sol a permis de réduire sensiblement les échouages des jeunes puffins de Newell à Hawaii (King and Gould, 1967), sans pour autant donner de précision sur les longueurs d'onde utilisée.*

Ainsi, il est indispensable qu'une veille bibliographique internationale soit réalisée régulièrement afin de bénéficier des avancées dans ces différents domaines respectifs et pouvoir disposer des retours d'expériences constructifs positifs ou négatifs.

| REDUIRE | | |
|--|--|---|
| Type d'impact | Exemple de mesures de réduction génériques | Remarques |
| Tous | Implantation de l'aménagement dans les secteurs à moindre enjeu | Incluant la prise en compte de l'empreinte globale de l'aménagement, y compris celle nécessaire au chantier (piste d'accès, zone d'entreposage du matériel et des engins ...) ; cf outils d'aide à la décision et prise en compte à l'échelle du SAR, SCoT et PLU |
| | Réalisation des travaux impactant en période la moins sensible | Planning à définir selon les espèces. D'une manière générale, extinction des lampes indispensable en première partie de nuit (du coucher du soleil à minuit) (période d'envol des jeunes) et pendant la période estivale (octobre à avril) |
| | Réduction de l'impact cumulé en rassemblant des infrastructures dans le même plan | Par exemple, faire passer une ligne HT au même niveau qu'un ouvrage d'art |
| | Choix de la technologie / caractéristiques techniques les moins impactantes (par ex. pour réduire le risque de collision (hauteur, longueur, largeur, alignement de la structure dans un seul axe, positionnement des lignes électriques sur le même plan horizontal, pont sans hauban ...) ; pour réduire l'attraction lumineuse : utilisation d'éclairages adaptés | Peut résulter d'un compromis avec d'autres pans de la biodiversité |
| | Optimiser l'implantation urbaine et les infrastructures en prenant en compte les enjeux liés aux espèces protégées visées | Intégration des enjeux environnementaux des espèces concernées dans les outils de planification et d'aménagement du territoire |
| Modification des habitats | Adapter les filets de protection contre les chutes de pierres permettant l'accès au terrier (mailles larges, découpes ciblées, dispositifs d'accès « à travers ») | Nécessite un repérage des terriers au préalable et des solutions qui démontrent une certaine durabilité / pérennité |
| | Mise en place de nichoirs / terriers artificiels | Efficacité à confirmer à La Réunion Actions de conservation (lutte contre prédateurs introduits) si nécessaire Si réalisable |
| | Empêcher la prolifération d'espèces exotiques animales et végétales envahissantes | Bonne gestion des déchets Suivi précoce du développement et éradication des espèces envahissantes |
| Perturbation des individus sur colonie de reproduction | Déplacements des individus si nécessaire | Si réalisable |
| | Définition de seuil et suivi de leur respect durant la phase chantier et d'exploitation de l'aménagement / infrastructures (bruit, vibrations, poussières, déchets, lumière) | Mise en place d'un contrôle professionnel et indépendant de la maîtrise d'ouvrage (externe) |

| REDUIRE | | |
|----------------------|--|---|
| Type d'impact | Exemple de mesures de réduction génériques | Remarques |
| Collision | Favoriser l'orientation de l'infrastructure de manière parallèle au sens de déplacement principal des oiseaux marins nocturnes | |
| | Adaptation de l'infrastructure dans son contexte (prise en compte du relief, de la couverture végétale, des infrastructures environnantes, etc...) | |
| | Choix et adaptation du fonctionnement de l'infrastructure en exploitation (possibilité de régulation de l'infrastructure), notamment en période de sensibilité | Si le type d'infrastructure le permet (transport câblé par exemple) Modification de l'exploitation de l'infrastructure |
| | Utilisation de dispositifs d'effarouchements (sonores (cornes de brumes, ultrasons), visuels (spirales, flotteurs ovoïdes, balises sphériques, gaines colorées, ailettes, disques phosphorescents et sonores, rubans d'effarouchement), olfactifs...) | Efficacité restant à prouver dans le cas des oiseaux marins nocturnes |
| | Matérialiser l'infrastructure avec des dispositifs lumineux de faible intensité + filtre rouge ou filtre UV fonctionnement par intermittence | Attention à ne pas créer ou augmenter le pouvoir attractif de l'aménagement |
| Attraction lumineuse | Adoption d'une réglementation régionale régulant la pollution lumineuse | S'appliquer à l'échelle des plans d'urbanismes régionaux (SAR, SCOT) ; selon les préconisations de la loi N° 17 du 27 Mars 2000 de la région Lombardie, Italie Permet de réduire l'attraction des jeunes ayant déjà atteint la mer et/ou issus de secteurs peu éclairés |
| | Adapter le type d'éclairage : longueur d'onde utilisée (favoriser les lumières dont la lumière apparente est de couleur "orangée" ou "rouge" (grande longueur d'onde) ; éviter les lumières blanches et bleues (courte longueur d'onde)) + signalisation de l'infrastructure par intermittence ; réduire l'intensité lumineuse ; puissance adaptée au besoin d'éclairage (sites industriels et commerciaux, zones résidentielles) ; favoriser les lampes à vapeur de sodium Haute Pression (HPS), proscrire les lampes à vapeur de mercure et à iodure métallique, éviter les LED qui présentent une intensité lumineuse importante sur l'ensemble des longueurs d'ondes visibles, y compris celles qui semblent attirer les oiseaux marins nocturnes de manière préférentielle ; utilisation de lumière polarisée ? | En phase chantier et en phase d'exploitation. Choix de la couleur et du type de luminaire selon préconisations du tableau 10. Doit concerner tous les nouveaux aménagements publics ou privés |
| | Adapter le type de luminaire et ses caractéristiques : orientation de l'amont vers l'aval, éclairage ciblé sur la zone d'intérêt, éviter la réverbération, utilisation de luminaires présentant un ULOR de 0 % (= luminaire à défilé absolu) et donc éclairage de haut en bas, utilisation de caches si nécessaire sur luminaires non adaptés, réduction de la hauteur des lampadaires | ULOR : <i>Upward Light Output Ratio</i> (Proportion de la lumière d'un éclairage qui est dirigée au dessus de l'axe d'horizon = proportion de lumière inefficace pour un éclairage au sol). (cf Annexes 5, 6 et 7). Doit concerner tous les nouveaux aménagements publics ou privés |
| | Adaptation de la zone d'éclairage et la manière d'éclairer : rétroéclairage des enseignes ou de haut en bas, éclairage extérieures de haut en bas. Adapter l'orientation des éclairages existants si nécessaire. Eviter d'éclairer les falaises et falaises côtières, la cime des arbres et les façades des bâtiments | Installations concernées : Projecteurs de grande taille, installations sportives, aménagements paysagers, éclairage esthétique et des enseignes, mise en valeur des plans d'eau |

REDUIRE

| Type d'impact | Exemples de mesures de réduction génériques | Remarques |
|--|---|--|
| Attraction lumineuse (suite) | Limitier la croissance de la quantité totale de lumière artificielle émise à l'échelle de l'île ou des communes | Si augmentation du flux lumineux à un endroit, diminuer d'autant par ailleurs (par exemple : remplacement des lumières non adaptées) |
| | Extinction programmée des lumières non indispensables en périodes sensibles | Planning à définir selon les espèces et d'une manière générale, extinction des lampes indispensables en première partie de nuit (période d'envol des jeunes, sensibles aux éclairages) et en période estivale |
| | Adaptation de dispositions d'exploitations particulières lors des périodes sensibles (période d'envol des jeunes, mauvaises conditions météorologiques prévisibles) | Par exemple, restriction générale pendant les "Nuits sans lumière" www.nuitssanslumiere.re |
| | Favoriser les dispositifs d'éclairages bénéficiant de labels reconnaissant la prise en compte de critères environnementaux (Label « Pétrel Protégé » ; « Dark-Sky Friendly Device ») | Permet de réduire la pollution lumineuse. Repose sur un certain nombre de critères définis par la SEOR et EDF (label « Pétrel Protégé ») (Annexe 8) ou l' <i>International Dark-Sky Association</i> (« Dark-Sky Friendly Device ») (http://darksky.org/ida-issues-new-standards-on-blue-light-at-night/) |
| | Mise en place d'outils de télégestion des horaires d'éclairages des foyers lumineux publics et privés (notamment zone d'activité commerciale, zone industrielle) et différenciation des réseaux d'éclairage | Permet un contrôle fin des éclairages dans le temps et l'espace. Par exemple, utilisation de « l'horloge à pétrels » : www.horlogeapetrels.re/ développé par la SARL BET REUNIR |
| | Utilisation de détecteurs de présence / mouvement sur éclairage extérieur | |
| | Extinction systématique programmée des lumières artificielles sur site d'activités extérieurs et des enseignes commerciales/publicitaires au delà d'une certaine heure de la nuit | |
| Utilisation de fenêtres capables de réduire l'intensité lumineuse transmise de l'intérieur de l'infrastructure vers l'extérieur | | |
| Alternatives par lumière passive (réflexions) aux éclairages des routes si non indispensables | | |
| Consultation et application des recommandations de l'Association Française de l'Eclairage (AFE), du <i>Kauai Seabird Habitat Conservation Program (Hawaii, USA)</i> et de l' <i>International Dark-Sky Association</i> | http://www.afe-eclairage.fr/ http://darksky.org/about/ http://kauaiseabirdhcp.com/lighting-homes-businesses/ | |
| Mortalité via échouages | Réduire la mortalité via les actions de sauvetage | Nécessite sensibilisation et communication à large échelle, y compris sur les chantiers et auprès des exploitants des aménagements. Nécessité aussi des moyens adaptés (structures et centre de soins agréés, des locaux, personnels compétents, matériel de récupération et des financements, etc...) |

XI.4.4 Compenser

* *La mesure compensatoire reste de la responsabilité du maître d'ouvrage qui peut déléguer sa mise en œuvre et son suivi à un organisme compétent dans le domaine.*

Les mesures compensatoires doivent être pertinentes et suffisantes, notamment quant à leur ampleur et leur localisation. Elles doivent donc être (MEDDTL, 2012) :

- au moins équivalentes (en termes de gain de biodiversité) aux impacts, permettant le rétablissement de la qualité environnementale du milieu naturel impacté à son état initial (*no net loss*), voire si possible apportant un gain net (*net positive impact*)
- faisables : le maître d'ouvrage doit, entre autre, évaluer la faisabilité technique pour atteindre les objectifs écologiques, estimer les coûts associés à la mesure et sa gestion sur la durée nécessaire
- efficaces, assorties d'objectifs de résultat et de modalités de suivi de leur efficacité et de leurs effets.

Cependant, la conception et le dimensionnement des mesures de compensation souffrent de l'absence de méthodes formelles entraînant des compensations d'efficacité variable (Quétier and Lavorel, 2011).

Compte tenu de ces éléments, il est actuellement admis que « tout n'est pas compensable » (lacunes scientifiques et techniques actuelles pour obtenir l'équivalence écologique, incertitude quant à la capacité de financement ou à la faisabilité des mesures compensatoires, en raison des surfaces à restorer par exemple). Dans le cas où les impacts résiduels seraient significatifs et non compensables, le projet ne pourrait en principe être autorisé (MEDDTL, 2012).

Au-delà de leurs conséquences, l'impact des aménagements et leur compensation (ainsi que la conservation de la biodiversité et en particulier dans le cas d'exploitation des ressources naturelles) soulève 3 questions importantes (Wilcox and Donlan, 2007) :

1. Quels sont les niveaux d'impact et d'exploitation optimum tolérable de perturbation de l'écosystème ou de risque d'extinction ?
2. Quels sont les moyens les plus rentables et efficaces pour atteindre les objectifs de conservation ?
3. Qui doit payer le coût des dépenses engendrées pour atteindre les objectifs ?

La première et dernière question sont de l'ordre des politiques publiques et sociétales. La deuxième question est adressée aux biologistes de la conservation.

Dans le cadre des interactions entre les oiseaux marins et les pêcheries industrielles (mortalité induite par les prises accessoires), une étude a montré que l'investissement d'un dollar dans une action de conservation via la lutte contre les prédateurs introduits (rats et chats) était 23 fois plus efficace, en terme de taux de croissance de la population, que ce même dollar investi dans des mesures de réduction et d'évitement du risque de *bycatch* (Wilcox and Donlan, 2007). Ainsi, plutôt que de fermer les pêcheries (ce qui reste socio-économiquement et politiquement difficile à réaliser), les pêcheurs industriels financent des actions de conservation au travers d'un système de compensation (sans pour autant exclure les bonnes pratiques en termes d'évitement et de réduction du risque).

☞ En effet, lorsqu'elles sont conçues dans un cadre approprié, les mesures

compensatoires bio-économiques fournissent un mécanisme pour générer des revenus suite aux impacts sur des ressources communes (biodiversité, habitats, ressources exploitées de manière non durablement renouvelable) qui peuvent être utilisés pour soutenir les actions de conservation d'ampleur et à fort impact.

Afin que cette démarche soit pleinement efficace, elle doit reposer sur 3 principes :

1. L'action de compensation bioéconomique doit être identifiée avant que l'impact ne soit constaté, ce qui implique l'excellente connaissance de la sensibilité du projet (espèces, habitats, fonctionnalités écologiques) et des caractéristiques de l'aménagement, permettant la définition précise des enjeux et des mesures d'évitement, de réduction et de compensation au préalable. Ceci implique évidemment qu'il existe une mesure de compensation adéquate et que les revenus générés par l'impact peuvent la financer.
2. Un lien quantitatif explicite (un modèle démographique par exemple) doit exister entre tous les impacts induits par l'aménagement et les objectifs de la démarche de compensation (par exemple, ne pas dépasser un risque spécifique d'extinction). Les objectifs de la compensation doivent évidemment être écologiques et non politiques, conduisant, le cas échéant à un échec de la stratégie de conservation (Barnes, 2006; Rosales, 2006).
3. Les résultats doivent être considérés dans une perspective de retour sur investissements pour chacune des mesures de compensation, mettant en avant l'efficacité des coûts bioéconomiques de l'aménagement.

Enfin, précisons que la démarche de compensation (mais également d'évitement et de réduction) doit être dynamique dans le temps. Les mesures de compensation doivent viser à compenser la situation actuelle. Le lien quantitatif existant doit donc être mis à jour lorsque de nouvelles informations sont disponibles, les exigences de compensation diminuées ou augmentées en conséquence. À titre d'exemple, la réalisation de ce type d'approche de compensations bioéconomiques a eu lieu autour d'un projet hydro-électrique aux USA. Le processus a reçu un soutien positif de la part des différentes parties prenantes (industriels, services de l'état en charge de la gestion des ressources, groupes environnementaux) (Gowan et al., 2006).

Ainsi, une approche intégrée de la conservation des oiseaux marins se concentrerait autour de deux objectifs parmi toutes les sources de mortalité :

1. Atteindre ou maintenir un taux de croissance des populations positif,
2. Restaurer ou maintenir les habitats adéquats nécessaires.

➡ À La Réunion, s'il apparaît difficile d'éviter et de réduire totalement les impacts des aménagements (collision et pollution lumineuse notamment) dans les zones sous pressions associées et à proximité de colonies ou de flux importants déjà partiellement aménagées de surcroît (en opposition aux sites et déjà protégés et/ou de facto moins concernés pour diverses raisons d'isolement ou d'impraticabilité notamment), les mesures compensatoires peuvent s'envisager au travers d'actions de restauration et de conservation sur colonies de reproduction dont l'efficacité a été démontrée sur d'autres espèces de *Procellariidae* largement menacées (Carlile et al., 2003) et permettant de réduire l'impact d'autres menaces (lutte contre les prédateurs introduits (rats et chats), création de colonies artificielles, translocation d'individus vers des sites plus favorables).

Cette démarche de compensations bioéconomiques peut être complétée par la création d'une réserve financière, alimentée par les différents aménageurs publics ou privés et industries impactant la biodiversité. Différentes formes organisationnelles existent pour mettre en œuvre la compensation écologique, dont les banques de compensation « *Mitigation bank* » déjà largement développées dans les milieux anglo-saxons (USA, Canada, Australie, Royaume-Uni ...) (Bekessy et al., 2010; Fox and Nino-Murcia, 2005; Ledoux et al., 2000; Reiss et al., 2007). Les travaux de thèse d'A.C. Vaissière présentent en détails les enjeux organisationnels et institutionnels pour la mise en œuvre du principe de compensation écologique (Vaissière, 2014). Un des outils financiers pouvant être employé dans le cadre des banques de compensation est la création de « fond fiduciaire » (*long-term fund*). Les fonds sont alloués au financement d'actions de conservation dont l'efficacité en termes de gain de biodiversité est la plus grande (éradication des prédateurs introduits par exemple). Cependant, ce concept soulève encore un certain nombre d'interrogations, notamment en ce qui concerne la gouvernance et la gestion de ces structures (Burgin, 2008; Robertson, 2004) mais semble prometteur sous réserve d'adaptation (Bayon et al., 2012). Il présente l'avantage de proposer une réponse anticipée et mutualisée aux dommages à l'environnement et à la biodiversité (Vaissière, 2014), mais doit être accompagné de règles claires et de gardes fous importants, visant en premier lieu (mais pas uniquement), à ne pas substituer la compensation à toutes les actions d'évitement et de réduction indispensables à mettre en œuvre et justifier, et ne représenter de façon trop rapide et simpliste qu'un droit à détruire, largement critiqué par ailleurs.

Tableau 15 : Préconisations générales des mesures de compensation

| COMPENSER | | |
|--|---|--|
| Type d'impact (résiduel) | Exemple de mesures de compensation génériques | Remarques |
| Modification des habitats Perturbation des individus sur colonie de reproduction Collision Attraction lumineuse Mortalité Prolifération des prédateurs introduits Augmentation du risque d'incendie, ... | Amélioration de la connaissance et de la recherche Financement d'études scientifiques fondamentales sur la biologie des espèces et des habitats impactés (suivi et monitoring, dynamique de populations) ou de recherches opérationnelles sur l'anticipation et la modélisation des impacts, la définition (y compris dans l'innovation) des mesures opérationnelles efficaces (perception de l'avifaune, dispositifs d'effarouchement efficaces, nichoirs artificiels, ...) | Dans le cas où ces recherches permettent de franchir rapidement et avec certitude des verrous de connaissance et d'application opérationnelles essentielles à l'action de conservation globale des populations des espèces visées et au respect des réglementations associées, celles-ci peuvent être valorisées aux côtés des actions de compensation |
| | Acquisition de terrains présentant des habitats aux sensibilités au moins équivalentes à ceux impactés par l'aménagement. Mise en classement des terrains (espaces protégés, ...) ET financement d'actions concrètes de gestion favorables à la conservation ou à la réhabilitation d'habitats | La protection des milieux permet également la protection des espèces qui y évoluent (site de reproduction notamment). La maîtrise foncière de l'espace est une condition préalable indispensable pour garantir la pérennité d'une action de ce type en faveur de la biodiversité |
| | Contribution à des programmes ou des actions existants ou à réaliser de conservation et de gestion (plan de conservation, soutien au programme "Life + Pétrels", contrôle des prédateurs introduits) | Dans la mesure où l'action est additionnelle (ou complémentaire) et ne se substitue pas à l'action et aux moyens publics et régaliens de protection du bien commun qu'est la Nature |
| | Participation à l'effort de soins des oiseaux marins en appui aux structures de gestion des espèces et des habitats cibles | Principe du pollueur-payeur et mécanismes financiers permettant d'assurer la pérennité de l'action de sauvetage des oiseaux "résiduels" échoués |
| | Création d'un fond et d'une structure de gestion adaptée afin de financer, pérenniser et suivre la mise en œuvre de tout type d'actions de compensation sus citées à l'appui de mesure de conservation / gestion opérationnelles existantes | Objectif à terme qui pourrait représenter de nombreux bénéfices dans le cadre d'une mise en œuvre optimale |

XI.4.5 Accompagner

Tableau 16 : Préconisations générales des mesures d'accompagnement

Les mesures d'accompagnement visent à faciliter la mise en oeuvre et l'efficacité des mesures d'évitement, de réduction et de compensation et peuvent donc y être assimilées le cas échéant.

| ACCOMPAGNER | | |
|---------------|---|---|
| Type d'impact | Exemples de mesures d'accompagnement génériques | Remarques |
| Tous | Suivi-contrôle environnemental des mesures engagées en phase de conception, de chantier et d'exploitation (suivi précis et régulier d'évaluation des impacts (nombre de collisions et d'échouages, surface d'emprise, mortalité directe ou indirecte, etc...), mais aussi de l'efficacité de l'ensemble des mesures proposées y compris dans le cadre de la mise en oeuvre de la compensation | Mise en place d'un contrôle professionnel et indépendant de la maîtrise d'ouvrage (externe) et distinct des actions de Police Indispensable pour identifier les causes des impacts, proposer des adaptations et obtenir des retours d'expérience |
| | Amélioration de la connaissance et de la recherche Financement d'études scientifiques fondamentales sur la biologie des espèces et des habitats impactés (suivi et monitoring, dynamique de populations) ou de recherches opérationnelles sur l'anticipation et la modélisation des impacts, la définition (y compris dans l'innovation) des mesures opérationnelles efficaces (perception de l'avifaune, dispositifs d'effarouchement efficaces, nichoirs artificiels, ...) | Dans tous les cas ce genre de démarche sera utile et selon le contexte assimilé tantôt comme contribuant à de la réduction d'impact si l'apport associé n'est pas décisif, et dans certains cas à de la compensation écologique |
| | Communication (sensibilisation, concertation, valorisation) sur les enjeux, risques et retours d'expériences sur la problématique et dans le contexte de l'aménagement et sensibilisation sur l'environnement (écomusée, campagnes d'informations, sensibilisation à la pollution lumineuse, ...) | Partage d'expérience, mise en avant des bonnes pratiques, essentiels à la progression des actions de conservation globale (pouvant donc contribuer à l'ensemble des mesures « ERC ») |

XI.5 Perspectives

Nos travaux ont permis de faire progresser la connaissance fondamentale sur les oiseaux marins nocturnes de La Réunion, notamment en termes de répartition des colonies et de patterns de vol et d'exposition aux différentes menaces liées aux aménagements et infrastructures. Cependant, ils apportent également de nouvelles questions scientifiques fondamentales et appliquées à l'étude de l'impact des aménagements et aux moyens à mettre en œuvre pour éviter/réduire/compenser ces impacts. Nous proposons ici quelques perspectives de travail qu'il serait intéressant de poursuivre.

XI.5.1 Poursuite des études scientifiques et naturalistes

Poursuite de l'inventaire des colonies et modélisation des habitats

Nos efforts importants de prospection et de compilation bibliographique ne couvrent malheureusement pas l'intégralité de l'île en termes de suivi de la répartition géographique des différentes colonies d'oiseaux marins nocturnes. Il serait donc intéressant de poursuivre les prospections dans les secteurs reculés afin de confirmer ou non la présence de colonies d'oiseaux marins dans ces secteurs. Cela permettrait de mieux relativiser les enjeux de conservation au travers d'une connaissance exhaustive des colonies de reproduction. Certains secteurs apparaissent également potentiellement favorables pour la nidification du pétrel noir de Bourbon, dont la répartition connue est toujours restreinte à un seul secteur. Une modélisation des habitats de reproduction favorable à la nidification des espèces nocturnes (Dewaële, 2009) serait également intéressante afin de pouvoir prédire les habitats potentiellement favorables (particulièrement dans les secteurs encore non prospectés) et anticiper sur les impacts potentiels de perturbation, de modification voire de perte d'habitats favorables liés à un aménagement. L'étude de la sélection de l'habitat est très importante en écologie et biologie de la conservation. En effet, elle permet d'identifier les besoins des espèces et de comprendre leur distribution. Les informations obtenues permettent d'adapter par la suite les actions de gestion et de conservation (Bolton et al., 2004; Catry et al., 2003; Priddel et al., 2006). Les modèles d'habitats terrestres favorables à la présence d'une colonie d'oiseaux marins ne prennent pas en compte les processus sociaux de mise en place d'une colonie, contraignant la définition des secteurs effectivement utilisés, et limitant la possibilité d'estimer les tailles de population. Cependant, l'utilisation d'un modèle d'habitat prédictif a permis d'améliorer les estimations de taille de population du pétrel de Cook (*Pterodroma cookii*) sur deux îles en Nouvelle-Zélande (Rayner et al., 2007).

Étude des comportements de vol en fonction des conditions météorologiques et du relief

L'utilisation de la technologie radar, via des protocoles adaptés et dédiés permettrait d'approfondir les conclusions de la présente étude et d'étudier l'influence des conditions météorologiques et éléments géographiques majeurs sur le flux et les trajectoires empruntés par les oiseaux marins nocturnes, notamment sur le littoral et à l'approche des côtes. De manière générale, une approche plus poussée sur les incidences météorologiques sur les flux et comportements spécifiques serait sûrement utile aussi. Une étude plus précise de l'évolution des hauteurs de vol en fonction du relief, suivant un transect du littoral vers les plus hauts sommets permettrait également de préciser les

patterns altitudinaux de vol au droit des éléments géomorphologiques clés dans la répartition des flux et l'analyse des comportements des espèces en vol. Une campagne de prospection radar complémentaire à celle déjà réalisée et à partir d'une distribution aléatoire des sites d'observation, y compris à l'intérieur de l'île (planèze, mi-pente, sommets, plaines, cirques, etc... et à condition que le site soit accessible pour le véhicule radar) permettrait de réaliser une modélisation spatiale du flux à l'échelle de l'île et non pas uniquement à partir du littoral. Ces deux dernières études seraient très utiles pour préciser les cartes de risques de collisions proposées dans nos travaux.

L'utilisation de la technologie radar en mode horizontal au niveau du littoral permettrait d'étudier la fréquentation des secteurs (nombre d'oiseaux) proches du littoral (premières centaines de mètres jusqu'à quelques kilomètres) et d'étudier les comportements d'approche des oiseaux marins lors de leur retour à terre (et départ en mer), en fonction des conditions météorologiques (force et direction du vent). Ces informations seraient utiles de façon opérationnelle afin d'évaluer les impacts potentiels d'implantation de structures au large des côtes (parc éolien par exemple).

Suivi précis des déplacements des oiseaux à terre, par télémétrie

Le suivi précis des déplacements (trajectoire et altitude) des jeunes lors de leur premier envol permettrait de suivre les trajectoires empruntées et altitudes utilisées afin de préciser les cartes de risques (collision potentiel et attraction lumineuse) et d'estimer la proportion de jeunes oiseaux impactés par les lumières artificielles comme cela a été fait à Ténériffe aux îles Canaries sur des jeunes puffins cendrés équipés de GPS (Rodríguez et al., 2015b). Cependant, ce type d'étude présente de nombreuses contraintes : l'accessibilité à la colonie et la bonne connaissance de la phénologie, notamment de la période d'envol estimée des jeunes équipées afin de pouvoir programmer un échantillonnage suffisamment fréquent pour avoir une description suffisante des couloirs de vol de l'envol depuis la colonie jusqu'à la récupération de l'animal au sol (un donnée toutes les minutes par exemple, voire moins) sans pour autant saturer la mémoire du *logger* avec des points sur colonie (avant l'envol donc) ni décharger la batterie. Cela implique également de disposer de matériel suffisamment petit pour équiper un jeune, sans interférer sur sa capacité de vol et enfin de récupérer l'oiseau au sol une fois échoué. C'est potentiellement également une source de réflexion R&D préalable pertinente à engager pour tenter de lever les verrous techniques et scientifiques ici listés.

Application écologique de la bioacoustique automatique

Un jeu de données important d'enregistrements acoustiques a été réalisé sur une colonie de pétrel de Barau et sur 4 colonies de puffin tropical (en fonction de critères géographiques et altitudinaux). Il est donc important d'analyser ces données, de valoriser les résultats scientifiquement et d'en tirer des conclusions opérationnelles (meilleure définition de la phénologie, des conditions favorables de suivi et potentiellement d'un calendrier d'échouages spatialisés plus précis). Le même type de démarche pourrait être envisagé pour les deux autres espèces de *Procellariidae* (pétrel noir de Bourbon et puffin du Pacifique). La bioacoustique pourrait enfin être utilisée pour des suivis à long terme de colonies de référence.

Création et suivi de l'efficacité des colonies artificielles

Afin de favoriser le succès reproducteur et compenser les impacts résiduels induits par les aménagements, la création et le suivi de colonies de reproduction artificielles (non impactées par les prédateurs introduits) qui a déjà prouvé son efficacité dans de nombreux cas d'autres espèces d'oiseaux marins nicheuses en terrier (Bolton et al., 2004; Gummer et al., 2003; Miskelly and Taylor, 2004; Podolsky

and Kress, 1992; Priddel et al., 2006) pourrait être une solution intéressante à développer. Cette perspective, déjà proposée dans le cadre de la thèse de Patrick Pinet (Pinet, 2012), est prévue dans le cadre du programme de conservation Life+ Pétrels. Ces travaux nécessiteront probablement dans un premier temps des études de faisabilité et des tests de différents moyens d'attraction des oiseaux sur les colonies artificielles. Dans le même temps, il serait intéressant de poursuivre les travaux déjà engagés sur l'efficacité de l'utilisation des nichoirs artificiels, déjà mis en place à La Réunion pour favoriser la reproduction des Pailles-en-queue à brins blancs (Biotope) et, au besoin, réfléchir à améliorer leur efficacité afin de pouvoir déployer plus largement cette méthode de conservation.

XI.5.2 Monitoring des populations

L'impact des aménagements et infrastructures étant récurrent et continu dans le temps, les conséquences sur les populations le sont également. Aussi, il apparaît important de suivre dans le temps l'état des populations. Les protocoles mis en place au cours de la thèse pourraient être répétés de manière identique à pas de temps régulier. Ainsi les suivis de l'activité acoustique sur colonie de référence de puffin tropical via la méthode des PENOC et le suivi du nombre de détections d'oiseaux marins nocturnes par imagerie radar pourraient être réalisés tous les 5 ans (par exemple).

À Hawaï, l'utilisation du radar sur plusieurs sites a permis de confirmer la diminution des effectifs de puffins de Newell entre 1993 et 1999/2011, également observé via la diminution du nombre d'échouages de jeunes (Day et al., 2003b).

L'utilisation de la bioacoustique automatique (via technologie SM2 ou similaire) apporterait également un intérêt en termes de capacité d'échantillonnage spatio-temporel.

Le suivi annuel du nombre d'échouages doit évidemment continuer à être réalisé afin d'évaluer la tendance de l'évolution des populations au cours du temps, et les moyens nécessaires soutenus en ce sens.

La localisation précise systématique des échouages apporterait également des informations intéressantes pour mieux comprendre les paramètres qui influent l'attractivité des jeunes (type de lumière, définition d'un seuil minimal,...). Ce travail a commencé et doit donc être poursuivi afin d'augmenter le nombre de données exploitables.

Nous ne nous sommes pas intéressés au Paille-en-queue dans le cadre de ces travaux. Pourtant l'espèce est régulièrement impactée par les aménagements. Un suivi plus précis de ces impacts (temporalité, spatialité, typologie) pourrait être mené à l'échelle de l'île.

Enfin, une calibration entre le nombre d'oiseaux marins détectés via imagerie radar et l'activité acoustique enregistrée sur colonie (via PENOC ou enregistrement acoustique) apporterait des éléments précieux sur la quantification du nombre d'individus en lien avec l'activité acoustique sur colonie, notamment concernant le puffin tropical.

XI.5.3 Éviter et réduire l'impact

Des études comportementales et physiologiques sur la sensibilité des oiseaux aux caractéristiques techniques des éclairages doivent être menées afin de mieux comprendre le phénomène d'attraction (longueur d'onde, seuil de puissance, polarisation de la lumière, couleur, type d'éclairage, perception de l'intensité lumineuse, sensibilité des cellules visuelles). Ceci permettrait de proposer des adaptations et d'orienter les choix technologiques afin d'éviter et réduire l'impact de la pollution lumineuse. Des cartes fines présentant des valeurs d'irradiance (Watt.m^{-2}) permettraient ainsi de définir des valeurs seuil au-delà de laquelle la pollution lumineuse serait particulièrement attractive pour les jeunes *Procellariidae* (étude à réaliser à l'échelle spécifique).

Largement utilisés et étudiés pour réduire les collisions des oiseaux terrestres (migrateur ou non) avec les infrastructures, nous n'avons pas de retour sur l'efficacité des différents systèmes d'effarouchement vis-à-vis des oiseaux marins nocturnes. Des recherches devraient donc être menées en ce sens afin de réduire les impacts de collision.

Enfin, les cartes de risque d'attraction lumineuse et de collision devraient pouvoir être intégrées à l'échelle des documents de planification de l'urbanisme (SAR, SCOT, PLU) et de cohérence écologique (SRCE), par la réflexion et la réalisation d'une trame noire (ou trame nocturne). Nos résultats auraient alors une portée institutionnelle contraignante pour les aménagements pour une meilleure prise en compte des enjeux vis-à-vis des oiseaux marins.

XI.5.4 Améliorer le suivi opérationnel des impacts

Actuellement, le suivi opérationnel des impacts sur les aménagements est encore difficile à quantifier précisément (suivi de mortalité et recherches des cadavres par exemple). L'amélioration des protocoles de suivi et des méthodes d'investigation est nécessaire afin de réduire les biais d'étude actuels. Il serait intéressant de décrire le comportement (évitement, attraction, collision) des oiseaux nocturnes vis-à-vis des infrastructures, notamment via l'utilisation de caméras infrarouges ou de jumelles thermiques de vision nocturne de grande capacité (l'utilisation de ces dernières est actuellement strictement réglementée et soumises à une autorisation pour utilisation à des fins scientifiques). Le développement du radar 4G permettant des observations à basse altitude devrait pouvoir apporter des éléments intéressants. L'automatisation du traitement des images radar en mode vertical permettrait de pouvoir définir des protocoles de suivi plus importants (quasiment en continu) puisque l'analyse des images serait moins chronophage pour un expert biologiste. L'utilisation de la bioacoustique automatique permettant la détection des collisions semble prometteuse pour le suivi à long terme et en continu de cet impact. Les cartes de sensibilité au risque permettraient d'identifier les secteurs où les actions correctrices sont à réaliser prioritairement (enfouissement de câbles haute tension par exemple). Ces études en cours à Hawaii doivent être transférable facilement à La Réunion à condition d'avoir les moyens financiers associés.

XI.5.5 Compenser les impacts

Comme déjà présenté (cf. chapitre Préconisations générales), il pourrait être intéressant de créer une réserve financière (fond fiduciaire) à partir des mesures compensatoires définies dans le cadre de projets d'aménagements (compensations bioéconomiques). Cette réserve financière, qui pourrait être gérée par l'autorité environnementale ou tout autre organisme à portée globale pourrait notamment financer des actions de contrôles des prédateurs introduits (rats et chats) sur colonie, créer et tester l'efficacité des colonies artificielles, identifier des zones prioritaires et pérennes d'actions, faciliter la mise en œuvre, le suivi et l'évaluation de celles-ci dans une approche spécifique mais à vision globale. Elle présente également l'intérêt de pouvoir proposer une réponse anticipée et mutualisée aux dommages résiduels sur les oiseaux marins.

La mise en place de différentes mesures de compensation soulève la question de leur efficacité dans le maintien à long terme des populations et relativement aux coûts qu'elles engendrent. En d'autres termes, qu'elles sont la ou les mesure(s) de compensation à prioriser ? Par exemple, les actions de sauvetage ont un coût mais nous n'avons que peu de retour sur l'efficacité réelle de ces actions sur le long terme (recrutement des jeunes oiseaux sauvés au stade adulte). À l'inverse, les actions de contrôle des prédateurs introduits sur colonie sont très efficaces pour maintenir les populations d'oiseaux marins impactées. Une analyse comparative des bénéfices en termes de conservation par rapport aux coûts engagés pour les obtenir des différentes mesures de compensation permettrait de répondre à cette question essentielle.

XII. Conclusion



*La nuit approche, les adultes regagnent les colonies afin d'accomplir leur devoir de reproduction.
Ainsi continue le cycle de la vie ! - B. Gineste ©*

Sur les îles urbanisées hébergeant des populations d'oiseaux marins, de nombreuses interactions, souvent délétères, se produisent entre les aménagements et l'avifaune marine, notamment nocturne. Les impacts des aménagements sont multiples, sur les habitats de reproduction et sur les individus lors de leur déplacement, entraînant des conséquences potentiellement dramatiques à long terme pour ces populations d'espèces à stratégie K.

À partir de méthodes traditionnelles, nous avons montré une stabilité de la population de puffin tropical sur une période de 20 ans malgré une forte augmentation de la pression anthropique, notamment de la pollution lumineuse. Cette stabilité serait due à la protection naturelle des sites de reproduction par rapport aux prédateurs introduits, à l'absence de mortalité des individus en mer face aux engins de pêches et à d'importantes actions de sauvetage de la part de la population réunionnaise. Grâce aux déploiements importants de technologies innovantes (imagerie radar notamment), nous avons largement précisé la connaissance des patterns de vol et des flux des deux espèces d'oiseaux marins les plus abondantes et les plus impactées à La Réunion. Une forte variabilité de ces patterns a été observée à différentes échelles spatiales, temporelles et spécifiques. Les patterns temporels de vol des jeunes pétrels de Barau, très impactés par les éclairages artificiels ont également été étudiés à différentes échelles (nuit, mois).

Ces résultats fondamentaux ont permis de créer des outils d'aide à la décision spatialisés et temporels, destinés aux aménageurs et gestionnaires des espèces et espaces naturels afin que les enjeux de conservation des oiseaux marins nocturnes puissent être pris en compte dans les plans d'aménagements du territoire et lors des évaluations environnementales de projets d'aménagement. Les impacts anthropiques directs ou indirects sur les oiseaux marins, notamment nocturnes, est bien réel (perturbation sur colonies, réduction des habitats de reproduction, collisions, échouages) et important en cumulé dans le temps et à l'échelle de l'île.

Cependant, les difficultés logistiques, environnementales et techniques rendent encore difficile l'évaluation et la quantification précise des impacts limitant les conclusions possibles quant à l'impact global des aménagements. La poursuite des travaux engagés dans le cadre de la présente thèse et la mise en place de suivis réguliers de différents indicateurs relatifs aux impacts (nombre d'échouages annuels) et aux populations (activité vocale sur colonie, quantification des flux via imagerie radar) permettra de préciser les conséquences démographiques des aménagements sur les populations d'oiseaux marins. Les développements futurs technologiques déjà engagés (bioacoustique, radar haute résolution, traitement automatique des images radar) doivent aboutir et permettront d'apporter des outils de prospection assurant une plus grande précision dans l'évaluation des impacts potentiels et réels afin de mieux définir les enjeux et les mesures d'évitement, de réduction et de compensation associées.

La mise en place de ces mesures doit faire entièrement partie du processus de protection des oiseaux marins protégés de La Réunion et doit permettre d'éviter et de réduire les impacts des aménagements, notamment via la réduction de la pollution lumineuse, et de progresser dans l'efficacité et la pérennité des mesures compensatoires en cas d'impacts résiduels. En revanche, l'efficacité des mesures de réduction du risque de collision (utilisation de dispositifs d'effarouchement) n'est pas prouvée et devrait être testée et approfondie en intégrant des adaptations propres au contexte. La poursuite des actions de sauvetage des oiseaux échoués ou en détresse est actuellement le meilleur moyen de réduire la mortalité d'origine anthropique et doit impérativement être poursuivie et renforcée (communication, sensibilisation) en garantissant les moyens associés. Les mesures de compensation liées aux impacts des aménagements sur les oiseaux marins devraient permettre de financer d'une part des programmes de recherches fondamentaux et opérationnels et d'autre part, des actions de conservation dont l'efficacité sur la dynamique de population est conséquente (lutte contre les prédateurs introduits). Ces financements pourraient être obtenus à travers la création de fonds fiduciaires à l'échelle régionale, sous l'égide d'un organisme reconnu et en capacité d'assurer la facilitation, la coordination, le suivi et l'évaluation de la mise en œuvre des actions financées.

Grâce à la poursuite de la sensibilisation à l'environnement et la mise en place des bonnes

pratiques en termes d'aménagements respectueux des oiseaux marins nocturnes, c'est la biodiversité et l'environnement au sens large qui bénéficient de ces bonnes pratiques, dans une démarche intégrée de développements économique, sociétal et environnemental, c'est-à-dire durable.

Vu les enjeux de conservation des espèces, vu l'engagement de l'État Français pour la protection de l'environnement et la biodiversité, vu le positionnement affiché de la Région Réunion à travers sa Stratégie Régionale pour la Biodiversité, vu la prise de conscience sociétale de protection de l'environnement, il reste aux acteurs concernés (aménageurs et décideurs) de poursuivre et accroître la concrétisation des préconisations formulées ici et au-delà. L'*île intense* devrait se fixer comme objectif d'être un exemple, à l'échelle mondiale, de concilier la protection de sa biodiversité (oiseaux marins nocturnes notamment) et le développement de son territoire.

En effet, au regard des nombreuses sources de données, échanges et contacts réalisés, analyses bibliographiques élargies du contexte mondial, etc. que nous avons pu réaliser dans le cadre du présent travail de thèse, il ne fait aucun doute que La Réunion dispose ou puisse disposer d'atouts considérables à valoriser et un rôle sans aucun doute fort à jouer à l'échelle internationale sur le sujet.

Enfin, cette thèse montre l'intérêt d'allier des travaux de recherches fondamentaux et appliqués, ceux-ci apportant des informations opérationnelles pour la conservation des espèces. Elle rappelle également l'intérêt pour des structures différentes publiques (Université, organisme de recherches, services de l'état, collectivités, gestionnaires de la biodiversité), privées (entreprises, aménageurs, bureaux d'études) ou associatives (protection de la nature, citoyenne) d'œuvrer ensemble dans un même but commun et vertueux qu'est celui de la protection des espèces et des habitats.

Évidemment, une thèse ne serait pas pleinement réalisée si elle ne suscitait pas de nouveaux questionnements scientifiques nécessitant la poursuite des recherches ... Celles-ci pourraient se concentrer sur la poursuite des études scientifiques sur la distribution des espèces, sur l'influence de l'environnement (météo, relief) sur les patterns de vol et sur un suivi des populations. Une meilleure compréhension des caractéristiques techniques influençant l'attractivité des éclairages sur les oiseaux, l'élaboration et les tests de dispositifs d'effarouchement sont indispensables pour formuler des préconisations dans le but d'éviter et de réduire les impacts de la pollution lumineuse et des collisions. Enfin des recherches appliquées supplémentaires permettraient d'améliorer les suivis opérationnels des impacts.

BIBLIOGRAPHIE



Pour plus d'informations ... consultez la bibliographie. - L. Cuminetti ©

- 4C Offshore, 2015. Offshore Turbine Database - 4C Offshore [WWW Document]. URL <http://www.4coffshore.com/windfarms/turbines.aspx> (accessed 4.18.16).
- Ainley, D.G., Podolsky, R., DeForest, L., Spencer, G., 1997. New Insights into the Status of the Hawaiian Petrel on Kauai. *Colonial Waterbirds* 20, 24–30. doi:10.2307/1521760
- Ainley, D.G., Podolsky, R., Deforest, L., Spencer, G., Nur, N., 2001. The Status and Population Trends of the Newell's Shearwater on Kaua'i: Insights from Modeling. *Studies in Avian Biology* 108.
- Alheit, J., Roy, C., Kifani, S., 2009. Decadal-scale variability in populations, in: Checkley, D., Alheit, J., Oozeki, Y., Roy, C. (Eds.), *Climate Change and Small Pelagic Fish*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 64–87.
- Anderson, O., Small, C., Croxall, J., Dunn, E., Sullivan, B., Yates, O., Black, A., 2011. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research* 14, 91–106. doi:10.3354/esr00347
- Arnal, A., Vittecoq, M., Pearce-Duvet, J., Gauthier-Clerc, M., Boulonier, T., Jourdain, E., 2015. Laridae: A neglected reservoir that could play a major role in avian influenza virus epidemiological dynamics. *Critical Reviews in Microbiology* 41, 508–519. doi:10.3109/1040841X.2013.870967
- Ashmole, N., 1971. *Avian biology*, Academic Press. ed. London.
- Attie, C., Stahl, J.-C., Bretagnolle, V., 1997. New Data on the Endangered Mascarene Petrel *Pseudobulweria aterrima*: A Third Twentieth Century Specimen and Distribution. *Colonial Waterbirds* 20, 406–412. doi:10.2307/1521590
- Austin, J.J., Bretagnolle, V., Pasquet, E., Burger, A.E., 2004. A global molecular phylogeny of the small Puffinus shearwaters and implications for systematics of the Little-Audubon's Shearwater complex. *The Auk* 121, 847–864.
- Avian Power Line Interaction Committee (APLIC), 2012. Reducing avian collisions with power lines: the state of the art in 2012. Edison Electric Institute and APLIC, Washington, D.C.
- Baccetti, N., Sposimo, P., Giannini, F., 2005. Artificial lights and mortality of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* on a Mediterranean island. *Avocetta* 29, 89–91.
- Baker, J., Littnan, C., Johnston, D., 2006. Potential effects of sea level rise on the terrestrial habitats of endangered and endemic megafauna in the Northwestern Hawaiian Islands. *Endangered Species Research* 2, 21–30. doi:10.3354/esr002021
- Band, W., Band, B., 2012. Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms. Guidance document. SOSS Crown Estate.
- Barau, A., Barré, N., Jouanin, C., 2005. *Oiseaux de la Réunion*, 2e éd. rev. et . ed. Orphie, La Réunion; Paris.
- Barbault, R., 1997. *Biodiversité : introduction à la biologie de la conservation*. Hachette.
- Barbraud, C., Rolland, V., Jenouvrier, S., Nevoux, M., Delord, K., Weimerskirch, H., 2012. Effects of climate change and fisheries bycatch on Southern Ocean seabirds: a review. *Marine Ecology Progress Series* 454, 285–307. doi:10.3354/meps09616
- Barcelona, S.G., Ortiz de Urbina, J.M., de la Serna, J.M., Alot, E., Macías, D., 2010. Seabird bycatch in Spanish Mediterranean large pelagic longline fisheries, 2000-2008. *Aquatic Living Resources* 23, 363–371. doi:10.1051/alr/2010022
- Barnes, P., 2006. *Capitalism 3.0: A Guide To Reclaiming The Commons*. Berrett-Koehler, San Francisco, US.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., Ferrer, E.A., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51–57. doi:10.1038/nature09678
- Barrientos, R., Alonso, J.C., Ponce, C., PalaciN, C., 2011. Meta-Analysis of the Effectiveness of Marked Wire in Reducing Avian Collisions with Power Lines: Wire Marking to Reduce Bird Collisions. *Conservation Biology* 25, 893–903. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01699.x
- Barros, Á., Álvarez, D., Velando, A., 2014. Long-term reproductive impairment in a seabird

- after the Prestige oil spill. *Biology Letters* 10, 20131041. doi:10.1098/rsbl.2013.1041
- Bayon, R., Carroll, N., Fox, J., 2012. Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading Systems. Earthscan.
- Beiersdorf, A., Radecke, A., 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus: Challenges, Results and Perspectives. Springer Science & Business Media.
- Bekessy, S.A., Wintle, B.A., Lindenmayer, D.B., Mccarthy, M.A., Colyvan, M., Burgman, M.A., Possingham, H.P., 2010. The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters* 3, 151–158. doi:10.1111/j.1755-263X.2010.00110.x
- Bennie, J., Duffy, J.P., Davies, T.W., Correa-Cano, M.E., Gaston, K.J., 2015. Global Trends in Exposure to Light Pollution in Natural Terrestrial Ecosystems. *Remote Sensing* 7, 2715–2730. doi:10.3390/rs70302715
- Benoit, M.P., Bretagnolle, V., 2002. Seabirds of the Southern Lagoon of New Caledonia; Distribution, Abundance and Threats. *Waterbirds* 25, 202–213. doi:10.1675/1524-4695(2002)025[0202:SOTSLO]2.0.CO;2
- Bertram, D.F., Cowen, L., Burger, A.E., 1999. Use of radar for monitoring colonial burrow-nesting seabirds. *Journal of Field Ornithology* 70, 145–157.
- BirdLife International, 2015. Birdlife Data Zone [WWW Document]. URL <http://www.birdlife.org/datazone/info/taxonomy> (accessed 4.19.16).
- Birkhead, T.R., Lloyd, C., Corkhill, P., 1973. Oiled seabirds successfully cleaning their plumage. *British Birds* 66, 535–537.
- Black, A., 2005. Light induced seabird mortality on vessels operating in the Southern Ocean: incidents and mitigation measures. *Antarctic Science* 17, 67–68. doi:10.1017/S0954102005002439
- Bolton, M., Medeiros, R., Hothersall, B., Campos, A., 2004. The use of artificial breeding chambers as a conservation measure for cavity-nesting procellariiform seabirds: a case study of the Madeiran storm petrel (*Oceanodroma castro*). *Biological Conservation* 116, 73–80. doi:10.1016/S0006-3207(03)00178-2
- Bonhote, J.L., 1903. Bird Migration at Some of the Bahama Lighthouses. *The Auk* 20, 169–179. doi:10.2307/4069833
- Bonnaud, E., Bourgeois, K., Zarzoso-Lacoste, D., Vidal, E., 2011. Cat impact and management on two Mediterranean sister islands: “the French conservation touch. Island invasives: eradication and management 395–401.
- Borker, A.L., Halbert, P., Mckown, M.W., Tershy, B.R., Croll, D.A., 2015. A comparison of automated and traditional monitoring techniques for marbled murrelets using passive acoustic sensors: acoustic monitoring of Murrelets. *Wildlife Society Bulletin*. doi:10.1002/wsb.608
- Borker, A.L., Mckown, M.W., Ackerman, J.T., Eagles-Smith, C.A., Tershy, B.R., Croll, D.A., 2014. Vocal activity as a low cost and scalable index of seabird colony size: automated acoustic seabird monitoring. *Conservation Biology* 28, 1100–1108. doi:10.1111/cobi.12264
- Bory de Saint-Vincent, J.-B.G.M., 1804. Voyage dans les quatre principales îles des mers d’Afrique: fait par ordre du gouvernement, pendant les années neuf et dix de la république (1801 et 1802), avec l’histoire de la traversée du Capitaine Baudin jusqu’au Port-Louis de l’île Maurice. Buisson.
- Bourgeois, K., Dromzée, S., Vidal, É., Legrand, J., 2008. Yelkouan shearwater *Puffinus yelkouan* presence and behaviour at colonies: not only a moonlight question. *Comptes Rendus Biologies* 331, 88–97. doi:10.1016/j.crv.2007.10.008
- Bourne, W.R.P., 1999. Birds attracted by lights and killed by skuas on Gough Island, South Atlantic Ocean, and their zonal affinities. *Sea Swallow* 48, 53–57.
- Breiman, L., 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45, 5–32. doi:10.1023/A:1010933404324
- Bretagnolle, V., 1990. Effet de la lune sur l’activité des pétrels (classe Aves) aux îles Salvages (Portugal). *Canadian Journal of Zoology* 68, 1404–1409. doi:10.1139/z90-209

- Bretagnolle, V., 1988. Cycles de présence et rythmes d'activité chez cinq espèces de pétrels antarctiques. *Oiseau Rev. Fr. Ornithol.* 44–59.
- Bretagnolle, V., Attié, C., 1991. Status of Barau's Petrel (*Pterodroma barau*): Colony Sites, Breeding Population and Taxonomic Affinities. *Colonial Waterbirds* 14, 25. doi:10.2307/1521275
- Bretagnolle, V., Attié, C., Mougeot, F., 2000. Audubon's shearwaters *Puffinus lherminieri* on Réunion Island, Indian Ocean: behaviour, census, distribution, biometrics and breeding biology. *Ibis* 142, 399–412.
- Brewster, W., 1886. Bird migration: Part 1. Observations of nocturnal bird flights at the lighthouse at Point Lepreaux, Bay of Fundy, New Brunswick. *Memoirs of the Nuttal ornithological club* 1, 1–22.
- Briggs, P., 2007. Effect of barn conversion on bat roost sites in Hertfordshire, England. *Mammalia mamm* 68, 353–364. doi:10.1515/mamm.2004.035
- Brooke, M., 2004. Albatrosses and Petrels across the World, First Edition edition. ed. Oxford University Press, Oxford ; New York.
- Brooke, M. de L., 1978. Sexual differences in the voice and individual vocal recognition in the Manx shearwater (*Puffinus puffinus*). *Animal Behaviour* 26, 622–629.
- Brookes, K.L., 2009. Assessment of methods used to investigate the impact of offshore wind farms on seabirds. University of York.
- Brown, A.C., 2015. Radar Surveys for the Endangered Black-capped Petrel on Dominica, West Indies. Environmental protection in the Caribbean.
- Bruderer, B., 2003. The radar window to bird migration, in: *Avian Migration*. Springer, pp. 347–358.
- Bruderer, B., 1997a. The study of bird migration by radar part 2: Major achievements. *Naturwissenschaften* 84, 45–54.
- Bruderer, B., 1997b. The Study of Bird Migration by Radar Part 1: The Technical Basis*. *Naturwissenschaften* 84, 1–8.
- Bruderer, B., Peter, D., Boldt, A., Liechti, F., 2010. Wing-beat characteristics of birds recorded with tracking radar and cine camera. *Ibis* 152, 272–291.
- Bruderer, B., Peter, D., Steuri, T., 1999. Behaviour of migrating birds exposed to X-band radar and a bright light beam. *Journal of experimental biology* 202, 1015–1022.
- Burgin, S., 2008. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation* 17, 807–816. doi:10.1007/s10531-008-9319-2
- Buss, I.O., 1946. Bird Detection by Radar. *The Auk* 63, 315–318. doi:10.2307/4080116
- Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J., Bennun, L.A., Shutes, S.M., Akçakaya, H.R., Baillie, J.E.M., Stuart, S.N., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M., 2004. Measuring Global Trends in the Status of Biodiversity: Red List Indices for Birds. *PLoS Biology* 2, e383. doi:10.1371/journal.pbio.0020383
- Butchart, S.H.M., Stattersfield, A.J., Brooks, T.M., 2006. Going or gone: defining Possibly Extinct species to give a truer picture of recent extinctions. *Bulletin-British Ornithologists Club* 126, 7.
- Buxton, R.T., Jones, I.L., 2012. Measuring nocturnal seabird activity and status using acoustic recording devices: applications for island restoration: Acoustic Monitoring of Nocturnal Seabirds. *Journal of Field Ornithology* 83, 47–60. doi:10.1111/j.1557-9263.2011.00355.x
- Carlile, N., Priddel, D., Zino, F., Natividad, C., Wingate, D.B., 2003. A review of four successful recovery programmes for threatened sub-tropical petrels. *Marine Ornithology* 31, 185–192.
- Catry, P., Campos, A., Segurado, P., Silva, M., Strange, I., 2003. Population census and nesting habitat selection of thin-billed prion *Pachyptila belcheri* on New Island, Falkland Islands. *Polar Biol* 26, 202–207. doi:10.1007/s00300-002-0465-9
- Chamberlain, D.E., Rehfish, M.R., Fox, A.D., Desholm, M., Anthony, S.J., 2006. The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148, 198–202. doi:10.1111/j.1474-919X.2006.00507.x
- Choeur, A., Dijoux, J., 2016. Eco-Ethologie des chats et impacts sur les oiseaux marins de La Réunion (Rapport universitaire M1). UMR ENTROPIE, Saint-Denis, La Réunion.

- Cinzano, P., 2002. Technical measures for an effective limitation of the effects of light pollution. ISTIL, Thiene, Italy.
- Cinzano, P., Falchi, F., Elvidge, C.D., 2001. The first world atlas of the artificial night sky brightness. *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society* 328, 689–707.
- Colabuono, F.I., Taniguchi, S., Montone, R.C., 2010. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 60, 630–634.
- Conand, F., Marsac, F., Tessier, E., Conand, C., 2007. A ten-year period of daily sea surface temperature at a coastal station in Reunion Island, Indian Ocean (July 1993–April 2004): patterns of variability and biological responses. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 6.
- Conde, D.A., Colchero, F., Güneralp, B., Gusset, M., Skolnik, B., Parr, M., Byers, O., Johnson, K., Young, G., Flesness, N., Possingham, H., Fa, J.E., 2015. Opportunities and costs for preventing vertebrate extinctions. *Current Biology* 25, R219–R221. doi:10.1016/j.cub.2015.01.048
- Cooper, J., Baccetti, N., Belda, E.J., Borg, J., Oro, D., Papaconstantinou, C., Sanchez, A., 2003. Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean sea and Macaronesian waters: a review and a way forward. *Scientia marina* 67, 57–64.
- Cotton, P.A., 2003. Avian migration phenology and global climate change. *PNAS* 100, 12219–12222. doi:10.1073/pnas.1930548100
- Cragg, J.L., Burger, A.E., Osmond, M.M., 2011. Progress report: Radar monitoring of *Brachyramphus murrelets* on Kodiak Island, 2010.
- Crockett, D., 1994. Rediscovery of Chatham Island Taiko *Pterodroma magentae*. *Notornis* 41, 49–60.
- Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B., Stattersfield, A.J., Sullivan, B., Symes, A., Taylor, P., 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22, 1–34. doi:10.1017/S0959270912000020
- Cruz-Delgado, F., Wiedenfeld, D.A., González, J.A., 2010. Assessing the potential impact of wind turbines on the endangered Galapagos Petrel *Pterodroma phaeopygia* at San Cristóbal Island, Galapagos. *Biodiversity and Conservation* 19, 679–694. doi:10.1007/s10531-009-9727-y
- Cury, P.M., Boyd, I.L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R.J.M., Furness, R.W., Mills, J.A., Murphy, E.J., Osterblom, H., Paleczny, M., Piatt, J.F., Roux, J.-P., Shannon, L., Sydeman, W.J., 2011. Global Seabird Response to Forage Fish Depletion—One-Third for the Birds. *Science* 334, 1703–1706. doi:10.1126/science.1212928
- CYATHEA, 2008. Mise en place d'une ligne Haute Tension. Suivi avifaune sur le Bras de la Plaine et le Bras de Cilaos. La Réunion.
- Czech, B., Krausman, P.R., Devers, P.K., 2000. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States Associations among causes of species endangerment in the United States reflect the integration of economic sectors, supporting the theory and evidence that economic growth proceeds at the competitive exclusion of nonhuman species in the aggregate. *BioScience* 50, 593–601.
- Danckwerts, D.K., McQuaid, C.D., Jaeger, A., McGregor, G.K., Dwight, R., Le Corre, M., Jaquemet, S., 2014. Biomass consumption by breeding seabirds in the western Indian Ocean: indirect interactions with fisheries and implications for management. *ICES Journal of Marine Science* 71, 2589–2598. doi:10.1093/icesjms/fsu093
- Davies, J.M., Bell, J.S., Houghton, C., 1984. A comparison of the levels of hepatic aryl hydrocarbon hydroxylase in fish caught close to and distant from North Sea oil fields. *Marine Environmental Research* 14, 23–45.
- Davis, S., Mirick, D.K., Stevens, R.G., 2001. Night shift work, light at night, and risk of breast cancer. *Journal of the national cancer institute* 93, 1557–1562.
- Day, R.H., Cooper, B.A., 1995. Patterns of movement of Dark-rumped petrels and Newell's shearwater on Kauai. *The Condor* 97, 1011–1027.

- Day, R.H., Cooper, B.A., Blaha, R.J., 2003a. Movement patterns of Hawaiian Petrels and Newell's Shearwaters on the island of Hawai'i. *Pacific Science* 57, 147–159.
- Day, R.H., Cooper, B.A., Telfer, T.C., Powell, A., 2003b. Decline of Townsend's (Newell's) shearwaters (*Puffinus auricularis newelli*) on Kauai, Hawaii. *The Auk* 120, 669–679.
- DEAL Réunion, BIOTOPE, RST, 2013. Guide : mesures de compensation à la perte de biodiversité (Guide méthodologique pour l'île de La Réunion). DEAL Réunion, La Réunion.
- Desholm, M., Fox, A.D., Beasley, P.D.L., Kahlert, J., 2006. Remote techniques for counting and estimating the number of bird–wind turbine collisions at sea: a review. *Ibis* 148, 76–89.
- Desholm, M., Kahlert, J., 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters* 1, 296–298. doi:10.1098/rsbl.2005.0336
- Dewaële, A., 2009. Relation entre la sélection de l'habitat de reproduction et le succès reproducteur chez un oiseau marin endémique menacé, le pétrel de Barau. Université de La Réunion, Faculté des sciences, Saint-Denis, La Réunion.
- Dick, M.H., Donaldson, W., 1978. Fishing vessel endangered by crested auklet landings. *Condor* 80, 235–236.
- Doherty, J., P.F., Schreiber, E.A., Nichols, J.D., Hines, J.E., Link, W.A., Schenk, G.A., Schreiber, R.W., 2004. Testing life history predictions in a long-lived seabird: a population matrix approach with improved parameter estimation. *Oikos* 105, 606–618. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.13119.x
- Dott, H.E.M., 1975. Fulmars at Colonies: Time of Day and Weather. *Bird Study* 22, 255–259. doi:10.1080/00063657509476473
- Dumont, Y., Russell, J.C., Lecomte, V., Le Corre, M., 2010. Conservation of endangered endemic seabirds within a multi-predator context: the Barau's Petrel in Réunion Island. *Natural Resource Modeling* 23, 381–436.
- Durant, J., Hjermand, D., Frederiksen, M., Charrassin, J., Le Maho, Y., Sabarros, P., Crawford, R., Stenseth, N., 2009. Pros and cons of using seabirds as ecological indicators. *Climate Research* 39, 115–129. doi:10.3354/cr00798
- Eastwood, E., 1967. *Radar ornithology*, Methuen. ed. London.
- Enticott, J., Tipling, D., 1997. *Photographic Handbook of the Seabirds of the World*. New Holland Publishers, Limited.
- Evans Ogden, L.J., 1996. Collision course: the hazards of lighted structures and windows to migrating birds.
- Everaert, J., Stienen, E.W.M., 2006. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). *Biodivers Conserv* 16, 3345–3359. doi:10.1007/s10531-006-9082-1
- Exo, K.-M., Huppopp, O., Garthe, S., 2003. Birds and offshore wind farms: a hot topic in marine ecology. *Bulletin-Wader Study Group* 100, 50–53.
- Falchi, F., Cinzano, P., Duriscoe, D., Kyba, C.C.M., Elvidge, C.D., Baugh, K., Portnov, B.A., Rybnikova, N.A., Furgoni, R., 2016. The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances* 2, e1600377. doi:10.1126/sciadv.1600377
- Falchi, F., Cinzano, P., Elvidge, C.D., Keith, D.M., Haim, A., 2011. Limiting the impact of light pollution on human health, environment and stellar visibility. *Journal of Environmental Management* 92, 2714–2722. doi:10.1016/j.jenvman.2011.06.029
- Faulquier, L., Fontaine, R., Vidal, E., Salamolard, M., Le Corre, M., 2009. Feral cats *Felis catus* threaten the endangered endemic Barau's petrel *Pterodroma barau* at Réunion Island (Western Indian Ocean). *Waterbirds* 32, 330–336.
- Fijn, R.C., Gyimesi, A., Collier, M.P., Beuker, D., Dirksen, S., Krijgsveld, K.L., 2012. Flight patterns of birds at offshore gas platform K14. Flight intensity, flight altitudes and species composition in comparison to OWEZ. Report 11–112.
- Flock, W.L., 1972. Radar observations of bird migration at Cape Prince of Wales. *Arctic* 83–98.
- Fontaine, R., Gimenez, O., Bried, J., 2011. The impact of introduced predators, light-induced mortality of fledglings and poaching on the dynamics of the Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*) population from the Azores, northeastern

- subtropical Atlantic. *Biological Conservation* 144, 1998–2011. doi:10.1016/j.biocon.2011.04.022
- Fox, A.D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T.K., Krag Petersen, I.B., 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148, 129–144.
- Fox, J., Nino-Murcia, A., 2005. Status of Species Conservation Banking in the United States. *Conservation Biology* 19, 996–1007. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00231.x
- Friend, M., McLean, R.G., Joshua Dein, F., 2001. Disease emergence in birds: challenges for the twenty-first century. *The Auk* 118, 290–303. doi:10.1642/0004-8038(2001)118[0290:DEIBCF]2.0.CO;2
- Fuller, T., Bensch, S., Müller, I., Novembre, J., Pérez-Tris, J., Ricklefs, R.E., Smith, T.B., Waldenström, J., 2012. The Ecology of Emerging Infectious Diseases in Migratory Birds: An Assessment of the Role of Climate Change and Priorities for Future Research. *EcoHealth* 9, 80–88. doi:10.1007/s10393-012-0750-1
- 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. doi:10.1016/j.jenvman.2013.01.025
- Gabriel, C., Montaggioni, L., 1985. L'érosion des plages balnéaires à La Réunion : généralité et définition de l'état initial et suivi des profils de plages. (Rapport technique). Université de La Réunion, Faculté des sciences, Saint-Denis, La Réunion.
- Gallaway, T., Olsen, R.N., Mitchell, D.M., 2010. The economics of global light pollution. *Ecological Economics* 69, 658–665. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.10.003
- Gangloff, B., 2010. Systematics and phylogeography in gadfly petrels (Aves: Procellariiformes) and implications for conservation. Poitiers.
- Gaston, A.J., Jones, I.L., Noble, D.G., 1988. Monitoring Ancient Murrelet Breeding Populations. *Colonial Waterbirds* 11, 58–66. doi:10.2307/1521170
- Gauthreaux, S.A., Belser, C.G., 2006. Effects of artificial night lighting on migrating birds, in: *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Rich C., Longcore T., pp. 67–93.
- Gauthreaux Jr, S.A., Belser, C.G., 2003. Radar ornithology and biological conservation. *The Auk* 120, 266–277.
- Gehring, J., Kerlinger, P., Manville, A.M., 2009. Communication towers, lights, and birds: successful methods of reducing the frequency of avian collisions. *Ecological Applications* 19, 505–514.
- Genevois, F., Barbraud, C., 2015. Oiseaux marins: Entre ciel et mers. Editions Quae.
- Gerdil, T., 1998. Etude et conservation des oiseaux marins de l'île de La Réunion (Rapport d'études). Université de Neuchâtel, Institut de Zoologie / CEBC / Muséum d'Histoire Naturelle de La Réunion, Neuchâtel.
- Gineste, B., Souquet, M., 2015. Expertise de l'avifaune marine patrimoniale préalable à l'étude de l'implantation d'un projet de transport câblé reliant Saint-Denis Ville à La Montagne, sur la Rivière Saint-Denis. Biotope, Saint-André, La Réunion.
- Glass, J., Ryan, P., 2013. Reduced seabird night strikes and mortality in the Tristan rock lobster fishery. *African Journal of Marine Science* 35, 589–592. doi:10.2989/1814232X.2013.860049
- Gowan, C., Stephenson, K., Shabman, L., 2006. The role of ecosystem valuation in environmental decision making: Hydropower relicensing and dam removal on the Elwha River. *Ecological Economics* 56, 508–523. doi:10.1016/j.ecolecon.2005.03.018
- Granadeiro, J.P., Alonso, H., Almada, V., Menezes, D., Phillips, R.A., Catry, P., 2009. Mysterious attendance cycles in Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*: an exploration of patterns and hypotheses. *Animal Behaviour* 78, 1455–1462. doi:10.1016/j.anbehav.2009.09.029
- Granadeiro, J.P., Burns, M.D., Furness, R.W., 1998. Patterns of activity and burrow attendance in Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* as revealed by a novel logging technique. *Ibis* 140, 458.

- Grecian, W.J., Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Godley, B.J., Witt, M.J., Votier, S.C., 2010. Potential impacts of wave-powered marine renewable energy installations on marine birds. *Ibis* 152, 683–697. doi:10.1111/j.1474-919X.2010.01048.x
- Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Donald, P.F., 2004. Bird census and survey techniques, in: *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Sutherland, W.J., Newton, I. & Green, R.E, Oxford, pp. 17–56.
- Grémillet, D., Boulinier, T., 2009. Spatial ecology and conservation of seabirds facing global climate change: a review. *Marine Ecology Progress Series* 391, 121–137. doi:10.3354/meps08212
- Griesemer, A.M., Holmes, N.D., 2011. Newell's shearwater population modeling for Habitat Conservation Plan and Recovery Planning. Technical Report No. 176. The Hawai'i-Pacific Islands Cooperative Ecosystem Studies Unit & Pacific Cooperative Studies Unit, University of Hawai'i, Honolulu, Hawai'i. 68 pp.
- Gummer, H., New Zealand, Department of Conservation, 2003. Chick translocation as a method of establishing new surface-nesting seabird colonies: a review. Dept. of Conservation, Wellington, N.Z.
- Hamer, K.C., Furness, R.W., Caldow, R.W.G., 1991. The effects of changes in food availability on the breeding ecology of great skuas *Catharacta skua* in Shetland. *Journal of Zoology* 223, 175–188. doi:10.1111/j.1469-7998.1991.tb04758.x
- Hamer, T.E., Cooper, B.A., Ralph, C.J., 1995. Use of radar to study the movements of Marbled Murrelets at inland sites. *Northwestern Naturalist* 73–78.
- Hamer, T.E., Schuster, S.M., Meekins, D., 2005. Radar as a tool for monitoring Xantus's Murrelet populations. *Marine Ornithology* 33, 139–146.
- Harris, M.P., 1969. Food as a factor controlling the breeding of *Puffinus lherminieri*. *Ibis* 111, 139–156. doi:10.1111/j.1474-919X.1969.tb02523.x
- Harris, M.P., Murray, S., Wanless, S., 1998. Long-term changes in breeding performance of Puffins *Fratercula arctica* on St Kilda. *Bird Study* 45, 371–374. doi:10.1080/00063659809461109
- Harrison, P., 1996. *Seabirds of the World*, First Edition, 3rd Printing edition. ed. Princeton University Press.
- Hartung, R., 1995. Assessment of the potential for long-term toxicological effects of the Exxon Valdez oil spill on birds and mammals, in: *Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters*. ASTM International.
- Harvell, C.D., Mitchell, C.E., Ward, J.R., Altizer, S., Dobson, A.P., Ostfeld, R.S., Samuel, M.D., 2002. Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science* 296, 2158–2162.
- Hatfield, J.S., Reynolds, M.H., Seavy, N.E., Krause, C.M., 2012. Population Dynamics of Hawaiian Seabird Colonies Vulnerable to Sea-Level Rise. *Conservation Biology* 26, 667–678. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01853.x
- Heubeck, M., Camphuysen, K.C.J., Bao, R., Humple, D., Sandoval Rey, A., Cadiou, B., Bräger, S., Thomas, T., 2003. Assessing the impact of major oil spills on seabird populations. *Marine Pollution Bulletin* 46, 900–902. doi:10.1016/S0025-326X(03)00098-5
- Hill, R., Hill, K., Aumüller, R., Schulz, A., Dittmann, T., Kulemeyer, C., Coppack, T., 2014. Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at alpha ventus, in: Agency, F.M. and H., Safety, F.M. for the E., *Nature Conservation and Nuclear (Eds.), Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus*. Springer Fachmedien Wiesbaden, pp. 111–131.
- Hölker, F., Moss, T., Griefahn, B., Kloas, W., Voigt, C.C., Henckel, D., Hänel, A., Kappeler, P.M., Völker, S., Schwöpe, A., Franke, S., Uhrlandt, D., Fischer, J., Klenke, R., Wolter, C., Tockner, K., 2010a. The dark side of light: a transdisciplinary research agenda for light pollution policy. *Ecology and Society* 15, 13.
- Hölker, F., Wolter, C., Perkin, E.K., Tockner, K., 2010b. Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in ecology & evolution* 25, 681–682.
- Hooker, D., 1911. Certain reactions to color in the young loggerhead turtle. *Papers Tortugas Lab., Carnegie Inst* 3, 69–76.

- Imber, J., 1975. Behaviour of petrels in relation to the moon and artificial lights. *Notornis* 22, 302–306.
- INSEE, 2013. Insee - Département de La Réunion (974) - Dossier complet [WWW Document]. URL http://www.insee.fr/fr/themes/dossier_complet.asp?codgeo=DEP-974 (accessed 7.4.16).
- Insee La Réunion - Mayotte, 2016. Insee Analyses Réunion. INSEE, Saint-Denis, La Réunion.
- Jaquemet, S., 2005. Rôle des oiseaux marins tropicaux dans les réseaux trophiques hauturiers du sud-ouest de l’océan Indien. Université de La Réunion, Saint-Denis, La Réunion.
- Jenkins, A.R., Smallie, J.J., Diamond, M., 2010. Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective. *Bird Conservation International* 20, 263–278. doi:10.1017/S0959270910000122
- Jones, H.P., Tershy, B.R., Zavaleta, E.S., Croll, D.A., Keitt, B.S., Finkelstein, M.E., Howald, G.R., 2008. Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds: A Global Review. *Conservation Biology* 22, 16–26. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00859.x
- Jones, I.L., Gaston, A.J., Falls, J.B., 1990. Factors affecting colony attendance by Ancient Murrelets (*Synthliboramphus antiquus*). *Can. J. Zool.* 68, 433–441. doi:10.1139/z90-064
- Jones, J., Francis, C.M., 2003. The effects of light characteristics on avian mortality at lighthouses. *Journal of Avian Biology* 34, 328–333. doi:10.1111/j.0908-8857.2003.03183.x
- Keitt, B.S., 2005. Status of Xantus’s Murrelet and its nesting habitat in Baja California, Mexico. *Marine Ornithology* 33, 105–114.
- Khan, R.A., Ryan, P., 1991. Long term effects of crude oil on common murrelets (*Uria aalge*) following rehabilitation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46, 216–222.
- King, W.B., Gould, P.J., 1967. The status of Newell’s race of the Manx shearwater. *Living Bird* 6, 163–186.
- Klomp, N.I., Furness, R.W., 1992. Patterns of Chick Feeding in Cory’s Shearwaters and the Associations with Ambient Light. *Colonial Waterbirds* 15, 95–102. doi:10.2307/1521358
- Klotzbach, P.J., 2006. Trends in global tropical cyclone activity over the past twenty years (1986–2005). *Geophys. Res. Lett.* 33, L10805. doi:10.1029/2006GL025881
- Kormondy, E.J., 1969. Concepts of ecology. Prentice-Hall.
- Kreithen, M.L., Keeton, W.T., 1974. Detection of polarized light by the homing pigeon, *Columba livia*. *J. Comp. Physiol.* 89, 83–92. doi:10.1007/BF00696165
- Kury, C.R., Gochfeld, M., 1975. Human interference and gull predation in cormorant colonies. *Biological Conservation* 8, 23–34. doi:10.1016/0006-3207(75)90076-2
- Kyba, C.C.M., Hänel, A., Hölker, F., 2014. Redefining efficiency for outdoor lighting. *Energy & Environmental Science* 7, 1806. doi:10.1039/c4ee00566j
- Lack, D., Varley, G.C., 1945. Detection of birds by radar. *Nature* 156, 446.
- Lande, R., 1998. Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. *Res Popul Ecol* 40, 259–269. doi:10.1007/BF02763457
- Lavers, J.L., Bond, A.L., Hutton, I., 2014. Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution* 187, 124–129. doi:10.1016/j.envpol.2013.12.020
- Le Corre, M., 2008. Cats, rats and seabirds. *Nature* 451, 134–135.
- Le Corre, M., Bemanaja, E., 2009. Discovery of two major seabird colonies in Madagascar. *Marine Ornithology* 37, 153–158.
- Le Corre, M., Ghestemme, T., Salamolard, M., Couzi, F.-X., 2003. Rescue of the Mascarene petrel, a critically endangered seabird of Réunion Island, Indian Ocean. *The Condor* 105, 391–395.
- Le Corre, M., Jaquemet, S., 2005. Assessment of the seabird community of the Mozambique Channel and its potential use as an indicator of tuna abundance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63, 421–428. doi:10.1016/j.ecss.2004.11.013

- Le Corre, M., Ollivier, A., Ribes, S., Jouventin, P., 2002. Light-induced mortality of petrels: a 4-year study from Réunion Island (Indian Ocean). *Biological Conservation* 105, 93–102.
- Leakey, R., Lewin, R., 1996. *The Sixth Extinction: Biodiversity and Its Survival*. Phoenix.
- Lebarbenchon, C., Jaeger, A., Feare, C., Bastien, M., Dietrich, M., Larose, C., Lagadec, E., Rocamora, G., Shah, N., Pascalis, H., others, 2015. Influenza A virus on oceanic islands: host and viral diversity in seabirds in the Western Indian Ocean. *PLoS Pathog* 11, e1004925.
- Ledoux, L., Crooks, S., Jordan, A., Turner, R.K., 2000. Implementing EU biodiversity policy: UK experiences. *Land use policy* 17, 257–268.
- Lee, W.Y., Jung, J.-W., Choi, H.-G., Chung, H., Han, Y.-D., Cho, S.-R., Kim, J.-H., 2016. Behavioral responses of chinstrap and gentoo penguins to a stuffed skua and human nest intruders. *Polar Biology*. doi:10.1007/s00300-016-1984-0
- Legrand, B., Benneveau, A., Jaeger, A., Pinet, P., Potin, G., Jaquemet, S., Le Corre, M., 2016. Current wintering habitat of an endemic seabird of Réunion Island, Barau's petrel *Pterodroma baraui*, and predicted changes induced by global warming. *Marine Ecology Progress Series* 550, 235–248. doi:10.3354/meps11710
- Leopold, A., 1992. *The River of the Mother of God: and other Essays by Aldo Leopold*. Univ of Wisconsin Press.
- Libois, E., Gimenez, O., Oro, D., Mínguez, E., Pradel, R., Sanz-Aguilar, A., 2012. Nest boxes: A successful management tool for the conservation of an endangered seabird. *Biological Conservation* 155, 39–43. doi:10.1016/j.biocon.2012.05.020
- Life+ Pétrels, 2014. Enrayer le déclin des pétrels endémiques de La Réunion : démonstration d'actions et de stratégies innovantes à large échelle pour leur conservation. Parc National de La Réunion, La Réunion.
- Longcore, T., Rich, C., 2004. Ecological light pollution. *Front Ecol Environ* 2, 191–198.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., others, 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *science* 294, 804–808.
- Loss, S.R., Will, T., Marra, P.P., 2012. Direct human-caused mortality of birds: improving quantification of magnitude and assessment of population impact. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10, 357–364. doi:10.1890/110251
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- Mackin, W.A., 2007. Conservation of Audubon's Shearwater in The Bahamas: Status, Threats, and Practical Solutions, in: *Proceedings of the 11th Symposium on the Natural History of the Bahamas* (K. Sealey, K and E. Freid, Eds.).
- Malakoff, D., 2003. Researchers Scramble to Track Virus's Impact on Wildlife. *Science* 299, 1176–1176. doi:10.1126/science.299.5610.1176
- Mallory, M.L., Gaston, A.J., Forbes, M.R., Gilchrist, H.G., 2009. Factors influencing colony attendance by northern fulmars in the Canadian High Arctic. *Arctic* 151–158.
- Manne, L.L., Brooks, T.M., Pimm, S.L., 1999. Relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature* 399, 258–261. doi:10.1038/20436
- Marchant, P., 2005a. What Works? A Critical Note on the Evaluation of Crime Reduction Initiatives. *Crime Prev Community Saf* 7, 7–13. doi:10.1057/palgrave.cpcs.8140214
- Marchant, P., 2005b. Shining a light on evidence-based policy: street lighting and crime. *Criminal Justice Matters* 62, 18–45. doi:10.1080/09627250508553093
- Marchant, P.R., 2004. A Demonstration That the Claim That Brighter Lighting Reduces Crime Is Unfounded. *Br J Criminol* 44, 441–447. doi:10.1093/bjc/azh009
- Marques, A.T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M.J.R., Fonseca, C., Mascarenhas, M., Bernardino, J., 2014. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation* 179, 40–52. doi:10.1016/j.biocon.2014.08.017

- Martin, G.R., Brooke, M. de L., 1991. The eye of a procellariiform seabird, the Manx shearwater, *Puffinus puffinus*: visual fields and optical structure. *Brain, behavior and evolution* 37, 65–78.
- Marzluff, J., Bowman, R., Donnelly, R., 2012. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer Science & Business Media.
- Marzluff, J.M., 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds, in: Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R. (Eds.), *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer US, pp. 19–47.
- Mathevet, R., 2012. La solidarité écologique: ce lien qui nous oblige. Actes sud.
- Mathevet, R., Thompson, J., Delanoë, O., Cheylan, M., Gil-Fourrier, C., Bonnin, M., 2010. La solidarité écologique : un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. *Natures, Sciences, Sociétés* 18, 424–433. doi:10.1051/nss/2011006
- McCoy, K.D., Dietrich, M., Jaeger, A., Wilkinson, D.A., Bastien, M., Lagadec, E., Boulinier, T., Pascalis, H., Tortosa, P., Le Corre, M., Dellagi, K., Lebarbenchon, C., 2016. The role of seabirds of the Iles Eparses as reservoirs and disseminators of parasites and pathogens. *Acta Oecologica* 72, 98–109. doi:10.1016/j.actao.2015.12.013
- McDonald, C., Searle, K., Wanless, S., Daunt, F., 2012. Effects of displacement from marine renewable development on seabirds breeding at SPAs.
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11, 161–176. doi:10.1007/s11252-007-0045-4
- McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127, 247–260. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience* 52, 883–890.
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L., 2001. Biotic Homogenization: A Sequential and Selective Process, in: Lockwood, J.L., McKinney, M.L. (Eds.), *Biotic Homogenization*. Springer US, pp. 1–17.
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14, 450–453. doi:10.1016/S0169-5347(99)01679-1
- McKown, M.W., 2008. Acoustic communication in colonial seabirds: individual, sexual, and species-specific variation in acoustic signals of *Pterodroma* petrels. University of North Carolina at Chapel Hill.
- McNeil, R., Drapeau, P., Pierotti, R., 1993. Nocturnality in colonial waterbirds: occurrence, special adaptations, and suspected benefits, in: *Current Ornithology*. Springer, pp. 187–246.
- McNeill, J.R., 2001. *Something new under the sun: An environmental history of the twentieth-century world (the global century series)*. WW Norton & Company.
- MEDDTL, 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel.
- Medina, F.M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B.R., Zavaleta, E.S., Josh Donlan, C., Keitt, B.S., Corre, M., Horwath, S.V., Nogales, M., 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology* 17, 3503–3510. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02464.x
- Merkel, F.R., 2010. Light-induced bird strikes on vessels in Southwest Greenland (Technical Report No. 84). Greenland Institute of Natural Resources, Pinngortitaleriffik.
- Météo France, 2011. *Atlas climatique de La Réunion*. Météo France, Saint-Denis, La Réunion.
- Miles, W., Money, S., Luxmoore, R., Furness, R.W., 2010. Effects of artificial lights and moonlight on petrels at St Kilda. *Bird Study* 57, 244–251. doi:10.1080/00063651003605064
- Millennium Ecosystem Assessment (Ed.), 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis ; a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, DC.

- Minatchy, N., 2004. Stratégie de réduction de la mortalité des pétrels induite par les éclairages publics. Rapport DESS Sciences et Gestion de l'Environnement Tropical/SEOR.
- Miskelly, C.M., Taylor, G.A., 2004. Establishment of a colony of Common Diving Petrels (*Pelecanoides urinatrix*) by chick transfers and acoustic attraction. *EMU* 104, 205–211.
- Miskelly, C.M., Taylor, G.A., Gummer, H., Williams, R., 2009. Translocations of eight species of burrow-nesting seabirds (genera *Pterodroma*, *Pelecanoides*, *Pachyptila* and *Puffinus*: Family Procellariidae). *Biological Conservation* 142, 1965–1980. doi:10.1016/j.biocon.2009.03.027
- Mittermeier, R.A., Robles Gil, P., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Goettsch Mittermeier, C., Lamoreux, J., Da Fonseca, G.A.B., 2005. Hotspots Revisited.
- Montevicchi, W.A., 2006. Influences of artificial light on marine birds, in: *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Washington, DC, pp. 94–113.
- Mougeot, F., Bretagnolle, V., 2000a. Predation as a cost of sexual communication in nocturnal seabirds: an experimental approach using acoustic signals. *Animal Behaviour* 60, 647–656. doi:10.1006/anbe.2000.1491
- Mougeot, F., Bretagnolle, V., 2000b. Predation risk and moonlight avoidance in nocturnal seabirds. *Journal of Avian Biology* 31, 376–386.
- Mourer-Chauviré, C., 2000. Le Solitaire de La Réunion. *Bulletin d'informations SEOR* 14–18.
- Murillo Vega, Y., Piana, R.P., Delgado-Alburqueque, L., 2013. Rescate de Golondrinas de la Tempestad de Collar (*Oceanodroma hornyi*) en la ciudad de Lima, Peru. *Boletín UNOP* 8, 55–64.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. doi:10.1038/35002501
- Navara, K.J., Nelson, R.J., 2007. The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. *Journal of Pineal Research* 43, 215–224. doi:10.1111/j.1600-079X.2007.00473.x
- Neumann, B., Vafeidis, A.T., Zimmermann, J., Nicholls, R.J., 2015. Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding - A Global Assessment. *PLOS ONE* 10, e0118571. doi:10.1371/journal.pone.0118571
- Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., Palma, A.D., Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B.I., Whitmee, S., Zhang, H., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353, 288–291. doi:10.1126/science.aaf2201
- Newson, S.E., Mitchell, P.I., Parsons, M., O'Brien, S.H., Austin, G.E., Benn, S., Black, J., Blackburn, J., Brodie, B., Humphreys, E., Leech, D., Prior, M., Webster, M., 2008. Population decline of Leach's Storm-petrel *Oceanodroma leucorhoa* within the largest colony in Britain and Ireland. *Seabird* 21, 77–84.
- Nogales, M., Rodriguez-Luengo, J.L., Marrero, P., 2006. Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review* 36, 49–65.
- Norman, F.I., 1985. Localised decline in colonies of the short-tailed shearwater: an explanation, in: *Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania*. pp. 103–107.
- Olden, J.D., Poff, N.L., Flather, A.E.C.H., 2003. Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. *The American Naturalist* 162, 442–460. doi:10.1086/378212
- Oliveira, N., Henriques, A., Miodonski, J., Pereira, J., Marujo, D., Almeida, A., Barros, N., Andrade, J., Marçalo, A., Santos, J., Oliveira, I.B., Ferreira, M., Araújo, H., Monteiro, S., Vingada, J., Ramírez, I., 2015. Seabird bycatch in Portuguese mainland coastal fisheries: An assessment through on-board observations and fishermen interviews. *Global Ecology and*

- Conservation 3, 51–61. doi:10.1016/j.gecco.2014.11.006
- Olson, S.L., 1989. Extinction on islands: man as a catastrophe. Conservation for the twenty-first century 50–53.
- Oppel, S., Hervias, S., Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., Geraldès, P., Goh, M., Immler, E., McKown, M., 2014. Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. Nature Conservation 7, 1–13. doi:10.3897/natureconservation.7.6890
- Oro, D., Aguilar, J.S., Igual, J.M., Louzao, M., 2004. Modelling demography and extinction risk in the endangered Balearic shearwater. Biological Conservation 116, 93–102. doi:10.1016/S0006-3207(03)00180-0
- Oro, D., de León, A., Minguez, E., Furness, R.W., 2005. Estimating predation on breeding European storm-petrels (*Hydrobates pelagicus*) by yellow-legged gulls (*Larus michahellis*). Journal of Zoology 265, 421–429. doi:10.1017/S0952836905006515
- Osovsky, N., Carr, A., 1967. Preference for Light of Short Wavelengths in Hatchling Green Sea Turtles, *Chelonia mydas*, Tested On Their Natural Nesting Beaches. Behaviour 28, 217–231. doi:10.1163/156853967X00019
- Osovsky, N., Shettleworth, S.J., 1968. Wavelength preferences and brightness cues in the water finding behaviour of sea turtles. Behaviour 32, 211–257.
- Ove Arup & Partners Hong Kong Ltd, 2002. Bird collision with manmade structures with reference to the proposed Shenzhen Western corridor (Environmental impact assessment report).
- Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V., Pauly, D., 2015. Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950–2010. PLOS ONE 10, e0129342. doi:10.1371/journal.pone.0129342
- Parmesan, C., 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 37, 637–669.
- Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S., Reid, J.B., 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. ICES J. Mar. Sci. 65, 1520–1526. doi:10.1093/icesjms/fns155
- Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E., Urrutia, R., 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). Biological Conservation 127, 272–281. doi:10.1016/j.biocon.2005.05.015
- Pauley, S.M., 2004. Lighting for the human circadian clock: recent research indicates that lighting has become a public health issue. Medical Hypotheses 63, 588–596. doi:10.1016/j.mehy.2004.03.020
- Pauly, D., Christensen, V., 1995. Primary production required to sustain global fisheries. Nature 374, 255–257. doi:10.1038/374255a0
- Pawson, S.M., Bader, M.K.-F., 2014. LED lighting increases the ecological impact of light pollution irrespective of color temperature. Ecological Applications 24, 1561–1568. doi:10.1890/14-0468.1
- Peck, D.R., Faulquier, L., Pinet, P., Jaquemet, S., Le Corre, M., 2008. Feral cat diet and impact on sooty terns at Juan de Nova Island, Mozambique Channel. Animal Conservation 11, 65–74. doi:10.1111/j.1469-1795.2007.00153.x
- Péron, C., 2011. IMPACT DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET DISTRIBUTION SPATIALE DES OISEAUX MARINS DE L'Océan AUSTRAL (phd thesis). Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.
- Péron, C., Weimerskirch, H., Bost, C.-A., 2012. Projected poleward shift of king penguins' (*Aptenodytes patagonicus*) foraging range at the Crozet Islands, southern Indian Ocean. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences rspb20112705. doi:10.1098/rspb.2011.2705
- Perry, G., Buchanan, B.W., Fisher, R.N., Salmon, M., Wise, S.E., 2008. Effects of artificial night lighting on amphibians and reptiles in urban environments. Urban herpetology 3, 239–256.
- Piatt, J.F., Sydeman, W.J., Wiese, F., 2007. Introduction: a modern role for seabirds as indicator. Marine Ecology Progress Series 352, 199–204.
- Pierce, K.E., Harris, R.J., Larned, L.S., Pokras, M.A., 2004. Obstruction and starvation

- associated with plastic ingestion in a Northern Gannet *Morus bassanus* and a Greater Shearwater *Puffinus gravis*. *Marine Ornithology* 32, 187–189.
- Pimm, S., 2001. *The world according to Pimm: A scientist audits the earth*. Chicago: McGraw-Hill. 287 p.
- Pimm, S.L., 1991. *The Balance of Nature?: Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*. University of Chicago Press.
- Pinet, P., 2012. *Biologie, écologie et conservation d'un oiseau marin endémique de La Réunion : Le Pétrel de Barau (Pterodroma barau)* (Thèse de Doctorat). Université de La Réunion.
- Pinet, P., Jaeger, A., Cordier, E., Potin, G., Le Corre, M., 2011. Celestial moderation of tropical seabird behavior. *PLoS one* 6, e27663.
- Pinet, P., Jaquemet, S., Pinaud, D., Weimerskirch, H., Phillips, R., Le Corre, M., 2011. Migration, wintering distribution and habitat use of an endangered tropical seabird, Barau's petrel *Pterodroma barau*. *Marine Ecology Progress Series* 423, 291–302. doi:10.3354/meps08971
- Pinet, P., Salamolard, M., Probst, J.-M., Russell, J.C., Jaquemet, S., Le Corre, M., 2009. Barau's petrel (*Pterodroma barau*): history, biology and conservation of an endangered endemic petrel. *Marine Ornithology* 37, 107–113.
- Podolsky, R., Ainley, D.G., Spencer, G., Deforest, L., Nur, N., 1998. Mortality of Newell's Shearwaters caused by collisions with urban structures on Kauai. *Colonial Waterbirds* 21, 20–34. doi:10.2307/1521727
- Podolsky, R., Kress, S.W., 1992. Attraction of the endangered Dark-rumped petrel to recorded vocalizations in the Galapagos Islands. *The Condor* 94, 448–453.
- Poot, H., Ens, B.J., de Vries, H., Donners, M.A., Wernand, M.R., Marquenie, J.M., 2008. Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society* 13, 47.
- Postel, S.L., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 1996. Human Appropriation of Renewable Fresh Water. *Science* 271, 785–788. doi:10.1126/science.271.5250.785
- Priddel, D., Carlile, N., Wheeler, R., 2006. Establishment of a new breeding colony of Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*) through the creation of artificial nesting habitat and the translocation of nestlings. *Biological Conservation* 128, 553–563. doi:10.1016/j.biocon.2005.10.023
- Primack, R.B., 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates Sunderland, Massachusetts.
- Probst, J.-M., 1995. Note sur plus de 40 colonies de nidification nouvelles de deux espèces de Procellariiformes indigènes de La Réunion : *Puffinus pacificus* et *Puffinus lherminieri*. *Bulletin Phaethon* 2, 50–57.
- Quétier, F., Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144, 2991–2999. doi:10.1016/j.biocon.2011.09.002
- R Core Team, 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rahel, F.J., 2002. Homogenization of Freshwater Faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33, 291–315.
- Raine, H., Borg, J.J., Raine, A., Bairner, S., Cardona, M.B., 2007. Light pollution and its effect on Yelkouan Shearwaters in Malta; causes and solutions. *BirdLife Malta, Malta*.
- Rayner, M.J., Clout, M.N., Stamp, R.K., Imber, M.J., Brunton, D.H., Hauber, M.E., 2007. Predictive habitat modelling for the population census of a burrowing seabird: A study of the endangered Cook's petrel. *Biological Conservation* 138, 235–247. doi:10.1016/j.biocon.2007.04.021
- Reed, J.R., 1987. Polarizing Filters Fail to Reduce Light Attraction in Newell's Shearwaters. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 15, 596–598.
- Reed, J.R., Sincock, J.L., Hailman, J.P., 1985. Light attraction in endangered procellariiform birds: reduction by shielding upward radiation. *The Auk* 377–383.
- Reiss, K.C., Hernandez, E., Brown, M.T., 2007. An evaluation of the effectiveness of mitigation banking in Florida: Ecological success and compliance with permit

- criteria. Florida Department of Environmental Protection, Florida.
- Rejmánek, M., Randall, J.M., 1994. Invasive alien plants in California: 1993 summary and comparison with other areas in North America. *Madrono* 161–177.
- Reynolds, M.H., Cooper, B.A., Day, R.H., 1997. Radar study of seabirds and bats on windward Hawaii. *Pacific Science* 51, 97–106.
- Rich, C., Longcore, T., 2013. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press.
- Riethmuller, M., Jan, F., Giloux, Y., 2012. Plan national d'actions en faveur du Pétrel noir de Bourbon *Pseudobulweria aterrima* (2012-2016). Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de La Réunion. SEOR.
- Robertson, G., McNeill, M., Smith, N., Wienecke, B., Candy, S., Olivier, F., 2006. Fast sinking (integrated weight) longlines reduce mortality of white-chinned petrels (*Procellaria aequinoctialis*) and sooty shearwaters (*Puffinus griseus*) in demersal longline fisheries. *Biological Conservation* 132, 458–471. doi:10.1016/j.biocon.2006.05.003
- Robertson, M.M., 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum* 35, 361–373. doi:10.1016/j.geoforum.2003.06.002
- Robinson, J.G., 2006. Conservation Biology and Real-World Conservation. *Conservation Biology* 20, 658–669. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00469.x
- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J., 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports* 3.
- Rodrigues, P., Aubrecht, C., Gil, A., Longcore, T., Elvidge, C., 2012. Remote sensing to map influence of light pollution on Cory's shearwater in São Miguel Island, Azores Archipelago. *European Journal of Wildlife Research* 58, 147–155. doi:10.1007/s10344-011-0555-5
- Rodríguez, A., Burgan, G., Dann, P., Jessop, R., Negro, J.J., Chiaradia, A., 2014. Fatal attraction of Short-Tailed Shearwaters to artificial lights. *PLoS ONE* 9, e110114. doi:10.1371/journal.pone.0110114
- Rodríguez, A., Chiaradia, A., Wasiak, P., Renwick, L., Dann, P., 2016. Waddling on the Dark Side: Ambient Light Affects Attendance Behavior of Little Penguins. *Journal of Biological Rhythms*. doi:10.1177/0748730415626010
- Rodríguez, A., García, D., Rodríguez, B., Cardona, E., Parpal, L., Pons, P., 2015a. Artificial lights and seabirds: is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels? *Journal of Ornithology* 156, 893–902. doi:10.1007/s10336-015-1232-3
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., 2009. Attraction of petrels to artificial lights in the Canary Islands: effects of the moon phase and age class. *Ibis* 151, 299–310.
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., Curbelo, á. J., Pérez, A., Marrero, S., Negro, J.J., 2012. Factors affecting mortality of shearwaters stranded by light pollution: Mortality of shearwaters attracted by light pollution. *Animal Conservation* 15, 519–526. doi:10.1111/j.1469-1795.2012.00544.x
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., Lucas, M.P., 2012. Trends in numbers of petrels attracted to artificial lights suggest population declines in Tenerife, Canary Islands. *Ibis* 154, 167–172.
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., Nazaret Carrasco, M., 2012. High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea*). *Marine Pollution Bulletin* 64, 2219–2223. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.06.011
- Rodríguez, A., Rodríguez, B., Negro, J.J., 2015b. GPS tracking for mapping seabird mortality induced by light pollution. *Scientific Reports* 5, 10670. doi:10.1038/srep10670
- Rojstaczer, S., Sterling, S.M., Moore, N.J., 2001. Human Appropriation of Photosynthesis Products. *Science* 294, 2549–2552. doi:10.1126/science.1064375
- Ronconi, R.A., Allard, K.A., Taylor, P.D., 2015. Bird interactions with offshore oil and gas platforms: Review of impacts and monitoring techniques. *Journal of*

- Environmental Management 147, 34–45. doi:10.1016/j.jenvman.2014.07.031
- Rosa, D., Isabel, M., Marques, A.T., Palminha, G., Costa, H., Mascarenhas, M., Fonseca, C., Bernardino, J., 2016. Classification success of six machine learning algorithms in radar ornithology. *Ibis* 158, 28–42.
- Rosales, J., 2006. Economic Growth and Biodiversity Loss in an Age of Tradable Permits: Economic Growth and Biodiversity Loss. *Conservation Biology* 20, 1042–1050. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00374.x
- Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., Menzel, A., Root, T.L., Estrella, N., Seguin, B., Tryjanowski, P., Liu, C., Rawlins, S., Imeson, A., 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature* 453, 353–357. doi:10.1038/nature06937
- Ross, E.L., Brunton, D., 2002. Seasonal trends and nightly variation in colony attendance of grey-faced petrels (*Pterodroma macroptera gouldi*). *Notornis* 49, 153–157.
- Ruiz, A., Marti, R., 2004. La pardela Balear. SEO/BirdLife y Govern de les Illes Balears.
- Russell, J.C., Lecomte, V., Dumont, Y., Le Corre, M., 2009. Intraguild predation and mesopredator release effect on long-lived prey. *Ecological Modelling* 220, 1098–1104. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.01.017
- Ryan, P.G., 1991. The impact of the commercial lobster fishery on seabirds at the Tristan da Cunha Islands, South Atlantic Ocean. *Biological conservation* 57, 339–350.
- Ryan, P.G., 1987. The effects of ingested plastic on seabirds: correlations between plastic load and body condition. *Environmental Pollution* 46, 119–125.
- Ryan, P.G., Connell, A.D., Gardner, B.D., 1988. Plastic ingestion and PCBs in seabirds: is there a relationship? *Marine pollution bulletin* 19, 174–176.
- Safford, R.J., 2001. Mauritius, in: Important Bird Areas in Africa and Associated Islands: Priority Sites for Conservation. L.D.C. Fishpool & M.I. Evans, Newbury & Cambridge, UK, pp. 583–596.
- Salamolard, M., 2008. Plan de conservation du Pétrel de Barau. SEOR / ECOMAR, Saint-Denis, La Réunion.
- Salamolard, M., Couzi, F.-X., Ghestemme, T., 2001. Etude complémentaire concernant la protection du Puffin de Baillon dans le cadre de la route des Tamarins (SEOR/DDE-Réunion). SEOR, Saint-André, La Réunion.
- Salamolard, M., Ghestemme, T., Couzi, F.-X., Minatchy, N., Le Corre, M., 2007. Impact des éclairages urbains sur les pétrels de Barau, *Pterodroma barau* sur l'île de La Réunion et mesures pour réduire ces impacts. *Ostrich* 78, 449–452.
- Salmon, M., 2006. Protecting sea turtles from artificial night lighting at Florida's oceanic beaches, in: *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Rich C., Longcore T., p. 141.
- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V., Woolmer, G., 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience* 52, 891–904. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2
- Sandron, F., 2007. La population réunionnaise analyse démographique. IRD, Institut de recherche pour le développement, Paris.
- Sandvik, H., Erikstad, K., Sæther, B., 2012. Climate affects seabird population dynamics both via reproduction and adult survival. *Marine Ecology Progress Series* 454, 273–284. doi:10.3354/meps09558
- Satterthwaite, W., Kitaysky, A., Mangel, M., 2012. Linking climate variability, productivity and stress to demography in a long-lived seabird. *Marine Ecology Progress Series* 454, 221–235. doi:10.3354/meps09539
- Scales, K.L., Miller, P.I., Embling, C.B., Ingram, S.N., Pirota, E., Votier, S.C., 2014a. Mesoscale fronts as foraging habitats: composite front mapping reveals oceanographic drivers of habitat use for a pelagic seabird. *Journal of The Royal Society Interface* 11, 20140679. doi:10.1098/rsif.2014.0679
- Scales, K.L., Miller, P.I., Hawkes, L.A., Ingram, S.N., Sims, D.W., Votier, S.C., 2014b. REVIEW:

- On the Front Line: frontal zones as priority at-sea conservation areas for mobile marine vertebrates. *J Appl Ecol* 51, 1575–1583. doi:10.1111/1365-2664.12330
- Schreiber, E.A., Burger, J., 2001. *Biology of Marine Birds*. CRC Press.
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V., Garthe, S., 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21, 1851–1860. doi:10.1890/10-0615.1
- SEOR/DIREN, 2000. *Sauvetage des oiseaux*. SEOR, Saint-André, La Réunion.
- Shannon, C., 1998. Communication in the presence of noise. *Proceedings of the IEEE* 86, 447–457.
- Shirihai, H., Pym, T., San Román, M., Bretagnolle, V., 2014. The critically endangered Mascarene Petrel *Pseudobulweria aterrima*: identification and behaviour at sea, historical discovery of breeding sites, and breeding ecology on Réunion, Indian Ocean. *Bull Br Ornithol Club* 134, 194–223.
- Sibley, C.G., Monroe, B.L., 1990. *Distribution and taxonomy of birds of the world*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Simons, T.R., 1981. Behaviour and attendance patterns of the fork-tailed storm-petrel. *The Auk* 145–158.
- Skolnik, M.I., 1980. *Introduction to radar systems*, 2d ed. ed. McGraw-Hill, New York.
- Small, C., Nicholls, R.J., 2003. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Journal of Coastal Research* 19, 584–599.
- Soule, M. e., 1985. What is conservation biology? A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *BioScience - American Institute of Biological Sciences (USA)* 727.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. de, Wit, C.A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855. doi:10.1126/science.1259855
- Steffen, W., Sanderson, R.A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., III, B.M., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.J., Turner, B.L., Wasson, R.J., 2006. *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure*. Springer Science & Business Media.
- Steinbach, R., Perkins, C., Tompson, L., Johnson, S., Armstrong, B., Green, J., Grundy, C., Wilkinson, P., Edwards, P., 2015. The effect of reduced street lighting on road casualties and crime in England and Wales: controlled interrupted time series analysis. *J Epidemiol Community Health jech-2015-206012*. doi:10.1136/jech-2015-206012
- Stevens, R.G., 2009. Light-at-night, circadian disruption and breast cancer: assessment of existing evidence. *Int. J. Epidemiol.* 38, 963–970. doi:10.1093/ije/dyp178
- Stockman, A., Sharpe, L.T., 2000. The spectral sensitivities of the middle- and long-wavelength-sensitive cones derived from measurements in observers of known genotype. *Vision Research* 40, 1711–1737. doi:10.1016/S0042-6989(00)00021-3
- Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D.M., Baret, S., Dupont, J., Cowling, R.M., 2005. An Assessment of Habitat Diversity and Transformation on La Réunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a Basis for Identifying Broad-scale Conservation Priorities. *Biodiversity and Conservation* 14, 3015–3032. doi:10.1007/s10531-004-0258-2
- Tasker, M.L., Camphuysen, C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A., Blaber, S.J.M., 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 531–547. doi:10.1006/jmsc.2000.0714
- Telfer, T.C., Sincock, J.L., Byrd, G.V., Reed, J.R., 1987. Attraction of Hawaiian Seabirds to Lights: Conservation Efforts and Effects of Moon Phase. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 15, 406–413.
- Terborgh, J., 2004. *Requiem for Nature*. Island Press.
- The European Wind Energy Association| EWEA [WWW Document], 2016. URL <http://www.ewea.org/> (accessed 2.10.16).
- Thébaud, C., Strasberg, D., 1991. Conservation of plant species and their habitat on the

- island of La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). Projet 4543. WWF International.
- Thompson, R.C., Gall, S.C., Secretariat of the Convention on Biological Diversity, United Nations Environment Programme, Global Environment Facility, Scientific and Technical Advisory Panel, 2014. Impacts of marine debris on biodiversity: current status and potential solutions.
- Troy, J., Holmes, N., Veech, J., Green, M., 2013. Using observed seabird fallout records to infer patterns of attraction to artificial light. *Endangered Species Research* 22, 225–234. doi:10.3354/esr00547
- Troy, J.R., Holmes, N.D., Green, M.C., 2011. Modeling artificial light viewed by fledgling seabirds. *Ecosphere* 2, art109. doi:10.1890/ES11-00094.1
- UICN France, MNHN, SEOR, ARDA, Insectarium de La Réunion, GLOBICE, Kélonia, 2013. La liste rouge des espèces menacées en France - Faune de La Réunion. Paris, France.
- UN, 2015. World population prospects: the 2015 revision. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New-York.
- Vaissière, A.-C., 2014. Le recours au principe de compensation écologique dans les politiques publiques en faveur de la biodiversité : enjeux organisationnels et institutionnels : cas des écosystèmes aquatiques marins et continentaux (phdthesis). Université de Bretagne occidentale - Brest.
- van Deurs, M., Grome, T., Kaspersen, M., Jensen, H., Stenberg, C., Sørensen, T., Støttrup, J., Warnar, T., Mosegaard, H., 2012. Short- and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. *Marine Ecology Progress Series* 458, 169–180. doi:10.3354/meps09736
- Veen, J., Peeters, J., Leopold, M.F., Damme, C.J.G., Veen, T., 2003. Les oiseaux piscivores comme indicateurs de la qualité de l'environnement marin : suivi des effets de la pêche littorale en Afrique du Nord-Ouest. Alterra, Wageningen.
- Verheijen, F.J., 1980. The moon: a neglected factor in studies on collisions of nocturnal migrant birds with tall lighted structures and with aircraft. *Vogelwarte* 30, 305–320.
- Viblanc, V.A., Smith, A.D., Gineste, B., Groscolas, R., 2012. Coping with continuous human disturbance in the wild: insights from penguin heart rate response to various stressors. *BMC Ecology* 12, 10. doi:10.1186/1472-6785-12-10
- Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N., IUCN--The World Conservation Union, IUCN Species Survival Commission (Eds.), 2009. *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN red list of threatened species*. IUCN ; Lynx Edicions, Gland, Switzerland : Barcelona, Spain.
- Villard, P., Dano, S., Bretagnolle, V., 2006. Morphometrics and the breeding biology of the Tahiti Petrel *Pseudobulweria rostrata*. *Ibis* 148, 285–291. doi:10.1111/j.1474-919X.2006.00528.x
- Vitousek, P.M., 1988. Diversity and biological invasions of oceanic islands, in: *Biodiversity*. E.O. Wilson, Washington D.C.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277, 494–499. doi:10.1126/science.277.5325.494
- Votier, S.C., Hatchwell, B.J., Beckerman, A., McCleery, R.H., Hunter, F.M., Pellatt, J., Trinder, M., Birkhead, T.R., 2005. Oil pollution and climate have wide-scale impacts on seabird demographics. *Ecol. Lett.* 8, 1157–1164. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00818.x
- Wade, H.M., 2015. Investigating the potential effects of marine renewable energy developments on seabirds. University of Aberdeen, Aberdeen.
- Walsh, P., Halley, D.J., Sim, I.W.M., Harris, M.P., 1995. *Seabird monitoring handbook for Britain*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389–395. doi:10.1038/416389a

- Warham, J., 1996. The Behaviour, Population Biology and Physiology of the Petrels. Academic Press.
- Webster, P.J., Holland, G.J., Curry, J.A., Chang, H.-R., 2005. Changes in Tropical Cyclone Number, Duration, and Intensity in a Warming Environment. *Science* 309, 1844–1846. doi:10.1126/science.1116448
- Weidinger, K., 1996. Effects of weather on the cyclic patterns of colony attendance in the Cape petrel *Daption capense*. *Polar biology* 16, 339–344.
- Weimerskirch, H., 2004. Diseases threaten Southern Ocean albatrosses. *Polar Biol* 27, 374–379. doi:10.1007/s00300-004-0600-x
- Weimerskirch, H., 2001. Seabird demography and its relationship with the marine environment, in: *Biology of Marine Birds*. E.A. Schreiber, J. Burger, p. 740.
- Weimerskirch, H., Ghestem, M., 2001. Etude de l'épizootie affectant les albatros de l'île d'Amsterdam = Study of the epizooty affecting albatrosses of Amsterdam island [WWW Document]. URL <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=14196352> (accessed 6.14.16).
- Weimerskirch, H., Louzao, M., Grissac, S. de, Delord, K., 2012. Changes in Wind Pattern Alter Albatross Distribution and Life-History Traits. *Science* 335, 211–214. doi:10.1126/science.1210270
- Whittington, P.A., Dyer, B.M., Crawford, R.J.M., Williams, A.J., 1999. First recorded breeding of Leach's Storm Petrel *Oceanodroma leucorhoa* in the Southern Hemisphere, at Dyer Island, South Africa. *Ibis* 141, 327–330. doi:10.1111/j.1474-919X.1999.tb07555.x
- Wiese, F.K., 2003. Sinking rates of dead birds: improving estimates of seabird mortality due to oiling. *Marine Ornithology* 31, 65–70.
- Wiese, F.K., Montevecchi, W.A., Davoren, G.K., Huettmann, F., Diamond, A.W., Linke, J., 2001. Seabirds at Risk around Offshore Oil Platforms in the North-west Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1285–1290. doi:10.1016/S0025-326X(01)00096-0
- Wiese, F.K., Robertson, G.J., 2004. Assessing impacts of chronic oil discharges at sea on seabirds: a general oiled seabird mortality model applied to eastern Canada. *Journal of wildlife management* 627–638.
- Wilcox, C., Donlan, C.J., 2007. Compensatory mitigation as a solution to fisheries bycatch-biodiversity conservation conflicts. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 325–331.
- Wilcox, C., Van Seville, E., Hardesty, B.D., 2015. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112, 11899–11904. doi:10.1073/pnas.1502108112
- Wilhelm, S.I., Schau, J.J., Schau, E., Dooley, S.M., Wiseman, D.L., Hogan, H.A., 2013. Atlantic Puffins are Attracted to Coastal Communities in Eastern Newfoundland. *Northeastern Naturalist* 20, 624–630. doi:10.1656/045.020.0409
- Wilson, E.O., 2002. *The future of life*. Vintage.
- Wiltschko, W., Munro, U., Ford, H., Wiltschko, R., 1993. Red light disrupts magnetic orientation of migratory birds. *Nature* 364, 525–527. doi:10.1038/364525a0
- Wind Turbines - DanTysk Offshore Wind [WWW Document], 2016. URL <http://www.dantysk.com/technology-ships/wind-turbines.html> (accessed 4.18.16).
- Witherington, B.E., Bjorndal, K.A., 1991. Influences of Artificial Lighting on the Seaward Orientation of Hatchling Loggerhead Turtles *Caretta*. *Biological Conservation* 5, 139449.
- Wolf, S., Roth, J.E., Sydeman, W.J., Martin, P.L., 1999. Population size, phenology and productivity of seabirds on Santa Barbara Island (Unpublished report).
- WWF, 2014. *Living Planet Report 2014: species and spaces, people and places*. McLellan, R. Iyengar, L., Jeffries, B. and N. Oerlemans, WWF, Gland, Switzerland.
- Yamamoto, T., Takahashi, A., Yoda, K., Katsumata, N., Watanabe, S., Sato, K., Trathan, P.N., 2008. The lunar cycle affects at-sea behaviour in a pelagic seabird, the streaked shearwater, *Calonectris leucomelas*. *Animal Behaviour* 76, 1647–1652. doi:10.1016/j.anbehav.2008.07.019
- Yamashita, R., Takada, H., Fukuwaka, M., Watanuki, Y., 2011. Physical and chemical

effects of ingested plastic debris on short-tailed shearwaters, *Puffinus tenuirostris*, in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 62, 2845–2849.

Žydelis, R., Small, C., French, G., 2013. The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation* 162, 76–88. doi:10.1016/j.biocon.2013.04.002

ANNEXES



Contemplation ... - L. Cuminetti ©

Documents annexes

Annexe 1 : Article acoustique 1 : Dufour Olivier, Gineste Benoit, Bas Yves, Le Corre Matthieu, Artières Thierry. First automatic passive acoustic tool for monitoring two species of Procellarids (*Pterodroma barau*i and *Puffinus bailloni*) on Réunion Island, Indian Ocean

Soumis au journal Ecological informatics

★ *Formatage de l'article selon la dernière version du premier auteur (13/06/2016).*

"FIRST AUTOMATIC PASSIVE ACOUSTIC
TOOL FOR MONITORING TWO SPECIES OF
PROCELLARIDES (*Pterodroma barau*i and
Puffinus bailloni) ON REUNION ISLAND,
INDIAN OCEAN."

Dufour Olivier^{1,3,5}, Gineste Benoit^{1,3,5}, Bas Yves², Le Corre
Matthieu³, and Artières Thierry⁴

¹Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. 20, avenue
du Grésillé - BP 90406 49004 Angers Cedex 01 France.

²Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR 7204, Centre
d'Ecologie et Sciences de la Conservation, 55 rue Buffon, 75 005 Paris.

³Laboratoire ECOMAR, UMR ENTROPIE (Université de La
Réunion), IRD, CNRS, Faculté des Sciences et Technologies, 15
Avenue René Cassin, CS 92003, 97744 ST DENIS CEDEX 9.

⁴Laboratoire d'Informatique Fondamentale de Marseille (LIF), UMR
7279, 39, Rue Joliot Curie 13453 MARSEILLE CEDEX 13, France.

⁵Biotopie R&D, 22 Boulevard Maréchal Foch, 34140 Mèze, France.

Submitted to Ecological Informatics

* olivierlouis.dufour@gmail.com
 † bgineste@biotopie.fr
 ‡ ybas@mnhn.fr
 § mathieu.lecorre@univ-reunion.fr
 ¶ thierry.artieres@lif.univ-mrs.fr

Contents

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Introduction | 3 |
| 2 | Materials and Methods | 5 |
| 2.1 | Recording system | 5 |
| 2.2 | Segmentation | 5 |
| 2.2.1 | Manual segmentation | 5 |
| 2.2.2 | Automatic segmentation | 7 |
| 2.2.3 | Labelling | 7 |
| 2.3 | Feature extraction | 7 |
| 2.3.1 | Power spectral density estimate (PSD) | 8 |
| 2.3.2 | Time-frequency spectrogram (TFS) | 9 |
| 2.3.3 | Cepstral coefficients (CC) | 9 |
| 2.3.4 | Spectral moments and statistics measurements (SMSM) | 10 |
| 2.3.5 | Linear Discriminant Analysis (LDA) | 10 |
| 2.4 | Classification | 10 |
| 2.4.1 | Training/validation | 10 |
| 2.4.2 | Test | 11 |
| 3 | Results and Discussion | 11 |
| 4 | Conclusion | 12 |
| 4.1 | Limitations of the study | 12 |
| 4.2 | On the interest of combining manual and automatic segmentation | 13 |
| 5 | Supplementary materials | 14 |
| 5.1 | Results of manual segmentation | 14 |
| 5.2 | Results of automatic segmentation | 15 |
| 6 | Acknowledgements | 17 |

Abstract

Here are proposed two automatic detectors of Barau's Petrel (*Pterodroma baraui*) and Tropical Shearwater (*Puffinus bailloni*) vocalisations in noisy audio recordings (1) trained with a low number of positive training instances, and (2) whose performances would be the highest possible. To do so, acoustic recordings were performed in one Barau's Petrel colony between February and May 2014 (85 hours) and in two Tropical Shearwater colonies in March and April (21 hours). Manual and automatic methods of segmentation were combined. Manual segmentation allowed (1) to miss a very few number of positive segments and (2) to avoid introducing false positive instances. Automatic segmentation provided quickly a diversified set of negative instances. Manual labelling must be regarded as an investment, for current and future works. A random forest classifier and classical methods of acoustic signal characterisation (cepstral coefficients, spectral moments, etc.) were tested. Best models were able to discriminate each target species calls from other sounds of its colony with F1 scores of 88% (Barau's Petrel, 1015 samples) and 85% (Tropical Shearwater, 1217 samples). The acoustic monitoring of nocturnal burrow-nesting seabirds based on (1) data collected by autonomous recording units in harsh, windy and wet environments and (2) automatic analysis tools is feasible. The size of our database was limited. Consequently further works will be necessary to study robustness of models on long time-series data.

Keywords

seabirds, automatic detector, acoustic monitoring, procellarides, Autonomous Recording Unit, Barau's Petrel

1 Introduction

Between 1996 and 2015, the number of threatened species of birds increased by 13.43% (IUCN Red List version 2015.2: Table 1). Policy makers are expected to make decisions to mitigate or manage the threats of climate change and the high rates of species loss [Aide et al., 2013]. Unfortunately, they rarely have the information needed to make informed decisions. The highly aggregated distribution of information limits our ability to understand large-scale ecological processes and to properly manage fauna in large areas [Gentry, 1993, Terborgh et al., 1990, Condit, 1995, Porter et al., 2005, Underwood et al., 2005, Porter et al., 2009].

An alternative to physical surveys of seabirds presence is the use of acoustic monitoring [Aide et al., 2013]. Acoustic monitoring requires very little time in the field. Autonomous Recording Units (ARU) can be easily

1 INTRODUCTION

deployed and retrieved. They can record animal populations on a very long time (from whole days to several years), in multiple stations across a variety of habitats, facilitating spatial and temporal comparisons of activity [Aide et al., 2013, Acevedo and Villanueva-Rivera, 2006, Scott Brandes, 2008, Lammers et al., 2008, Sueur et al., 2008, Acevedo et al., 2009, Hoeke et al., 2009, Tricas and Boyle, 2009]. Acoustic monitoring is especially advantageous for monitoring nocturnal seabirds, due to their conspicuous and nocturnal vocalisations [Oppel et al., 2014, Robb et al., 2008]. Colonies of nocturnal burrowing seabirds are noisy places, where vocalisations replace visual displays [Brooke, 1986]. Moreover, nocturnal vocalisations have been used as an indicator of general activity [Gaston et al., 1988, Jones et al., 1990] and have been suggested to be a useful indicator of seabirds status and relative abundance [Whittington et al., 1999, Bradford, 2005]. Population size assessments of nocturnal burrow-nesting seabirds are logistically challenging. These species are active in colonies only during darkness. And they often nest on remote and hilly islands where manual inspections of breeding burrows are not feasible [Oppel et al., 2014]. However, ARU collect an overwhelming amount of data, challenging data analysis [Villanueva-Rivera and Pijanowski, 2012]. Researchers regularly develop algorithms to automate species identification from vocalisations of bats, whales, dolphins, insects, amphibians and birds [Anderson et al., 1996, Kogan and Margoliash, 1998, Acevedo and Villanueva-Rivera, 2006].

Barau's Petrel (*Pterodroma baraui*) and Tropical Shearwater (*Puffinus bailloni*) are two pelagic seabirds breeding on Reunion Island. Barau's Petrel is an endemic species classified as endangered since 2008 and its population is known to decrease (IUCN). Tropical Shearwater (*Puffinus bailloni*) is (1) a subspecies of the *Puffinus assimilis-lherminieri* complex and (2) regionally endemic of the Malagasy region [Austin et al., 2004, Safford and Hawkins, 2013]. Petrels in general, and tropical species in particular, are notoriously difficult to locate and census [Day and Cooper, 1995, Bretagnolle et al., 2000]. They both spend daytime offshore to feed and come back to the breeding colony by night. Barau's Petrel breeding colonies are accessible only after several hours of walking. The breeding colonies of Tropical Shearwater on Reunion Island are unreachable since restricted to cliffs [Bretagnolle et al., 2000]. Thus, the monitoring of these two species is currently limited by the extreme difficulty of reaching colonies, environmental conditions (wind, rain and waterfall) and timing (darkness, moon phase, season). [Pinet et al., 2009] suggested the extinction of Barau's Petrel in fewer than 100 years in the absence of cat predation control at breeding colonies. [Corre et al., 2002] also highlighted how Barau's Petrel fledglings are attracted by urban lights. This phenomenon causes massive and seasonal light-induced mortality. Effective conservation strategies of Barau's Petrel and Tropical Shearwater by the recent National Park of Reunion Island are constrained by the low number of big-scale spatial and temporal data available concerning these two species [Pinet et al., 2009].

2 MATERIALS AND METHODS

For these reasons, here are proposed two automatic detectors of Barau's Petrel and Tropical Shearwater vocalisations (we defined a segment as an uninterrupted sound in temporal and frequency domains) in noisy audio recordings (1) trained with a low number of positive training instances, and (2) whose performances would be the highest possible. To do so, we examined a random forest machine learning algorithm combined with some classical methods of acoustic signal characterisation [Eriesson, 2009, Fagerlund, 2004, Buxton and Jones, 2012, Harma, 2003, Stowell and Plumbley, 2013].

2 Materials and Methods

2.1 Recording system

Autonomous digital recording units called Song Meters (Model SM2+, Wildlife acoustics Inc., 3 Hz high-pass filter, 44.1 KHz sampling rate, 16 bits quantification resolution) were used to collect sounds on Reunion Island. Gain was set to 36 dB. The detection range of vocalisations depends on background noise levels, wind speed, topography, vocalisations properties, etc. Song Meters can detect vocalisations at least up to 50 m away under ideal conditions ([Buxton and Jones, 2012] and personal observations). Audio recordings were realised in one Barau's Petrel colony between February and May 2014 (85 hours) and in two Tropical Shearwater colonies in March and April (21 hours).

2.2 Segmentation

Segmentation consisted in locating remarkable sounds in audio recordings. We defined a segment as an uninterrupted sound in temporal and frequency domains. Segments may have various origins. Segments corresponding to acoustic signals of target species (Barau's Petrel and Tropical Shearwater) were positive instances. Segments corresponding to acoustic signals of untargeted species of birds, insects, motorised vehicles, thunder, human voices or any other unwanted sounds are negative instances. Manual and automatic methods of segmentation were combined (see below).

2.2.1 Manual segmentation

Twenty recordings (ten recordings for each species) were selected to provide various acoustic backgrounds (signal-to-noise ratios and weather conditions). For Barau's Petrel, the ten recordings (total duration = 36 minutes) were made on six different dates in one colony. For Tropical Shearwater, the ten recordings (total duration = 32 minutes) were made on six different dates in two different colonies. Time-frequency spectrograms of the 20 audio recordings were visually inspected using Audacity 2.0.0 software. A

2 MATERIALS AND METHODS

human operator measured in milliseconds the beginning and the end of all vocalisations of target species he found.

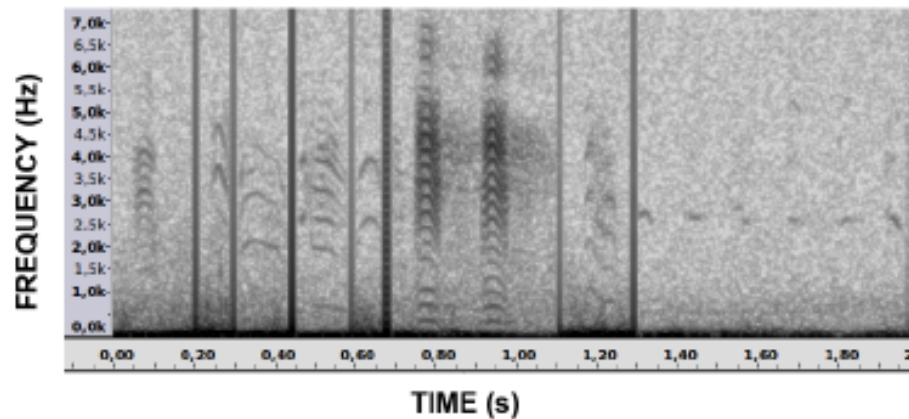


Figure 1: Time-frequency spectrogram (Hanning window, FFT size 512, 50% overlap) of different instances of Barau's Petrel vocalisations recorded in March 2014 on Reunion Island.

Preliminary observations made on acoustic signals of target species

Adults of each target species emit segments of different shapes (figure 1) and juveniles emit different segments than adults. For Tropical Shearwater, segments of type 2 frequently follow segments of type 1 (see figure 2). The main part of the energy of the two target species sounds are contained between one and six KHz. These values were empirically determined during the visual inspection of time-frequency spectrograms.

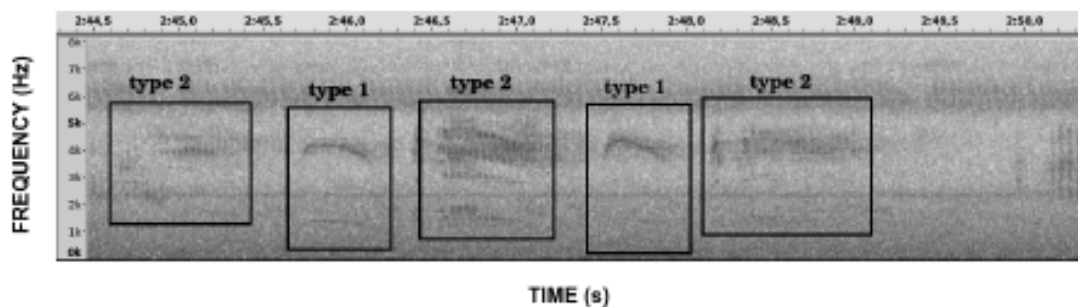


Figure 2: Time-frequency spectrogram (Hanning window, FFT size 512, 50% overlap) of two types of Tropical Shearwater vocalisations recorded in March 2014 on Reunion Island).

2.2.2 Automatic segmentation

Automatic segmentation (see figure 3) consisted first in cutting full recordings into 5-second (top of figure 3) extracts (with null overlapping between two extracts). Second, a LabROSA (Laboratory for the Recognition and Organisation of Speech and Audio) toolkit function [Ellis, 2005] was used to apply a 1-6 KHz band-pass filter (see section 2.2.1) and to compute the energy present in each 25-millisecond frame with 10 milliseconds overlapping from one frame to another. The value of the energy present in each 25-millisecond frame was divided by the highest value of energy among all frames of the extract of 5 seconds. All portions of audio signal whose energy was higher than the arithmetic mean of the energy in 5 seconds of audio signal (dash line on middle subplot of figure 3) during more than 30.7 ms (empirically determined threshold) were defined as notable events. Some of the acoustic events automatically detected corresponded to segments of target species (see bottom of figure 3). Others had different origins: insects, untargeted species of birds, motor, wind, rain, acquisition system noise, etc ...

2.2.3 Labelling

Automatically detected segments were labelled thanks to manually segmented vocalisations. Automatically detected segments starting and/or ending in a manually segmented vocalisation were regarded as positive instances. Others were regarded as negative instances. These criteria led to false negatives rates of 15% (N=289) and 7% (N=145) for Barau's Petrel and Tropical Shearwater respectively.

2.3 Feature extraction

Classification was done based on the features calculated from the segments. Features constituted a vector, which is a representation of one segment.

Band-pass filter A 1-6 KHz (theses values are explained in section 2.2.1) 5-order butterworth digital band-pass filter was applied before any descriptive features calculation (see the magnitude response and the transfer function in figure 4 and equation (1)) .

$$H(z) = [0.0022 - 0.0109z^{-2} + 0.0218z^{-4} - 0.0218z^{-6} + 0.0109z^{-8} - 0.0022z^{-10}] \times [1 - 7.2217z^{-1} + 23.8469z^{-2} - 47.5379z^{-3} + 63.4710z^{-4} - 59.3657z^{-5} + 39.4034z^{-6} - 18.3248z^{-7} + 5.7141z^{-8} - 1.0788z^{-9} + 0.0937z^{-10}]^{-1} \quad (1)$$

2 MATERIALS AND METHODS

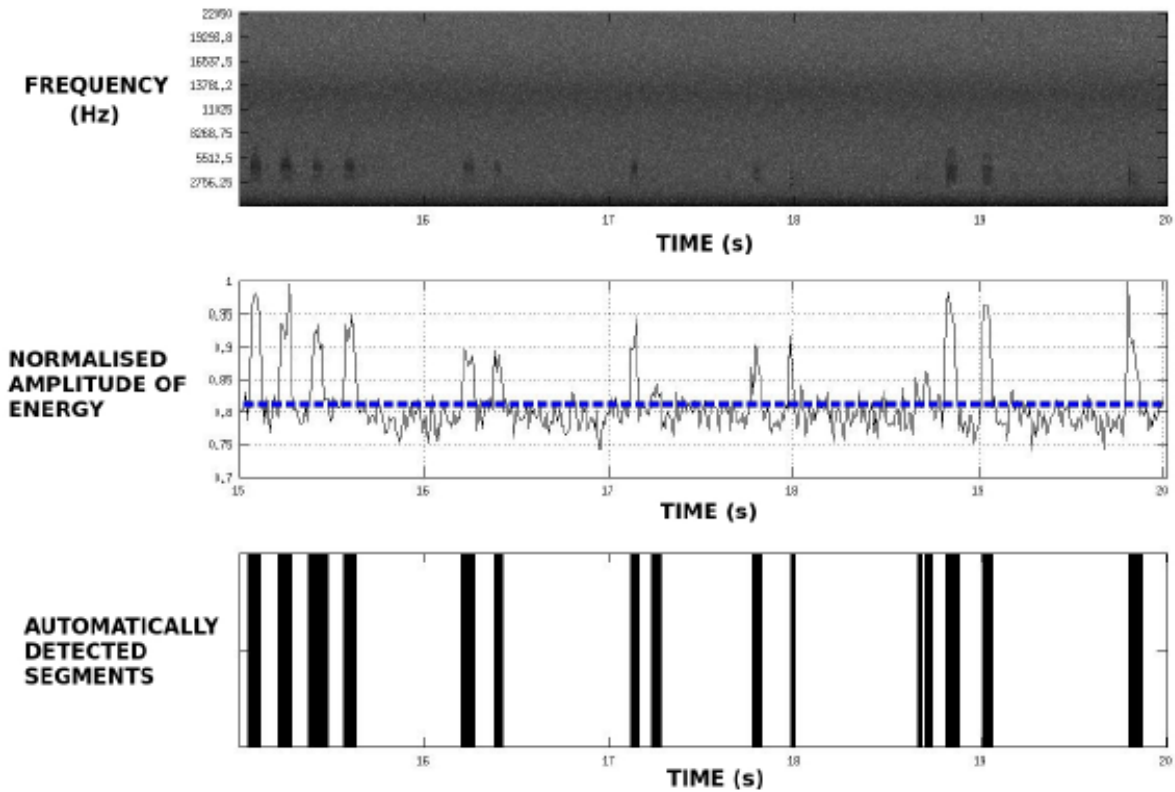


Figure 3: Automatic segmentation is based on two threshold values: energy and duration. **Top:** Time-frequency spectrogram of 5 seconds in a recording of Barau’s Petrel colony (16 January 2014 at 11.00 pm). **Middle:** Normalised amplitude of the energy in the audio signal after application of a 1-6 KHz band-pass filter. Dash line indicates the value of the arithmetic mean of the energy amplitude. All portions of audio signal whose energy amplitude was above the dash line during more than 30.7 ms were defined as notable events. **Bottom:** Each black rectangle is a portion of audio signal automatically detected as a notable event in the time-frequency spectrogram at the top of the figure. White rectangles were regarded as periods of silence.

2.3.1 Power spectral density estimate (PSD)

Welch’s power spectral density estimate of each segment was computed. Welch’s power spectral density was the quantity of energy in each one of the 257 channels of frequencies between 0 and 22.05 KHz (from 0 to 86 Hz, from

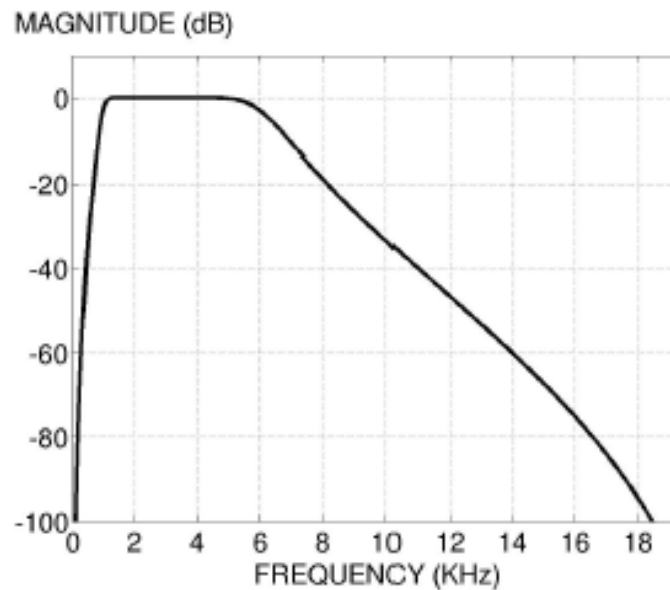


Figure 4: Magnitude response of the 5-order butterworth digital band-pass filter applied before any descriptive features calculation. Its transfer function is given in the equation (1).

86 KHz to 172 Hz, ... , from 21.96 KHz to 22.05 KHz). The 257 values of energy were normalised by their maximum value. The size of PSD feature vectors was 257.

2.3.2 Time-frequency spectrogram (TFS)

A time-frequency spectrogram of each segment was computed using short-time Fourier transform. Segments had different durations. Hamming window width and overlap were set in order to always obtain matrices of the same size in the calculation of our FFT (64 lines and 20 columns). Only lines corresponding to frequencies between 1 and 6 KHz were retained and normalised by the maximum value. The size of TFS feature vectors was 320.

2.3.3 Cepstral coefficients (CC)

A LabROSA toolkit function [Ellis, 2005] was used to compute 16 cepstral coefficients from each raw audio segment. As in 2.3.2, we adjusted Hamming window width and overlap in order to always obtain cepstral matrices of the same size (16 lines and 20 columns). All real positive cepstra values of the matrices were normalised by the maximum value. And cepstra matrices were summed coefficient by coefficient to get CC vectors. The size of CC feature vectors was 16.

2.3.4 Spectral moments and statistics measurements (SMSM)

Instantaneous features from frequency domain (spectral centroid, spectral flux [Delta spectrum magnitude], spectral rolloff frequency, spectral-crest, spectral-decrease, spectral-slope, spectral-spread, tonal-power-ratio, zero-crossing rate, mean amplitude modulation, mean Wiener Entropy [spectral flatness], mean pitch, mean goodness of pitch) and time domain (root mean square, root-sum-of-squares level) plus some statistical measurements (arithmetic mean, median, mode, trimmed mean, geometric mean, harmonic mean, 50% trimmed mean, 80% trimmed mean, 40% quantile, 80% quantile, sample kurtosis, sample skewness, interquartile range, mean or median absolute deviation) were computed from Welch's power spectral density estimate of each segment. The size of SMSM feature vectors was 39.

2.3.5 Linear Discriminant Analysis (LDA)

Linear Discriminant Analysis [Yu and Yang, 2001] was used to reduce dimensionality of PSD feature vectors to 5 elements. The same computation was done with TFS, CC and SMSM feature vectors. The 20 elements were concatenated to provide LDA feature vectors.

2.4 Classification

Segmentation and labelling steps provided 230 instances of Barau's Petrel segments, 435 instances of Tropical Shearwater segments, 12488 and 13102 negative instances from their respective colonies. For each target species, positive instances were divided into two equal parts $P1$ and $P2$. Training/validation set was constituted of $P1$ plus $N1$ negative instances randomly hired ($N1$ was equal to 200, 500 or 1000). Test set was constituted of $P2$ plus thousand negative instances randomly hired (these 1000 negative instances were strictly different from $N1$). The training/validation was done by 10-fold cross-validation.

2.4.1 Training/validation

$N1$ was divided into two equal parts. The first half of $N1$ plus nine-tenths of $P1$ provided training set (the nine-tenths of $P1$ were randomly hired). The second half of $N1$ plus the remaining one-tenth of $P1$ supplied validation set. A Random Forest algorithm implemented in Matlab software was tested. The number of trees in the ensemble was 50, 100, 200 or 500. The criterion used for splitting the nodes was gini impurity index or information gain. The number of randomly selected (with replacement) samples to use to grow each tree was the total number of instances or the number of positive training instances ($P1$). We did not use out-of-bag error calculation. The minimum amount of samples in a leaf was set to 1. The minimum amount of samples

3 RESULTS AND DISCUSSION

in an impure node for it to be considered for splitting was set to 2. The number of (randomly selected) variables to consider at each node was set to $0.5 \times \sqrt{Z}$, \sqrt{Z} or $2 \times \sqrt{Z}$. Z was the size of the feature vectors. The weight of positive instances were set to 1. The weight of negative instances was 1 or $P1/(N1 * 10)$. Consequently, 96 different models were learned on each training set. And F1 scores of the 96 different random forest models were computed on validation set.

2.4.2 Test

The model whose F1 score on validation set was the highest was selected. A new F1 score of this model was computed based on its predictions on the test set. For each value of $N1$, positive and negative instances were hired 5 times differently and randomly. The arithmetic mean and the standard deviation of the five final F1 scores are presented in table 1.

3 Results and Discussion

| | PSD | | TFS | | CC | | SMSM | | LDA | |
|---|-----------|----------|-----|----------|-----------|----------|------|----------|-----------|----------|
| Size of feature vectors | 257 | | 320 | | 16 | | 39 | | 20 | |
| | F1 | σ | F1 | σ | F1 | σ | F1 | σ | F1 | σ |
| Barau's Petrel ($P1 = P2 = 115$) | | | | | | | | | | |
| $N1 = 200; N2 = 1000$ | 81 | 4 | 73 | 5 | 77 | 3 | 56 | 9 | 86 | 2 |
| $N1 = 500; N2 = 1000$ | 81 | 3 | 70 | 2 | 85 | 3 | 67 | 3 | 88 | 2 |
| $N1 = 1000; N2 = 1000$ | 76 | 4 | 57 | 6 | 79 | 4 | 63 | 5 | 85 | 3 |
| Tropical Shearwater ($P1 = P2 = 218$) | | | | | | | | | | |
| $N1 = 200; N2 = 1000$ | 72 | 3 | 69 | 3 | 74 | 2 | 59 | 2 | 80 | 3 |
| $N1 = 500; N2 = 1000$ | 81 | 3 | 70 | 5 | 82 | 2 | 65 | 4 | 85 | 2 |
| $N1 = 1000; N2 = 1000$ | 79 | 2 | 56 | 4 | 79 | 1 | 57 | 5 | 84 | 1 |

Table 1: Capacity of different models to discriminate each target species sounds from others sounds recorded in its colony. $P1$ and $P2$ were the number of positive instances used for training/validation and test respectively. $N1$ was the number of negative instances used for learning. $N2$ was the number of negative instances used for the test. F1 : F1 score (%), σ : standard deviation (%). Numbers in bold correspond to best performances.

Mean F1 scores and standard deviation vary depending on the target species, the acoustic features, the number of training and testing instances. Standard deviation values are low. This indicates that mean F1 scores are reliable. Best scores were reached with $N1 = 500$ for both species and all features. Increasing the number of negative instances used for training from

two hundred to five hundred allowed to increase performances of all classifiers. This was a predictable result. Increasing the number of negative instances used for training from five hundred to one thousand led to a decrease of performances, whatever the audio features or target species. This is likely due to an over-fitting problem: negative class was over-represented compared to positive (target species) class. For both species, best scores were reached using LDA features. PSD and CC features also provided encouraging performances. SMSM and TFS features led to insufficient scores. Best scores were reached with only 20 values extracted from PSD, TFS, CC and SMSM feature vectors. This implies that there is many redundant or uninformative variables in PSD, TFS, CC and SMSM.

4 Conclusion

Our objective was to propose automatic detectors of Barau's Petrel and Tropical Shearwater vocalisations in noisy audio recordings (1) trained with a low number of positive training instances, and (2) whose performances would be the highest possible. Audio recordings were collected by autonomous recording units equipped with omnidirectional and standard-quality microphones in harsh, windy and wet environments. Signal-to-noise ratios and untargeted sounds were variable and diversified respectively. Positive training instances were limited to 230 and 435 for Barau's Petrel and Tropical Shearwater respectively. Performances of detectors were tested on more of thousand instances. F1 scores equaled or overtaken 85% for both species. We conclude that we fulfilled our task.

4.1 Limitations of the study

Performances of models in this paper were tested on one thousand negative instances. It likely does not provide an exhaustive pool of all acoustic signals that can be recorded in one year in a seabirds colony. It is insufficient to predict performances of models when they will be applied to long time-series data. Further works will be necessary to analyse thousands of successive recordings.

Future work One Barau's Petrel colony and four Tropical Shearwater colonies were recorded during one year (from September 2014 to September 2015). Automatic detectors here presented will be used to measure the phenology of species and to discuss inter-annual and inter-seasonal evolutions. Our objective will be to check (1) the current knowledge at a bigger spatial and temporal scale and (2) possible asynchronisms in reproduction periods between North/South or Low/High altitude colonies.

4.2 On the interest of combining manual and automatic segmentation

Manually labelling approximately 60 minutes of audio signal may seem a time-consuming work. Time necessary to manually segment one recording depends on its richness in positive instances (*a priori* unknown). It was a reasonably brief task (total of one day for this work) using Audacity software because the human operator disposes of both audio and image representation simultaneously. Manual segmentation must be regarded as an investment, for current and future works. Results of manual segmentation can be shared and enable to test an infinity of features and classifiers. Our goal was to provide an efficient classification method even when the number of training instances is low. Manual segmentation allows (1) to miss a very few number of positive segments and (2) to avoid introducing false positive instances. Automatic segmentation provides quickly a diversified set of thousands of negative instances. One can say that manual labelling is an out-of-date method. In the modern challenges of birds sounds classification [ISSN 979-10-90821-02-6, 2013, ISSN 979-10-90821-04-0, 2013] and other innovative works like [Stowell and Plumbley, 2013], authors and competitors try to get highest possible performances by testing different features and classifiers with great and imaginative innovations. Nevertheless, performances reach a no-operational ceiling because (1) fully automatic segmentation introduces systematically some incorrectly labelled training instances and (2) interspecific and intraspecific variabilities of birds sounds are huge. It is unrealistic trying to apply identical segmentation and classification algorithms to several tens of different species. Our works provide evidence that it is necessary to take into consideration the particularities of each species of bird's acoustic emissions (calls, songs, drumming, etc.) to build operational automatic signal processing systems.

5 SUPPLEMENTARY MATERIALS

5 Supplementary materials

5.1 Results of manual segmentation

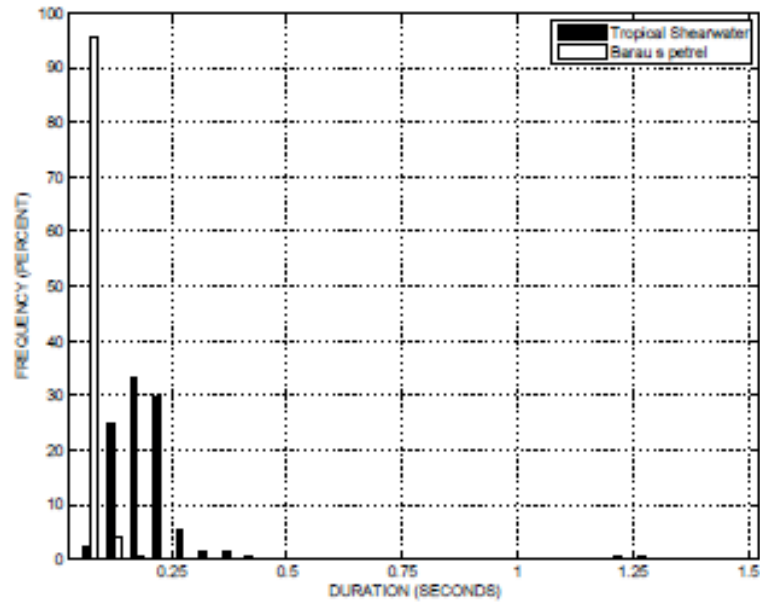


Figure 5: Durations of 289 Barau's Petrel and 145 Tropical Shearwater segments that were manually labelled.

5 SUPPLEMENTARY MATERIALS

5.2 Results of automatic segmentation

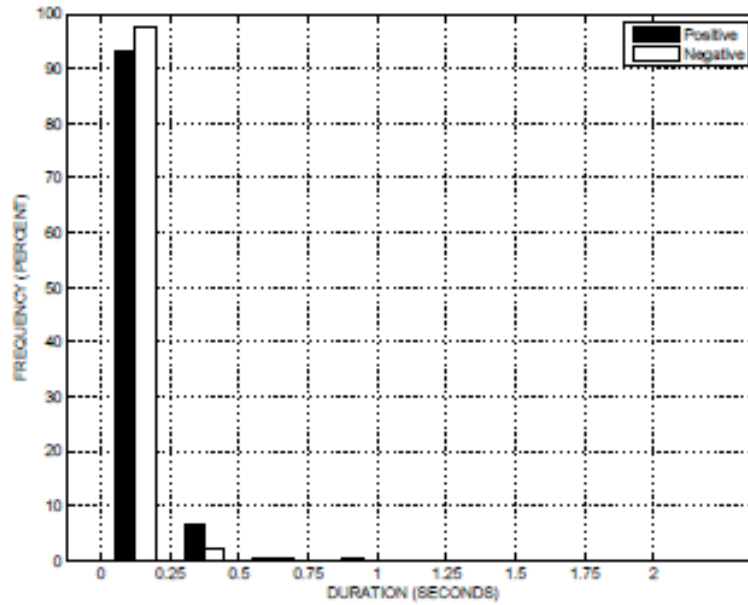


Figure 6: Durations of segments automatically detected in ten acoustics recordings from Barau's Petrel colony (230 positive and 12488 negative).

5 SUPPLEMENTARY MATERIALS

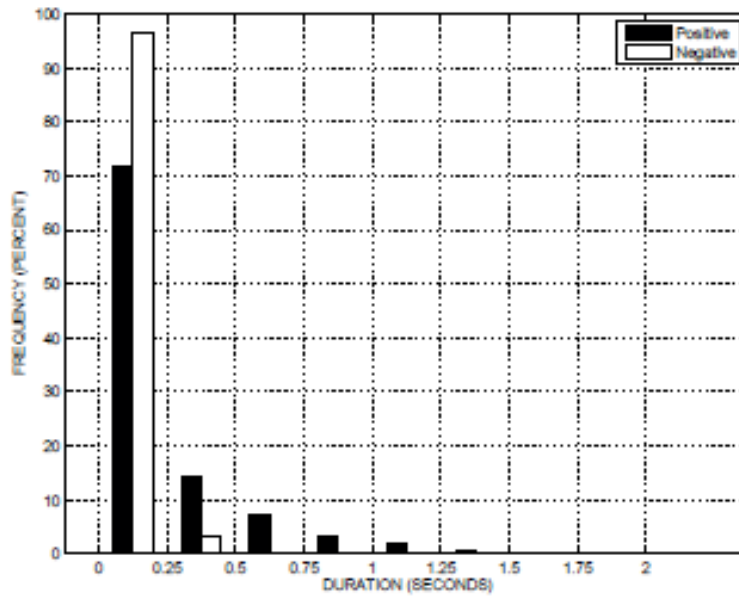


Figure 7: Durations of segments automatically detected in ten acoustics recordings from two Tropical Shearwater colonies (435 positive and 13102 negative).

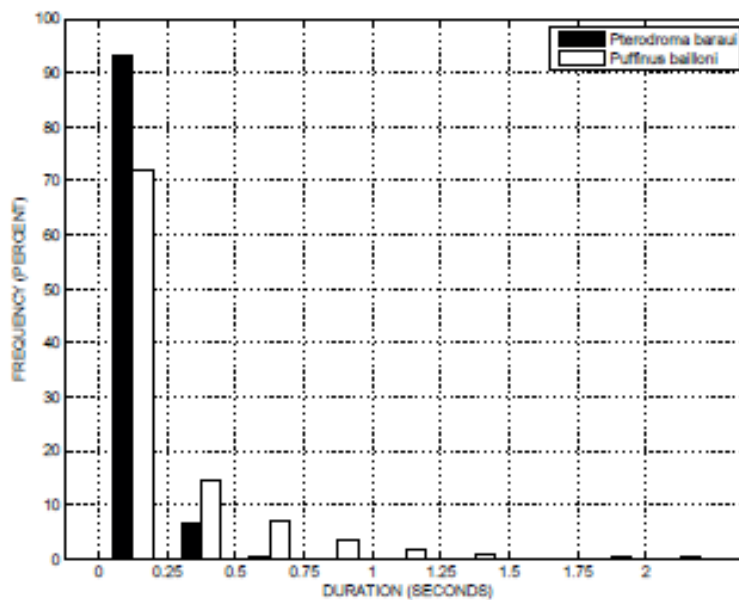


Figure 8: Durations of 230 Barau's Petrel and 435 Tropical Shearwater segments automatically detected.

6 ACKNOWLEDGEMENTS

6 Acknowledgements

PhD funds of 1st author were provided by Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (mila.galiano@ademe.fr) and by BIOTOPE company (Mr Buzon, jbuzon@biotope.fr.fr, R&D Manager).

List of Figures

| | | |
|---|---|----|
| 1 | Time-frequency spectrogram (Hanning window, FFT size 512, 50% overlap) of different instances of Barau’s Petrel vocalisations recorded in March 2014 on Reunion Island. | 6 |
| 2 | Time-frequency spectrogram (Hanning window, FFT size 512, 50% overlap) of two types of Tropical Shearwater vocalisations recorded in March 2014 on Reunion Island). | 6 |
| 3 | Automatic segmentation is based on two threshold values: energy and duration. Top: Time-frequency spectrogram of 5 seconds in a recording of Barau’s Petrel colony (16 January 2014 at 11.00 pm). Middle: Normalised amplitude of the energy in the audio signal after application of a 1-6 KHz band-pass filter. Dash line indicates the value of the arithmetic mean of the energy amplitude. All portions of audio signal whose energy amplitude was above the dash line during more than 30.7 ms were defined as notable events. Bottom: Each black rectangle is a portion of audio signal automatically detected as a notable event in the time-frequency spectrogram at the top of the figure. White rectangles were regarded as periods of silence. | 8 |
| 4 | Magnitude response of the 5-order butterworth digital band-pass filter applied before any descriptive features calculation. Its transfer function is given in the equation (1). | 9 |
| 5 | Durations of 289 Barau’s Petrel and 145 Tropical Shearwater segments that were manually labelled. | 14 |
| 6 | Durations of segments automatically detected in ten acoustics recordings from Barau’s Petrel colony (230 positive and 12488 negative). | 15 |
| 7 | Durations of segments automatically detected in ten acoustics recordings from two Tropical Shearwater colonies (435 positive and 13102 negative). | 16 |
| 8 | Durations of 230 Barau’s Petrel and 435 Tropical Shearwater segments automatically detected. | 16 |

List of Tables

1 Capacity of different models to discriminate each target species sounds from others sounds recorded in its colony. *P1* and *P2* were the number of positive instances used for training/validation and test respectively. *N1* was the number of negative instances used for learning. *N2* was the number of negative instances used for the test. *F1* : F1 score (%), σ : standard deviation (%). Numbers in bold correspond to best performances. 11

References

[Acevedo et al., 2009] Acevedo, M. A., Corrada-Bravo, C. J., Corrada-Bravo, H., Villanueva-Rivera, L. J., and Aide, T. M. (2009). Automated classification of bird and amphibian calls using machine learning: A comparison of methods. *Ecological Informatics*, 4(4):206 – 214.

[Acevedo and Villanueva-Rivera, 2006] Acevedo, M. A. and Villanueva-Rivera, L. J. (2006). From the field: Using automated digital recording systems as effective tools for the monitoring of birds and amphibians. *Wildlife Society Bulletin*, 34(1):211–214.

[Aide et al., 2013] Aide, T. M., Corrada-Bravo, C., Campos-Cerqueira, M., Milan, C., Vega, G., and Alvarez, R. (2013). Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ*, 1:e103.

[Anderson et al., 1996] Anderson, S. E., Dave, A. S., and Margoliash, D. (1996). Templatebased automatic recognition of birdsong syllables from continuous recordings. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 100(2):1209–1219.

[Austin et al., 2004] Austin, J. J., Bretagnolle, V., and Pasquet, E. (2004). A global molecular phylogeny of the small puffinus shearwaters and implications for systematics of the little–audubon’s shearwater complex. *The Auk*, 121(3):847–864. 18 pages.

[Bradford, 2005] Bradford, S. K. (2005). *Status of xantus’s murrelet and its nesting habitat in baja california, Mexico*, pages 105–114. Marine Ornithology 3.

[Bretagnolle et al., 2000] Bretagnolle, V., Attie, C., and Mougeot, F. (2000). *Audubon’s shearwaters Puffinus lherminieri on Reunion Island, Indian Ocean: behaviour, census, distribution, biometrics and breeding biology*.

REFERENCES

- [Brooke, 1986] Brooke, L. (1986). *The vocal systems of two nocturnal burrowing petrels, the white-chinned Procellaria aequinoctialis and the grey P. cinerea.*
- [Buxton and Jones, 2012] Buxton, R. T. and Jones, I. L. (2012). Measuring nocturnal seabird activity and status using acoustic recording devices: applications for island restoration. *Journal of Field Ornithology*, 83(1):47–60.
- [Condit, 1995] Condit, R. (1995). Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(1):18 – 22.
- [Corre et al., 2002] Corre, M. L., Ollivier, A., Ribes, S., and Jouventin, P. (2002). Light-induced mortality of petrels: a 4-year study from runion island (indian ocean). *Biological Conservation*, 105(1):93 – 102.
- [Day and Cooper, 1995] Day, R. H. and Cooper, B. A. (1995). *Patterns of movement of Dark-rumped Petrels and Newells Shearwaters on Kauai*, pages 1011–1027. The Cooper Ornithological Society.
- [Ellis, 2005] Ellis, D. P. W. (2005). PLP and RASTA (and MFCC, and inversion) in Matlab. online web resource.
- [Ericsson, 2009] Ericsson, L. (2009). Automatic speech/music discrimination in audio files. Master's thesis, Royal Institute of Technology.
- [Fagerlund, 2004] Fagerlund, S. (2004). Automatic recognition of bird species by their sounds. Master's thesis, Helsinli University of Technology.
- [Gaston et al., 1988] Gaston, A. J., Jones, I. L., and Noble, D. G. (1988). *Monitoring Ancient Murrelet breeding populations*, pages 58–66. Colonial Waterbirds 11.
- [Gentry, 1993] Gentry, A. H. (1993). *Four neotropical rainforests*. Yale University Press.
- [Harma, 2003] Harma, A. (2003). Automatic identification of bird species based on sinusoidal modeling of syllables. In *Acoustics, Speech, and Signal Processing, 2003. Proceedings. (ICASSP '03). 2003 IEEE International Conference on*, volume 5, pages V–545–8 vol.5.
- [Hoeke et al., 2009] Hoeke, R., Gove, J., Smith, E., Fisher-Pool, P., Lammers, M., Merritt, D., Vetter, O., Young, C., Wong, K., and Brainard, R. (2009). Coral reef ecosystem integrated observing system: in-situ oceanographic observations at the us pacific islands and atolls. *Journal of Operational Oceanography*, 2(2):3–14.

REFERENCES

- [ISSN 979-10-90821-02-6, 2013] ISSN 979-10-90821-02-6 (2013). *Proc. 1st workshop on Machine Learning for Bioacoustics - ICML4B*, USA. ICML int. Conf. <http://sabiiod.univ-tln.fr>.
- [ISSN 979-10-90821-04-0, 2013] ISSN 979-10-90821-04-0 (2013). *Proc. Neural Information Processing Scaled for Bioacoustics, from Neurons to Big Data*, USA. NIPS Int. Conf. <http://sabiiod.org/nips4b>.
- [Jones et al., 1990] Jones, I. L., Gaston, A. J., and Falls, J. B. (1990). Factors affecting colony attendance by ancient murrelets (*synthliboramphus antiquus*). *Canadian Journal of Zoology*, 68(3):433–441.
- [Kogan and Margoliash, 1998] Kogan, J. A. and Margoliash, D. (1998). Automated recognition of bird song elements from continuous recordings using dynamic time warping and hidden markov models: A comparative study. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 103(4):2185–2196.
- [Lammers et al., 2008] Lammers, M. O., Brainard, R. E., Au, W. W. L., Mooney, T. A., and Wong, K. B. (2008). An ecological acoustic recorder (ear) for long-term monitoring of biological and anthropogenic sounds on coral reefs and other marine habitats. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 123(3):1720–1728.
- [Oppel et al., 2014] Oppel, S., Hervias, S., Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., Geraldés, P., Goh, M., Immler, E., and McKown, M. (2014). Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. *Nature Conservation*, 7:1–13.
- [Pinet et al., 2009] Pinet, P., Salamolard, M., Probst, J.-M., Russell, J. C., Jaquemet, S., and Le Corre, M. (2009). Barau’s petrel (*Pterodroma baraui*): history, biology and conservation of an endangered endemic petrel. *Marine Ornithology*, 37:107–113.
- [Porter et al., 2005] Porter, J., Arzberger, P., Braun, H.-W., Bryant, P., Gage, S., Hansen, T., Hanson, P., Lin, C.-C., Lin, F.-P., Kratz, T., Michener, W., Shapiro, S., and Williams, T. (2005). Wireless sensor networks for ecology. *BioScience*, 55(7):561–572.
- [Porter et al., 2009] Porter, J. H., Nagy, E., Kratz, T. K., Hanson, P., Collins, S. L., and Arzberger, P. (2009). New eyes on the world: Advanced sensors for ecology. *BioScience*, 59(5):385–397.
- [Robb et al., 2008] Robb, M., Mullarney, K., (Firm), S. A., and Approach, T. S. (2008). *Petrels Night and Day: A Sound Approach Guide*. Sound Approach.

REFERENCES

- [Safford and Hawkins, 2013] Safford, R. and Hawkins, F. (2013). *The Birds of Africa: Volume VIII: The Malagasy Region: Madagascar, Seychelles, Comoros, Mascarenes*. Birds of Africa. Bloomsbury Publishing.
- [Scott Brandes, 2008] Scott Brandes, T. (2008). Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys and conservation. *Bird Conservation International*, 18(S1):S163–S173.
- [Stowell and Plumbley, 2013] Stowell, D. and Plumbley, M. D. (2013). Large-scale analysis of frequency modulation in birdsong databases. *CoRR*, abs/1311.4764.
- [Sueur et al., 2008] Sueur, J., Pavoine, S., Hamerlynck, O., and Duvail, S. (2008). Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PLoS ONE*, 3(12):e4065.
- [Terborgh et al., 1990] Terborgh, J., Robinson, S. K., Parker III, T. A., Munn, C. A., and Pierpont, N. (1990). Structure and organization of an amazonian forest bird community. *Ecological Monographs*, 60(2):213–238.
- [Tricas and Boyle, 2009] Tricas, T. C. and Boyle, K. (2009). Validated reef fish sound scans of passive acoustic monitors on hawaiian coral reefs. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(4):2589–2589.
- [Underwood et al., 2005] Underwood, N., Hambek, P., and Inouye, B. (2005). Large-scale questions and small-scale data: empirical and theoretical methods for scaling up in ecology. *Oecologia*, 145(2):176–177.
- [Villanueva-Rivera and Pijanowski, 2012] Villanueva-Rivera, L. J. and Pijanowski, B. C. (2012). Pumilio: a web-based management system for ecological recordings. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 93(1):71–81.
- [Whittington et al., 1999] Whittington, P. A., Dyer, B. M., Crawford, R. J., and Williams, A. J. (1999). First recorded breeding of leach’s storm petrel *Oceanodroma leucorhoa* in the southern hemisphere, at dyer island, south africa. *Ibis*, 141(2):327–330.
- [Yu and Yang, 2001] Yu, H. and Yang, J. (2001). A direct lda algorithm for high-dimensional data with application to face recognition. *Pattern Recognition*, 34:2067–2070.

Annexe 2 : Article acoustique 2 : Dufour Olivier, Gineste Benoit, Bas Yves, Le Corre Matthieu. A cost-effective automated monitoring of vocal activity on seabird colonies

Soumis à *Journal of the Acoustical Society of America*

★ *Formatage de l'article selon la dernière version du premier auteur (07/06/2016).*

1 title: Automated measurement of vocal activity
2 on seabird colonies

3 Dufour Olivier^{*1,3,5}, Gineste Benoît^{†3,5}, Bas Yves^{‡2}, and Le Corre
4 Matthieu^{§3}

5 ¹Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. 20,
6 avenue du Grésillé - BP 90406, 49004 Angers, Cedex 1, France.

7 ²Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR 7204, Centre
8 d'Ecologie et Sciences de la Conservation, 55 rue Buffon, 75 005
9 Paris.

10 ³Laboratoire ECOMAR, UMR ENTROPIE (Université de La
11 Réunion), IRD, CNRS, Faculté des Sciences et Technologies, 15
12 Avenue René Cassin, CS 92003, 97744 Saint Denis, Cedex 9.

13 ⁵Biotope R&D, 22 Boulevard Maréchal Foch, 34140 Mèze,
14 France.

15 7 June 2016

*olivierlouis.dufour@gmail.com

†bgineste@biotope.fr

‡ybas@mnhn.fr

§mathieu.lecorre@univ-reunion.fr

16 ABSTRACT

17 Objectives were to (1) propose an automated acoustic sampling protocol adapted
18 for Barau's Petrel (*Pterodroma barau*) and Tropical Shearwater (*Puffinus bail-*
19 *loni*) monitoring, (2) test to what extent both automatic and manual analyses
20 provide reliable information about vocal activity and (3) show the added value
21 of automatic analysis. To do so, the vocal activity of one colony of Barau's
22 Petrels (2500 meters above sea level) and one colony of Tropical Shearwaters
23 (500 meters a.s.l.) were recorded during 255 and 161 nights, respectively. The
24 number of calls recorded each night was calculated both manually and automati-
25 cally. Manual analysis needed to amplify signal-to-noise ratio whereas automatic
26 analysis did not. Results of the automatic count fitted with results of manual
27 count and time-consuming traditional methods of survey of this species. Time
28 required for automatic analysis was equal to a tenth of the total duration of
29 recordings. Combining manual and automatic analyses allowed to save around
30 96 days of work. Automatic analysis allowed to measure evolution of the vocal
31 activity against date with a bigger sampling frequency than manual because they
32 were accurate and much quicker. They were also easily reproducible and more
33 objective.

34 **Contents**

| | | | |
|----|------------|---|-----------|
| 35 | I | INTRODUCTION | 4 |
| 36 | II | MATERIAL AND METHODS | 5 |
| 37 | A) | Recording system | 5 |
| 38 | B) | Sampling protocol | 5 |
| 39 | | B).1 Barau’s Petrels colony | 5 |
| 40 | | B).2 Tropical Shearwaters colony | 5 |
| 41 | C) | Manual analysis | 5 |
| 42 | D) | Automatic analysis | 6 |
| 43 | | D).1 Automatic segmentation | 6 |
| 44 | | D).2 Featuring | 6 |
| 45 | | D).3 Learning | 7 |
| 46 | E) | Correlation between automatically and manually measured | |
| 47 | | vocal activities | 8 |
| 48 | III | RESULTS | 8 |
| 49 | IV | CONCLUSIONS | 14 |
| 50 | V | REFERENCES | 18 |
| 51 | VI | TABLES | 21 |
| 52 | VII | FIGURE CAPTIONS | 22 |

53 I INTRODUCTION

54 Petrels in general, and tropical species in particular, are notoriously difficult to lo-
55 cate and count (Day and Cooper, 1995; Bretagnolle et al., 2000). Barau's Petrels
56 breeding colonies are accessible only after several hours of walking until reaching
57 2500 meters above sea level (Probst et al., 2000). The breeding colonies of
58 Tropical Shearwaters on Reunion Island are unreachable, since they are restricted
59 to cliffs (Bretagnolle et al., 2000). They both spend the daytime offshore and
60 come back to the breeding colony at night. The monitoring of these species by
61 traditional methods is currently limited by the extreme difficulty of reaching the
62 sites, environmental conditions (wind, rain and waterfall) and timing (darkness,
63 moon phase, season). Borker et al. (2014) and Oppel et al. (2014) showed that
64 automated acoustic sensors present a cost-effective and scalable tool for moni-
65 toring relative population changes of nocturnal burrow-nesting seabirds. These
66 authors demonstrated that (1) vocal activity measured by automated acoustic
67 sensors was correlated to nest abundance evaluated by traditional methods, (2)
68 vocal activity explained 71% of the variation in nest abundance between breed-
69 ing sites and 88% of the change in colony size between years. They used this
70 relationships to estimate the total number of individuals in a whole island or
71 archipelago.

72 The present study aimed at computing temporal changes of vocal activity
73 between one night to another during several months, not only during nesting
74 period [Oppel et al. (2014) recorded only one month per year]. The objectives
75 here were to (1) propose protocols adapted to autonomous acoustic monitoring
76 of Barau's Petrel and Tropical Shearwater colonies (this method had never been
77 tested on these species); (2) test to what extent both automatic and manual
78 analyses provide reliable information about vocal activity and (3) show the added
79 value of automatic analysis.

80 Barau's Petrel (*Pterodroma barau*) and Tropical Shearwater (*Puffinus bail-*
81 *loni*) are two species of pelagic seabirds breeding on Reunion Island (see Fig. 1).
82 Barau's Petrel is an endemic species classified as endangered since 2008 and its
83 population is known to decrease (IUCN). Tropical Shearwater (*Puffinus bailloni*)
84 is (1) a subspecies of the *Puffinus assimilis-lherminieri* complex and (2) region-
85 ally endemic of the Malagasy region (Austin et al., 2004; Safford and Hawkins,
86 2013). These both species suffer from the development of human infrastruc-
87 tures, light pollution and the introduction of exotic predators (Le Corre et al.,
88 2002; Dumont et al., 2009; Pinet, 2012). Barau's Petrel could disappear in less
89 than 100 years because of feral cat predation at breeding colonies in the absence
90 of cat control (Dumont et al., 2009). Barau's Petrels and Tropical Shearwaters
91 fledglings are attracted by urban light. This phenomenon causes massive and
92 seasonal light-induced mortality (Le Corre et al., 2002).

II MATERIAL AND METHODS

A) Recording system

Autonomous digital Recording Units (ARU) called Song Meters (Model SM2+, Wildlife acoustics Inc., 3 Hz high-pass filter, 44.1 KHz sampling rate, 16 bits quantification resolution) were used to collect sounds on Reunion Island. Gain was set to 36 dB. The detection range of vocalisations depends on background noise levels, wind speed, topography, vocalisations properties, etc. Song Meters can detect vocalisations at least up to 50 m away under ideal conditions [Buxton and Jones (2012) and personal observations].

B) Sampling protocol

Two slightly different acoustic sampling protocols were used because the vocal activity cycles of target species (Barau's Petrel and Tropical Shearwater) are not exactly the same. Tropical Shearwaters are known to start calling 45 minutes after sunset whereas Barau's Petrels start calling before sunset (Bretagnolle et al., 2000).

B).1 Barau's Petrels colony

An ARU was placed at 2500 meters a.s.l. in the colony of Grand Bénare (Fig. 1). The ARU started to record everyday at sunset. Twenty-four recordings of one minute were made each night. Each minute of recording was separated from the next one by four minutes of non-recording. Acoustic sampling on the Barau's Petrels colony started on 12 November 2014 and stopped on 26 July 2015 (255 nights). A total of 6168 recordings were produced (103 hours).

B).2 Tropical Shearwaters colony

An ARU was placed at 500 meters a.s.l. in the colony of Rivière des remparts (Fig. 1). The ARU started to record everyday 50 minutes after sunset. Twenty-four recordings of one minute were made each night. Each minute of recording was separated from the next one by four minutes of non-recording. Acoustic sampling on Tropical Shearwaters colony started on 23 September 2014 and stopped on 1 March 2015 (161 nights). A total of 3028 recordings were produced (44 hours).

C) Manual analysis

A segment was defined as an uninterrupted sound in temporal and frequency domains. Segments may have various origins. Segments corresponding to acoustic

II MATERIAL AND METHODS

125 signals of target species (Barau's Petrel and Tropical Shearwater) were positive
126 instances. Segments corresponding to acoustic signals of untargeted species of
127 birds, insects, motorised vehicles, thunder, human voices or any other unwanted
128 sounds were negative instances.

129 All the recordings of one night by week were manually analysed. Time-
130 frequency spectrograms of audio recordings were visually inspected with Audacity
131 software to perform manual analysis. A human operator estimated the number
132 of segments of the target species he found. Counting target species segments
133 was feasible only when vocal activity was not continuous. For recordings in which
134 recorded vocal activity was continuous, the duration of 6 consecutive segments
135 randomly selected was measured in each of the 24 minutes per night. These
136 durations were used to deduce the total number of segments. Thirty-eight (15.2
137 hours) and 23 nights (9.2 hours) were manually analysed on the Barau's Petrels
138 and Tropical Shearwaters colonies, respectively.

139 D) Automatic analysis

140 D).1 Automatic segmentation

141 Segmentation consisted in locating remarkable sounds in audio recordings. Auto-
142 matic segmentation first consisted in cutting full recordings into 5-second extracts
143 (with null overlapping between two extracts). Second, a LabROSA (Laboratory
144 for the Recognition and Organisation of Speech and Audio) toolkit function (Ellis,
145 2005) was used to apply a 1-6 KHz band-pass filter and to compute the energy
146 present in each 25-millisecond frame with 10 milliseconds overlapping from one
147 frame to another. The value of the energy present in each 25-millisecond frame
148 was divided by the highest value of energy among all frames of the extract of
149 5 seconds. All portions of audio signal whose energy was higher than the arith-
150 metic mean of the energy in 5 seconds of audio signal during more than 30.7
151 ms (empirically determined threshold) were defined as notable events. Some of
152 the acoustic events automatically detected corresponded to segments of target
153 species. Others had different origins: insects, untargeted species of birds, motor,
154 wind, rain, acquisition system noise, etc ...

155 D).2 Featuring

156 Classification was performed based on the features calculated from the segments.
157 Features constituted a vector, which was a representation of one segment. Fea-
158 turing consisted in computing spectral moments and statistics measurements
159 on each segment. Welch's power spectral density estimate of each segment
160 was computed. From Welch's power spectral density estimate was computed

 II MATERIAL AND METHODS

161 instantaneous features from frequency domain (spectral centroid, spectral flux
 162 [Delta spectrum magnitude], spectral rolloff frequency, spectral-crest, spectral-
 163 decrease, spectral-slope, spectral-spread, tonal-power-ratio, zero-crossing rate,
 164 mean amplitude modulation, mean Wiener Entropy [spectral flatness], mean
 165 pitch, mean goodness of pitch) and time domain (root mean square, root-sum-
 166 of-squares level) plus some statistical measurements (arithmetic mean, median,
 167 mode, trimmed mean, geometric mean, harmonic mean, 50% trimmed mean,
 168 80% trimmed mean, 40% quantile, 80% quantile, sample kurtosis, sample skew-
 169 ness, interquartile range, mean or median absolute deviation, etc.). Thus, the
 170 size of feature vectors was 40. These features are classical to be used (Fagerlund,
 171 2007; Ericsson, 2009; Damoulas et al., 2010; Han et al., 2011; Briggs et al.,
 172 2012).

173 D).3 Learning

174 In a previous work, 17 audio recordings were realised on eight different dates in
 175 Barau's Petrels, Tropical Shearwaters and Wedge-tailed Shearwaters (*Puffinus*
 176 *pacificus*) colonies. A human operator had measured in milliseconds the begin-
 177 ning and the end of all calls of the target species he found in these 17 audio
 178 recordings (total duration: 52 minutes). These 17 audio recordings were also
 179 automatically segmented by the algorithm described in D).1. Automatically de-
 180 tected segments were labelled thanks to manually segmented vocalisations. Au-
 181 tomatically detected segments starting and/or ending in a manually segmented
 182 vocalisation were regarded as positive instances. Others were regarded as neg-
 183 ative instances. These criteria led to false negatives rates of 15% ($N = 289$)
 184 and 7% ($N = 145$) for Barau's Petrel and Tropical Shearwater respectively.
 185 This previous work provided instances of Barau's Petrel and Tropical Shearwater
 186 segments. They were essential to the present work. These 17 recordings pro-
 187 vided segments of targeted and untargeted (Wedge-tailed Shearwater) species in
 188 various acoustic backgrounds (signal-to-noise ratios, untargeted sounds, weather
 189 conditions).

190 Three-hundred-and-eighty-four recordings of one minute were found to con-
 191 tain no segment of Barau's Petrel during manual segmentation of recordings from
 192 Grand Bénare colony (see thick curve in Fig. 2: all nights from April to July).
 193 These 384 minutes provided numerous and varied examples of unwanted sounds
 194 of biological or non-biological origins (wind, rain, untargeted species of birds,
 195 noisy human activities, etc.). The 384 recordings plus the 17 recordings (to-
 196 tal duration: 452 minutes) above-mentioned provided 230 instances of Barau's
 197 Petrel segments, 435 instances of Tropical Shearwater segments and 149,694
 198 negative instances.

199 Instances were used to train a Random Forest classifier (Breiman, 2001).

III RESULTS

200 Different values of entry parameters of the random forest learning function were
 201 tested. The automatic classifier of Barau's Petrel segments was learned with 230
 202 positive instances and 40,000 negative instances ($N1$). The automatic classifier
 203 of Tropical Shearwater segments was learned with 435 positive instances and
 204 10,000 negative instances ($N1$). The number of trees in the ensemble was 50.
 205 The criterion used for splitting the nodes was the gini impurity index. The
 206 number of randomly selected (with replacement) samples used to grow each tree
 207 was the total number of instances. Out-of-bag error calculation was not used.
 208 The minimum amount of samples in a leaf was set to 1. The minimum amount
 209 of samples in an impure node for it to be considered for splitting was set to 2.
 210 The number of randomly selected variables to consider at each node was set to
 211 $\sqrt[3]{Z}$. Z was the size of the feature vectors ($Z = 40$).

212 E) Correlation between automatically and manually mea- 213 sured vocal activities

214 The ARU of the Tropical Shearwaters colony met some problems of functionality.
 215 It produced only 3028 recordings instead of 3824 (24 recordings for each of the
 216 161 nights) and some were shorter than 60 seconds. Among these 3028 record-
 217 ings, 626 had a duration included between 20 and 22 seconds and 2402 lasted 60
 218 seconds. These bugs were counterbalanced after manual or automatic counting.
 219 The number of segments (manually or automatically determined) of each night
 220 was multiplied by $24/T_n$. T_n was the number of minutes really recorded dur-
 221 ing night number n . Vocal activity was defined as the number of target species
 222 segments manually or automatically counted in all recordings of one night.

223 Linear regressions of vocal activity automatically calculated against manually
 224 in the colonies of Barau's Petrels and Tropical Shearwaters were computed on
 225 38 and 23 nights, respectively.

226 III RESULTS

227 Automatic segmentation isolated 1,989,581 and 772,994 segments to identify in
 228 recordings of Barau's Petrels and Tropical Shearwaters colonies, respectively.

229 Manual and automatic analyses of 255 nights recorded at Barau's Petrels
 230 colony revealed (1) the vocal activity of the colony was at a high level from
 231 November (beginning of the experiment) to the end of December (when it reaches
 232 its maximum); (2) the vocal activity decreased from the end of December to the
 233 end of March; (3) the vocal activity was non-existent from April to July (end of
 234 the experiment). The residual number of false positive detections between April
 235 and July was satisfying (Fig. 2).

III RESULTS

236 **Correlation between automatically and manually measured vocal**
237 **activities** Linear correlation coefficients between automatically and manually
238 measured vocal activities were equal to 0.82 and 0.42 for Barau's Petrels and
239 Tropical Shearwaters colonies, respectively (Fig. 3 and 4).

240 **Durations of analyses** Time required for automatic analysis of all nights
241 was equal to a tenth of the total duration of recordings (Table I). Time required
242 for manual analysis of one night per week was equal to the total duration of
243 recordings multiplied by five. Sixteen days were necessary to manually analyse
244 all the recordings of one night per week (for both colonies). One can estimate
245 that the manual analysis of all nights would be at least seven times longer (112
246 days). Consequently, combining manual and automatic analyses allowed to save
247 around 96 days of work.

III RESULTS

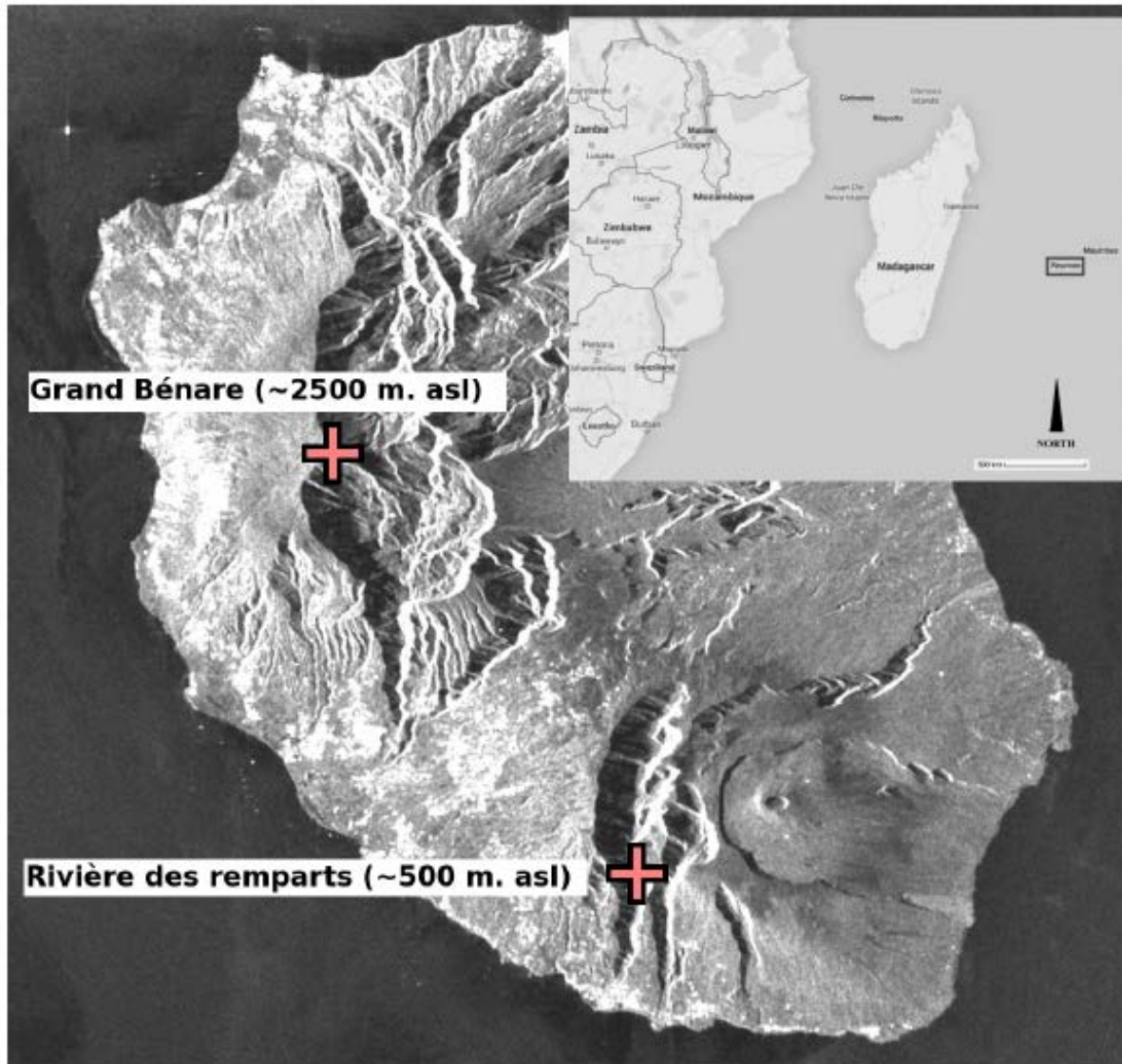


Figure 1: Location of the two recording sites of Reunion Island: Grand Bénare (colony of Barau's Petrels, 2500 meters above sea level) and Rivière des remparts (colony of Tropical Shearwaters, around 500 meters a.s.l.). Picture by Eosnap, reproduced with its kind permission.

III RESULTS

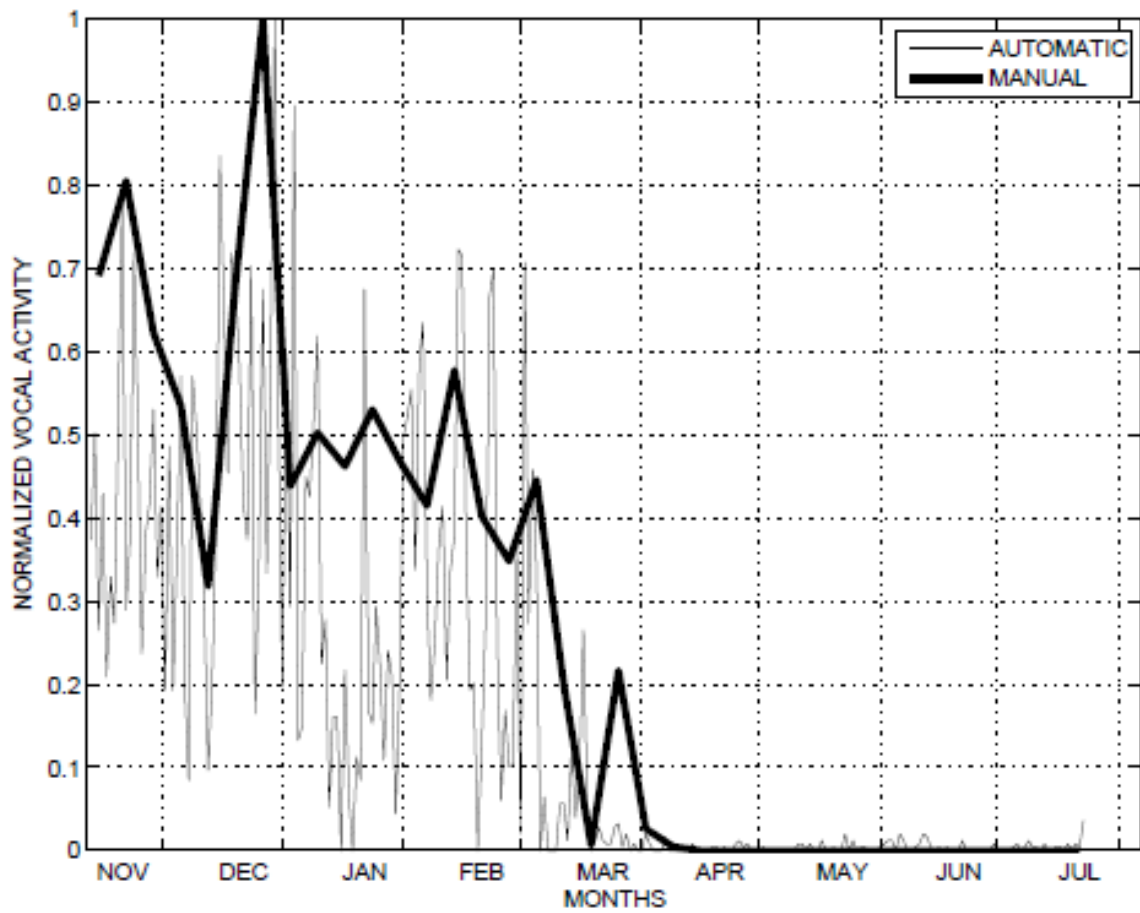


Figure 2: Manual and automatic measurements of vocal activity at the Barau's Petrels colony between 12 November 2014 and 26 July 2015.

III RESULTS

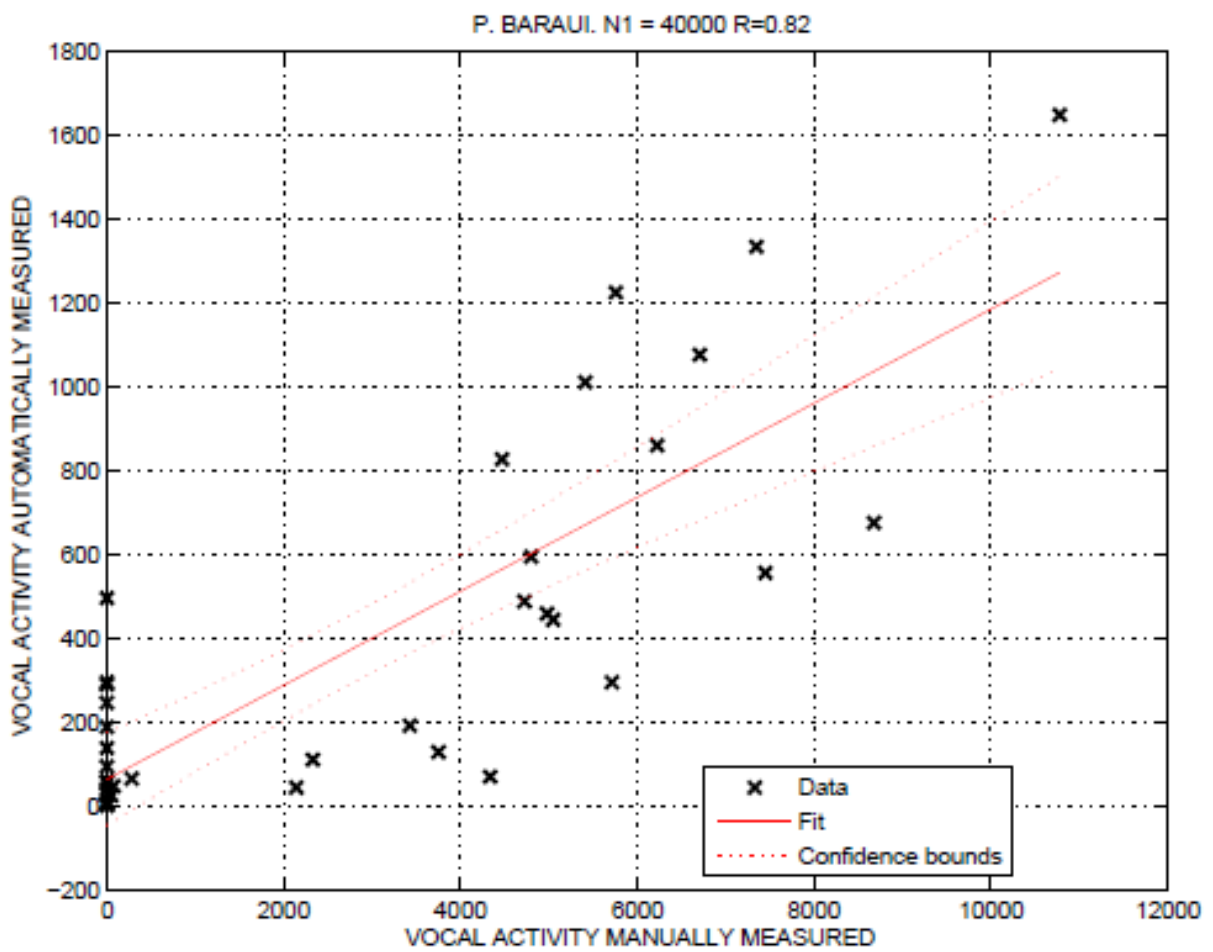


Figure 3: Linear regression of automatically versus manually determined vocal activities at the Barau's Petrels colony ($N = 38$ nights).

III RESULTS

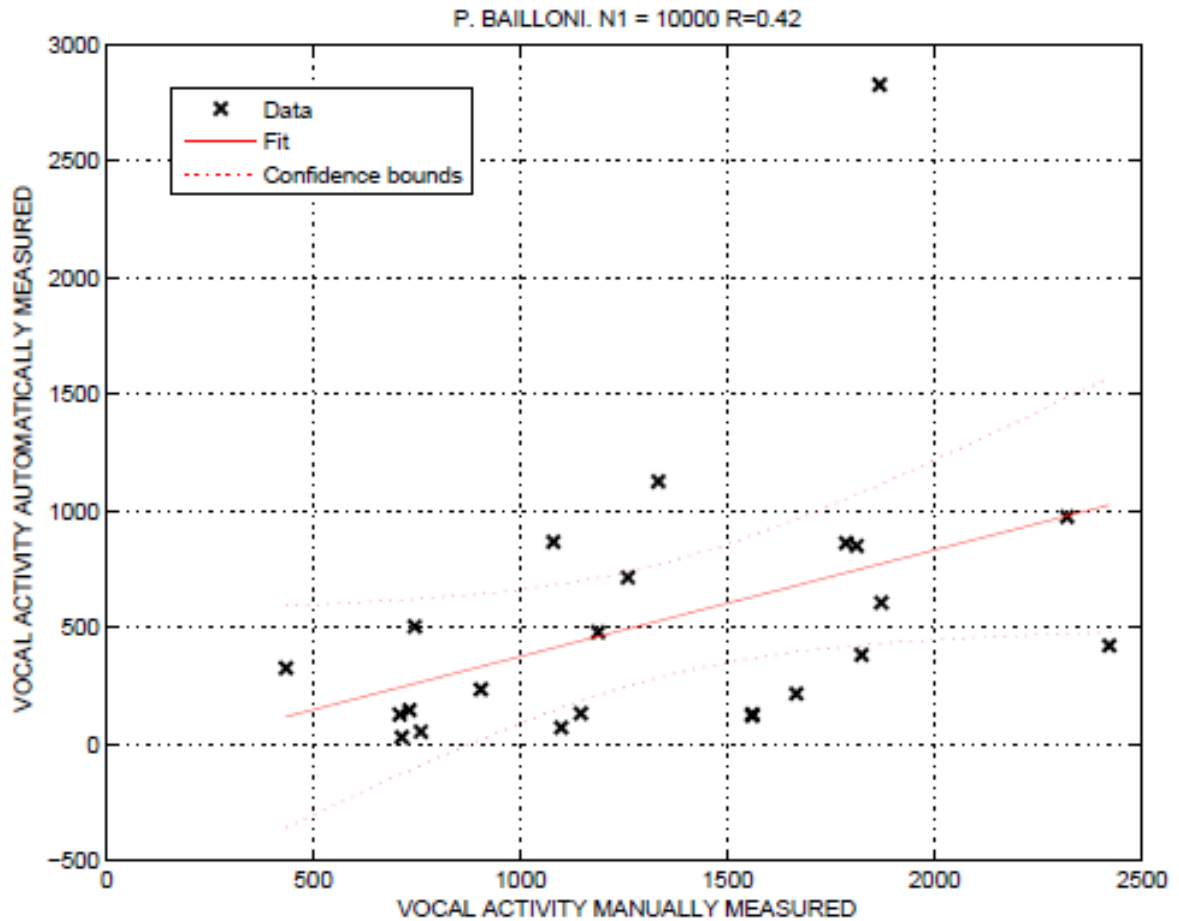


Figure 4: Linear regression of automatically versus manually determined vocal activities at the Tropical Shearwaters colony ($N = 23$ nights). The outlier data ($x \approx 1900$, $y \approx 2800$) was due to false positive detections consecutive to remarkably strong winds and rains

248 IV CONCLUSIONS

249 **Phenology of Barau's Petrels** According to the annual breeding cycle of
 250 Barau's Petrel constructed by [Pinet et al. \(2009\)](#), (1) high-level activity measured
 251 from November to December (Fig. 2) was due to the presence of adults in nests
 252 for incubation; (2) the decline from January to April was probably due to the
 253 departure of non-breeding adults and the beginning of chick rearing [a comparable
 254 decrease of vocal activity from March to April was measured and associated with
 255 the chick-rearing period by [Gerdil \(1998\)](#)]; (3) no measured activity corresponded
 256 to the beginning of the first migration of the young birds [[Gerdil \(1998\)](#) measured
 257 an absence of adults crossing the coast by the end of April]. Automatic analysis
 258 revealed a peak of vocal activity on 27 December 2015. This date is close to the
 259 date of hatching (22 December) assessed by traditional methods ([Pinet, 2012](#)).
 260 Our results showed that all adults had left the colony before the end of March
 261 2015. [Pinet et al. \(2011\)](#) measured that birds departed the colony in late March
 262 using geolocators tracking. So, the results presented here fitted with results of
 263 traditional surveys of this species. Moreover they brought a new information:
 264 the vocal activity between 26 December 2014 and 16 April 2015 decreased of 4
 265 % per day (Fig. 2, mean measured on 112 samples, $p\text{-value} = 0.19\text{e-}10$).

266 **Phenology of Tropical Shearwaters** [Bretagnolle et al. \(2000\)](#) showed (1)
 267 that the mean vocal activity was highest from September to November, and (2)
 268 revealed a decreasing trend from January to March (based on fledgling dates
 269 and listened vocal activity). These authors suggested that this decrease corre-
 270 sponds to the departure of non-breeding adults from the colony. Unfortunately,
 271 this decreasing trend was based on only four samples during three months (Jan-
 272 uary, February and March). The present study confirmed this regular trend and
 273 measured it more precisely since automatic analysis of all nights between 23
 274 September 2015 and 1 March 2015 revealed an activity decrease of 0.1 % per
 275 day (Fig. 5, mean measured on 161 samples, $p\text{-value} = 0.16\text{e-}03$).

276 **Two different levels of difficulty** On the Barau's Petrels colony, birds nest
 277 on the ground and the vegetation is scarce and low [personal observations and
 278 [Probst and Thébaud \(1998\)](#)]. The ARU was ten meters distant from the closest
 279 calling birds, and its microphone was exposed to saturations due to strong and
 280 frequent winds. Few other species of animals were present: some insects, rare
 281 birds and one species of bat [recorded calls identified with the help of [Barataud](#)
 282 (2013)]. Thus the variability of untargeted sounds was restricted. In contrast,
 283 Tropical Shearwaters on the Rivière des remparts nest in the crevices of cliffs.
 284 There were varied species of amphibians, birds and insects due to the presence

IV CONCLUSIONS

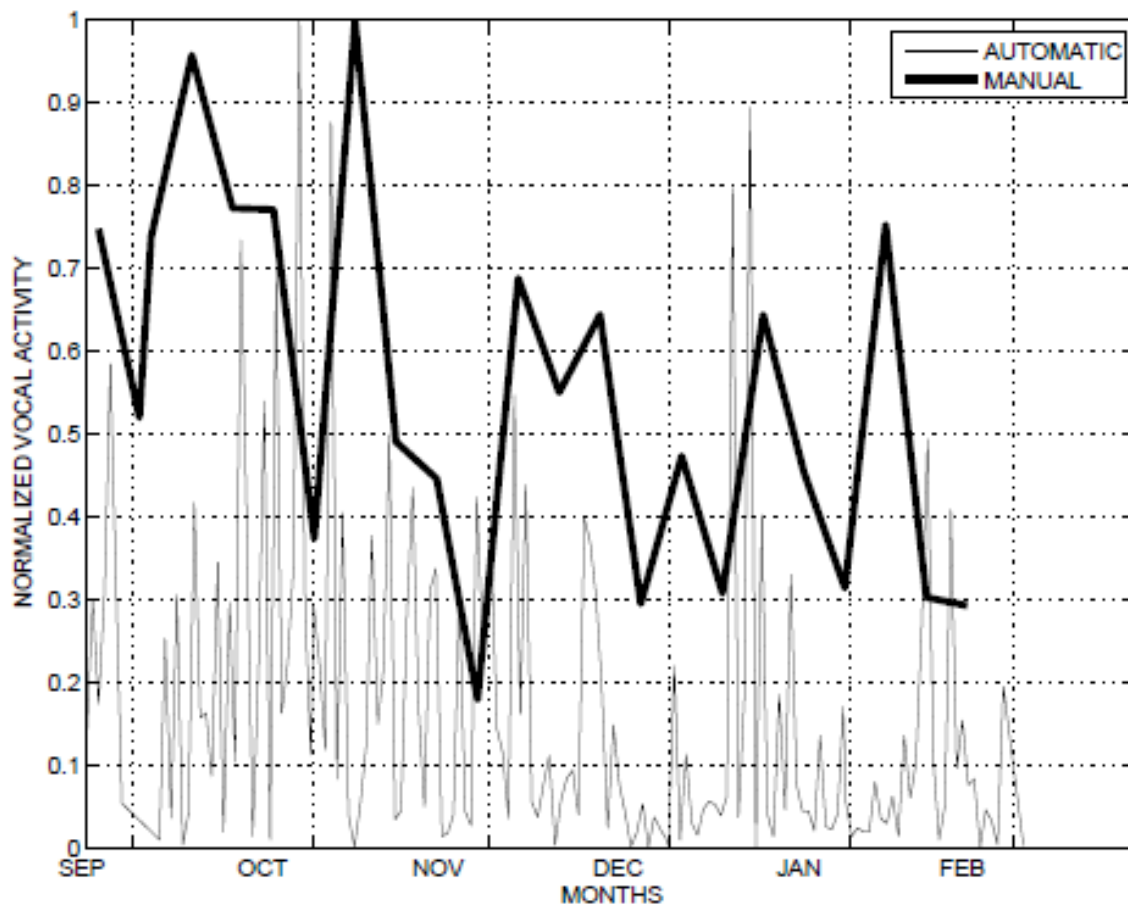


Figure 5: Manual and automatic measurements of vocal activity at the Tropical Shearwater colony between 23 September 2014 and 1 March 2015.

285 of a torrential river at the foot of the cliff. In addition, there were numerous
 286 acoustic events due to human activities (motor vehicles, music, etc.). Acoustic
 287 untargeted sounds were more diversified and frequent in the Tropical Shearwa-
 288 ters colony than in the Barau's Petrels colony. The ARU was fifty meters away
 289 from the closest calling birds. Bird calls had to cross a dense and tall vegeta-
 290 tion to reach the microphone. Consequently, calls of Tropical Shearwaters were
 291 considerably attenuated by distance and vegetation. Signal-to-noise ratio was
 292 very low. All recordings had to be amplified for manual acoustic analysis. These
 293 two very different environmental conditions and acoustic landscapes ensured to
 294 test robustness of the method. And it explains why the correlation coefficient
 295 between automatic and manually measured vocal activities was much lower (and
 296 deceiving) for Tropical Shearwater ($R = 0.42$) than for Barau's Petrel ($R = 0.82$,

IV CONCLUSIONS

297 Fig. 3 and 4).

298 **Limitations of the study** First, our study was limited to only two species
299 of the same bird family (Procellariidae). Nevertheless, works on species of Cory's
300 shearwater (Oppel et al., 2014), Forster's terns (Borker et al., 2014) and Marbled
301 murrelet (Borker et al., 2015) led to similar conclusions. Second, several numbers
302 of negative instances were tested during the training step for each target species
303 (see $N1$ in subsection D).3). Here was presented the $N1$ value for which the
304 correlation between automatic and manual analyses was the strongest. As a
305 consequence, the method of automatic analysis used here is not completely site-
306 independent yet.

IV CONCLUSIONS

307 Using ARU allowed a stronger sampling than traditional methods of bird
308 surveys [as already shown by [Celis-Murillo et al. \(2009\)](#) and [Digby et al. \(2013\)](#)].
309 The results of both automatic and manual analyses revealed similar evolutions
310 of the vocal activity against date and fitted with results of traditional methods
311 (Fig. 2 and 5).

312 Nevertheless, automatic analysis (1) allowed to save around 96 days of work
313 (see section III) and (2) was more robust than manual analysis since calls of Trop-
314 ical Shearwaters were inaudible to human ear and needed to be amplified. Auto-
315 matic analyses allowed to build more complete models of the temporal changes
316 of the vocal activity against date than manual analysis.

317 Moreover, the present study brought complementary or new information
318 about the biology of Barau's Petrel. The peak of vocal activity on Grand Bénare
319 colony seems matching with the date of hatching assessed by traditional methods
320 ([Pinet, 2012](#)). Based on the hypothesis that vocal activity is correlated to the
321 number of nesting bird ([Oppel et al., 2014](#); [Borker et al., 2014](#)), the present work
322 allowed to measure precisely the gradual departure of birds from the colony.

323 The use of ARUs and automatic analysers to big spatial and temporal scales
324 in hardly reachable sectors will be useful in Reunion Island and elsewhere to (1)
325 detect colonies of birds whose vocalisations are rare and discreet ([Hutto and](#)
326 [Stutzman, 2009](#); [Zwart et al., 2014](#); [Borker et al., 2015](#)); (2) evaluate size of
327 colonies with a standardised unit of measure; (3) document relative changes in
328 populations over time ([Borker et al., 2014](#); [Oppel et al., 2014](#)); (4) reduce the
329 danger for the observer and observed species due to the risk of accident by night
330 in remote or steep places [[Borker et al. \(2014\)](#) and personal observations].

331 ACKNOWLEDGEMENTS

332 PhD funds of the first author were provided by the Agency for the Environment
333 and Energy Management (ADEME, mila.galiano@ademe.fr) and by BIOTOPE
334 company (Mr Delcourt, vdelcourt@biotope.fr).

335 V REFERENCES

336 References

- 337 Austin, J. J., Bretagnolle, V., and Pasquet, E. (2004). A global molecular phy-
338 logeny of the small puffinus shearwaters and implications for systematics of the
339 little-audubon's shearwater complex. *The Auk*, 121(3):847–864. 18 pages.
- 340 Barataud, M.; Giosa, S. (2013). Identification et écologie acoustique des chi-
341 roptères de la réunion (identification and acoustic ecology of Reunion Island's
342 chiropterans). *Le Rhinodophe*, 19:147–175.
- 343 Borker, A. L., Halbert, P., Mckown, M. W., Tershy, B. R., and Croll, D. A.
344 (2015). A comparison of automated and traditional monitoring techniques for
345 marbled murrelets using passive acoustic sensors. *Wildlife Society Bulletin*,
346 39(4):813–818.
- 347 Borker, A. L., McKown, M. W., Ackerman, J. T., Eagles-Smith, C. A., Tershy,
348 B. R., and Croll, D. A. (2014). Vocal activity as a low cost and scalable index
349 of seabird colony size. *Conservation Biology*, 28(4):1100–1108.
- 350 Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1):5–32.
- 351 Bretagnolle, V., Attie, C., and Mougeot, F. (2000). Audubon's shearwaters
352 *Puffinus lherminieri* on Reunion Island, indian ocean: behaviour, census, dis-
353 tribution, biometrics and breeding biology. *Ibis*, 142(3):399–412.
- 354 Briggs, F., Lakshminarayanan, B., Neal, L., Fern, X., Raich, R., Hadley, S. J. K.,
355 Hadley, A. S., and Betts, M. G. (2012). Acoustic classification of multiple
356 simultaneous bird species: a multi-instance multi-label approach. *Journal of*
357 *the Acoustical Society of America*, 131:4640–4650.
- 358 Buxton, R. T. and Jones, I. L. (2012). Measuring nocturnal seabird activity and
359 status using acoustic recording devices: applications for island restoration.
360 *Journal of Field Ornithology*, 83(1):47–60.
- 361 Celis-Murillo, A., Deppe, J. L., and Allen, M. F. (2009). Using soundscape record-
362 ings to estimate bird species abundance, richness, and composition. *Journal*
363 *of Field Ornithology*, 80(1):64–78.
- 364 Damoulas, T., Henry, S., Farnsworth, A., Lanzone, M., and Gomes, C. P. (2010).
365 Bayesian classification of flight calls with a novel dynamic time warping kernel.
366 In Draghici, S., Khoshgoftaar, T. M., Palade, V., Pedrycz, W., Wani, M. A.,
367 and Zhu, X., editors, *ICMLA*, pages 424–429. IEEE Computer Society.

REFERENCES

- 368 Day, R. H. and Cooper, B. A. (1995). Patterns of movement of dark-rumped
369 petrels and newell's shearwaters on kauai. *The Condor*, 97(4):1011–1027.
- 370 Digby, A., Towsey, M., Bell, B. D., and Teal, P. D. (2013). A practical comparison
371 of manual and autonomous methods for acoustic monitoring. *Methods in*
372 *Ecology and Evolution*, 4(7):675–683.
- 373 Dumont, Y., Russel, J., Lecomte, V., and Le Corre, M. (2009). Intraguild preda-
374 tion and mesopredator release effect on long-lived prey. *Ecological Modelling*,
375 220:1098–1104.
- 376 Ellis, D. P. W. (2005). PLP and RASTA (and MFCC, and inversion) in Matlab.
377 online web resource.
- 378 Ericsson, L. (2009). Automatic speech/music discrimination in audio files. Mas-
379 ter's thesis, Royal Institute of Technology.
- 380 Fagerlund, S. (2007). Bird species recognition using support vector machines.
381 *EURASIP J. Appl. Signal Process.*, 2007(1):64–64.
- 382 Gerdil, T. (1998). Programme d'étude et de conservation des oiseaux marins de
383 la réunion. Technical report, CNRS-DIREN-REUNION.
- 384 Han, N. C., Muniandy, S. V., and Dayou, J. (2011). Acoustic classification of aus-
385 tralian anurans based on hybrid spectral-entropy approach. *Applied Acoustics*,
386 72(9):639 – 645.
- 387 Hutto, R. L. and Stutzman, R. J. (2009). Humans versus autonomous recording
388 units: a comparison of point-count results. *Journal of Field Ornithology*,
389 80(4):387–398.
- 390 Le Corre, M., Ollivier, A., Ribes, S., and Jouventin, P. (2002). Light-induced
391 mortality of petrels: a 4-year study from Reunion Island (indian ocean). *Bio-*
392 *logical Conservation*, 105(1):93 – 102.
- 393 Oppel, S., Hervias, S., Oliveira, N., Pipa, T., Silva, C., Geraldés, P., Goh, M.,
394 Immler, E., and McKown, M. (2014). Estimating population size of a nocturnal
395 burrow-nesting seabird using acoustic monitoring and habitat mapping. *Nature*
396 *Conservation*, 7:1–13.
- 397 Pinet, P. (2012). Biologie, écologie & conservation d'un oiseau marin endémique
398 de la Réunion: Le pétrel de Barau (*Pterodroma barau*) (Biology, ecology &
399 conservation of an endemic seabird from Reunion Island: Barau's Petrel). PhD
400 thesis, Université de la Réunion.

REFERENCES

- 401 Pinet, P., Jaquemet, S., Pinaud, D., Weimerskirch, H., Phillips, R. A., and
402 Le Corre, M. (2011). Migration, wintering distribution and habitat use of
403 an endangered tropical seabird, Barau's petrel *Pterodroma barau*. *Marine*
404 *Ecology Progress Series*, 423:291–302.
- 405 Pinet, P., Salamolard, M., Probst, J.-M., Russell, J. C., Jaquemet, S., and
406 Le Corre, M. (2009). Barau's petrel (*Pterodroma barau*): history, biology and
407 conservation of an endangered endemic petrel. *Marine Ornithology*, 37:107–
408 113.
- 409 Probst, J. M., Le Corre, M., and Thébaud, C. (2000). Breeding habitat and
410 conservation priorities in *Pterodroma barau*, an endangered gadfly petrel of
411 the Mascarene Archipelago. *Biological Conservation*, 93:135–138.
- 412 Probst, J.-M. and Thébaud, C. (1998). Description of breeding sites of the
413 barau's petrel, *Pterodroma barau*, an endemic gadfly petrel from Reunion
414 Island with new data on its breeding phenology. *Bulletin Phaethon*.
- 415 Safford, R. and Hawkins, F. (2013). The birds of africa: Volume viii: The
416 malagasy region: Madagascar, seychelles, comoros, mascarenes. page 108.
417 Bloomsbury Publishing.
- 418 Zwart, M. C., Baker, A., McGowan, P. J. K., and Whittingham, M. J. (2014).
419 The use of automated bioacoustic recorders to replace human wildlife surveys:
420 An example using nightjars. *PLoS ONE*, 9(7):1–8.

421 VI TABLES

Table I: Length of recording experiments and durations of automatic and manual analyses.

| Study site | Grand Bénare | Rivière des remparts |
|--|------------------|----------------------|
| Target species | Barau's Petrel | Tropical Shearwater |
| Beginning of the recording session | 12 November 2014 | 23 September 2014 |
| End of the recording session | 26 July 2015 | 1 March 2015 |
| Number of recorded nights | 255 | 161 |
| Total duration of recordings (in hours) | 103 | 44 |
| Duration of manual analysis of one night by week (in days) | 8 | 8 |
| Duration of automatic analysis of all nights (in hours) | 10 | 5 |

422 **VII FIGURE CAPTIONS**

423 **List of Figures**

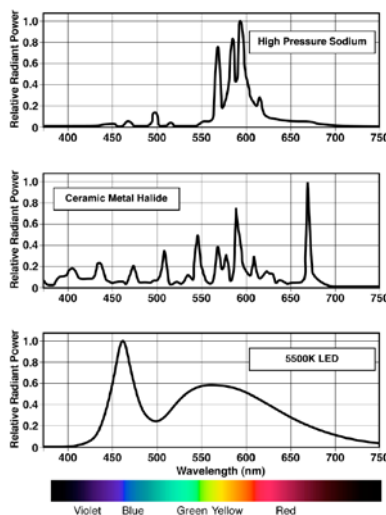
| | | | |
|-----|---|---|----|
| 424 | 1 | Location of the two recording sites of Reunion Island: Grand | |
| 425 | | Bénare (colony of Barau’s Petrels, 2500 meters above sea level) | |
| 426 | | and Rivière des remparts (colony of Tropical Shearwaters, | |
| 427 | | around 500 meters a.s.l.). Picture by Eosnap, reproduced with | |
| 428 | | its kind permission. | 10 |
| 429 | 2 | Manual and automatic measurements of vocal activity at the | |
| 430 | | Barau’s Petrels colony between 12 November 2014 and 26 July | |
| 431 | | 2015. | 11 |
| 432 | 3 | Linear regression of automatically versus manually determined | |
| 433 | | vocal activities at the Barau’s Petrels colony ($N = 38$ nights). | 12 |
| 434 | 4 | Linear regression of automatically versus manually determined | |
| 435 | | vocal activities at the Tropical Shearwaters colony ($N = 23$ | |
| 436 | | nights). The outlier data ($x \approx 1900$, $y \approx 2800$) was due | |
| 437 | | to false positive detections consecutive to remarkably strong | |
| 438 | | winds and rains | 13 |
| 439 | 5 | Manual and automatic measurements of vocal activity at the | |
| 440 | | Tropical Shearwater colony between 23 September 2014 and 1 | |
| 441 | | March 2015. | 15 |

Annexe 3 : Affiche de communication de l'action de sensibilisation environnementale sur les « Nuits sans lumière »

Cette action vise à sensibiliser la population réunionnaise à l'environnement d'une manière générale et en particulier à l'impact de la pollution lumineuse, notamment sur les pétrels de Barau au travers des échouages. Plus d'information sur le lien : www.nuitssanslumiere.re.

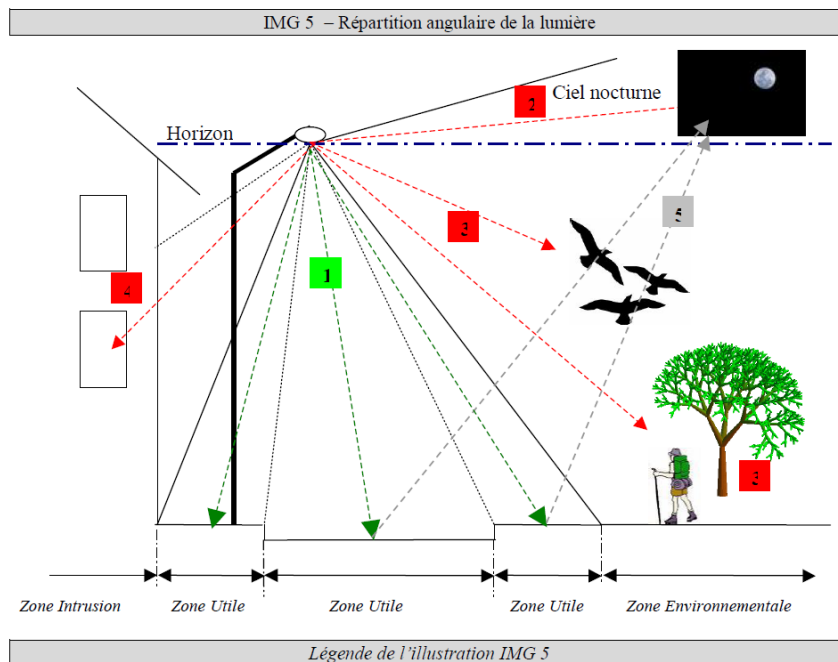


Annexe 4 : Énergie relative émise en fonction de la longueur d'onde, pour deux types d'éclairages : Vapeur de sodium haute pression (en haut) et LED (en bas)



Les éclairages à vapeur de sodium haute pression émettent essentiellement sur les longueurs d'ondes du visible moyennes à grandes (550-600 nm). Les éclairages à halogénure métalliques à brûleur céramique présentent différents pics d'émission ciblés sur certaines longueurs d'onde. Les LED émettent beaucoup plus d'énergie et sur une plus grande gamme de longueur d'onde, notamment dans les couleurs bleues (450-480 nm) et vertes (520-550). Les LED présentent un pouvoir d'attractivité des insectes nocturnes plus importants que les autres types d'éclairages. Elles sont donc à utiliser avec parcimonie, notamment vis-à-vis des oiseaux marins nocturnes, en l'absence de plus de précisions quant à leur pouvoir attractif sur ce groupe d'espèce. Source : *International Dark-Sky Association (IDA)* <http://www.ida.darksky.org/assets/documents/Reports/IDA-Blue-Rich-Light-White-Paper.pdf>

Annexe 5 : Illustration de la répartition angulaire de la lumière d'un éclairage public



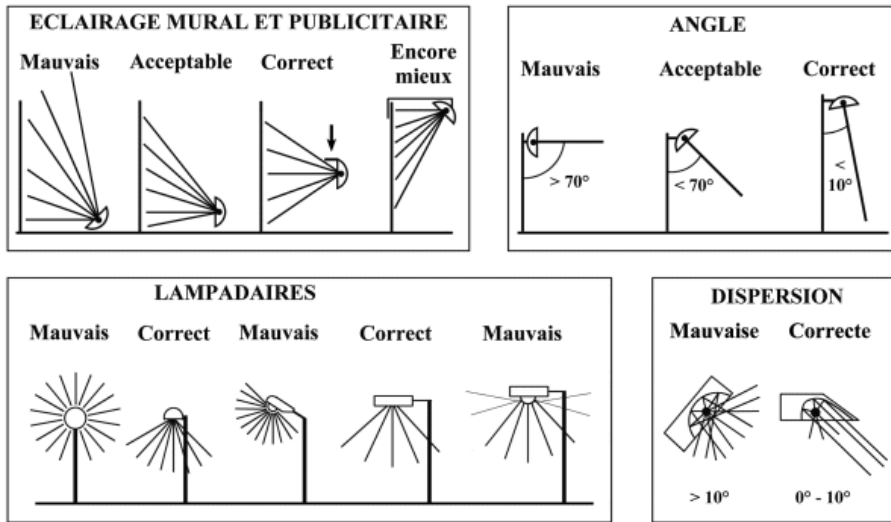
- Zone utile → ❶ Surface à éclairer.
- Ciel nocturne → ❷ Lumière dirigée dans l'hémisphère supérieur (U.L.O.R)⁽¹⁾.
- Zone environnementale → ❸ Lumière débordante, perdue dans l'hémisphère inférieur (D.L.O.R)⁽²⁾.
- Zone intrusion → ❹ Lumière gênante pénétrant à l'intérieur des bâtiments.
- Réflexion du sol → ❺ Lumière obtenu par la réflexion du sol.

(1) Pourcentage de flux des lampes émit au dessus de la ligne d'horizon.

(2) Pourcentage de flux des lampes émit au dessous de la ligne d'horizon.

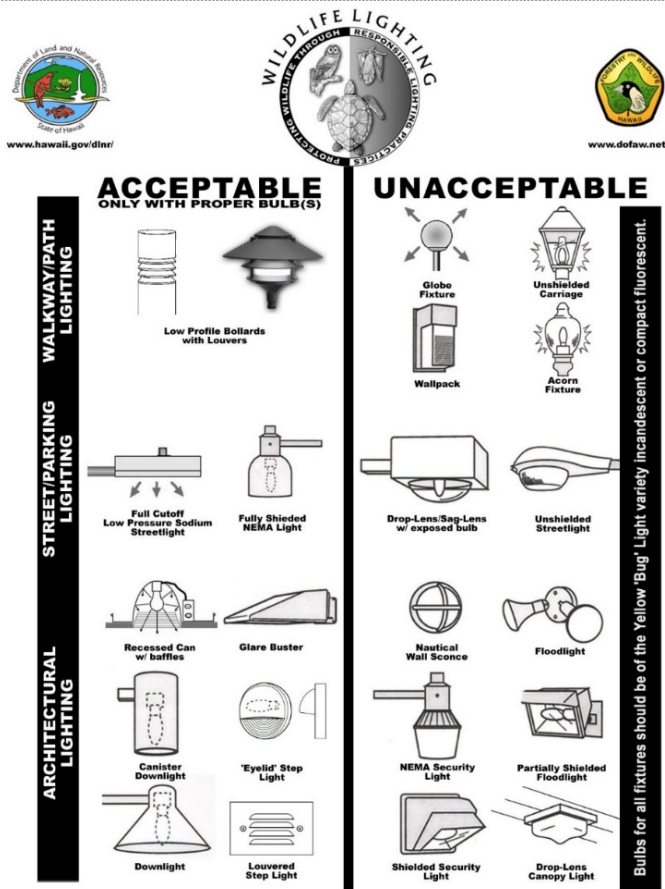
Source : Guide technique, projet de charte d'amélioration des éclairages publics, département 71

Annexe 6 : Illustration de la qualité d'un éclairage en fonction de son orientation et de l'émission de lumière non désirée



Source : <http://www.astro.ulg.ac.be/~demoulin/pollum/pollum2.htm>

Annexe 7 : Pollution lumineuse : distinction entre bons et mauvais éclairages



Source : <http://kauaiseabirdhpc.com/lighting-homes-businesses/>

Annexe 8 : Le label « Pétrel Protégé » à La Réunion



Le label « Pétrel Protégé » est attribué aux éclairages publics visant à atteindre des critères d'éco-efficacité énergétiques importants, réduisant la pollution lumineuse, dotés d'un dispositif de télégestion des éclairages à distance et d'une programmation de coupure pendant 50 jours par an, sur les périodes de fortes sensibilités vis-à-vis des oiseaux marins nocturnes. Ainsi, la pollution lumineuse de ce type d'éclairage est réduite (ULOR de l'éclairage = 0 %). Une horloge installée dans le système de contrôle des éclairages permet de couper l'éclairage public pendant les périodes d'échouages massifs des oiseaux (l'extinction pendant 50 jours permet de prévenir de 40 % des échouages constatés par année ; l'extinction pendant 85 jours permet de prévenir de 50 % des échouages). Source : Dossier de presse, Mercredi 23 Mai 2012. SEOR et EDF.

Annexe 9 : Bilan de la session d'observations (imagerie radar et jumelles à vision thermique) de l'envol des jeunes pétrels de Barau du 21 avril 2016 à Cilaos

En pleine saison d'envol, le projet OMAIR et le programme LIFE+ Pétrels ont organisé une session d'observation de l'envol des jeunes pétrels de Barau au cours de la nuit du 21 avril 2016, à Cilaos, environ 3 km en aval des colonies situées sur le massif du Piton des Neiges.

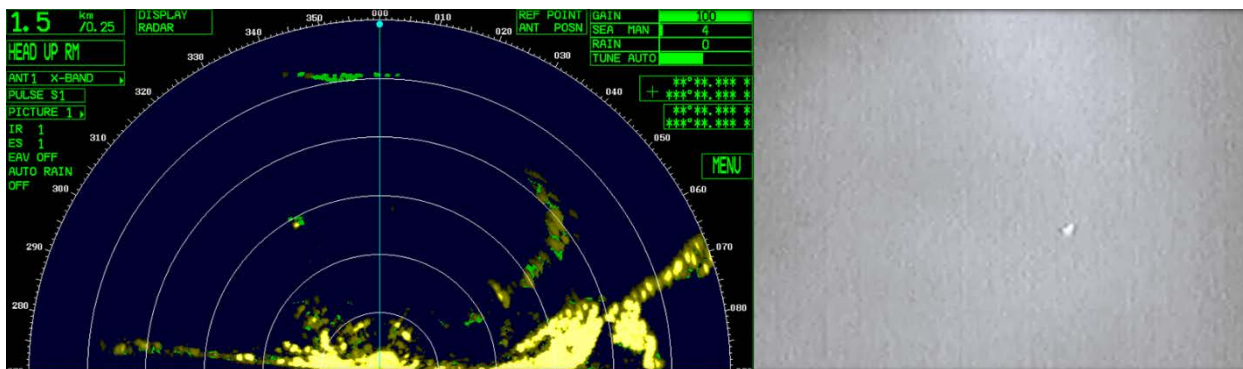
En plus d'une action de sensibilisation auprès du grand public organisé par le Parc National (présentation de diaporama sur les espèces et leurs menaces, rencontre avec les scientifiques, diffusion en direct des images obtenues), les objectifs de cette soirée était de réaliser des observations de l'envol de jeunes à partir de deux technologies d'observations nocturnes différentes : le radar ornithologique et des jumelles à vision thermique.



Observations avec les jumelles thermiques en parallèle du radar ornithologique (en arrière-plan). Source : M. Souquet-BIOTOPE ©

273 pétrels de Barau ont été détectés au cours de la nuit à partir des images radar. Certains d'entre eux ont également été observés grâce aux jumelles à vision nocturne. Des montages vidéo des images obtenus sont disponibles sur le site <http://www.biotope.fr/omair/index.php?p=news>. Les patterns temporels et altitudinaux observés au cours de la nuit étaient conformes à ceux observés en 2014 et 2015. Les conditions météorologiques étant bonnes (hormis une couche nuage à haute altitude), nous n'avons pas observé de comportement de perte d'altitude. Des chauves-souris ont également été détectées.

Nous avons pu mettre en évidence l'intérêt et la complémentarité de ces deux dispositifs d'observations (radar : altitude de vol, large rayon de détections, enregistrements des données ; jumelles à vision thermique : identification visuelle des espèces ; observations fines des comportements de vol). Ces deux outils seraient très utiles pour la recherche de colonie de reproduction (pétrel de Barau, pétrel noir de Bourbon) et pour des études sur les risques de collision vis-à-vis des infrastructures.



Observations d'un pétrel de Barau en vol, le 21 avril 2016, à Cilaos, par imagerie radar (à gauche) et par jumelle à vision thermique (à droite). Source : BIOTOPE/ENTROPIE © (à gauche) ; programme Life+ Pétrels © (à droite). Montage : B. Gineste

Annexe 10 : Utilisation de technologies complémentaires

En plus de la technologie radar et des enregistreurs acoustiques, nous avons déployé d'autres technologies afin d'obtenir des informations complémentaires sur les oiseaux marins sur colonie. Sans mettre en place de protocole particulier, nous avons déployé de manière opportuniste des pièges photos devant des terriers occupés en période de reproduction. Ces dispositifs (Reconyx, RC60 cover) permettent de prendre des photos de jour comme de nuit (infrarouge) sans flash ni bruit, et de réaliser des suivis de la faune en réduisant la perturbation de l'observateur au minimum (uniquement lors du déploiement, des contrôles et de la récupération du matériel). Adaptés aux conditions extérieures (pluie et poussière notamment), ces appareils sont très facilement programmables et peuvent être paramétrés de manière à prendre des photos à intervalle de temps régulier sur une plage horaire définie et/ou lors de la détection de mouvement. Nous avons utilisé cette dernière fonction (détecteur de mouvements) afin d'obtenir des informations sur le comportement à terre des pétrels de Barau (jeunes et adultes) et des puffins du Pacifique (adultes). Cet outil permet également la détection d'autres animaux comme le passage de rat ou de chat à proximité des terriers. Ils sont par ailleurs utilisés à La Réunion dans le cadre de suivi de l'impact des chats sur les colonies de puffin du Pacifique (présence/ absence, interactions avec les oiseaux) et pour des objectifs de conservation dans le cadre du programme Life+ (suivi de présence des chats et des rats, identification des chats, fréquence de passage, comportement de prédation...), avec notamment l'envoi en direct des images prises par l'appareil sur un téléphone portable d'un agent (Life+ Pétrels, 2014).

Même si il faudrait déployer plus de pièges photo pour pouvoir en tirer des conclusions, nos observations ont apporté quelques résultats intéressants :

1. La présence importante des rats sur colonie de pétrel de Barau présentant un comportement de curiosité vis-à-vis des terriers mais nous n'avons pas observé de prédation.
2. Les adultes sont actifs toute la nuit et disparaissent des observations au cours de la nuit, à des heures variables suggérant un départ en mer au cours de la nuit. En fin de nuit (3 H - 5 H), l'activité semble plus importante et les adultes disparaissent généralement sur ces créneaux horaires (en lien avec nos détections radar).
3. En 2015, les adultes n'ont plus été observés devant le terrier à partir du 2 avril. Le jeune, lui, n'a plus été observé à partir du 7 avril 2015, soit 5 jours après le départ du dernier adulte. Cela renseigne sur la présence des adultes sur colonie (et sur leur départ progressif) au début du mois d'avril et également sur la capacité d'envol des jeunes dès le début du mois d'avril (cohérent avec les premiers échouages de la période).
4. Le jeune est sorti de son terrier à 19H12. Même si on ne connaît pas le délai nécessaire entre la sortie du terrier et l'envol, cette observation va dans le sens du timing d'envol de la majorité des jeunes en début de soirée.
5. Quelques semaines avant son premier envol, le jeune pétrel de Barau sort de son terrier durant la nuit et effectue des mouvements d'ailes, probablement afin de développer les muscles nécessaires au vol.

☞ L'intérêt de ces dispositifs est évident pour obtenir des informations sur la biologie (comportement, rythme ...) des espèces, via des suivis dédiés (protocoles à adapter) en minimisant les perturbations de la colonie, sur de longue période, indépendamment des conditions météorologiques et sans modifier le comportement des animaux en réaction à la présence d'un observateur. Les pièges photos peuvent également être utilisés dans le cadre d'étude en lien avec des projets d'aménagements / infrastructures (définition des périodes d'activité et de reproduction afin de préconiser l'absence de travaux ou d'intervention sur site ; suivi de recolonisation ou suivi de l'efficacité de dispositifs particuliers (nichoirs, système d'effarouchement, dispositif anti-collision, etc...) ; observations des comportements des animaux en réaction à des travaux...)

★ *Déploiement de pièges photos sur colonie de reproduction d'oiseaux marins à La Réunion.*



Mise en place du piège photo devant un terrier de pétrel de Barau (en haut à gauche), observation de rat à l'entrée du terrier (en haut à droite), jeune pétrel de Barau en plein exercice musculaire devant un de ses parents, quelques jours avant son envol (en bas à gauche) et puffin du Pacifique adulte apportant une brindille pour l'aménagement de son terrier (en bas à droite). Photo : ENTROPIE/BIOTOPE © ; montage : B. Gineste.

Annexe 11 : Modélisation des trajectoires d'oiseaux marins nocturnes sortant

Nous présentons ici les résultats d'une réflexion que nous avons engagée (avec Gaël Potin, UMR ENTROPIE et Guillaume Amirault, BIOTOPE) concernant la modélisation de la trajectoire d'oiseau marin lors de vols de départ en mer depuis la colonie.

Introduction

À partir des différents travaux réalisés dans le cadre de la thèse, nous avons obtenu des informations sur la localisation des colonies (via les PENOC) et sur les détections d'oiseaux marins nocturnes, essentiellement au niveau du littoral (imagerie radar). Cependant, contrairement au mode horizontal qui permet d'étudier les trajectoires de vol, l'utilisation du radar en mode vertical ne nous renseigne que sur le déplacement des oiseaux sur un point de passage à terre. Aussi, cette question de trajectométrie demeure importante, notamment afin de pouvoir préciser le risque de collision des oiseaux vis-à-vis des infrastructures. Le but de ce travail est de proposer une modélisation de la trajectoire d'une espèce d'oiseau marin nocturne de La Réunion, le puffin tropical, depuis la colonie jusqu'à la mer.

Réflexion et méthode

Nous avons considéré le puffin tropical, d'une part du fait des enjeux qu'il représente (une des deux espèces les plus impactées, protégée), d'autre part parce que nous avons des renseignements précis sur la localisation de ses colonies et sur ses comportements de vol, notamment en termes d'altitude et de distribution spatiale. De plus, les observations de puffin tropical en mer et à terre (à proximité des colonies), ainsi que nos observations radar aux embouchures des grandes ravines et des cirques suggèrent que le puffin tropical a un vol direct et très dépendant du relief (contrairement au pétrel de Barau par exemple, moins soumis à cette contrainte).

Nous avons imaginé dans un premier temps que les oiseaux volent directement de la colonie jusqu'à la mer (altitude 0 m). Cependant, même si cela fonctionne grossièrement bien pour les colonies côtières, cela ne fonctionne pas pour les colonies situées à l'intérieur de l'île (dans les cirques par exemple) puisque les oiseaux devraient franchir les montagnes pour rejoindre la côte en vol direct (à vol d'oiseau !). Nous avons ensuite proposé que les trajectoires des puffins doivent finalement correspondre au tracé des rivières s'écoulant au pied des colonies.

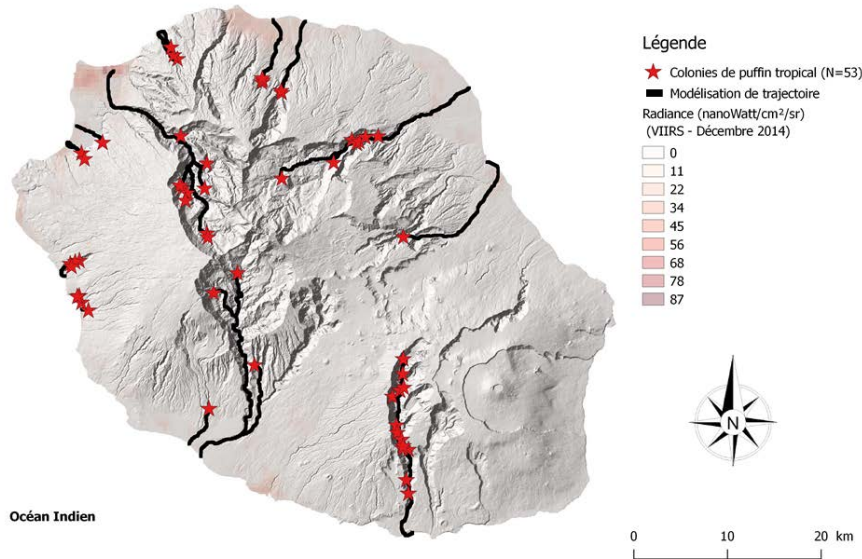
Ainsi, nous avons utilisé un modèle d'écoulement des fluides pour définir la trajectoire des puffins tropicaux (Outils DRAIN dans le logiciel GRASS). Cet outil nous permet de modéliser, à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT), les trajectoires les plus parcimonieuses en termes d'écoulement, c'est-à-dire la trajectoire qui épouse au mieux le relief et qui est la plus directe. Évidemment, contrairement à un fluide (eau dans une ravine), l'oiseau peut s'élever de quelques mètres pour contourner ou franchir un obstacle, mais sa trajectoire reste contrainte par les grands reliefs (remparts des ravines et des cirques) qui canalisent le déplacement de l'espèce.

Nous avons ensuite utilisé l'outil « *Profiles from lines* » avec le logiciel GIS (Boîte à outils SAGA, *Terrain Analysis, Profiles*) qui permet d'extraire des valeurs d'une couche raster (composée de pixels contenant des informations de différentes natures) pour chaque vertex (= nœuds, créés via l'outil DRAIN) de la trajectoire modélisée pour chacune des colonies. Dans notre cas, nous avons extrait les valeurs de lumière enregistrées par imagerie satellite en décembre 2014 depuis les données VIIRS (*Visible Infrared Imaging Radiometer Suite*) (http://ngdc.noaa.gov/eog/viirs/download_monthly.html) de la NOAA (*Earth Observation Group, NOAA National Geophysical Data Center*) afin d'avoir une idée de la quantité globale (ou maximale) de lumière (radiance mesurée en nanoWatts/cm²/sr) à laquelle est exposée un oiseau transitant de sa colonie jusqu'à la mer.

Résultats

La carte ci-dessous présente les trajectoires modélisées pour 53 colonies de puffin tropical à La Réunion. La radiance, observée par image satellite (NOAA - VIIRS) en décembre 2014 est représentée également afin d'illustrer la problématique de la pollution lumineuse et des interactions potentiels entre les trajectoires des oiseaux et la lumière. Les trajectoires présentées ici ne tiennent d'ailleurs pas compte de l'effet attractif des lumières modifiant ainsi les trajectoires des jeunes oiseaux impactés.

- ★ **Carte des trajectoires sortantes de puffin tropical modélisées à partir d'un modèle d'écoulement des fluides pour 53 colonies de puffin tropical à La Réunion**



La radiance observée par imagerie satellite (NOAA-VIIRS) en décembre 2014 est également représentée en fond de carte. Conception du modèle : Gaël Potin, ENTROPIE ; cartographie : Benoit Gineste ENTROPIE/BIOTOPE

Application et perspectives

Comme nous l'avons montré, ce type de démarche permet de définir les quantités de lumières auxquelles sont exposés les oiseaux en fonction de leur colonie de départ (moyenne sur le parcours, quantité maximale rencontrée) et sous réserve de quelques hypothèses initiales quant à leur déplacement. On pourrait également appliquer une zone tampon autour de la trajectoire afin de considérer la lumière perçue par l'oiseau (en choisissant arbitrairement une distance maximale influençant l'oiseau) et étudier l'influence de la quantité de lumière sur les échouages et sur les évolutions temporelles de taille des colonies. Cette modélisation pourrait aussi être appliquée à l'étude du risque de collision des individus vis-à-vis des infrastructures en intégrant par exemple les hauteurs de vol et des infrastructures. L'idéal serait de pouvoir équiper des oiseaux de système de localisations précis et de pouvoir en récupérer les données mais de nombreuses difficultés existent pour ce genre d'étude sur les puffins à La Réunion (accessibilité des colonies, taille des oiseaux, taille et coût des appareils, récupération de la donnée = échouage de l'oiseau, sauf si transmission des données par satellite, ce qui augmente encore le coût et probablement le poids du *logger*). Ces données permettraient cependant de pouvoir étudier la précision de nos modélisations par rapport aux trajectoires réelles empruntées par les oiseaux.

- ☞ Ces résultats sont encore loin d'être parfaitement exploitables mais révèlent le potentiel de ce type de démarche pour approfondir nos connaissances sur les oiseaux marins, sur leur déplacement et l'intégration de la composante relief, déterminante à La Réunion, et donc sur l'estimation des différents risques auxquels ils sont exposés (collision, définition de seuil de lumière)

Bilan des compétences

Participations ponctuelles à des travaux « complémentaires »

Une thèse de 3 ans, c'est long ! Et c'est peut-être la seule occasion professionnelle d'avoir des objectif(s) à atteindre (réussir sa thèse) tout en ayant la latitude de travailler sur de nombreux sujets différents. Cela permet de découvrir d'autres aspects que celui des travaux de recherche de la thèse, d'acquérir d'autres compétences en plus de celles acquises ou développées dans le cadre du projet de thèse ... le format CIFRE se prête particulièrement bien à cela.

AU LABORATOIRE ENTROPIE

★ *Suivis démographiques de populations d'oiseaux marins*

Le laboratoire ENTROPIE réalise depuis plusieurs années des suivis démographiques sur différentes espèces d'oiseaux marins tropicaux, ces derniers étant des bioindicateurs de la qualité du milieu océanique (Weimerskirch, 2001). Régulièrement, des missions de terrain sont organisées sur différentes colonies de référence plus ou moins accessibles et donc nécessitant un approche plus ou moins engagées. Ces travaux reposent sur la collaboration de différentes structures (Parc National, BNOI, SEOR, Université de La Réunion, Parc Marin de Mayotte, GEPOMAY, ...) favorisant le partage de compétence et les échanges entre les différents personnels. Ils permettent de découvrir in situ les espèces sur leur site de reproduction, ce qui est particulièrement intéressants et complémentaires des études conduites dans le cadre de la thèse OMAIR.

✓ Suivi démographique de pétrel de Barau

J'ai eu l'occasion de participer à plusieurs reprises (plusieurs jours par mission) aux suivis démographiques (contrôle de l'identité des individus reproducteurs, suivi du succès reproducteur annuel, baguages de nouveaux individus, y compris les jeunes quelques jours avant leur envol) des pétrels de Barau à La Réunion, sur les colonies du Grand Bénare et du Bras des Étangs. Ces missions sont aussi l'occasion de réaliser quelques prélèvements sanguins et de plumes pour différents types d'analyses en laboratoire (sexage, régime alimentaire), de réaliser des points d'écoute nocturnes sur colonie (suivi mensuel et spatial de l'activité vocale sur colonie), de déployer et contrôler les différents appareils automatiques sur colonie (enregistreurs acoustiques, piège photo, piège vidéo) et de mener des campagnes de lutte contre les prédateurs introduits (en lien avec les agents assermentés du Parc National des Hauts ou BNOI) (pose de cages, pose de raticides).

✓ Suivi démographique de paille-en-queue à brins blancs

J'ai également eu l'occasion de conduire une mission de suivi démographique sur la colonie de Paille-en-queue à brins blancs sur l'îlot Pouhou, situé dans le lagon de Mayotte. Suivi et cartographie des terriers de reproduction, actualisation de la répartition des nids, dénombrement, baguage, identification des couples et du statut de reproduction sont les types de travaux effectués au cours d'une mission réalisée (5 jours) en février 2014.

★ *Prélèvements biologiques et biologgig sur des puffins du Pacifique*

Plusieurs missions différentes ont eu lieu sur les colonies de puffins du Pacifique sur les falaises littorales sud de La Réunion. En collaboration avec une équipe de CRVOI (Centre de Recherche et de Veille sur les maladies émergentes dans l'Océan Indien), nous avons réalisé différents types de prélèvements biologiques (buccaux et cloacaux et prises de sang) sur des puffins du Pacifique dans le cadre d'une étude sur le rôle des oiseaux marins dans la dispersion de différents micro-organismes pathogènes (virus et bactéries). Des contrôles démographiques plus classiques (cf. ci-dessus) ont également été réalisés. Dans le cadre du projet RUN Emerge (<http://runemerge.univ-reunion.fr/>), une équipe de tournage était également présente afin de valoriser les activités de recherche du laboratoire via la production d'un film retraçant les avancées du programme.

★ *Participation à des sessions d'initiations au baguage d'oiseaux*

Dans le cadre des formations universitaires des masters 1 et 2 BEST (Biodiversité et Écosystèmes Tropicaux) de l'Université de La Réunion, j'ai pu participer à différents travaux pratiques et apporter mon soutien au responsable de la formation. Le but de celle-ci est de faire découvrir différentes méthodes d'échantillonnages et de suivis de la faune sauvage (principe, intérêt et objectif de la méthode CMR à travers le baguage d'oiseaux forestiers). Toujours très intéressant de réaliser ces sessions pratiques (pose et dépose de filet, démaillage, manipulation et baguage d'oiseaux, consignes de sécurité et notion d'éthique).

★ *Encadrements de stagiaires de master*

J'ai eu sous ma responsabilité l'encadrement de deux binômes de stagiaires du M1 BEST de l'Université de La Réunion (2013/2014 et 2014/2015) qui sont venu m'épauler dans l'acquisition des données de terrain (actualisation de la répartition et de la taille des colonies de puffin tropical, relatives à l'activité vocale). Leurs stages s'étalaient sur toute l'année universitaire avec des disponibilités sur les mois d'été pour le terrain et deux mois dédiés (mai/juin) pour l'analyse, la rédaction d'un rapport et la préparation d'une soutenance orale. J'ai également encadré un étudiant du master Patrimoine Naturel et Biodiversité de l'Université de Rennes, dont le stage de plusieurs mois a porté sur l'utilisation de la technologie radar dans l'étude des oiseaux marins nocturnes de La Réunion. Moins de terrain mais une importante manipulation des données a été effectuée dans le cadre de ce stage.

Ces différentes expériences d'encadrement ont été très appréciables tant scientifiquement qu'humainement, très favorables pour l'avancement du projet de thèse et, en tant que responsable, permettent d'apprendre à gérer et organiser le travail en équipe. Encore un grand merci à eux et aux organismes d'accueil !

★ *Représentant des doctorants au Conseil Scientifique de l'Observatoire des Sciences de l'Univers (OSU-R)*

L'Observatoire des Sciences de l'Univers de La Réunion (OSU-R) est une structure fédérative qui regroupe différents laboratoires de l'Université de La Réunion, dont le but est de conduire des études de suivi à long terme en favorisant les échanges entre les laboratoires associés, via notamment des appels à projets. Un Comité Scientifique se réunit plusieurs fois par an afin d'évaluer les différentes propositions de projets répondant à l'appel à projets. J'ai assisté aux différents Conseils Scientifiques en tant que représentants des doctorants dans cette instance, pendant une durée de deux ans. Cette responsabilité permet de mieux comprendre les enjeux et fonctionnement de ce type de structures fédératives ainsi

que les exigences d'une réponse à un appel à projets (présentation de son projet, argumentation, présentation d'un budget prévisionnel etc...).

Au sein de la société d'ingénierie environnementale BIOTOPE

En tant que salarié de Biotope, j'ai été amené à participer de manière ponctuelle à différents travaux en lien avec l'activité principale de la société à savoir la production d'expertises et d'études, le développement de projets R&D, la communication. La plupart de ces travaux ont concernés des expertises environnementales en lien avec les oiseaux marins, d'autres en tant que soutien pour des expertises environnementales plus larges. Ces travaux m'ont permis d'être confronté concrètement au monde professionnel, à ses attentes et exigences, à ses délais, à la nécessité d'une bonne organisation de son temps de travail et de découvrir la diversité des travaux et missions confiés à un bureau d'études en environnement. Ces activités « extra-thèse » m'ont aussi permis de mieux appréhender la dimension environnementale dans un projet d'aménagement/infrastructures (réglementations, démarches) et en particulier la problématique locale des oiseaux marins, qui est venue naturellement alimenter les réflexions de la thèse tant d'un point de vue fondamentale qu'appliqué. La participation à ces travaux était également nécessaire pour une bonne intégration au sein de l'équipe de BIOTOPE et apporte une véritable culture professionnelle et de l'entreprise. Elle permet également la découverte du réseau socio-économique de l'île, des différents et nombreux acteurs publics ou privés en lien avec l'aménagement et la conservation-gestion de la biodiversité et de mieux appréhender les différents points de vue et usages dans ces différents domaines.

★ Réalisation d'expertises environnementales sur les oiseaux marins

Très rapidement après le début du projet de thèse, je me suis vu confié la réalisation des différentes expertises environnementales concernant le volet « oiseaux marins » dans le cadre de différents projets d'aménagements et infrastructures (transport par câbles, réfection d'ouvrages d'arts, infrastructure de production d'énergie via l'hydraulique, infrastructure de transports aériens, aménagement de ZAC, étude d'impact environnemental, conversion de terres agricoles, aménagement portuaire). Ces expertises encadrées ont été intéressantes, entre autres, pour nourrir l'axe opérationnel de la thèse.

★ Réalisation d'expertises faunistiques

Au-delà des études sur les oiseaux marins, j'ai pu également réaliser différentes expertises faunistiques plus générale, toujours dans le cadre de la réalisation d'étude d'impacts environnementaux de projet d'aménagement. Ces travaux permettent d'élargir son champ de compétence (réalisation d'IPA, de focales d'observations) et d'avoir une vision plus large de la conduite de ce type d'étude (expertises, analyses, synthèses, rédaction du rapport, cartographie).

★ Suivi de la recolonisation d'un site de reproduction de salanganes *Aerodramus (Collocalia) francicus*

J'ai travaillé sur le suivi de la recolonisation d'un site de reproduction de salanganes, suite à des travaux de réfection sur un ouvrage d'art. Grâce à un suivi mensuel pendant plusieurs années, nous étudions l'impact de ces travaux (retrait de certains nids hors période de reproduction sur la zone de rénovation après étude préalable de la période la moins défavorable, perturbation globale des individus sur le site) sur la reproduction de cette espèce protégée. Un rapport d'état d'avancement du suivi est fourni régulièrement à la maîtrise d'ouvrage.

★ *Réalisations de suivis environnementaux des milieux littoraux et marins*

J'ai pu réaliser différents soutiens logistiques dans le cadre de suivi environnementaux généralistes. Par exemple, en lien avec un expert sous-traitant que j'ai accompagné sur le terrain, nous avons pu effectuer des prélèvements d'eau dans des nappes phréatiques en aval d'une station d'épandage des eaux usées (relevés effectués au niveau de piézomètres).

J'ai eu également l'occasion de participer à différents suivis aériens (observations depuis un U.L.M.) réguliers (mensuels) ou ponctuels (travaux sonores particuliers et prévus) dans le cadre des contrôles environnementaux réalisés sur un projet d'aménagement routier maritime afin d'observer la diversité et l'abondance de la mégafaune marine (tortues marines, mammifères marins, élasmobranches).

★ *Réalisations de suivis environnementaux en milieux sous-marins*

J'ai été amené à différentes missions techniques de suivis environnementaux en milieux sous-marins, notamment via la pose et le contrôle de matériel enregistreur (hydrophone). Enfin, suite à l'obtention du diplôme de plongeur scaphandrier professionnel (CAH 1B), j'ai été amené à participer en tant que soutien technique et sécurité auprès d'experts mandatés, à des plongées professionnelles, afin de réaliser des états initiaux des milieux sous-marins et des communautés ichthyologiques et benthiques ou de caractériser l'évolution du milieu à proximité d'un projet d'aménagement.

☞ *Communications et vulgarisations scientifiques*

Une large place à la communication et à la vulgarisation scientifique a été accordée dans le cadre du projet OMAIR. En effet, nous avons toujours souhaité informer les différents partenaires financiers, les collaborateurs scientifiques et institutionnels et les responsables publics (collectivités) et privés de l'aménagement de l'avancement de nos travaux. Aussi, nous avons effectué une présentation de lancement du projet en début de thèse, ainsi que plusieurs points intermédiaires de son évolution face à différents publics (financeurs privés, service de l'état, gestionnaire des espaces naturels comme le Parc National de La Réunion).

Nos travaux ont également été présentés à une conférence internationale sur les oiseaux marins (*2nd World Seabird Conference, du 26 au 30 Octobre 2015*), en Afrique du Sud, regroupant plus 600 experts internationaux de 52 pays différents (6 continents), permettant de tisser des relations et d'échanger avec des collègues sur des problématiques similaires.

Nous avons également été invités à présenter nos résultats sur l'étude de l'envol des jeunes pétrels de Barau lors d'un bilan sur l'action des « Nuits sans lumières » spécialement dédiées à la conservation des pétrels de Barau et à la sensibilisation de la protection de la biodiversité plus généralement.

Une journée doctorale avait été organisée par l'Observatoire des Sociétés de l'Océan Indien, de la Faculté de Droit et D'Économie, dans le cadre de présentation d'études de cas et de réflexions pluridisciplinaires (biologie, écologie, droit, sciences humaines, sciences économiques ...) concernant des figures de la protection de l'environnement Outre-Mer. Cette journée d'échange a permis la réalisation d'un livre : *Figures de la préservation de l'environnement Outre-Mer. Études de cas et réflexions pluridisciplinaires. Sous la direction d'Éric Naim-Gesbert, Loïc Peyen, et Rémi Radiguet. Collection Droit Outre-Mer. Édition Presses Universitaires d'Aix-Marseille, 2015. ISBN : 978-2-7314-0969-7.*

Avec Olivier Dufour, nous avons également souhaité mettre à disposition des extraits d'enregistrements sonores des différentes espèces d'oiseaux marins nocturnes sur une plateforme collaborative d'échanges en ligne, permettant l'accessibilité à ces sons à toute personne intéressée (<http://www.xeno-canto.org/>). Nous avons donc alimenté la base de données en enregistrements de pétrels de Barau et de puffin tropical (première mondiale) ainsi qu'avec des enregistrements de puffin du Pacifique (premier enregistrement à La Réunion).

J'ai participé à plusieurs reprises à la Fête de la Science, en tant que membre du laboratoire ENTROPIE, dont le but était de communiquer sur les travaux du laboratoire, sur notre activité de recherche et de faire découvrir l'environnement marin à un large public.

Plusieurs articles consacrés au projet de thèse OMAIR ont été publiés dans des journaux locaux, des revues spécialisées en environnement (cf. Annexe 12) et sur les communications du projet Life+ (<https://www.facebook.com/LIFE-P%3%A9trels-490787174418528/>).

Annexe 12 : Différents extraits de journaux présentant le projet OMAIR

Les pétrels pris au radar

Grâce à un radar installé à Cléon par un docteur, la SEOR connaît avec précision les raisons de l'échouage de deux cents pétrels sur le stade où face du village.

Des dizaines de petits points verts sur la terre reconnaissable d'un radar. Les traces enregistrées sur l'écran de surveillance du poste de commandement de pétrels au-dessus du village de Cléon, dans la nuit du 11 au 12 avril dernier. La faune nocturne était dans sa plus belle tenue. Les deux cents pétrels ont percé la pelouse du stade de Cléon en plein match de football.



Les pétrels de La Réunion vont profiter d'un jumelage du Parc national avec le Parc volcanique d'Hawaii.

Hier matin, la Société d'études ornithologiques de La Réunion (SEOR) a convié ses membres au Jardin Botanique des Colimaçons pour un bilan de la 7^e édition des Nuits sans lanternes. L'assistance a pu découvrir le travail mené (pour le compte de Biotopie et Ecomare) par le docteur Benoît Ginepro, qui a suivi l'équipe de Cléon de 180 pétrels durant un mois, du 7 avril au 7 mai dernier. Le but était de connaître les raisons de l'échouage de deux cents pétrels sur le stade où face du village.

« Ce changement de données, tout ce que nous avons pu constater, c'est que les oiseaux ont changé de comportement. Ils ne sont plus dans le stade, ils sont dans le stade, ils sont dans le stade... »

« Ce changement de données, tout ce que nous avons pu constater, c'est que les oiseaux ont changé de comportement. Ils ne sont plus dans le stade, ils sont dans le stade, ils sont dans le stade... »

« Ce changement de données, tout ce que nous avons pu constater, c'est que les oiseaux ont changé de comportement. Ils ne sont plus dans le stade, ils sont dans le stade, ils sont dans le stade... »

Un des engagements de l'Etat de la Réunion est de protéger les oiseaux et mammifères de la Réunion. C'est pourquoi le Parc national de la Réunion a été créé en 2007. Ce parc national a pour but de protéger les oiseaux et mammifères de la Réunion.

Un des engagements de l'Etat de la Réunion est de protéger les oiseaux et mammifères de la Réunion. C'est pourquoi le Parc national de la Réunion a été créé en 2007. Ce parc national a pour but de protéger les oiseaux et mammifères de la Réunion.

Un des engagements de l'Etat de la Réunion est de protéger les oiseaux et mammifères de la Réunion. C'est pourquoi le Parc national de la Réunion a été créé en 2007. Ce parc national a pour but de protéger les oiseaux et mammifères de la Réunion.

Un des engagements de l'Etat de la Réunion est de protéger les oiseaux et mammifères de la Réunion. C'est pourquoi le Parc national de la Réunion a été créé en 2007. Ce parc national a pour but de protéger les oiseaux et mammifères de la Réunion.

Pendant un mois, l'équipe des pétrels à Cléon a été observée par un radar.

ENVIRONNEMENT. Près de 1000 pétrels de Barau recueillis par la SEOR, six pétrels morts, sans parler des autres espèces, les oiseaux marins constituent l'essentiel des individus saisis par la SEOR. L'Université de la Réunion et le Laboratoire écologie marine tropicale des océans Pacifique et Indien (ENTROPIE), sont développés avec Biotopie depuis 20 ans. Parmi les dispositifs utilisés, le radar Ariscan II. Avec le radar, nous dépassons les limites d'observation humaine, constatées par l'ajout de ces espèces, précise Mathieu Souquet, directeur

d'intégration, pour optimiser les actions de conservation et le développement durable de l'île vis-à-vis de ces espèces. La campagne d'acquisition de données est réalisée par le docteur Benoît Ginepro, dont O.M.A.I.R. est le sujet de thèse. Les données sont collectées, échantillonnées et analysées grâce aux technologies et méthodes développées par Biotopie depuis 20 ans. Parmi les dispositifs utilisés, le radar Ariscan II. Avec le radar, nous dépassons les limites d'observation humaine, constatées par l'ajout de ces espèces, précise Mathieu Souquet, directeur

d'intégration, pour optimiser les actions de conservation et le développement durable de l'île vis-à-vis de ces espèces. La campagne d'acquisition de données est réalisée par le docteur Benoît Ginepro, dont O.M.A.I.R. est le sujet de thèse. Les données sont collectées, échantillonnées et analysées grâce aux technologies et méthodes développées par Biotopie depuis 20 ans. Parmi les dispositifs utilisés, le radar Ariscan II. Avec le radar, nous dépassons les limites d'observation humaine, constatées par l'ajout de ces espèces, précise Mathieu Souquet, directeur

d'intégration, pour optimiser les actions de conservation et le développement durable de l'île vis-à-vis de ces espèces. La campagne d'acquisition de données est réalisée par le docteur Benoît Ginepro, dont O.M.A.I.R. est le sujet de thèse. Les données sont collectées, échantillonnées et analysées grâce aux technologies et méthodes développées par Biotopie depuis 20 ans. Parmi les dispositifs utilisés, le radar Ariscan II. Avec le radar, nous dépassons les limites d'observation humaine, constatées par l'ajout de ces espèces, précise Mathieu Souquet, directeur

Les oiseaux marins suivis au radar

océan Indien de Biotopie. Le radar nous donne le flux et la hauteur des oiseaux passant à l'endroit observé et, jusqu'à une hauteur de 1500 mètres. En s'appuyant sur les études existantes, notre expérience et l'analyse de nos experts, nous pouvons ainsi déterminer les espèces.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux. Or, rappelle Mathieu Souquet, « Parmi les oiseaux réuniennais, les espèces d'oiseaux marins sont protégées par le code de l'environnement. Les aménagements peuvent

se mettre hors la loi s'ils perturbent les migrations entre les colonies et l'espèce marine est vulnérablement se nourrir ces espèces, avec par exemple la construction d'un pont, l'installation électrique aérienne ou en augmentant la pollution lumineuse. D'où l'importance de positionner ces espèces et les trajectoires qu'elles empruntent. C'est une exigence réglementaire incontournable pour tout projet ayant une incidence potentielle sur ces espèces protégées.

La mise en relation des éléments biologiques d'une part, et des données d'aménagements et d'infrastructures actuelles et envisagées d'autre part favorise ainsi la mise en place de mesures d'évitement, de réduction et, en cas d'échec, l'application de mesures compensatoires vis-à-vis des impacts des différents projets. Le projet O.M.A.I.R. permettra ainsi d'établir un cadre référentiel pour l'intégration écologique optimale de l'aménagement et des infrastructures à La Réunion vis-à-vis des espèces considérées.

Les oiseaux de la Réunion scrutés au radar

Biotopie - Un radar pour déterminer les sites de reproduction naturels et le déplacement des oiseaux marins de La Réunion. C'est une campagne inédite qui vise à mesurer le flux des oiseaux.



Un radar pour scruter les oiseaux de l'île

Le bureau d'étude Biotopie utilise un radar nommé Ariscan II pour déterminer les sites de reproduction naturels et le flux des oiseaux marins de la Réunion. Les données devraient permettre de développer un outil d'aide à la décision pour les pouvoirs publics et les aménageurs.

Le but de ce projet, explique Olivier Dufour, est de définir les sites de reproduction naturels des oiseaux marins, et de déterminer les sites de reproduction naturels et le flux des oiseaux marins de la Réunion. Les données devraient permettre de développer un outil d'aide à la décision pour les pouvoirs publics et les aménageurs.

Le but de ce projet, explique Olivier Dufour, est de définir les sites de reproduction naturels des oiseaux marins, et de déterminer les sites de reproduction naturels et le flux des oiseaux marins de la Réunion. Les données devraient permettre de développer un outil d'aide à la décision pour les pouvoirs publics et les aménageurs.

Le but de ce projet, explique Olivier Dufour, est de définir les sites de reproduction naturels des oiseaux marins, et de déterminer les sites de reproduction naturels et le flux des oiseaux marins de la Réunion. Les données devraient permettre de développer un outil d'aide à la décision pour les pouvoirs publics et les aménageurs.

Le but de ce projet, explique Olivier Dufour, est de définir les sites de reproduction naturels des oiseaux marins, et de déterminer les sites de reproduction naturels et le flux des oiseaux marins de la Réunion. Les données devraient permettre de développer un outil d'aide à la décision pour les pouvoirs publics et les aménageurs.

Les oiseaux de la Réunion scrutés au radar

Le bureau d'étude Biotopie vient de mener une campagne inédite dans l'océan Indien de Biotopie. Le radar nous donne le flux et la hauteur des oiseaux passant à l'endroit observé et, jusqu'à une hauteur de 1500 mètres.

Le radar nous donne le flux et la hauteur des oiseaux passant à l'endroit observé et, jusqu'à une hauteur de 1500 mètres. En s'appuyant sur les études existantes, notre expérience et l'analyse de nos experts, nous pouvons ainsi déterminer les espèces.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux. Or, rappelle Mathieu Souquet, « Parmi les oiseaux réuniennais, les espèces d'oiseaux marins sont protégées par le code de l'environnement. Les aménagements peuvent

se mettre hors la loi s'ils perturbent les migrations entre les colonies et l'espèce marine est vulnérablement se nourrir ces espèces, avec par exemple la construction d'un pont, l'installation électrique aérienne ou en augmentant la pollution lumineuse. D'où l'importance de positionner ces espèces et les trajectoires qu'elles empruntent. C'est une exigence réglementaire incontournable pour tout projet ayant une incidence potentielle sur ces espèces protégées.

La mise en relation des éléments biologiques d'une part, et des données d'aménagements et d'infrastructures actuelles et envisagées d'autre part favorise ainsi la mise en place de mesures d'évitement, de réduction et, en cas d'échec, l'application de mesures compensatoires vis-à-vis des impacts des différents projets. Le projet O.M.A.I.R. permettra ainsi d'établir un cadre référentiel pour l'intégration écologique optimale de l'aménagement et des infrastructures à La Réunion vis-à-vis des espèces considérées.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

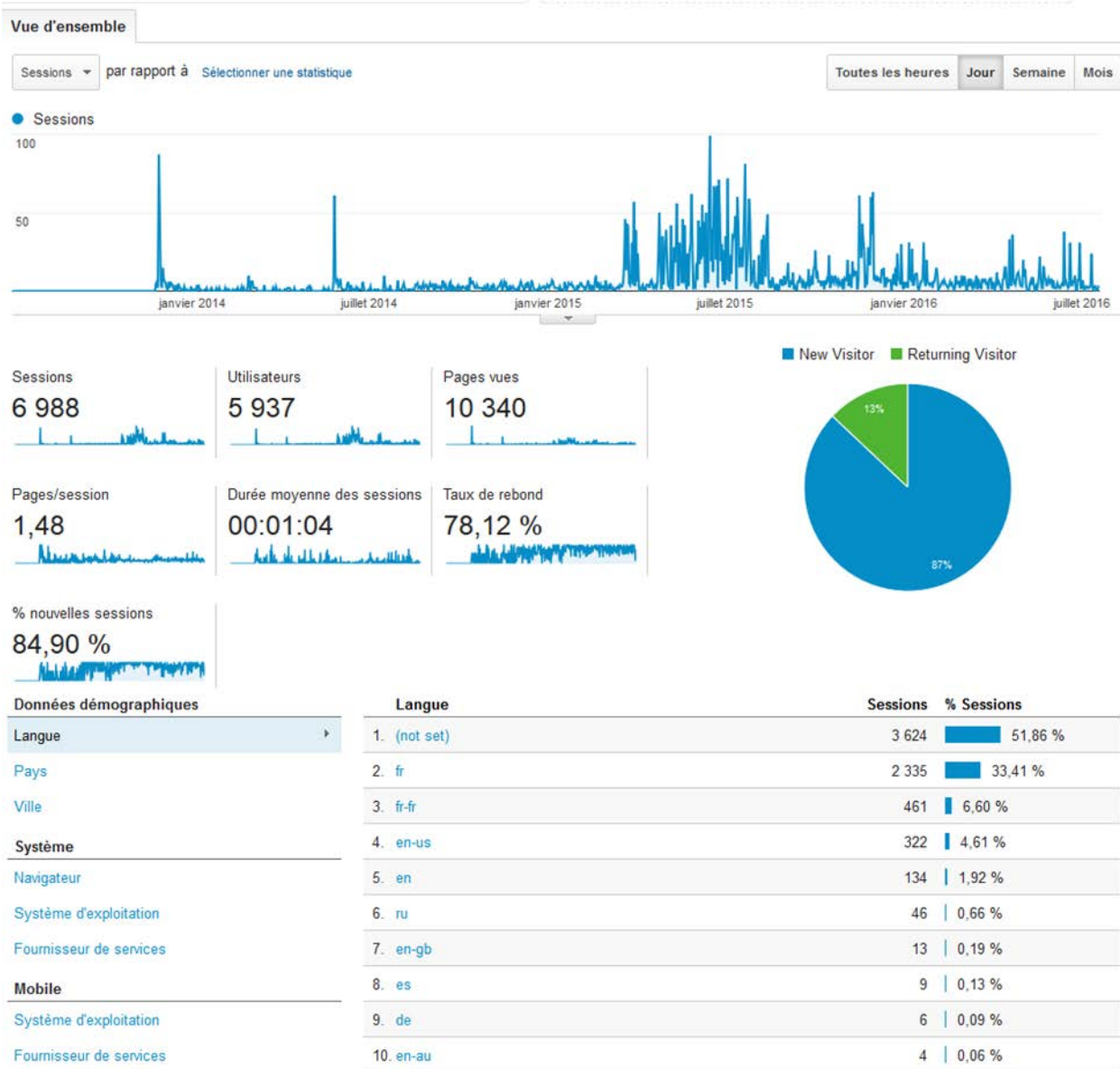
Le radar permet notamment d'obtenir des informations précises sur les points de passage et donc les corridors de migration des oiseaux.

Enfin, tout au long du projet de thèse, un site web dédié a été alimenté régulièrement par une présentation du projet, des équipes, des oiseaux marins ainsi que par différents news (34) sur quelques étapes importantes de l'avancée du projet : www.biotopie.fr/omair/ (cf. Annexe 13).

Le Journal Alerte Club Abonnés Mercredi 16 Décembre Retrouvez votre catalogue Julien d'Orcel

Annexe 13 : Différents indicateurs de la fréquentation du site internet dédié au projet OMAIR

Au 20/07/2016, le site dédié au projet de thèse a été consulté par environ 6 000 utilisateurs différents (dont des étrangers) soit plus de 10 000 pages lues.



☞ Toutes ces communications auprès d'acteurs et publics très différents nécessitent d'adapter son discours en fonction de son interlocuteur et constituent un exercice très intéressant.

Résumé du bilan de compétence

Expertise de terrain

Inventaires faune
Suivi de protocoles
Marquage (bague, transpondeur)
Observations comportementales
Prise de sang
Pose d'appareils enregistreurs
Bonne condition physique
Nombreuses expériences

Cartographie

Outils SIG (QGIS)
Lecture de cartes

Communications

Présentations orales
Posters scientifiques
Publications scientifiques
Conférence internationale
Vulgarisations scientifiques

Gestion de projet

Organisation
Rigueur
Analyses, synthèses
Rédaction
Gestion logistique et matériel
Travail en équipe
Autonomie
Recherches bibliographiques

Statistique

Théorie
Logiciel R

Informatique

Suite Office
Navigation internet

Autres

Permis voiture et bateau côtier
Plongeur professionnel (CAH 1B) et qualification Nitrox
Responsabilités administratives
Engagements associatifs (solidarité internationale, sportif, culturel)
Secourisme
Sports
Voyages

Annexe 14 : Crédits ECTS

Depuis la mise en place du système L.M.D. (Licence, Master, Doctorat) au niveau européen, les doctorants doivent rassembler un total de 180 crédits ECTS (*European Credit Transfer System*) afin de pouvoir valider leur formation de doctorats (Bac + 8). Ceux-ci peuvent s'obtenir par le biais de formations internes à l'École Doctorale ou externes, par la validation de publications et communications scientifiques, par l'encadrement de stagiaires et d'une manière générale par tout type d'activité de formation ou de validation de compétences. Les objectifs de 180 ECTS sont ainsi atteints.

★ Récapitulatif des différents items permettant l'obtention d'ECTS

| N° | Formation | Date | Type de formation (ED STS, autre...) | Durée | Crédits ECTS |
|----------------------------|---|-----------------------|--------------------------------------|---------------|--------------|
| 1 | Formation RADAR et R&D (Mèze-Biotope) | Juin 2013 | autre | 3 jours | 15 |
| 2 | Découverte du monde de l'entreprise | en continue | autre | en continue | 10 |
| 3 | Mission Suivi démographique Paille en queue (Mayotte) | Février 2014 | autre | 5 jours | 10 |
| 4 | Doctoriales 2014 | Mai 2014 | ED STS | 5 jours | 30 |
| 5 | Encadrement stagiaire M1 2013/2014 (BEST) | en continue 2013/2014 | autre | 1 an | 10 |
| 6 | Participation à la journée doctorale OSOI (Droit & environnement) | Décembre 2013 | autre | 1 jour | 5 |
| 7 | Représentant doctorant OSU-R | en continue | autre | en continue | 5 |
| 8 | Mission terrain ECOMAR GBN/BDE P.Barau | plusieurs reprises | autre | 20 jours env. | 10 |
| 9 | Fête de la science 2014 | Octobre 2014 | autre | 1 jour | 5 |
| 10 | Base de l'expression orale en public | Décembre 2014 | ED STS | 3 jours | 15 |
| 11 | Formation QGIS (SIG) à BIOTOPE | Avril 2015 | autre | 1 jour | 5 |
| 12 | Encadrement stagiaire M1 2014/2015 (BEST) | en continue 2014/2015 | autre | 1 an | 10 |
| 13 | Encadrement stagiaire M1 2014/2015 (C.Sauser) | en continue 2014/2015 | autre | 1 an | 10 |
| 14 | Compte rendu comité de suivi de thèse | 16/07/2015 | autre | ponctuel | 5 |
| 15 | Formation recherche bibliographique | 22/03/2016 | ED STS | 0.5 jours | 3 |
| 16 | Publication premier auteur | 2016 | autre | ponctuel | 12 |
| 17 | Publication co-auteur | 2016 | autre | ponctuel | 6 |
| 18 | Communication orale conférence WSC | Octobre 2015 | autre | ponctuel | 10 |
| 19 | Communication Poster conférence WSC | Octobre 2015 | autre | ponctuel | 8 |
| 20 | Actions de vulgarisation scientifique (site internet) | en continue | autre | en continue | 3 |
| OBJECTIF : 180 ECTS | | | | TOTAL | 187 |

ABSTRACT

Human activities drive the majority of current threats on biodiversity. Dependent both on the marine and terrestrial habitats for their survival and reproduction, seabirds are particularly vulnerable to human activity pressures. In the urbanized islands where seabirds breed, urban and industrial infrastructure causes additional mortality, induced by collision and light pollution, responsible for fallout of fledglings attracted by artificial lights. Seabirds, especially *Procellariidae*, are particularly concerned by this global phenomenon because many species, among which are several endemic and endangered species, breed in urbanized islands along the tropical belt. Public awareness and rescue campaigns are locally implemented to save birds impacted by the infrastructures. This is the case for Reunion Island, where human population exceeds 850 000 inhabitants and where 4 species of *Procellariidae* breed, two of which are endemic and endangered. Rescue campaigns and public awareness are conducted annually since 1995. However, because of the scattered nature of these perturbations, the impacts of infrastructure on individuals and population have rarely been quantified. For conservation purposes, and to facilitate the implementation of mitigation measures (avoid, reduce and offset), we need information on the distribution of the species likely to be impacted and on their flight patterns. We also need also an assessment of their vulnerabilities faced with infrastructure at different temporal and spatial scales. The goal of this thesis was to assess the vulnerability of nocturnal seabirds in Reunion Island faced with evolving urban and industrial infrastructures and light pollution. Firstly, we studied, through two large acoustic surveys, the trend of the population size and the colony distribution of the tropical shearwater *Puffinus bailloni* over a 19 years period at the scale of the entire island. Secondly, with the radar technology, we described the flight patterns of tropical shearwater and Barau's petrel *Pterodroma barau* at different temporal and spatial scales. Our results show an apparent stability of the population of tropical shearwater in spite of significant light pollution, suggesting, amongst other factors, the efficiency of rescue campaigns. Tropical shearwater and Barau's petrel present specific flight patterns (in terms of timing, altitude, seasonal and spatial distribution). The estimated count of Barau's petrel in departure flights per night suggests that the population size would be higher than current estimations whereas the estimated count of tropical shearwater are coherent with current estimations. Barau's petrel fledglings mostly fly off during the first hours of the night. Decision making tools have been produced from these data for decision makers and wildlife conservationists. We also implemented a methodology to assess the potential impacts of infrastructure projects on seabirds. We proposed a series of general mitigation measures to avoid and reduce the impacts of infrastructure on seabirds. We also proposed several offset measures in the creation of long-term funding initiatives for conservation. Finally, our work highlights the need for future fundamental and applied research in this area.

Keywords

Nocturnal seabirds - *Pterodroma barau* - *Puffinus bailloni* - Reunion Island - acoustic survey - ornithological radar - colony distribution - bird census - flight pattern - collision risk and light attraction vulnerability - mitigation strategies

RÉSUMÉ

Les activités humaines sont à l'origine de la plupart des menaces actuelles pesant sur la biodiversité. Dépendant des milieux marins et terrestres pour leur survie et leur reproduction, les oiseaux marins sont particulièrement exposés aux pressions anthropiques. Dans les îles urbanisées où nichent des oiseaux marins, les aménagements urbains et industriels provoquent de la mortalité, induite par les collisions ou par la pollution lumineuse, responsable d'échouages de jeunes individus attirés par les lumières artificielles. Les oiseaux marins nocturnes, et notamment les *Procellariidae*, sont particulièrement concernés par ce phénomène mondial, car de nombreuses espèces, dont certaines sont endémiques et menacées, nichent dans des îles urbanisées, singulièrement dans la ceinture intertropicale. Des campagnes de sensibilisation et des opérations de sauvetage sont localement mises en place pour secourir les oiseaux impactés par les aménagements. C'est le cas de l'île de La Réunion dont la population humaine dépasse les 850 000 habitants et qui abrite 4 espèces de *Procellariidae* nicheurs dont 2 espèces endémiques et menacées de disparition. Des opérations de sauvetage sont réalisées en continu depuis 1996. Cependant, du fait du caractère diffus de ces perturbations, les impacts de ces aménagements sur les individus et sur les populations sont difficiles à quantifier. Dans une optique de conservation et afin de réaliser des études environnementales de plus en plus objectives et pertinentes, permettant de proposer des mesures les plus pertinentes possible d'évitement, de réduction et de compensation des impacts (la séquence Éviter, Réduire, Compenser ou « ERC »), il est nécessaire de disposer d'informations fiables et actualisées sur la répartition des espèces susceptibles d'être impactées, sur leur comportement de vol et d'une évaluation de leur vulnérabilité vis-à-vis des aménagements à différentes échelles temporelles et spatiales. Les objectifs de cette thèse sont donc, d'une part, de préciser des données biologiques fondamentales et, d'autre part, d'évaluer la vulnérabilité des oiseaux marins nocturnes de La Réunion vis-à-vis du développement anthropique intense de l'île. Dans un premier temps, nous avons étudié, au travers de deux campagnes de prospections acoustiques, l'évolution de la taille de la population et de la répartition des colonies de puffin tropical *Puffinus bailloni* à l'échelle de l'île sur une période de 19 ans. Dans un second temps, grâce à la technologie radar, nous avons caractérisé les patterns de vol du puffin tropical et du pétrel de Barau *Pterodroma barau* à différentes échelles temporelles et spatiales. Nos résultats montrent une stabilité apparente de la population de puffin tropical malgré la forte pollution lumineuse, suggérant, entre autres, l'efficacité des opérations de sauvetage. Le puffin tropical et le pétrel de Barau présentent des patterns de vol spécifiques (timing, altitude, saison, distribution spatiale). Les effectifs estimés de pétrel de Barau transitant par nuit suggèrent une population plus importante que celle connue actuellement, tandis que les effectifs estimés de puffin tropical sont cohérents avec les estimations actuelles. Les jeunes pétrels de Barau s'envolent principalement durant les premières heures de la nuit. Des outils d'aide à la décision à destination des aménageurs, des gestionnaires et des services environnementaux de l'État ont été produits à partir de ces différentes informations. Nous avons également mis au point une méthodologie dédiée pour l'évaluation des impacts potentiels de projets d'aménagement sur les oiseaux marins. Nous avons ensuite proposé un ensemble de mesures générales d'évitement et de réduction des impacts des aménagements sur l'avifaune marine ainsi que des mesures potentielles de compensation. Nous avons aussi testé différentes technologies d'observation et d'étude de ces espèces. L'ensemble de ces travaux soulèvent enfin la nécessité de la poursuite des recherches fondamentales et appliquées sur ces problématiques.

Mots clés

Oiseaux marins nocturnes - *Pterodroma barau* - *Puffinus bailloni* - La Réunion - prospection acoustique - radar ornithologique - répartition des colonies - estimation des effectifs - comportement de vol - vulnérabilité face aux risques de collision et d'échouage - séquence « Éviter, Réduire, Compenser » les impacts - outils d'aide à la décision

LETTRE D'ENGAGEMENT DE NON-PLAGIAT

Je, soussigné(e) **GINESTE Benoît**,
en ma qualité de doctorant(e) de l'Université de La Réunion, déclare être conscient(e) que le plagiat est un acte délictueux passible de sanctions disciplinaires. Aussi, dans le respect de la propriété intellectuelle et du droit d'auteur, je m'engage à systématiquement citer mes sources, quelle qu'en soit la forme (textes, images, audiovisuel, internet), dans le cadre de la rédaction de ma thèse et de toute autre production scientifique, sachant que l'établissement est susceptible de soumettre le texte de ma thèse à un logiciel anti-plagiat.

Fait à **Briey** le : **25/09/2016**

Signature :

VALIDATION

Extrait du Règlement intérieur de l'Université de La Réunion
(validé par le Conseil d'Administration en date du 11 décembre 2014)

Article 9. Protection de la propriété intellectuelle – Faux et usage de faux, contrefaçon, plagiat

L'utilisation des ressources informatiques de l'Université implique le respect de ses droits de propriété intellectuelle ainsi que ceux de ses partenaires et plus généralement, de tous tiers titulaires de tels droits.

En conséquence, chaque utilisateur doit :

- utiliser les logiciels dans les conditions de licences souscrites ;
- ne pas reproduire, copier, diffuser, modifier ou utiliser des logiciels, bases de données, pages Web, textes, images, photographies ou autres créations protégées par le droit d'auteur ou un droit privatif, sans avoir obtenu préalablement l'autorisation des titulaires de ces droits.

La contrefaçon et le faux

Conformément aux dispositions du code de la propriété intellectuelle, toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle d'une œuvre de l'esprit faite sans le consentement de son auteur est illicite et constitue un délit pénal.

L'article 444-1 du code pénal dispose : « Constitue un faux toute altération frauduleuse de la vérité, de nature à causer un préjudice et accomplie par quelque moyen que ce soit, dans un écrit ou tout autre support d'expression de la pensée qui a pour objet ou qui peut avoir pour effet d'établir la preuve d'un droit ou d'un fait ayant des conséquences juridiques ».

L'article L335_3 du code de la propriété intellectuelle précise que : « Est également un délit de contrefaçon toute reproduction, représentation ou diffusion, par quelque moyen que ce soit, d'une œuvre de l'esprit en violation des droits de l'auteur, tels qu'ils sont définis et réglementés par la loi. Est également un délit de contrefaçon la violation de l'un des droits de l'auteur d'un logiciel (...) ».

Le plagiat est constitué par la copie, totale ou partielle d'un travail réalisé par autrui, lorsque la source empruntée n'est pas citée, quel que soit le moyen utilisé. Le plagiat constitue une violation du droit d'auteur (au sens des articles L 335-2 et L 335-3 du code de la propriété intellectuelle). Il peut être assimilé à un délit de contrefaçon. C'est aussi une faute disciplinaire, susceptible d'entraîner une sanction.

Les sources et les références utilisées dans le cadre des travaux (préparations, devoirs, mémoires, thèses, rapports de stage...) doivent être clairement citées. Des citations intégrales peuvent figurer dans les documents rendus, si elles sont assorties de leur référence (nom d'auteur, publication, date, éditeur...) et identifiées comme telles par des guillemets ou des italiques.

Les délits de contrefaçon, de plagiat et d'usage de faux peuvent donner lieu à une sanction disciplinaire indépendante de la mise en œuvre de poursuites pénales.