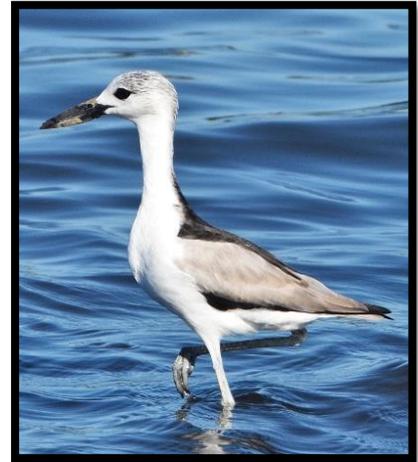




## Observatoire des Oiseaux Côtiers de Mayotte Bilan n°2 : Analyses des données de suivis de 2012 à 2021



Thomas Ferrari<sup>1</sup>, Florinah H. Razafimandimby<sup>2</sup>, Merlène Saunier<sup>2</sup> & Steeve Mathieu<sup>1</sup>

GEPOMAY - ENTROPIE  
2022

<sup>1</sup> GEPOMAY : Groupe d'Etudes et de Protection des Oiseaux de Mayotte, 4 Impasse Tropina  
-Miréréni, 97680 Tsingoni, Mayotte, France

<sup>2</sup> UMR ENTROPIE : Unité Mixte de Recherche – Ecologie Tropicale des Océans Pacifiques  
et Indien, Université de La Réunion, 15 Avenue René Cassin, CS 92003, 97744 Saint Denis  
Cedex 9, Ile de La Réunion, France

**Référence du rapport :**

Ferrari T., Razafimandimby H. F., Saunier M & Mathieu S., 2022. Observatoire des Oiseaux  
Côtiers de Mayotte : analyses des données de suivi de 2012 à 2021. Rapport GEPOMAY, 62p  
+ Annexe.

**Crédits photographies de couverture :**

Grand gravelot et Phaéton à bec jaune : Gilles Adt  
Drome ardéole et reposoir à sternes : Thomas Ferrari

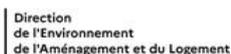
## Remerciements :

Le GEPOMAY tient à remercier toutes les personnes, bénévoles et salariés, ayant participé de près ou de loin à la mise en place et au développement de l'Observatoire des Oiseaux Côtiers de Mayotte.

Nous remercions nos partenaires scientifiques et techniques : le Parc Naturel Marin de Mayotte, le Conseil Départementale de Mayotte, l'UMR ENTROPIE – Université de la Réunion, Réserves Naturelles de France (RNF - OPNL), le Conservatoire du Littoral, Wetlands International et le Comité d'Homologation Régional des données ornithologiques de Mayotte. Nous remercions également la société des ULM de Mayotte.

Enfin, nous remercions l'ensemble des partenaires financiers : l'Office Français pour la Biodiversité (OFB) et la Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DEAL) de Mayotte.

Nos remerciements s'adressent particulièrement à Matthieu Le Corre (UMR ENTROPIE - Université de la Réunion), François Guilhaumon (IRD, UMR MARBEC), Almodis Vadier, Anisse Ahamada, Mariane Harmand et Emilien Dautrey (GEPOMAY), Charlie Brichot et Naomi Scholten (Parc Naturel Marin de Mayotte), pour leur rôle dans la rédaction de ce bilan et/ou leurs relectures.



## Table des matières

Remerciements : .....	3
INTRODUCTION.....	7
1. CONTEXTE GENERAL .....	8
1.1. Mayotte.....	8
1.2. Les sites ornithologiques côtiers .....	8
1.3. L'OOCM, historique et évolution .....	9
2. STERNES & LIMICOLES DE MAYOTTE .....	12
2.1. Matériels et méthodes : .....	12
2.1.1. Comptages des Limicoles en Petite Terre .....	12
2.1.2. Suivi des reposoirs à sternes.....	13
2.1.3. Jeux de données, préparation et analyses statistiques .....	15
2.2. Résultats et interprétation.....	16
2.2.1 Comptages des limicoles en Petite Terre .....	17
2.2.2 Suivis des reposoirs à sternes .....	37
2.3. Perspectives et Recommandations .....	43
3. LE PHAETON A BEC JAUNE .....	45
3.1. Suivi de la taille relative des colonies de Petite Terre et des îlots de l'Est .....	45
3.1.1. Matériels et Méthodes .....	45
3.1.2. Résultats et interprétation.....	47
3.2. Dynamique de la population de l'îlot Pouhou.....	50
3.2.1. Matériels et Méthodes .....	50
3.2.2. Résultats et interprétation.....	51
3.3. Perspectives .....	53
4. L'AVIFAUNE DU LAGON .....	55
4.1. Matériels et Méthodes .....	55
4.2. Résultats et interprétation.....	56
4.3. Perspectives .....	60
CONCLUSION & PERSPECTIVES .....	61
BIBLIOGRAPHIE .....	63
ANNEXES .....	69
Annexe 1 : Méthode statistique détaillée de l'analyse des données des comptages limicoles et du suivi des reposoirs à sternes, tirée de Razafimandimby et al., en préparation. ....	69

## Tables des illustrations :

### Figures :

FIGURE 1: MANGROVE DE MAYOTTE (© GEPOMAY) .....	8
FIGURE 2: L'ÎLOT DE SABLE BLANC DE SAZILEY ET LA VASIERE DES BADAMIERS, DEUX SITES ORNITHOLOGIQUES D'IMPORTANCE INTERNATIONALE. (© T. FERRARI – GEPOMAY) .....	9
FIGURE 3: RECENSEMENT DES LARO-LIMICOLES AVEC LE CONSEIL DEPARTEMENTAL, LE PARC MARIN. (© T. FERRARI – GEPOMAY)	10
FIGURE 4: ADULTE ET POUSSIN DE PHAETON A BEC JAUNE AU NID SUR L'ÎLOT POUHOU .....	11
FIGURE 5 : SITES ECHANTILLONNES DANS LE CADRE DES COMPTAGES EN PETITE TERRE.....	13
FIGURE 6 : LOCALISATION DES 12 REPOSOIRS A STERNES ET PARCOURS ULM. ....	14
FIGURE 7 : REPARTITION DU RMSE EN FONCTION DES METHODES D'IMPUTATIONS. « SITE-1 » VASIERE DES BADAMIERS, « SITE-2 » PLATIER DE L'AEROPORT; « SITE-18 » REPOSOIRS A STERNES. LES METHODES NE PRESENTANT AUCUNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE ONT LA MEME LETTRE.....	17
FIGURE 8: NOMBRE DE COMPTAGES REALISE PAR ANNEE ET PAR SITE DE FEVRIER 2012 A FEVRIER 2021.....	18
FIGURE 9: ABONDANCE ET DISTRIBUTION PAR SITES DES LIMICOLES EN PETITE TERRE ENTRE 2012 ET 2021. SD EST L'ECART TYPE. LES ABONDANCES INDIQUEES SONT LA MOYENNE DES EFFECTIFS MAXIMAUX DANS CHAQUE SITE ET ONT ETE CALCULEES A PARTIR DES DONNEES REELLES, AVANT IMPUTATION DES DONNEES. ....	20
FIGURE 10: PATTERN SAISONNIER DE CALIDRIS ALBA, SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021. ....	21
FIGURE 11: PATTERN SAISONNIER DE CALIDRIS FERRUGINEA SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021.....	22
FIGURE 12: PATTERN SAISONNIER DE XENUS CINEREUS SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021.....	23
FIGURE 13: PATTERN SAISONNIER DE CHARADRIUS MONGOLUS SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021. ....	24
FIGURE 14: PATTERN SAISONNIER DE TRINGA NEBULARIA SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021.....	25
FIGURE 15: PATTERN SAISONNIER DE DROMAS ARDEOLA SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021.....	26
FIGURE 16: PATTERN SAISONNIER DE ACTITIS HYPOLEUCOS SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021.....	27
FIGURE 17: PATTERN SAISONNIER DE PLUVIALIS SQUATAROLA SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021. ....	28
FIGURE 18: PATTERN SAISONNIER DE ARENARIA INTERPRES SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021.....	29
FIGURE 19: PATTERN SAISONNIER DE NUMENIUS PHAEOPUS SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021.....	30
FIGURE 20: PATTERN SAISONNIER DE CHARADRIUS LESCHNAULTI SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021. ....	31
FIGURE 21: PATTERN SAISONNIER DE CHARADRIUS HIATICULA SUR LA VDB (SITE-1) DE 2012 A 2021 ET SUR LE PLATIER DE L'AEROPORT (SITE-2) DE 2015 A 2021. ....	32
FIGURE 22: LE GRAND GRAVELOT, LE GRAVELOT DE LESCHNAULT, LE COURLIS CORLIEU, LE TROUNEPierre A COLLIER, LE PLUVIER ARGENTE, LE CHEVALIER GUIGNETTE ET LE DROME ARDEOLE SONT LES 7 ESPECES DE LIMICOLES LES PLUS ABONDANTES. (© GILLES ADT, T. FERRARI – GEPOMAY ET Q. ESNAULT).....	36
FIGURE 23: NOMBRE DE RECENSEMENTS (VOLS) PAR ANNEE .....	37
FIGURE 24: ABONDANCE ET DISTRIBUTION DES STERNES A MAYOTTE ENTRE 2013 ET 2021. SD EST L'ECART -TYPE. LES ABONDANCES INDIQUEES SONT LA MOYENNE DES EFFECTIFS MAXIMAUX DANS CHAQUE SITE ET ONT ETE CALCULEES A PARTIR DES DONNEES REELLES, AVANT IMPUTATION DES DONNEES.....	38
FIGURE 25: PATTERN SAISONNIER DE THALASSEUS BERGII DE 2014 A 2021 A MAYOTTE.....	39
FIGURE 26: PATTERN SAISONNIER DE STERNULA SAUNDERSI / ALBIFRONS DE 2014 A 2021 A MAYOTTE. ....	40
FIGURE 27: PATTERN SAISONNIER D'ANOUS STOLIDUS DE 2014 A 2021 A MAYOTTE.....	40

FIGURE 28: PATTERN SAISONNIER DE THALASSEUS BENGALENSIS DE 2014 A 2021 A MAYOTTE.....	41
FIGURE 29: STERNE VOYAGEUSE ET STERNE DE SAUNDERS/NAINE, NODDI BRUN ET STERNE HUPPEE. (©T. FERRARI – GEPOMAY ET GILLES ADT) .....	43
FIGURE 30: LOCALISATION DES SECTEURS SUR LA ZONE DE PETITE TERRE (A GAUCHE) ET DES ILOTS DU LAGON (A DROITE).....	46
FIGURE 31: NOMBRE DE RECENSEMENT EFFECTUE PAR ANNEE SUR CHACUNE DE ZONES. ....	47
FIGURE 32: EFFECTIFS MOYENS OBSERVES PAR SECTEURS SUR LA ZONE DE PETITE TERRE (A GAUCHE) ET LA ZONE DES ILOTS DU LAGON (A DROITE). LA DIFFERENCE ENTRE DEUX EFFECTIFS MOYENS EST SIGNIFICATIVE SI LEUR LETTRES RESPECTIVES SONT DIFFERENTES. ....	48
FIGURE 33: EFFECTIFS MOYENS OBSERVES PAR MOIS TOUTS SECTEURS CONFONDUS. LA DIFFERENCE ENTRE DEUX EFFECTIFS MOYENS EST SIGNIFICATIVE SI LEUR LETTRES RESPECTIVES SONT DIFFERENTES. ....	49
FIGURE 34: L'ILOT POUHOU ((C) G. DICQUES - GEPOMAY) .....	50
FIGURE 35: CUMUL DU NOMBRE DE PAILLE EN QUEUE A BRINS BLANCS ADULTES BAGUES A CHAQUE MISSION. ....	51
FIGURE 36: EVOLUTION DU POURCENTAGE DE CONTROLE D'ADULTES DE PAILLE EN QUEUE A BRINS BLANCS SUR L'ILOT POUHOU. LA LIGNE ROUGE REPRESENT LE POURCENTAGE DE CONTROLE TOUTES ANNEES CONFONDUES.....	52
FIGURE 37: EVOLUTION DU NOMBRE D'INDIVIDUS REPRODUCTEURS SUR L'ILOT POUHOU AU COURS DU TEMPS, ESTIME A PARTIR DES DONNEES DE CAPTURE-MARQUAGE-RECAPTURE.....	52
FIGURE 38: PHAETONS A BEC JAUNE EN PARADE. (© T. FERRARI – GEPOMAY) .....	54
FIGURE 39: PARCOURS REALISE DANS LE CADRE DES RECENSEMENTS DE L'AVIFAUNE DU LAGON.....	55
FIGURE 40: NOMBRE DE RECENSEMENTS REALISES DANS LE LAGON SUD-EST ENTRE 2013 ET 2020.....	57
FIGURE 41: FREQUENCE D'OCCURRENCE DES ESPECES DE LARIDES SUR LES ILOTS REPOSOIRS (A GAUCHE) ET SUR LES ILOTS ROCHEUX (A DROITE). ....	58
FIGURE 42: FREQUENCE D'OCCURRENCE DES ESPECES DE LIMICOLES SUR LES ILOTS REPOSOIRS (A GAUCHE) ET SUR LES ILOTS ROCHEUX (A DROITE). ....	59
FIGURE 43: FREQUENCES D'OCCURRENCE DES ESPECES D'ARDEIDES SUR LES ILOTS REPOSOIRS (A GAUCHE) ET SUR LES ILOTS ROCHEUX (A DROITE). ....	59

## Tableaux :

TABLEAU 1: LISTE DES ESPECES DE LIMICOLES RECENSEES EN PETITE TERRE ENTRE 2012 ET 2021 ET ABONDANCE MOYENNE RESPECTIVE. L'ECART TYPE EST INDIQUE ENTRE PARENTHESSES. ....	18
TABLEAU 2: CARACTERISTIQUES SAISONNIERE PAR ESPECES ET PAR SITES. (SITE-1) VASIERE DES BADAMIERS, (SITE-2) PLATIER DE L'AEROPORT. LES VALEURS CORRESPONDENT AUX VALEURS MOYENNEES (ECART TYPE) DES 4 METHODES D'IMPUTATIONS. ....	33
TABLEAU 3: LISTE DES ESPECES DE STERNES RECENSEES ENTRE 2012 ET 2021 ET ABONDANCES MOYENNES RESPECTIVES. L'ECART TYPE EST INDIQUE ENTRE PARENTHESSES. ....	37
TABLEAU 4: CARACTERISTIQUES SAISONNIERES ET TENDANCES PAR ESPECE A MAYOTTE. LES VALEURS CORRESPONDENT AUX VALEURS MOYENNEES (ECART TYPE) DES 4 METHODES D'IMPUTATIONS. ....	41
TABLEAU 5: RECAPITULATIF DES DONNEES DE BAGUAGES ET DE CONTROLES (INDIVIDUS RECAPTURES) DE PAILLE EN QUEUE A BRINS BLANCS SUR L'ILOT POUHOU. ....	51
TABLEAU 6: DIVERSITE SPECIFIQUE ET FREQUENCE D'OCCURRENCE DES ESPECES D'OISEAUX COTIERES RECENSEES SUR LES ILOTS DE L'EST.....	57

## INTRODUCTION

Les oiseaux côtiers et marins sont considérés comme de bons indicateurs de l'état de santé des écosystèmes où ils vivent (Abdennadher *et al.* 2011, Aliakbari *et al.* 2011), notamment par leurs réponses rapides aux changements environnementaux (Rajpar *et al.* 2018). Ils sont considérés comme les espèces d'oiseaux les plus menacées (Sutherland *et al.* 2012 ; Croxall *et al.* 2012 ; NABCI 2019). Leur protection et leur conservation sont particulièrement difficiles, notamment pour les espèces migratrices : l'efficacité des actions menées sur un site peut être contrebalancée par des menaces agissant sur d'autres sites (Rakhimberdiev *et al.* 2018). Les menaces pesant sur ces espèces sont nombreuses : dégradation des habitats (Dias *et al.* 2008), changements climatiques (Iwamura *et al.* 2013), compétition avec les espèces invasives (Russel and Le Corre 2009), chasse (Le Corre and Bemanaja 2009). Une bonne connaissance de leur écologie et plus particulièrement de leur utilisation des différents habitats est primordiale afin de mettre en place des mesures de conservation adaptées. La réalisation d'études et de suivis sur ces oiseaux est donc particulièrement importante, tant pour surveiller l'évolution des populations que les écosystèmes les accueillant.

Afin d'intégrer les oiseaux côtiers et marins dans les réflexions de conservation et de gestion sur le territoire mahorais, l'Observatoire des Oiseaux Côtiers de Mayotte (OOCM) a été mis en place en 2013. Coordonné par le Groupe d'Etudes et de Protection des Oiseaux de Mayotte (GEPOMAY), l'Observatoire s'inscrit dans une démarche internationale à travers les comptages Wetlands, dans une démarche nationale en intégrant l'Observatoire du Patrimoine Naturel Littoral (RNF-OFB) et dans une démarche locale en utilisant certaines espèces comme indicateur de gestion pour le Parc Naturel Marin de Mayotte (PNMM). L'objectif est de suivre les populations d'oiseaux pour d'une part, étudier leurs tendances et leurs phénologies et d'autre part, surveiller l'évolution des espaces naturels littoraux et obtenir une mesure de l'état et de l'évolution de ces milieux notamment en termes de qualité et de fonctionnalité.

*In fine*, l'Observatoire doit permettre d'assurer une veille écologique et de fournir des informations afin d'orienter les décisions politiques en matière de conservation et de gestion environnementale, mais également en ce qui concerne le développement et l'aménagement du territoire.

Le présent rapport fait le bilan des comptages de limicoles sur Petite Terre et du suivi des reposoirs à sternes. Les variations saisonnières et les premières tendances de population pour ces espèces seront mises en avant. Les premiers résultats du suivi nautique des Phaétons à bec jaune sur les îlots du lagon et les falaises de Petite Terre seront exposés et une actualisation des résultats sur la dynamique de la population de l'îlot Pouhou sera faite. Un bilan des recensements nautiques de l'avifaune du lagon sud-est sera également présenté.

Les données récoltées hors de ces suivis n'ont pas été traitées.

# 1. CONTEXTE GENERAL

## 1.1. Mayotte

Mayotte est une île française d'origine volcanique d'une superficie de 374 km<sup>2</sup> située dans l'archipel des Comores. Vieille d'environ 15 millions d'années (Debeuf, 2004) et sortie de l'eau il y a 9 millions d'années, l'île a subi une importante activité volcanique ainsi que des phases de subsidence et d'érosion plus ou moins forte.

Par conséquent, Mayotte est aujourd'hui composée de deux îles principales, Petite-Terre (PT) et Grande-Terre (GT), de 23 îlots, d'une barrière de corail quasi-continue (160 km de long) et d'un linéaire côtier fortement découpé et composé de nombreuses baies plus ou moins profondes.



Figure 1: Mangrove de Mayotte (© GEPOMAY)

Une grande diversité d'habitats littoraux s'est développée sur l'ensemble du territoire : mangroves, vasières, lagunes, beach-rocks, plages, falaises littorales, platiers récifaux et bancs de sables. Les mangroves représentent environ 26% de ce linéaire (Thongo 2016).

Localisée dans le Nord du canal du Mozambique entre Madagascar et l'Afrique de l'Est, l'île de Mayotte est située dans la partie sud de la grande voie de migration Afrique de l'est - Asie de l'ouest (Newton 2007). Sa

situation géographique et la multitude d'habitats côtiers qui compose le territoire, rendent l'île particulièrement favorable à la présence d'oiseaux côtiers et marins. Le territoire est utilisé, selon les espèces, comme lieu d'hivernage ou de halte migratoire, comme lieu de reproduction ou comme zone d'alimentation. Mayotte est notamment connue pour accueillir chaque année plusieurs espèces de limicoles (Jeanne *et al.* 2017) et un nombre important de Sternes voyageuses (*Thalasseus bengalensis*) et de Noddis bruns (*Anous stolidus*) en hivernage. En 2004, Rocamora estimait entre 10 000 et 20 000 Sternes voyageuses au passage en janvier.

## 1.2. Les sites ornithologiques côtiers

Plusieurs sites littoraux vérifient un ou plusieurs critères de la convention RAMSAR pour les espèces qu'ils accueillent, leur conférant une reconnaissance et une importance internationale. C'est notamment le cas de la mangrove de la baie de Bouéni et de la baie de Dzoumonyé-Bouyouni (Rocamora 2004).

Douze reposoirs à sternes, dispersés dans le lagon et sur la barrière de corail, sont reconnus d'importance internationale car ils accueillent plus de 1% de la population bio géographique (Ouest Ocean Indien) de plusieurs espèces de sternes. En 2017, Jeanne mettait en avant que ce seuil de 1% était dépassé pour 5 espèces : la Sterne de Saunders, la Sterne voyageuse, le Noddi brun, la Sterne diamant et la Sterne huppée. Ces reposoirs sont des bancs de sables coraliens, des récifs émergés et des îlots rocheux.

La vasière des badamiers (VDB) est une vaste lagune littorale située en Petite-Terre et labellisée RAMSAR depuis 2011. C'est le principal site d'accueil pour l'hivernage et les haltes migratoires des limicoles. C'est également l'un des 12 reposoirs à sternes de Mayotte reconnus d'importance internationale.

Par ailleurs, d'autres sites ne vérifiant pas de critère d'importance internationale pour l'avifaune sont néanmoins importants pour la conservation des oiseaux de Mayotte. C'est notamment le cas des falaises littorales de Petite Terre, de certains îlots rocheux du lagon et de certaines falaises littorales de Grande Terre qui abritent des colonies de Phaétons à bec jaune, seul oiseau marin nicheur à Mayotte.

L'ensemble de ces sites est inclus dans le territoire du PNMM et sont en grande majorité des sites naturels protégés du Conservatoire du littoral.



Figure 2: L'îlot de sable blanc de Saziley et la Vasière des badamiers, deux sites ornithologiques d'importance internationale. (© T. Ferrari – GEPO MAY)

### 1.3. L'OOCM, historique et évolution

Dans les années 90 – 2000, P. Darmangeat, R. Rolland, M. Clément, P. De Grissac, G. Rocamora et B.O. M'Dallah, ont réalisé de nombreux comptages, professionnels ou bénévoles, dans le cadre d'études scientifiques ou de manière opportuniste (Rocamora 2004 & 2012, Clément *et al.* 2008). L'ensemble de ces données et des travaux réalisés ont fortement contribué à l'amélioration des connaissances sur ces espèces, en termes de diversité, d'abondance, de phénologie, de répartition, etc. Ils ont également permis d'identifier des sites vérifiant des critères d'importance internationale pour l'avifaune au titre de la convention RAMSAR ou de l'inventaire des Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux de Mayotte (Rocamora 2004).

De 2007 à 2013, en tant que gestionnaire du site, un agent du Conseil Départemental réalise des comptages des laro-limicoles et des ardéidés sur la Vasière des Badamiers de manière aléatoire en fonction de ses disponibilités. Ces comptages deviennent plus réguliers en 2012.

Suite à sa création en 2010, à une volonté d'intégrer les oiseaux côtiers et marins à ses thématiques et grâce au soutien technique et financier de plusieurs partenaires, le GEPOMAY initie en 2013 la mise en place de l'OOCM à travers plusieurs suivis :

#### Les comptages de laro-limicoles et d'ardéidés sur Petite-Terre :

Lancés en avril 2013, ces comptages n'ont d'abord lieu que sur la VDB, seul site RAMSAR de Mayotte. Ils mobilisent des membres du GEPOMAY, des agents du PNMM et l'agent du Conseil Départemental réalisant déjà des comptages les années précédentes. Quelques bénévoles y participent également. En 2014, 3 sites supplémentaires sont intégrés à ce suivi, le platier de l'aéroport, la plage de Titi Moya et le Dziani Dzaha (lac de PT). Un cinquième site est intégré en 2018, Poujou-Papani. Hormis la VDB, échantillonnée en priorité et de manière régulière, et le platier de l'aéroport échantillonné assez régulièrement dès 2015, les autres secteurs sont recensés de manière variable. Pour des raisons d'accessibilité et d'insécurité, le site du Dziani Dzaha sera très peu suivi.



Figure 3: Recensement des laro-limicoles avec le Conseil Départemental, le Parc marin. © T. Ferrari – GEPOMAY

#### Le suivi des reposoirs à sternes :

Réalisés en ULM, les premiers survols ont été effectués en 2013. L'objectif est de survoler l'ensemble des 12 reposoirs à sternes. Pour des raisons logistiques et humaines, ces suivis ont été compliqués à mettre en place les premières années donnant lieu à des vols irréguliers et/ou incomplets. La réduction des problèmes logistiques et l'expérience acquise ont permis de régulariser et standardiser ces vols au fur et à mesure des années.

#### Les recensements nautiques de l'avifaune du lagon :

Mis en place en 2013 également, ces recensements ont lieu dans le lagon sud-est et le lagon nord-ouest. Ils permettent d'inventorier l'avifaune côtière et marine présente sur les îlots du lagon et d'échantillonner les principaux reposoirs à sternes du lagon (7 sur 12).

En raison des moyens techniques et humains, le secteur nord-ouest ne sera échantillonné qu'une dizaine de fois entre 2013 et 2015 et ne sera plus réalisé à partir 2016.

Dans la mesure du possible, ces recensements sont synchronisés avec le survol ULM de l'ensemble des reposoirs à sternes.

Pendant les premières années de l'OOCM, ces suivis en bateaux, en plus de fournir des informations concernant l'avifaune présente dans le lagon, permettaient de pallier le manque des ULM pour le suivi d'une partie des reposoirs à sternes.

Le suivi du Phaéton à bec jaune (ou Paille-en-queue à brins blancs) :

En 2015, dans le cadre d'un stage de Master 2, un protocole d'évaluation de la taille relative des colonies de Phaétons à bec jaune a été mis en place. Un premier inventaire de 4 mois sur la quasi-totalité des sites occupés par l'espèce à Mayotte a permis de fournir une première carte de répartition de l'espèce à Mayotte (Soulaimana, 2015).

Suite à ce travail, les falaises de l'est de Petite Terre ont continué d'être échantillonnées. Toutefois, ces recensements avaient lieu dans le cadre d'une étude dont l'objectif était d'acquérir des données et de nouvelles connaissances sur plusieurs espèces (Phaéton, Héron de Humblot, Faucon pèlerin). Ainsi, le protocole établi en 2015 n'a pas toujours pu être respecté. Afin de standardiser l'échantillonnage et d'augmenter le nombre de sites suivis (îlots notamment), les inventaires pédestres ont été interrompus en 2018 et remplacés par des inventaires en bateau permettant de réaliser les différents sites de Petite Terre et les îlots du lagon est.

Par ailleurs, depuis 2011, Matthieu Le Corre (UMR ENTROPIE) étudie par Capture Marquage Recapture la dynamique de la population de Phaétons à bec jaune de l'îlot Pouhou. Le GEPOMAY a été associé à l'ensemble des missions réalisées. Après une période de trois ans sans mission, le GEPOMAY s'est vu confié la réalisation de trois missions entre 2020 et 2021.



*Figure 4: Adulte et poussin de Phaéton à bec jaune au nid sur l'îlot Pouhou  
(© T. Ferrari – GEPOMAY)*

## 2. STERNES & LIMICOLES DE MAYOTTE

### Préambule :

La méthode d'analyses statistiques et les résultats présentés ci-dessous sont issues du travail réalisé par Florinah Razafimandimby dans le cadre de son stage de Master 2, co-encadré par Matthieu Le Corre (UMR ENTROPIE – Université de La Réunion), François Guilhaumon (IRD, UMR MARBEC) et Thomas Ferrari (GEPOMAY). L'objectif était d'étudier la distribution et l'abondance des laro-limicoles ainsi que les variations saisonnières et les tendances interannuelles. L'ensemble de son travail est à retrouver dans Razafimandimby *et al*, publication en préparation.

Concernant les comptages en Petite-Terre, seules les données limicoles ont été traitées et analysées. La saisonnalité et la tendance des populations de sternes ont été étudiées à partir des données de suivi des reposoirs à sternes (ci-dessous). Les données d'ardéidés seront traitées dans un rapport ultérieur.

La méthodologie statistique utilisée étant la même pour le jeu de données limicole et sterne, le bilan des deux suivis est présenté dans cette partie.

### 2.1. Matériels et méthodes :

#### 2.1.1. Comptages des Limicoles en Petite Terre

##### **Sites d'étude**

Quatre sites sont échantillonnés dans le cadre de ces comptages et sont tous situés en Petite Terre (PT) : la Vasière des badamiers (VDB), le platier de l'aéroport, la plage de Titi Moya et Pougou-Papani (Fig. 5). Les plages de l'ACHM, du DLEM et du Faré sont échantillonnées avec la VDB et la plage des Badamiers avec Pougou-Papani.

La VDB est une vaste lagune littorale de 320 hectares. Elle est composée d'une multitude d'habitats tels que des beach-rocks, des bancs sablo-vaseux, des herbiers et une mangrove. Elle est reconnue comme site RAMSAR et bénéficie d'un plan de gestion. Les 3 autres sites sont constitués de beach-rocks et de platiers détritiques. Titi Moya et Pougou-Papani sont également surplombés de plages.

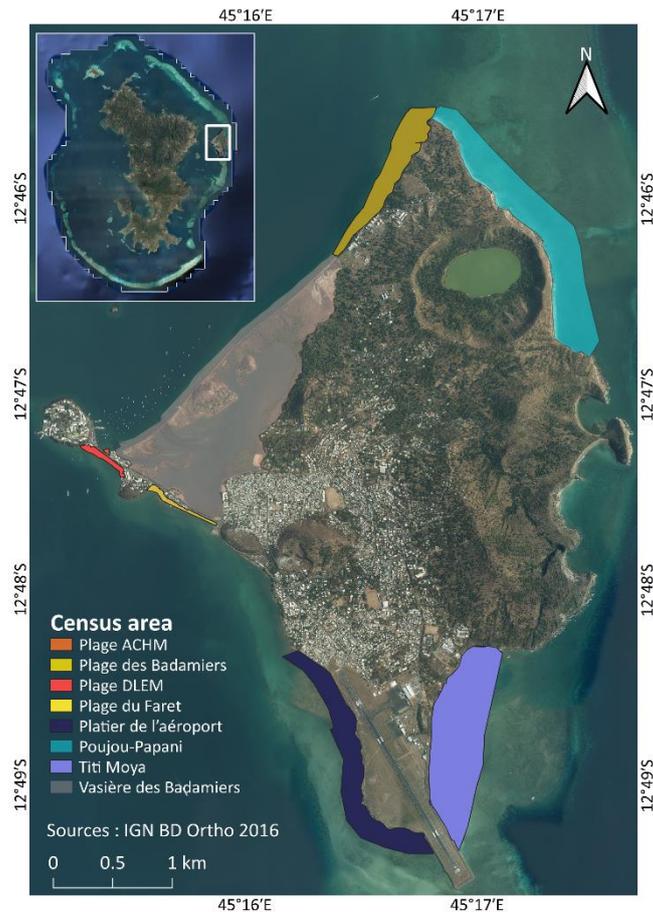


Figure 5 : Sites échantillonnés dans le cadre des comptages en Petite Terre.

## Comptages

Les comptages sont bimensuels de septembre à mai et mensuels de juin à août. Ils sont réalisés à pied et les observations sont faites aux jumelles (Kite Ibis 8x42 ou 10x42) et à la longue vue (Kite KSP 80 HD) le long des aires de repos et d'alimentation. Tous les oiseaux observés sont identifiés et comptés. Chacun des 4 sites a été sectorisé et sous sectorisé afin de faciliter les comptages. L'ensemble des sites est échantillonné simultanément à marée basse de faible coefficient. Deux observateurs autonomes sont nécessaires pour réaliser le suivi de la VDB, un pour réaliser le platier de l'aéroport et Titi Moya et un observateur également pour Poujou-Papani. Le nombre de sites échantillonnés est dépendant du nombre d'observateurs autonomes disponibles.

Pour simplifier la lecture, ces comptages seront mentionnés « comptage en PT » dans les parties suivantes.

### 2.1.2. Suivi des repositoires à sternes

#### Sites d'étude

Ce suivi est réalisé sur 12 repositoires, correspondant à des îlots non habités ou des platiers répartis tout autour de Mayotte (Fig. 6).

Sept sont des reposoirs de sables : l'îlot de sable blanc de Saziley (ISBS), les 2 îlots Chalés, l'îlot de sable blanc de la passe Choizil (ISBC), l'îlot de sable blanc de M'Tsamboro (ISBM), le banc de sable des îlots Choizil et le reposoir de la VDB.

Quatre sont des reposoirs rocheux : le platier de N'Gouja, l'île blanche, le platier des badamiers et le platier de l'aéroport.

Un est un reposoir à la fois sableux et rocheux : l'îlot des aviateurs.

Sur les 12 reposoirs seulement 2 sont disponibles à marée haute : l'ISBS et l'île blanche.

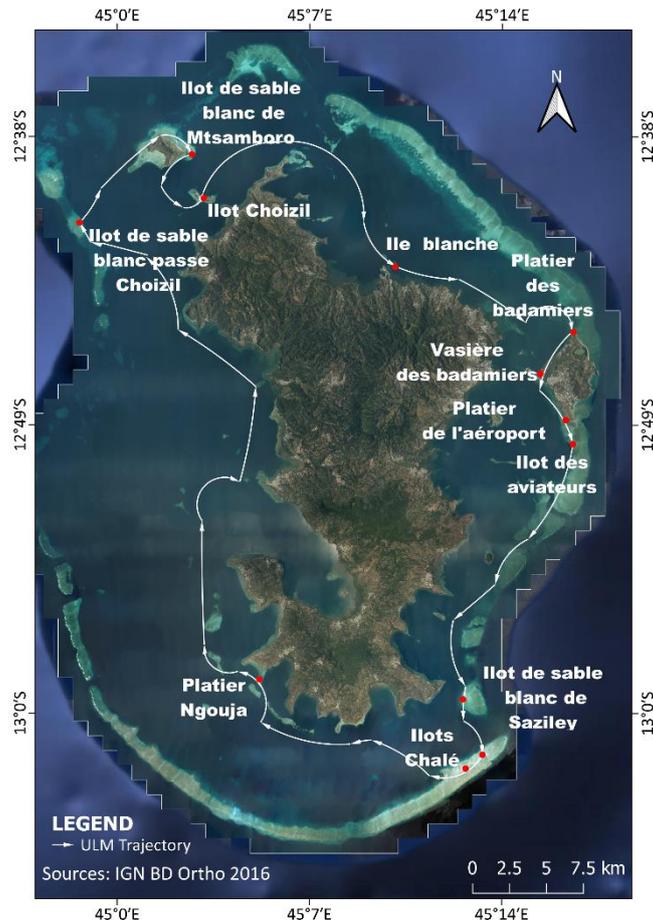


Figure 6 : Localisation des 12 reposoirs à sternes et parcours ULM.

## Comptages

Le suivi des sternes est bimensuel de décembre à mai et mensuel de juin à novembre. Il est réalisé par survol aérien en ULM entre 7h00 et 8h30 à marée basse. L'ensemble des reposoirs est survolé. Une photo est prise pour confirmer le statut découvert par la marée, ou non, du reposoir ainsi que la présence ou l'absence de sternes. Si des sternes sont présentes, des photos sont prises de manière à pouvoir réaliser un photo-comptage précis. Les photos sont prises à une hauteur d'environ 400m avec un Nikon D7200 et un objectif 600 mm. Le photo comptage est réalisé sur le logiciel Photoshop (Adobe Photoshop CS6). Tous les oiseaux posés sont identifiés et dénombrés précisément.

Pour simplifier la lecture, ces suivis seront mentionnés « suivis des sternes » dans les parties suivantes.

### 2.1.3. Jeux de données, préparation et analyses statistiques

La méthodologie statistique détaillée tirée de Razafimandimby et al., à paraître, est en annexe 1 de ce bilan.

Pour les comptages en PT, les comptages réalisés par le Conseil Départemental en 2012 sur la VDB ont été pris en compte. Le jeu de données s'étend donc de février 2012 à février 2021. Les effectifs de chaque espèce dans chaque sous-secteur ont été additionnés par site et par date. Les effectifs comptabilisés à la plage de l'ACHM, du DLEM et du Faret ont été intégrés dans le site VDB. Les effectifs relevés à la plage des badamiers ont été intégrés dans le site Poujou-Papani.

Pour le suivi des sternes, le jeu de données s'étend de janvier 2013 à février 2021. Les effectifs de chaque espèce comptabilisés sur chaque reposoir ont été additionnés afin d'obtenir un seul effectif par espèce pour chaque survol.

Pour chaque mois, sur chaque site et pour chaque espèce, les données bimensuelles ont été moyennées afin d'obtenir une seule donnée par mois.

Les données manquantes (NA=absence de relevé) dans les jeux de données (suivis sternes et comptage en PT) ont été imputées. Pour cela, 10 méthodes d'imputations ont été testées avec et sans prise en compte de la saisonnalité (Moritz and Bartz-Beielstein 2017). Chaque méthode d'imputation a été évaluée à l'aide de l'algorithme « jacknife » (Manly 1997) et leur efficacité a été comparée avec une version standardisée du RMSE (Root Mean Squared Error). Des tests post-hoc de Tukey ont permis de regrouper les méthodes sur la base de leur qualité d'imputation et ainsi de sélectionner un nombre restreint de méthodes.

Les analyses de saisonnalité et de tendance des deux séries temporelles ont été réalisées en utilisant la méthode de décomposition STL (Seasonal and Trend Decomposition) avec LOESS (LOcally Estimated Scatterred Smoothing). LOESS est une méthode de régression non paramétrique permettant une estimation statistique robuste des composantes suivantes : saisonnalité, tendance et résidus (Chapoulka 2001).

Afin de caractériser ces composantes, les paramètres suivants ont été estimés :

-La pente de la tendance a été calculée en utilisant une régression linéaire de la composante de tendance mensuelle en fonction du temps.

-La force de la tendance ( $T_{strength}$ ) a été calculée comme suit :

$$T_{strength} = 1 - \frac{Var(R_t)}{Var(T_t + R_t)}$$

où  $Var(R_t)$  est la variance des résidus et  $Var(T_t + R_t)$  la variance de la somme des résidus et de la tendance.

-La force de la saisonnalité ( $S_{strength}$ ) a été calculée de manière similaire :

$$S_{strength} = 1 - \frac{Var(Rt)}{Var(St + Rt)},$$

où  $Var(St + Rt)$  est la variance de la somme des résidus et de la saisonnalité.

Une valeur de  $T_{strength}$  ou de  $S_{strength}$  proche de 0 indique respectivement que la série présente une tendance ou une saisonnalité faible, et inversement si la valeur est proche de 1 la tendance ou la saisonnalité sera forte.

-Les mois de pic et de creux ont été déterminés comme les mois où se terminent respectivement les composantes saisonnières les plus importantes et les plus petites. Une moyenne mensuelle des composantes saisonnières a été calculée sur toutes les années et les mois correspondant au pic et au creux ont été extraits pour chaque espèce.

-La durée de l'hivernage a été estimée comme l'intervalle de temps sur lequel 60% de la composante saisonnière s'accumulait : la saison commence et se termine respectivement après 20% et 80% de la composante saisonnière. La durée d'hivernage a été calculée comme la moyenne de ces durées annuelles.

Les données du suivi sternes et des comptages en PT ont été analysées séparément. Des analyses distinctes ont été faites pour les différents sites des comptages en PT.

La distribution par site (ou abondance par site) a été calculée à partir des données réelles de comptages, avant imputation des données manquantes. Elle correspond à la moyenne des effectifs maximaux au pic.

Les analyses de saisonnalité et de tendance ont été faites après imputation des données. L'abondance moyenne par espèce correspond à la moyenne des effectifs au pic.

Pour éviter les incertitudes méthodologiques liées au choix d'une méthode d'imputation particulière, toutes les analyses sur les caractéristiques des séries chronologiques (abondance moyenne, saisonnalité, tendance) ont été effectuées à l'aide de chacune des meilleures méthodes d'imputation. Les résultats présentés correspondent aux valeurs moyennées.

Les différences de caractéristique des séries chronologiques entre les espèces ont été recherchées à l'aide d'un Modèle Linéaire en vérifiant l'importance de l'effet « espèce » et de l'effet « méthode d'imputation ». Elles ont ensuite été comparées entre les espèces en utilisant un Modèle Linéaire Mixte avec « méthode d'imputation » en effet aléatoire.

L'ensemble des analyses a été réalisé avec le logiciel R.

## 2.2. Résultats et interprétation

### **Imputation des données manquantes**

Quatre méthodes d'imputation n'ont présenté aucune différence significative entre elles (Fig. 7) et ont donc été sélectionnées pour effectuer les analyses de saisonnalité et de tendance :

- Interpolation linéaire (« interpolation\_linear ») ;
- Moyenne mobile simple (« ma\_simple ») ;
- Moyenne mobile linéaire (« ma\_linear ») ;

-Moyenne mobile exponentielle (« ma\_exponential »).

L'option « prise en compte de la saisonnalité » (seasplit) a été utilisée avec les 4 méthodes sauf pour les analyses sur le platier de l'aéroport.

En raison des fortes irrégularités de comptages l'imputation des données manquantes sur les sites de Poujou-Papani et Titi Moya n'a pas fonctionné. Ces sites n'ont donc pas été pris en compte dans les analyses de saisonnalité et de tendance.

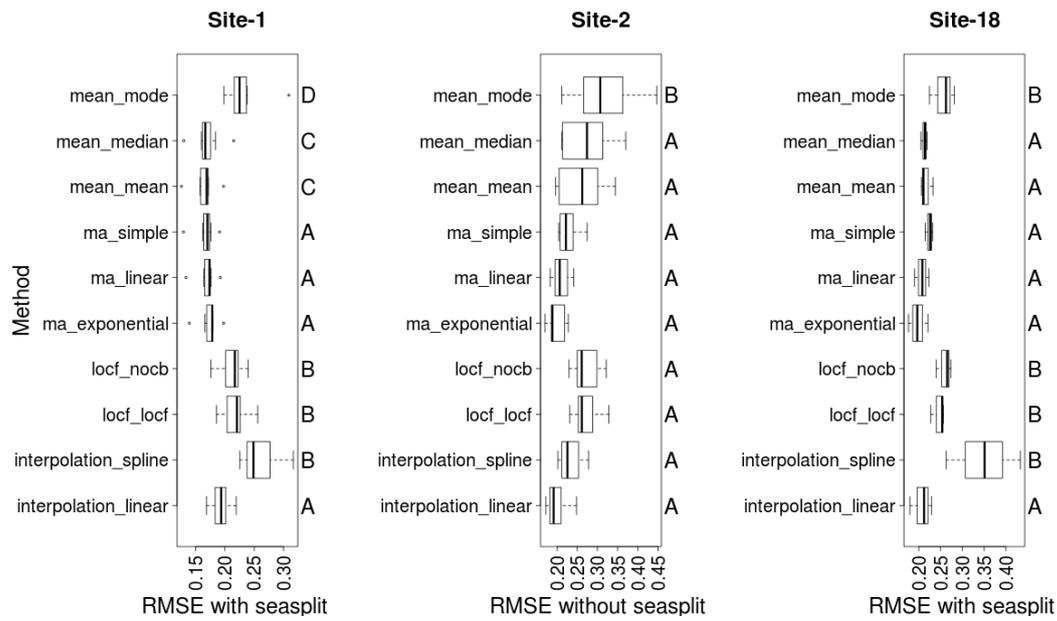


Figure 7 : Répartition du RMSE en fonction des méthodes d'imputations. « Site-1 » Vasière des badamiers, « Site-2 » Platier de l'aéroport; « Site-18 » Reposoirs à sternes. Les méthodes ne présentant aucune différence significative ont la même lettre.

## 2.2.1 Comptages des limicoles en Petite Terre

### a) Résultats

#### Effort d'échantillonnage

Dès 2014, les comptages sur la VDB sont supérieurs à 15 par an. Le nombre de comptage varie entre 16 et un maximum de 20 (2016 et 2017) sur ce site. Le platier de l'aéroport est échantillonné 15 fois dès sa première année d'intégration en 2015. Il est ensuite suivi de manière variable, entre 7 et 15 recensements par an. Le site de Titi Moya est échantillonné 3 fois en 2014. Le nombre de recensements sur ce site varie entre 5 et 8 recensements annuels. Le site de Poujou-papani intégré en 2018 est recensé de manière très ponctuelle, notamment à l'occasion des recensements Wetlands de la mi-janvier. Un creux dans le nombre de comptage est observé sur le platier de l'aéroport, et dans une moindre mesure à Titi Moya, aux environs de l'année 2017 (Fig. 8).

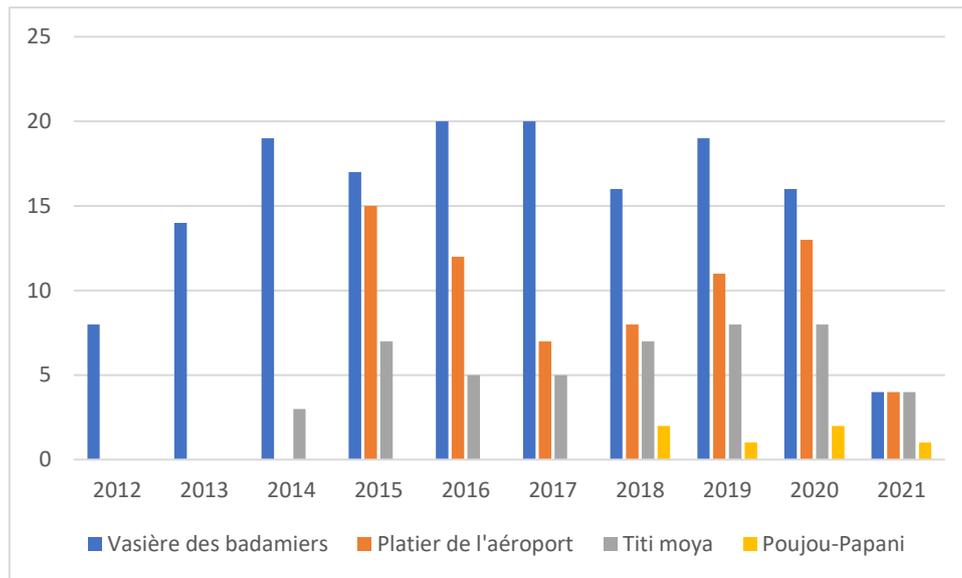


Figure 8: Nombre de comptages réalisé par année et par site de février 2012 à février 2021.

## Abondance et distribution

Tableau 1: Liste des espèces de limicoles recensés en Petite Terre entre 2012 et 2021 et abondance moyenne respective. L'écart type est indiqué entre parenthèses.

Scientifics names	Commons names	French names	Abundance
<i>Charadrius hiaticula</i>	Ringed plover	Grand gravelot	72 ( $\pm 18$ )
<i>Charadrius leschenaultii</i>	Greater sand plover	Gravelot de Leschnault	68 ( $\pm 16$ )
<i>Numenius phaeopus</i>	Whimbrel	Courlis corlieu	61 ( $\pm 25$ )
<i>Arenaria interpres</i>	Ruddy turnstone	Tournepieuvre à collier	47 ( $\pm 18$ )
<i>Pluvialis squatarola</i>	Grey plover	Pluvier argenté	43 ( $\pm 14$ )
<i>Actitis hypoleucos</i>	Common sandpiper	Chevalier guignette	34 ( $\pm 10$ )
<i>Dromas ardeola</i>	Crab plover	Drome ardéole	28 ( $\pm 5$ )
<i>Tringa nebularia</i>	Greenshank	Chevalier aboyeur	18 ( $\pm 13$ )
<i>Charadrius mongolus</i>	Lesser sand plover	Gravelot mongol	10 ( $\pm 4$ )
<i>Xenus cinereus</i>	Terek sandpiper	Chevalier bargette	10 ( $\pm 4$ )
<i>Calidris ferruginea</i>	Curlew sandpiper	Bécasseau cocorli	10 ( $\pm 9$ )

Scientific names	Commons names	French names	Abundance
<i>Calidris alba</i>	Sanderling	Bécasseau sanderling	4 ( $\pm 2$ )
<i>Pluvialis fulva</i>	Golden plover	Pluvier fauve	2 ( $\pm 4$ )
<i>Glareola ocularis</i>	Madagascar pratincole	Glaréole malgache	2 ( $\pm 3$ )
<i>Tringa glareola</i>	Wood sandpiper	Chevalier sylvain	2 ( $\pm 4$ )
<i>Charadrius tricollaris</i>	Three banded plover	Gravelot à triple collier	1 ( $\pm 1$ )
<i>Charadrius marginatus</i>	White fronted plover	Gravelot à front blanc	1 ( $\pm 1$ )
<i>Numenius arquata</i>	Eurasian curlew	Courlis cendré	1 ( $\pm 3$ )
<i>Limosa lapponica</i>	Bar-tailed godwit	Barge rousse	1 ( $\pm 1$ )

Entre 2012 et 2021, 19 espèces de limicoles ont été identifiées. Leur abondance moyenne est listée dans le tableau 1.

Sept espèces sont plus abondantes que les autres : le Grand gravelot (*Charadrius hiaticula*), le Gravelot de Leschnault (*Charadrius leschnaultii*), le Courlis corlieu (*Numenius phaeopus*), le Tournepierre à collier (*Arenaria interpres*), le Pluvier argenté (*Pluvialis squatarola*), le Chevalier guignette (*Actitis hypoleucos*) et le Drome ardéole (*Dromas ardeola*) avec des abondances moyennes respectives de  $72 \pm 18$ ,  $68 \pm 16$ ,  $61 \pm 25$ ,  $47 \pm 18$ ,  $43 \pm 14$ ,  $34 \pm 10$ ,  $28 \pm 5$  individus au pic.

Cinq espèces sont moyennement abondantes (abondance comprise entre 4 et 18) : le Chevalier aboyeur (*Tringa nebularia*), le Gravelot mongol (*Charadrius mongolus*), le Chevalier bargette (*Xenus cinereus*), le Bécasseau cocorli (*Calidris ferruginea*) et le Bécasseau sanderling (*Calidris alba*).

Sept espèces ont une abondance particulièrement faible (abondance  $< 4$ ) : le Pluvier fauve (*Pluvialis fulva*), la Glaréole malgache (*Glareola ocularis*), le Chevalier sylvain (*Tringa glareola*), le Gravelot à triple collier (*Charadrius tricollaris*), le Gravelot à front blanc (*Charadrius marginatus*), le Courlis cendré (*Numenius arquata*) et la Barge rousse (*Limosa lapponica*). La Barge rousse est considérée comme « peu commune » dans la liste actualisée des oiseaux de Mayotte (2019). Les autres espèces sont considérées comme « Rares » ou « Très Rares » (Laubin et al, 2019). Ces espèces ne sont pas observées tous les ans ou de manière très ponctuelle et en très faibles effectifs. Leurs observations sont qualifiées d'anecdotiques.

Sites	Abundance	SD
Titi Moya	26	20
Poujou-Papani	57	58
Platier de l'aéroport	131	71
Vasière des Badamiers	234	33

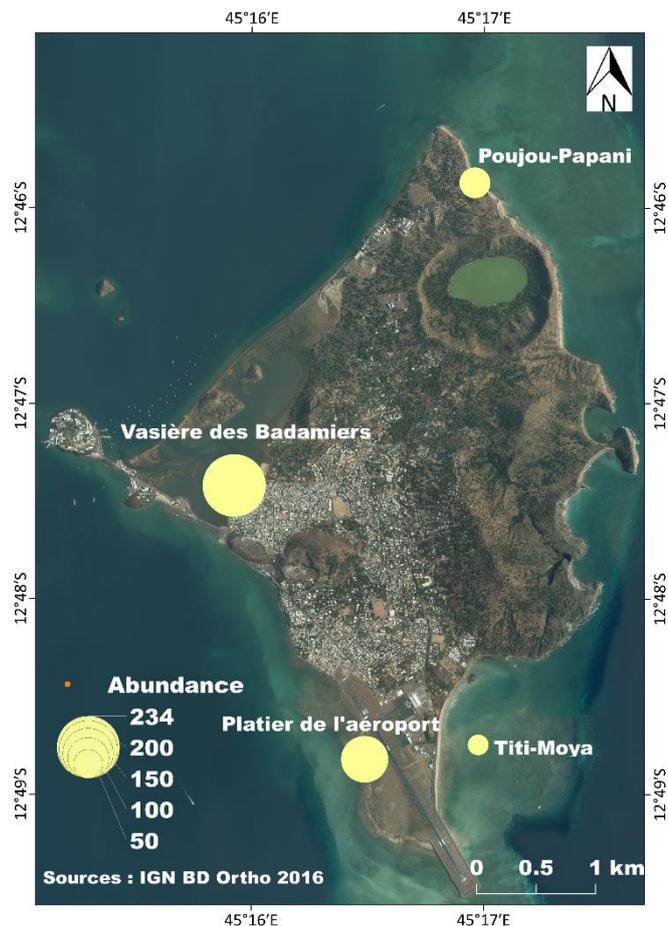


Figure 9: Abondance et distribution par sites des limicoles en Petite Terre entre 2012 et 2021. SD est l'écart type. Les abondances indiquées sont la moyenne des effectifs maximaux dans chaque site et ont été calculées à partir des données réelles, avant imputation des données.

En termes de distribution, la VDB est le site accueillant les plus gros effectifs de limicoles avec une abondance moyenne de  $234 \pm 33$  individus pendant le pic de présence, suivi du Platier de l'aéroport avec une abondance moyenne de  $131 \pm 71$  individus. L'abondance la plus faible est observée sur le site de Titi Moya avec une abondance moyenne de  $26 \pm 20$  individus (Fig. 9).

### Saisonnalité et Tendance

Depuis 2012, 9,2% des données étaient manquantes à la VDB (site-1) et 43% des données étaient manquantes au Platier de l'aéroport (site-2) depuis 2014. Afin de réduire l'impact de cette absence de donnée, les comptages effectués au platier de l'aéroport avant février 2015 n'ont pas été pris en compte. Ce qui permet de diminuer la part de données manquantes à imputer à 35,6% sur ce site.

Les analyses de saisonnalité et de tendance ont été réalisées sur 153 comptages à la VDB depuis février 2012 et 70 comptages au platier de l'aéroport depuis février 2015.

Des analyses complètes (saisonnalité et tendance) ont été réalisées sur les 7 espèces les plus abondantes. Le peu de données sur les autres espèces n'a pas permis d'étudier leur saisonnalité et leur tendance. Nous présentons tout de même le pattern saisonnier des 5 espèces moyennement abondantes mais observées tous les ans de manière régulière.

- *Calidris alba*, Bécasseau sanderling

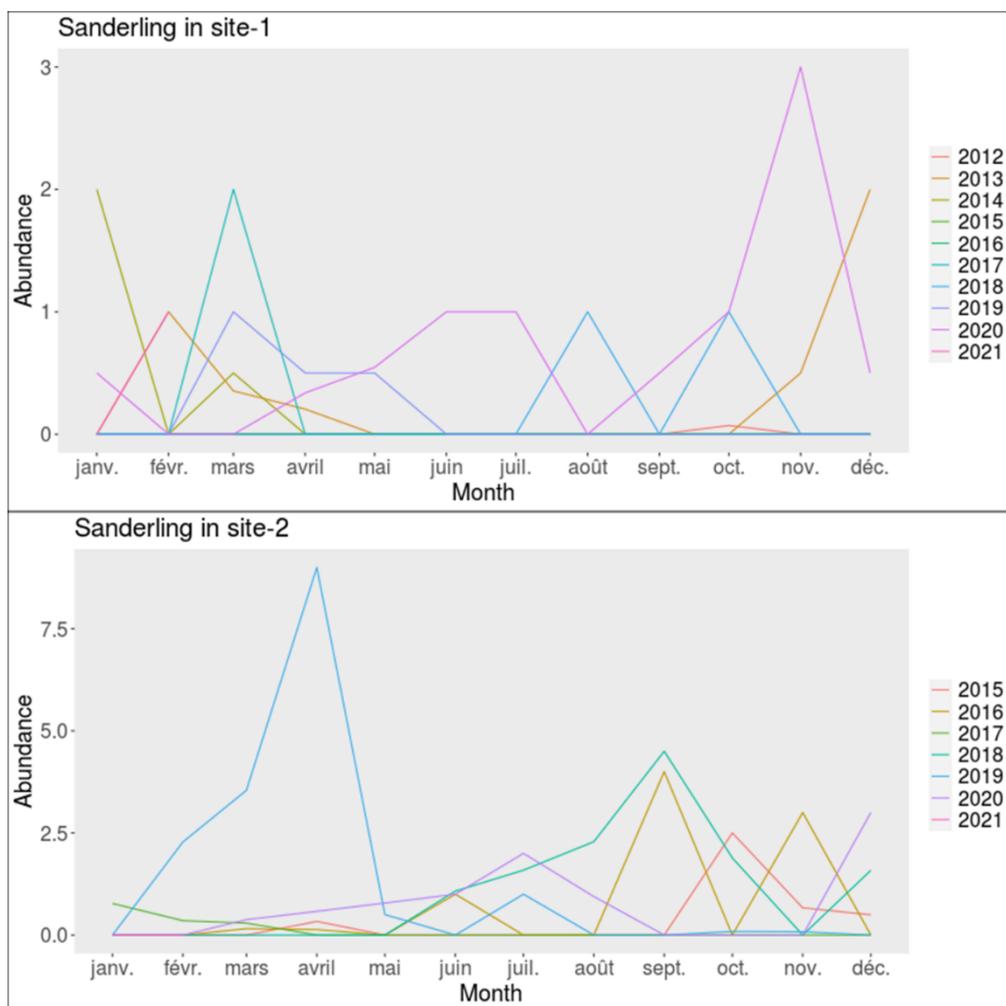


Figure 10: Pattern saisonnier de *Calidris alba*, sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Bécasseau sanderling est observé tous les ans sur les deux sites, excepté en 2020 sur la VDB. Peu abondant, ses effectifs sont toujours inférieurs à 10 individus. Sur les deux sites, la majorité des observations a lieu entre février et avril, et entre août et novembre (Fig. 10).

- *Calidris ferruginea*, Bécasseau cocorli

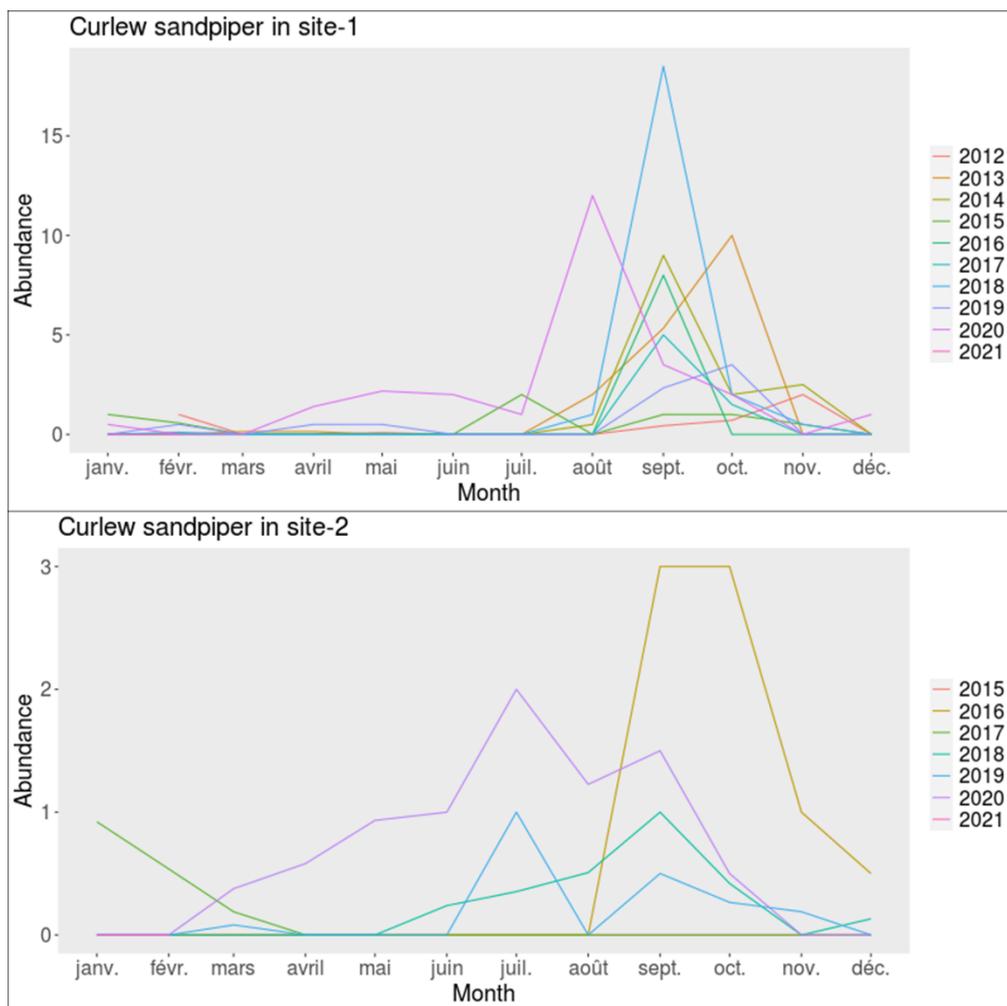


Figure 11: Pattern saisonnier de *Calidris ferruginea* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Bécasseau cocorli est plus abondant sur la VDB avec un effectif maximal de 18 individus observés en septembre 2018. Le pattern saisonnier est bien marqué sur ce site. Des pics d'effectifs sont observés tous les ans entre août et octobre. L'espèce est très peu observée sur le platier de l'aéroport où les effectifs ne dépassent jamais les 3 individus (Fig. 11).

- *Xenus cinereus*, Chevalier bargette

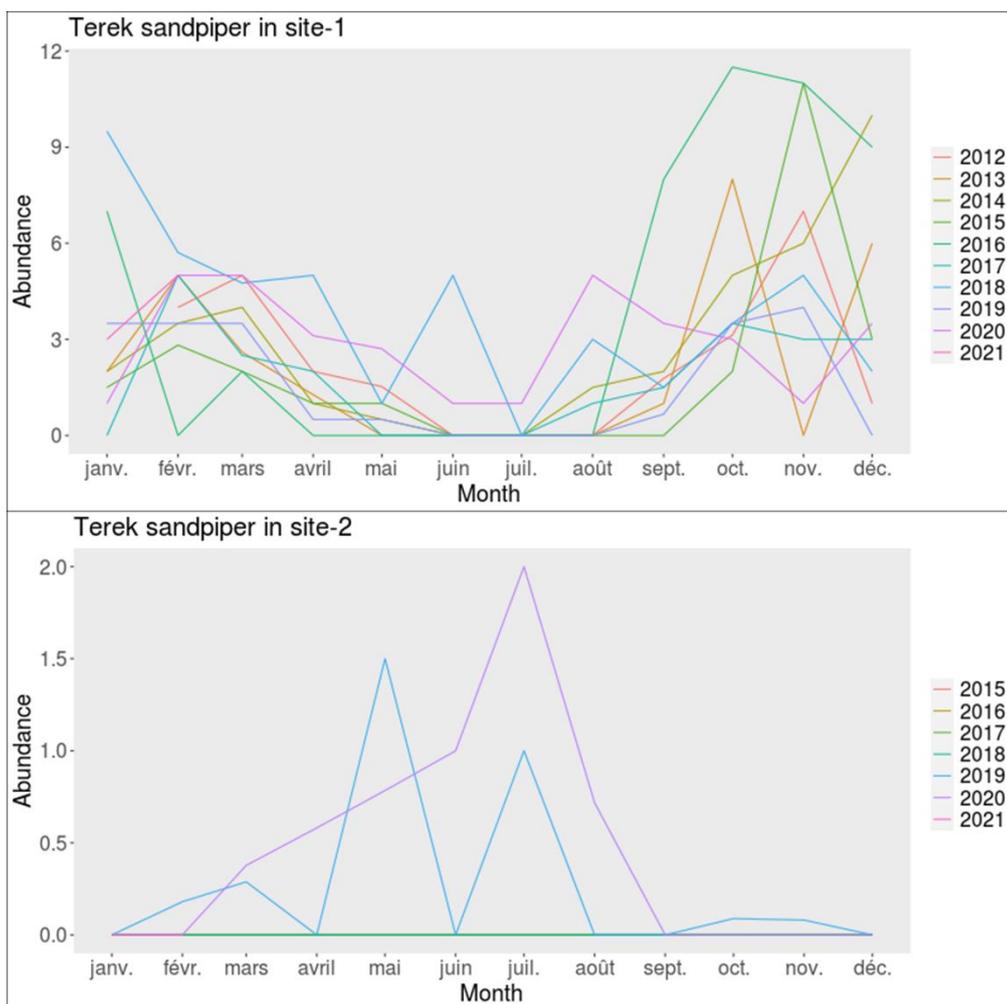


Figure 12: Pattern saisonnier de *Xenus cinereus* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Sur le platier de l'aéroport, le Chevalier bargette n'a été observé qu'en 2019 et 2020. Les effectifs n'ont pas dépassé les 2 individus. Sur le site de la VDB, l'espèce est observée tous les ans avec un maximum de 11 individus observé en octobre 2016. Sur ce site, le pattern saisonnier de l'espèce est bien marqué. On observe un creux entre le mois de mai et le mois d'août (hiver austral). Des pics d'effectif sont observés entre septembre et décembre (Fig. 12).

- Charadrius mongolus, Gravelot mongol

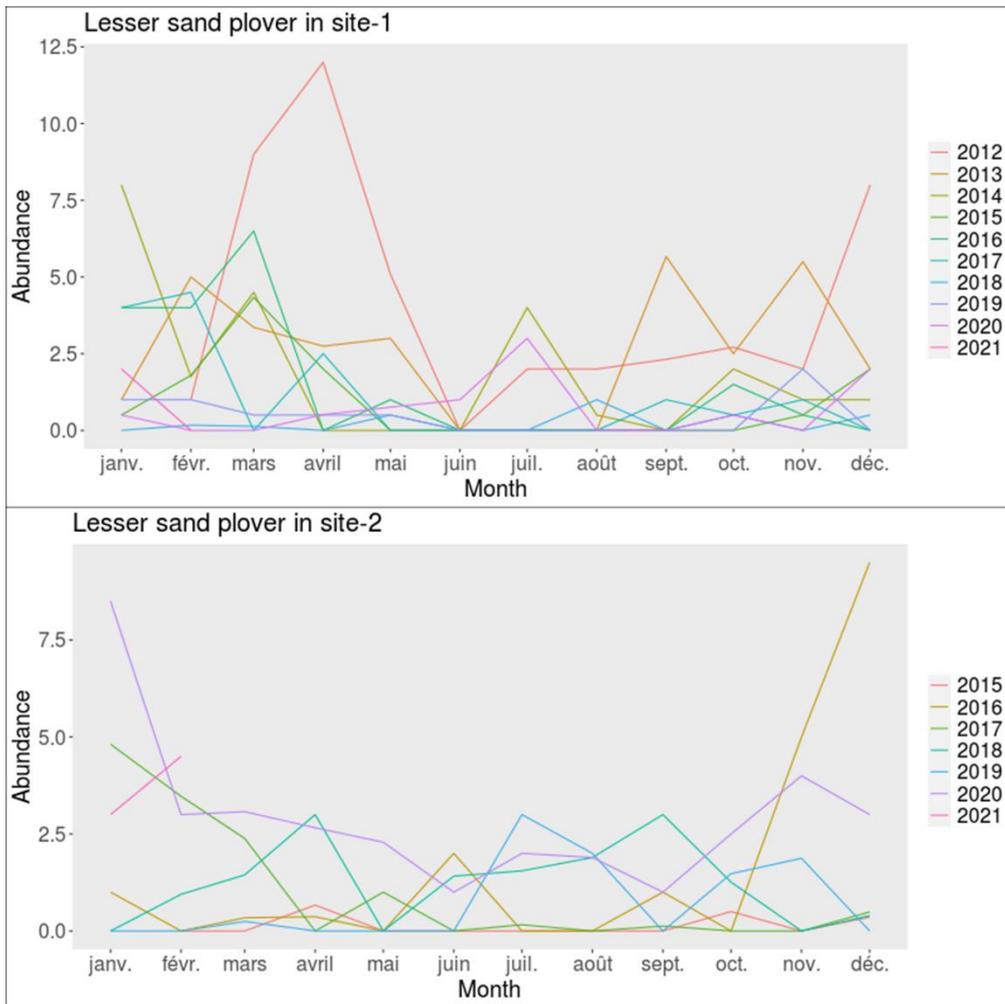


Figure 13: Pattern saisonnier de *Charadrius mongolus* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Gravelot mongole est peu observé sur les deux sites. Les effectifs ne dépassent jamais les 10 individus, excepté en avril 2012 où 12 individus sont comptabilisés à la VDB (Fig. 13).

- *Tringa nebularia*, Chevalier aboyeur

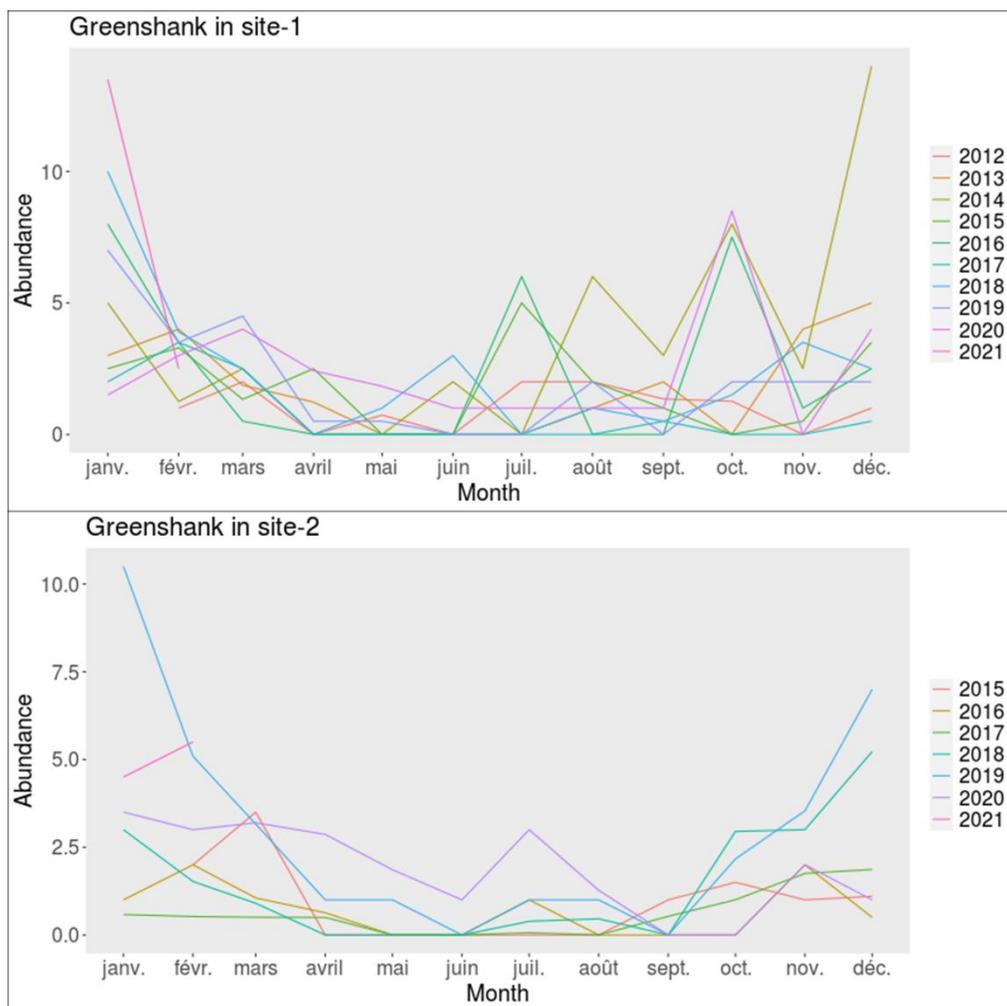


Figure 14: Pattern saisonnier de *Tringa nebularia* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Chevalier aboyeur est observé sur les deux sites en faible effectif dépassant rarement les 10 individus. Un maximal de 14 individus est comptabilisé en 2014 sur la VDB. Le pattern saisonnier est peu marqué sur les deux sites. Les effectifs augmentent à la fin de l'hiver austral et diminuent dès le mois de mars (Fig. 14).

- *Dromas ardeola*, Drome ardéole

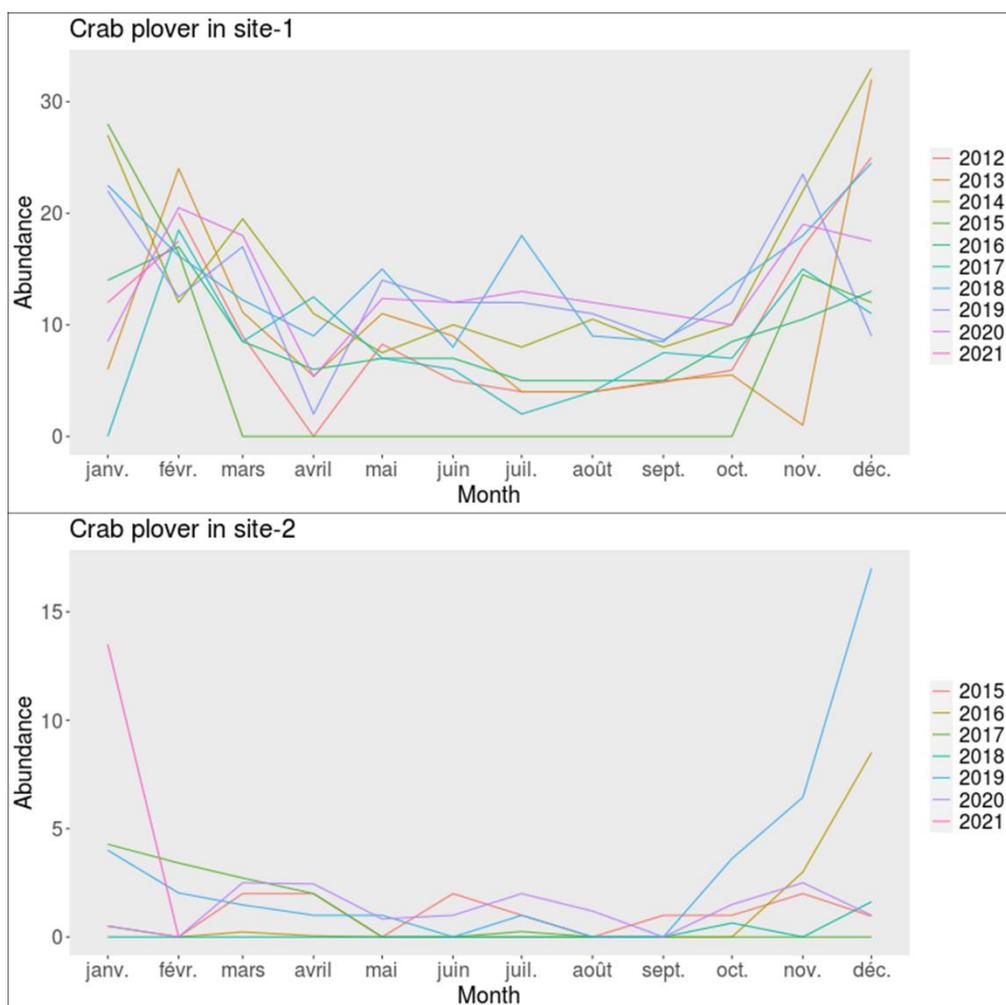


Figure 15: Pattern saisonnier de *Dromas ardeola* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Drome ardéole est principalement observé sur la VDB où il est présent tous les ans toute l'année. Les effectifs maximaux sont notés au mois de décembre 2013 et 2014 avec un peu plus de 30 individus observés. Une dizaine d'individus est notée toute l'année. Il est très peu observé sur le platier de l'aéroport (Fig. 15). Le pic saisonnier est observé en juillet ( $\pm 5,774$  mois) à la VDB et en décembre ( $\pm 0,000$ ) au Platier de l'aéroport. Le creux est observé au mois de mai ( $\pm 2,000$  à la VDB ;  $\pm 4,041$  au Platier de l'aéroport). La durée d'hivernage est d'environ 7 mois sur les deux sites (Tab. 2).

- Actitis hypoleucos, Chevalier guignette

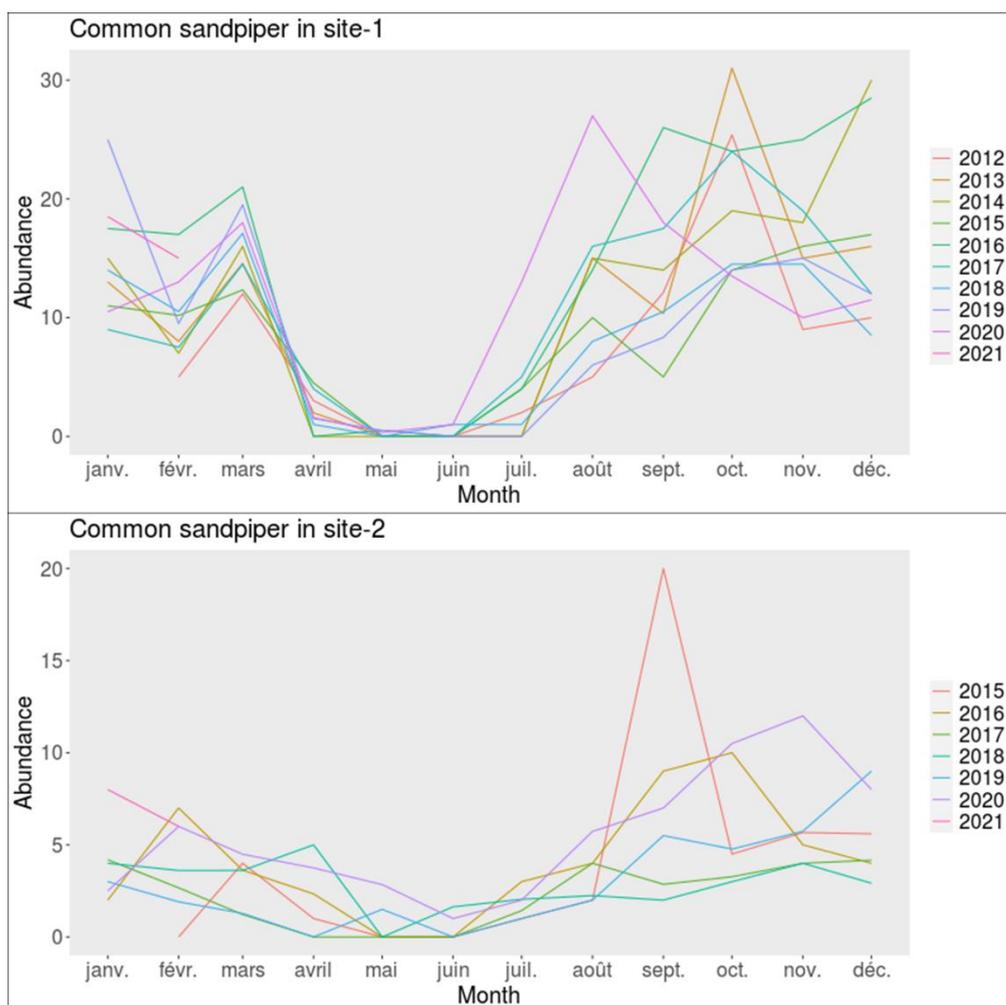


Figure 16: Pattern saisonnier de *Actitis hypoleucos* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Chevalier guignette est peu abondant sur le Platier de l'aéroport avec un maximal de 15 individus par saison d'hivernage, excepté un pic de 20 individus observés en septembre 2015. Abondant à la VDB, il présente un pattern saisonnier bien marqué et quasi identique d'une année sur l'autre avec une arrivée au mois d'août et un départ au mois de mars (Fig. 16). Le pic saisonnier est observé en octobre et en septembre respectivement à la VDB et au Platier de l'aéroport. Le creux est observé entre mai et juin sur les deux sites. La durée d'hivernage est d'environ 6 mois sur les deux sites (Tab. 2).

- Pluvialis squatarola, Pluvier argenté

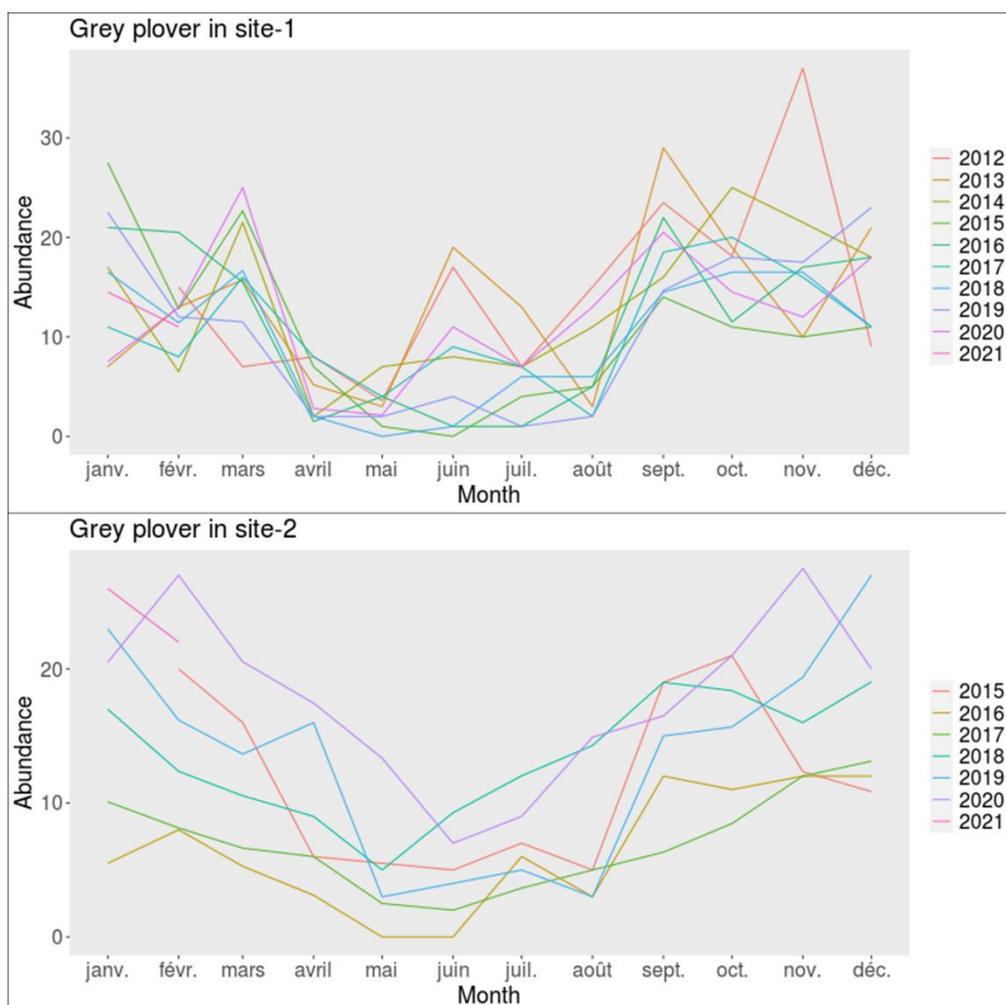


Figure 17: Pattern saisonnier de *Pluvialis squatarola* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Pluvier argenté semble aussi abondant sur les deux sites. Il présente un pattern saisonnier assez bien marqué notamment sur la VDB, malgré un petit pic d'effectif noté au mois de juin 2012 et 2013 (Fig. 17). Sa période d'hivernage dure 6 mois ( $5,938 \pm 0,125$  mois à la VDB,  $6,050 \pm 0,252$  mois au Platier de l'aéroport) et s'étale de septembre à mars. Le pic saisonnier est noté entre octobre et novembre ( $\pm 1,258$  mois) à la VDB et entre août et septembre ( $\pm 4,509$  mois) au Platier de l'aéroport. Le creux est observé entre mai et juin (Tab. 2).

- *Arenaria interpres*, Tournepieuvre à collier

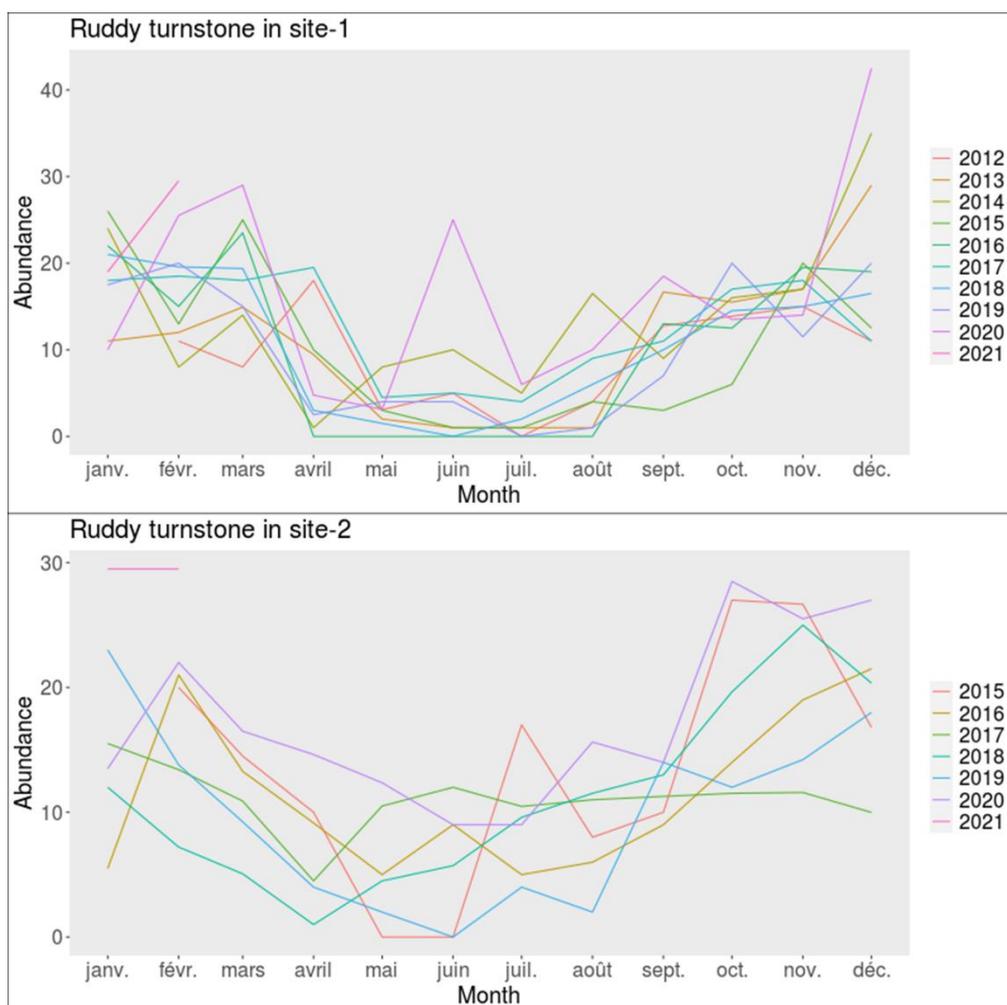


Figure 18: Pattern saisonnier de *Arenaria interpres* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Tournepieuvre à collier est abondant sur les deux sites. L'effectif maximal à la VDB est noté en décembre 2020 avec 42 individus ainsi qu'en janvier et en février 2021 au Platier de l'aéroport avec 29 individus. Son pattern saisonnier est assez bien marqué, il arrive entre août et septembre et repart entre mars et avril (Fig. 18). Son hivernage dure environ 6 mois sur les deux sites. Le pic saisonnier est noté en janvier à la VDB et en avril ( $\pm 4,500$  mois) au platier de l'aéroport tandis que le creux est observé pour les mêmes sites en juillet et en mai (Tab. 2).

- *Numenius phaeopus*, Courlis corlieu

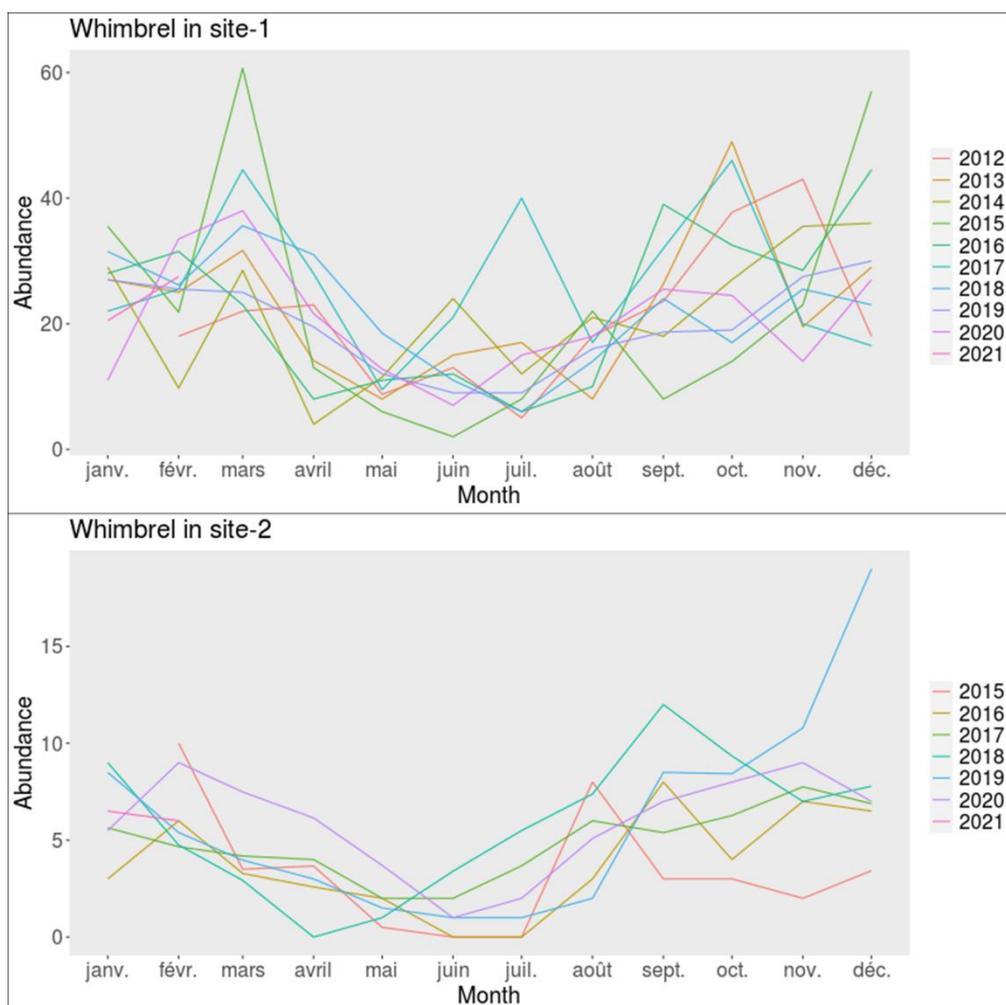


Figure 19: Pattern saisonnier de *Numenius phaeopus* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Courlis corlieu est l'espèce la plus abondante à la VDB. L'effectif maximal est noté en mars 2015 avec 60 individus. Il est peu abondant sur le platier de l'aéroport (Fig. 19).

L'espèce est présente toute l'année mais le pattern saisonnier est bien marqué. Sa durée d'hivernage est d'environ 6 mois. L'espèce arrive entre septembre et octobre et repart au mois de mars. Le pic saisonnier est entre avril et mai ( $\pm 3,500$  mois) à la VDB et entre octobre et novembre ( $\pm 1,893$  mois) au Platier de l'aéroport. Le creux est noté entre juin et juillet. Avec un maximal de 15 individus observés par saison d'hivernage, l'espèce est considérée comme peu abondante sur le platier de l'aéroport (Tab. 2).

- Charadrius leschnaulti, Gravelot de Leschnault

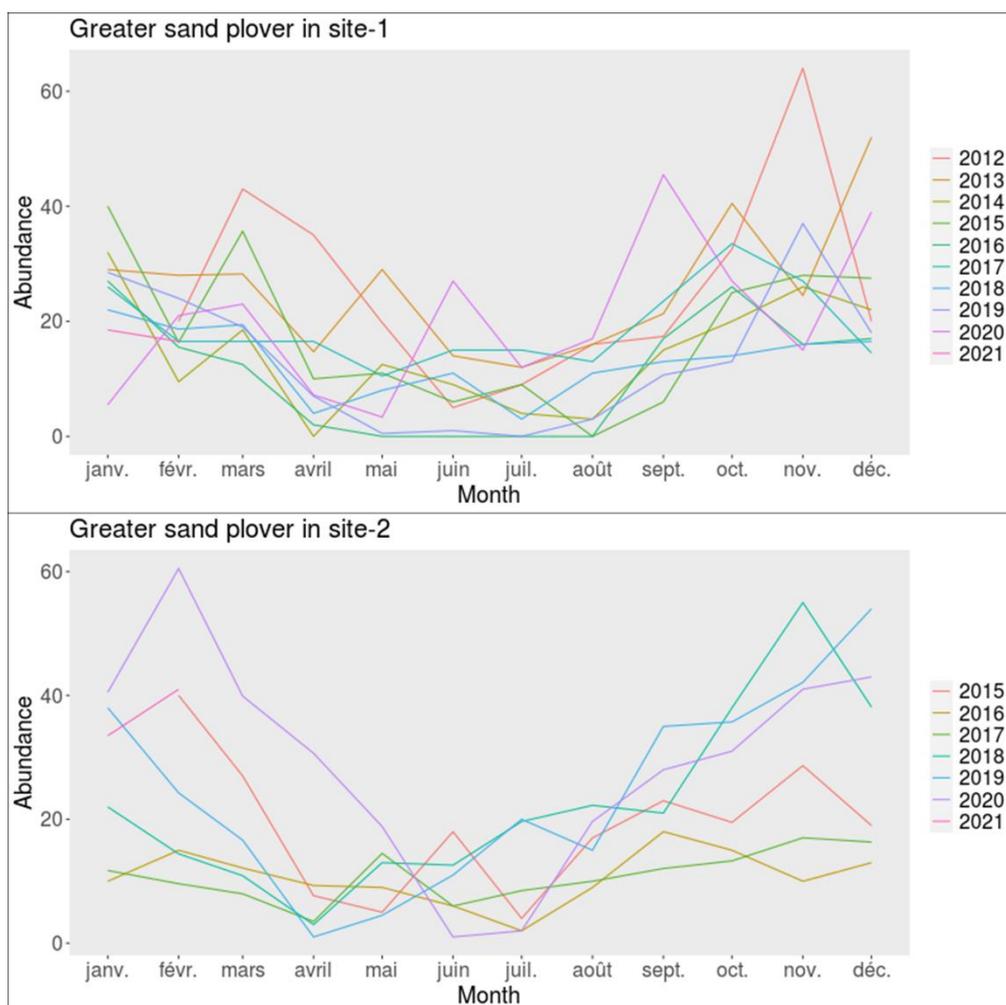


Figure 20: Pattern saisonnier de *Charadrius leschnaulti* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Gravelot de Leschnault est abondant sur les deux sites où ses effectifs maximaux avoisinent les 60 individus en novembre 2012 à la VDB et en février 2020 au Platier de l'aéroport. C'est l'espèce la plus abondante sur le Platier de l'aéroport (Fig. 20). Sur les deux sites, l'espèce arrive en septembre et repart en mars. Sa durée d'hivernage est d'environ 6 mois. Le pic saisonnier est noté entre octobre et novembre à la VDB ( $\pm 0,500$  mois) et en décembre au Platier de l'aéroport. Le creux est noté en juillet à la VDB et entre mai et juin au Platier de l'aéroport (Tab. 2).

- Charadrius Hiaticula, Grand gravelot

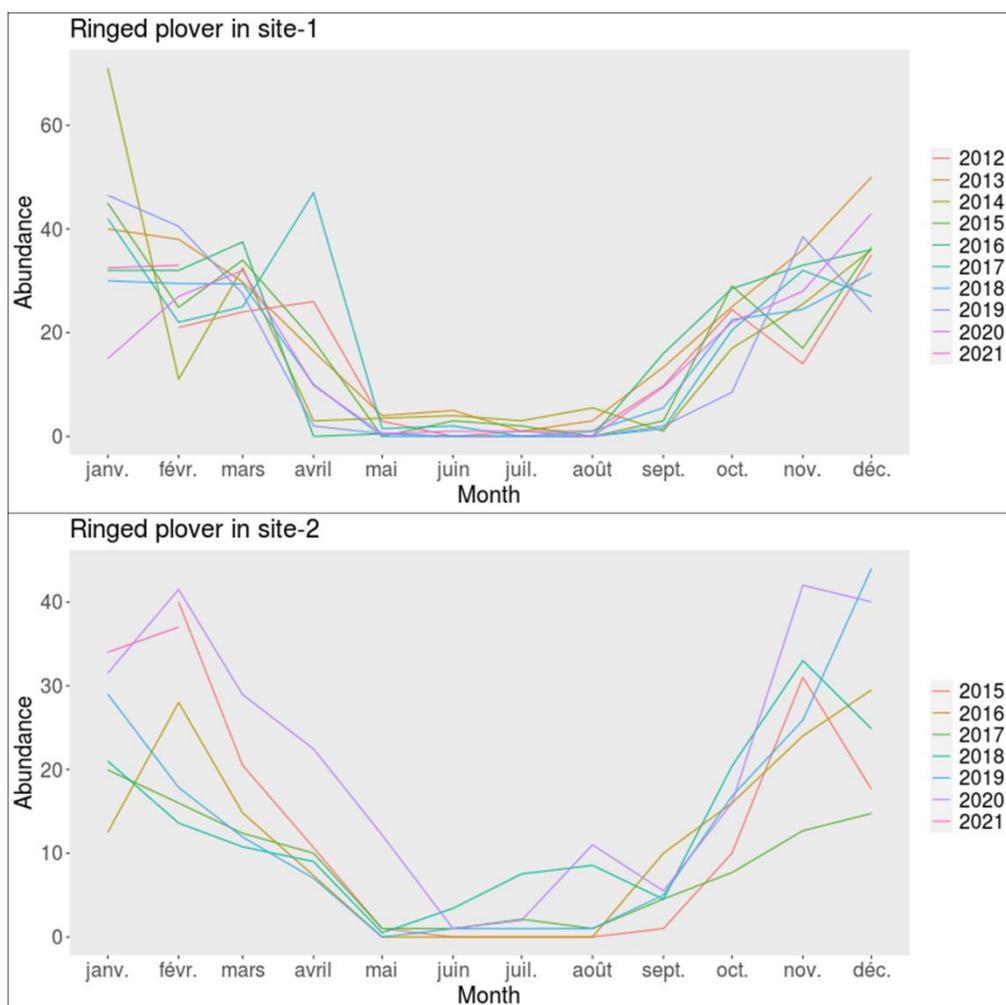


Figure 21: Pattern saisonnier de *Charadrius hiaticula* sur la VDB (Site-1) de 2012 à 2021 et sur le platier de l'aéroport (site-2) de 2015 à 2021.

Le Grand gravelot est l'espèce la plus abondante tout secteur confondu et présente un pattern saisonnier bien marqué (Fig. 21). C'est l'espèce la plus saisonnière sur les deux sites (Seasonnal Strenght =  $0,80 \pm 0,008$  à la VDB,  $0,746 \pm 0,074$  au platier de l'aéroport). Elle arrive en octobre et repart en mars. Sa durée d'hivernage est d'environ 5 mois sur les deux sites. Le pic est noté en janvier à la VDB et en février au Platier de l'aéroport. Le creux est noté en aout à la VDB et entre juin et juillet au Platier de l'aéroport (Tab 2).

De manière générale, le Drome ardéole, le Chevalier guignette, le Pluvier argenté, le Tournepièrre à collier, le Courlis corlieu, le Gravelot de Leschnault et le Grand gravelot sont plus abondants entre septembre et mars (principale période d'hivernage pour la majorité des espèces) et moins abondants entre avril et août. De légères variations ont été observées entre les espèces. Le Chevalier guignette arrive en moyenne un mois avant les autres espèces (période d'hivernage d'août à mars) et le Grand gravelot un mois après les autres espèces (période

d'hivernage d'octobre à mars). Le Drome ardéole arrive plus tard et repart plus tôt que les autres espèces, sa période d'hivernage s'étale de novembre à février.

Le pic saisonnier est significativement différent entre les espèces sur les deux sites (LMM,  $P < 0,001$  à la VDB et  $P < 0,001$  au Platier de l'aéroport). Hormis pour le Grand gravelot, il est noté entre octobre et novembre pour la majorité des espèces. Il est toutefois variable pour le Courlis corlieu et le Drome ardéole sur la Vasière des badamiers, et pour le Pluvier argenté et le Tournepierre à collier au Platier de l'aéroport.

Le creux saisonnier est généralement observé entre mai et juillet pour la plupart des espèces. Il est significativement différent entre les espèces à la VDB (LMM,  $P < 0,001$ ) mais aucune différence significative n'a été observée au Platier de l'aéroport (LMM,  $P = 0,885$ ). C'est pour le Drome ardéole qu'il est le plus variable ( $\pm 4,041$  mois) sur ce site.

La durée d'hivernage est significativement différente entre les espèces sur les deux sites (LMM,  $P < 0,001$  sur la VDB et le Platier de l'aéroport). Elle dure entre 5 et 6 mois pour la majorité des espèces. C'est pour le Grand gravelot qu'elle est la plus courte sur les deux sites ( $4,906 \pm 0,188$  à la VDB et  $4,600 \pm 0,432$  au Platier de l'aéroport). Le Drome ardéole est l'espèce qui présente la plus longue durée d'hivernage, avec une durée moyenne de  $6,750 \pm 0,941$  mois à la VDB et  $7,600 \pm 1,178$  au Platier de l'aéroport (Tab. 2).

Tableau 2: Caractéristiques saisonnière par espèces et par sites. (Site-1) Vasière des badamiers, (Site-2) Platier de l'aéroport. Les valeurs correspondent aux valeurs moyennées (écart type) des 4 méthodes d'imputations. Les valeurs de « Peak season » et « Trough season » correspondent au mois identifié, « Season duration » est exprimée en nombre de mois et « Slope » en nombre d'individus par mois.

Species	Site	Peak season (month)	Trough season (month)	Season duration (month)	Seasonal strength	Slope (ind/month)	Trend strength	Trend
<i>Dromas ardeola</i>	site-1	7.00 ( $\pm 5.774$ )	5.00 ( $\pm 2.000$ )	6.750 ( $\pm 0.941$ )	0.493 ( $\pm 0.030$ )	0.028 ( $\pm 0.019$ )	0.200 ( $\pm 0.020$ )	→
<i>Dromas ardeola</i>	site-2	12.00 ( $\pm 0.000$ )	5.50 ( $\pm 4.041$ )	7.600 ( $\pm 1.178$ )	0.286 ( $\pm 0.062$ )	0.021 ( $\pm 0.005$ )	0.051 ( $\pm 0.020$ )	→
<i>Actitis hypoleucos</i>	site-1	10.00 ( $\pm 0.000$ )	5.25 ( $\pm 0.500$ )	5.875 ( $\pm 0.102$ )	0.682 ( $\pm 0.019$ )	-0.011 ( $\pm 0.002$ )	0.030 ( $\pm 0.001$ )	→
<i>Actitis hypoleucos</i>	site-2	9.00 ( $\pm 0.000$ )	6.00 ( $\pm 0.000$ )	5.850 ( $\pm 0.100$ )	0.493 ( $\pm 0.027$ )	0.032 ( $\pm 0.008$ )	0.216 ( $\pm 0.031$ )	→
<i>Pluvialis squatarola</i>	site-1	10.75 ( $\pm 1.258$ )	5.00 ( $\pm 0.000$ )	5.938 ( $\pm 0.125$ )	0.558 ( $\pm 0.011$ )	0.049 ( $\pm 0.013$ )	0.051 ( $\pm 0.020$ )	→
<i>Pluvialis squatarola</i>	site-2	8.50 ( $\pm 4.509$ )	6.00 ( $\pm 0.000$ )	6.050 ( $\pm 0.252$ )	0.629 ( $\pm 0.047$ )	0.121 ( $\pm 0.012$ )	0.550 ( $\pm 0.031$ )	→
<i>Arenaria interpres</i>	site-1	1.00 ( $\pm 0.000$ )	7.00 ( $\pm 0.000$ )	5.750 ( $\pm 0.500$ )	0.589 ( $\pm 0.012$ )	0.020 ( $\pm 0.010$ )	0.158 ( $\pm 0.015$ )	→

Species	Site	Peak season (month)	Trough season (month)	Season duration (month)	Seasonal strength	Slope (ind/month)	Trend strength	Trend
<i>Arenaria interpres</i>	site-2	4.25 (± 4.500)	5.00 (± 0.000)	6.100 (± 0.115)	0.531 (± 0.022)	0.076 (± 0.004)	0.290 (± 0.029)	→
<i>Numenius phaeopus</i>	site-1	4.75 (± 3.500)	7.00 (± 0.000)	5.844 (± 0.062)	0.440 (± 0.009)	0.020 (± 0.013)	0.035 (± 0.025)	→
<i>Numenius Phaeopus</i>	site-2	10.75 (± 1.893)	6.00 (± 0.000)	6.000 (± 0.163)	0.531 (± 0.085)	0.034 (± 0.011)	0.214 (± 0.089)	→
<i>Charadrius leschnaultii</i>	site-1	10.75 (± 0.500)	7.00 (± 0.000)	5.938 (± 0.161)	0.481 (± 0.040)	0.062 (± 0.021)	0.258 (± 0.068)	→
<i>Charadrius leschnaultii</i>	site-2	12.00 (± 0.000)	5.50 (± 1.000)	6.550 (± 0.300)	0.471 (± 0.046)	0.268 (± 0.030)	0.406 (± 0.018)	→
<i>Charadrius hiaticula</i>	site-1	1.00 (± 0.000)	8.00 (± 0.000)	4.906 (± 0.188)	0.801 (± 0.008)	-0.018 (± 0.014)	0.057 (± 0.006)	→
<i>Charadrius hiaticula</i>	site-2	2.00 (± 0.000)	6.50 (± 0.577)	4.600 (± 0.432)	0.746 (± 0.074)	0.127 (± 0.024)	0.233 (± 0.022)	→

Les séries chronologiques sont davantage expliquées par la force de la saisonnalité que par la force de la tendance. La valeur de la pente est faible pour toutes les espèces mais significativement différente entre les espèces à la VDB et au Platier de l'aéroport (LMM,  $P < 0,001$ ). À la VDB, la pente est négative pour 5 espèces. C'est pour le Gravelot de Leschnault qu'elle est la plus importante ( $- 0,062 \pm 0,021$  individus par mois) sur ce site. Au Platier de l'aéroport, la pente est positive pour les 7 espèces. Elle est significativement plus élevée pour le Gravelot de Leschnault que pour les autres espèces ( $0,268 \pm 0,030$  individus par mois) avec une force de tendance égale à  $0,406 \pm 0,018$  (Tab. 2).

## b) Interprétation

La période 2017 – 2018 a été marquée par un important renouvellement des salariés du GEPOMAY, pouvant expliquer le creux observé dans le nombre de comptages au platier de l'aéroport. De manière plus générale, le nombre important de données manquantes (comptage annulé ou secteur non réalisé) est expliqué par le manque d'observateurs autonomes disponibles.

### Abondance et distribution

Depuis 2012, 19 espèces de limicoles ont été recensées dans le cadre des comptages en PT. La majorité est d'origine paléarctique. Sept espèces sont particulièrement abondantes et ont pu faire l'objet d'analyses approfondies. Les pics d'abondance pour ces espèces peuvent être surestimés. En effet, au moment des passages migratoires, une partie des effectifs dénombrés peut correspondre à une part de la population en halte migratoire. Ces individus sont présents sur des durées plus ou moins longues, le temps d'accumuler suffisamment d'énergie et de nourriture avant de terminer leur migration (Carneiro et al., 2019).

La situation géographique de Mayotte et la diversité d'habitats littoraux font du territoire un site privilégié pour les oiseaux d'eau migrateurs. Cependant, les effectifs de limicoles restent faibles par rapport à d'autres parties du monde comme la France métropolitaine (Deceuninck et Mahéo 2000, Moussy et al., 2021), les Pays-bas (Scheiffarth et al., 2002), l'Afrique subsaharienne (Zwarts et al., 2012) ou l'Afrique de l'Ouest (Lamprey and Ofori-Danson 2014). L'abondance et la distribution des espèces d'un site à un autre s'expliquent par la capacité d'accueil de ces sites. Celle-ci dépend de facteurs tels que les potentialités alimentaires et les types de ressources disponibles (Fretwell and Lucas 1970, Suter 1994). Par rapport aux autres sites de Petite Terre et aux sites de Grande Terre, c'est à la VDB que les limicoles sont les plus abondants (Ferrari et al., 2019). Cela s'explique par la diversité d'écosystèmes et d'habitats côtiers qui compose ce site : mangroves, herbiers, banc sablo-vaseux, beach-rocks et formations coralliennes (Conservatoire du littoral 2015). Les différences de distribution des espèces sur ces 2 sites s'expliquent par leur morphologie et leur écologie alimentaire. Des espèces telles que le Courlis corlieu, le Chevalier guignette ou le Drome ardéole sont plus abondantes à la VDB, car leur long bec est mieux adapté à la recherche de nourriture dans des substrats vaseux. Inversement, certaines espèces à bec court (Tournepierre à collier et Grand gravelot) sont plus adaptées à la recherche de nourriture en surface et préféreront les substrats rocailloux de type beach-rock.

Les côtes d'Afrique de l'Est, les îles d'Europa, de Madagascar, des Comores, des Seychelles et d'Aldabra sont d'importants lieux d'hivernage ou de halte migratoire pour les oiseaux côtiers (Bailey 1967). Les 7 espèces les plus abondantes font partie d'un pool d'espèces très communes sur l'ensemble de ces sites.

12 espèces n'ont pas pu faire l'objet d'analyses approfondies par manque de données. Les 2 espèces de bécasseaux sont observées tous les ans pendant le passage migratoire post nuptial. Ils ne sont pas hivernants exceptés quelques individus erratiques certaines années. Le Chevalier bargette et le Gravelot mongole, observés tous les ans, sont hivernants mais en très faibles effectifs. Le Chevalier bargette est également observé sur plusieurs vasières de Grande Terre (Ferrari et al., 2019). Le Gravelot mongole peut facilement être confondu avec le Gravelot de Leschnault, même pour un observateur aguerri. Ses effectifs sont donc possiblement sous-estimés. Le Chevalier aboyeur est un hivernant régulier présent tous les ans sur le territoire. L'espèce semble affectionner particulièrement les berges du Dziani Dzaha (Jeanne et al., 2017), ce qui pourrait expliquer sa faible abondance sur les sites étudiés. Les 7 espèces les moins abondantes sont des espèces ne fréquentant pas les petites îles de l'Océan Indien (Sinclair et Langrand 2013) ou pour lesquelles Mayotte est située en limite ou hors de l'aire de répartition (Delany et al., 2009). Toutefois, les cas de la Glaréole malgache, du Gravelot à triple collier et du Gravelot à front blanc questionnent. Les trois espèces sont nicheuses à Madagascar et/ou en Afrique de l'Est et sont présentes toute l'année dans la région. Il est donc étrange qu'elles ne

soient pas plus souvent observées à Mayotte. Si la Glaréole malgache, nicheuse endémique de Madagascar, est observée tous les ans sur d'autres sites de Mayotte, les observations ne concernent jamais plus de 2 individus.

### Saisonnalité et tendance

Le pattern saisonnier des 7 espèces les plus abondantes montre une arrivée nette en septembre pour la plupart des espèces et un départ entre mars et avril, correspondant respectivement au passage migratoire postnuptial et pré-nuptial (Piersma 2019). Cette régularité est induite par la fidélité des limicoles à leur site d'hivernage (Leyrer et al., 2006).

Certains individus, juvéniles, immatures ou adultes n'ayant pas atteint un état corporel suffisant pour effectuer leur migration pré-nuptiale et leur migration, restent sur leurs aires d'hivernage (Piersma 2019). Ces aires, utilisées toute l'année, jouent alors un rôle primordial pour leur survie (Navedo et Ruiz 2020). C'est le cas du Courlis corlieu, du Drome ardéole et du Trounepierre à collier. Aucune trace de reproduction de ces espèces à Mayotte n'a été constatée. Les espèces les plus saisonnières sont les espèces se reproduisant le plus loin. Les individus de Grand gravelot hivernant en Afrique austral nichent sur les côtes de l'Arctique (Taylor 1980). Inversement, le Drome ardéole qui se reproduit sur les côtes de la mer Rouge, du golfe d'Oman et du golfe Persique (Delany et al., 2009) est une des espèces les moins saisonnières.

Les valeurs des pentes de tendance sont très faibles et proches de 0 pour toutes les espèces. Les populations de limicoles peuvent être considérées stables sur la Vasière des badamiers et le Platier de l'aéroport. Toutefois, toutes les valeurs de pente de tendance sont significatives. Ainsi les pentes négatives, aussi faibles soient-elles, observées chez certaines espèces à la VDB doivent être prises au sérieux et surveillées. De nombreuses menaces sont présentes sur ce site : urbanisation, pollution, dérangements, envasement (Rocamora 2004, Paute Oulanga Na Nyamba *comm pers*). Ces menaces pourraient provoquer la modification de certains paramètres écologiques tels que la communauté de macro invertébrés (Aurélien et al., 2016) qui est l'alimentation principale des limicoles. À terme, ces changements pourraient induire une baisse de la qualité d'accueil du site pour l'hivernage des oiseaux.



Figure 22: Le Grand gravelot, le Gravelot de Leschnault, le Courlis corlieu, le Trounepierre à collier, le Pluvier argenté, le Chevalier guignette et le Drome ardéole sont les 7 espèces de limicoles les plus abondantes. (© Gilles adt, T. Ferrari – GEPOMAY et Q.Esnault)

## 2.2.2 Suivis des reposoirs à sternes

Préambule : La Sterne de Saunders (*Sternula Saundersi*) et la Sterne naine (*Sternula albifrons*) sont deux espèces particulièrement proches. Elles sont souvent considérées indistinguables en plumage internuptial ou immature, d'autant plus dans le cadre de comptages aériens. Les deux espèces sont potentiellement présentes dans le nord du canal du Mozambique et donc à Mayotte. Afin d'éviter toute erreur d'identification nous considérerons le taxon Sterne de Saunders / naine (*Sternula Saundersi / albifrons*)

### a) Résultats

#### Effort d'échantillonnage

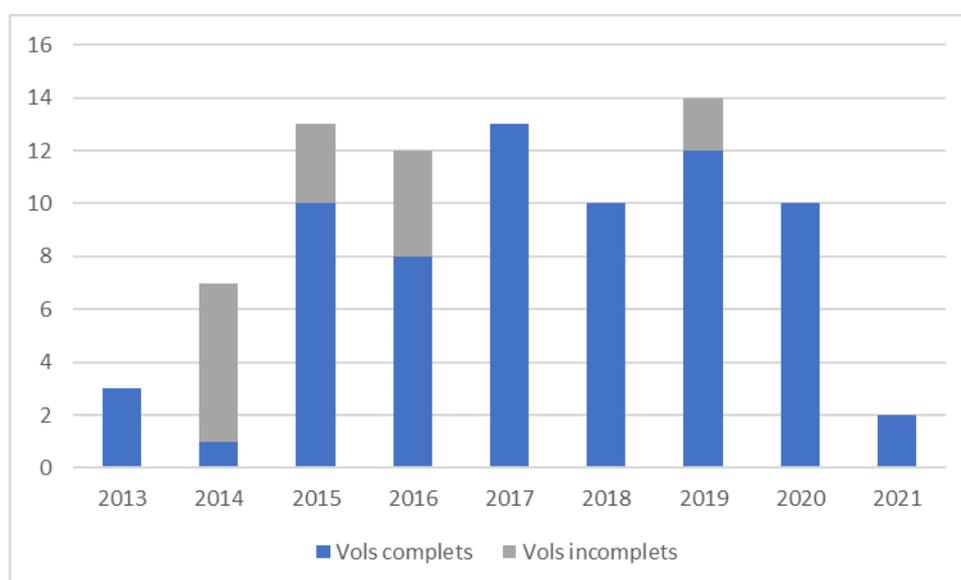


Figure 23: Nombre de recensements (vols) par année

Le nombre de survols des reposoirs à sternes a rapidement augmenté entre 2013 et 2015. Depuis, il évolue entre 10 et 14 vols par an. Pour des raisons humaines, logistiques et météorologiques, entre 2014 et 2016, 13 vols n'ont pas pu être complets. En 2019, 2 vols ont également dû être écourtés pour des raisons météorologiques.

#### Abondance et distribution

Tableau 3: Liste des espèces de sternes recensées entre 2012 et 2021 et abondances moyennes respectives. L'écart type est indiqué entre parenthèses.

Scientific names	English names	French names	Abundance	SD
<i>Thalasseus bengalensis</i>	Lesser crested tern	Sterne voyageuse	7,174	3,735

Scientific names	English names	French names	Abundance	SD
<i>Anous stolidus</i>	Brown noddy	Noddi brun	3,497	1,832
<i>Sternula saundersi</i> <i>/ albifrons</i>	Saunders's / little tern	Sterne de Saunders / naine	80	80
<i>Thalasseus bergii</i>	Greater crester tern	Sterne huppée	17	16

Quatre espèces de sternes ont été identifiées par les survols aériens entre 2013 et 2021. Leur abondance moyenne est présentée dans le tableau 2. Les 2 espèces les plus abondantes sont la Sterne voyageuse (*Thalasseus bengalensis*) et le Noddi brun (*Anous stolidus*) avec des abondances moyennes respectives de  $7\,174 \pm 3\,735$  et  $3\,497 \pm 1\,832$  individus au pic de présence. La moins abondante est la Sterne huppée (*Thalasseus bergii*) avec une abondance moyenne de  $17 \pm 16$  individus au pic (Tab. 3).

Sites	Abundance	SD
Badamiers	85	186
Platier de l'aéroport	134	260
Platier de Ngouja	179	175
Îlot de sable blanc de Mtsamboro	223	454
Îlot Choizil	269	503
Îlot Chale 1	444	772
Îlot de l'aéroport	669	1,084
Îlot Chale 2	1,549	1,679
Vasière des Badamiers	1,889	1,757
Île blanche	2,884	2,600
Îlot de sable blanc passe Choizil	3,329	2,443
Îlot de sable blanc de Saziley	6,540	2,607

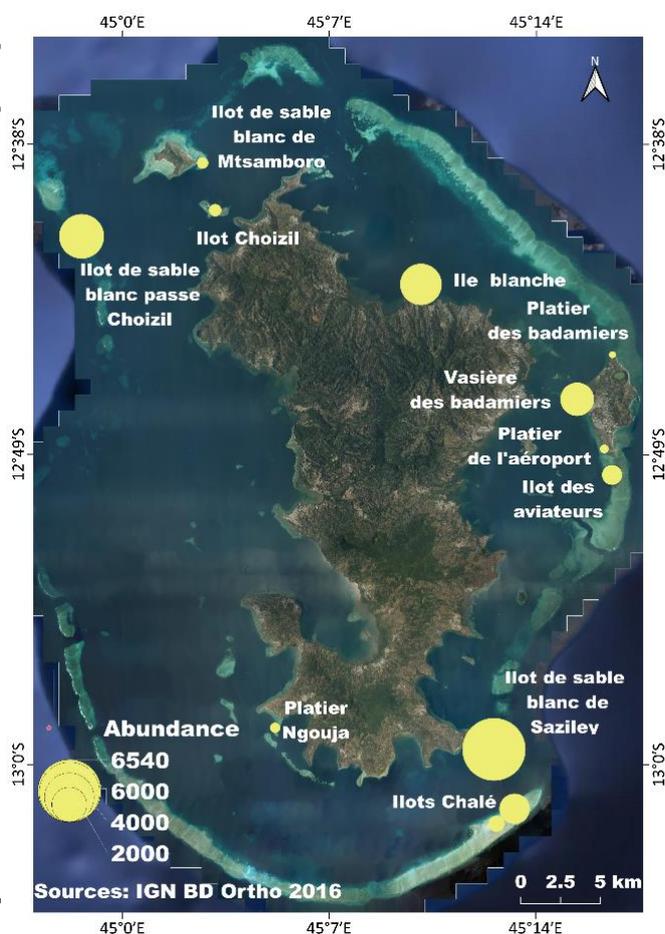


Figure 24: Abondance et distribution des sternes à Mayotte entre 2013 et 2021. SD est l'écart -type. Les abondances indiquées sont la moyenne des effectifs maximaux dans chaque site et ont été calculées à partir des données réelles, avant imputation des données.

La distribution des sternes sur les 12 reposoirs est assez hétérogène. L'ISBS est le plus gros reposoir avec en moyenne  $6\,540 \pm 2\,607$  individus pendant le pic de présence, suivi par l'ISBC ( $3\,329 \pm 2\,443$ ), l'île blanche ( $2\,884 \pm 2\,600$ ) et la VDB ( $1\,889 \pm 1\,757$ ). Le plus petit reposoir est le platier des badamiers avec  $85 \pm 186$  individus (Fig. 24).

### Saisonnalité et Tendance

Depuis 2013, 36.7% des données étaient manquantes sur l'ensemble des 12 reposoirs à sternes. Afin de réduire l'impact de ces données manquantes, les survols des reposoirs à sternes avant août 2014 n'ont pas été pris en compte. Il en résulte 25,3% de données manquantes à imputer. Les analyses de saisonnalité et de tendance ont porté sur 81 recensements à partir d'août 2014. Sur les 4 espèces de sternes détectées dans le cadre de ce suivi, 3 ont pu faire l'objet d'analyses approfondies : la Sterne voyageuse, le Noddi brun et la Sterne de Saunders / naine (*Sternula saundersi* / *albifrons*). Pour la Sterne huppée, les données n'ont pas permis d'analyser de manière approfondie la saisonnalité et la tendance de l'espèce, seul le pattern de saisonnalité est présenté.

- *Thalasseus bergii*, Sterne huppée :

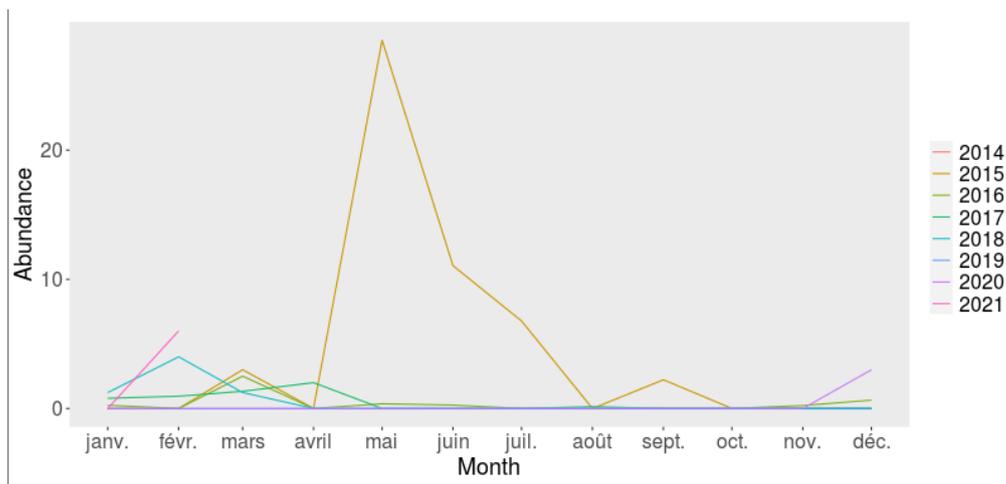


Figure 25: Pattern saisonnier de *Thalasseus bergii* de 2014 à 2021 à Mayotte.

La Sterne huppée est l'espèce la moins abondante avec moins de 10 individus observés à chaque survol. En 2015, un peu moins de 30 individus sont observés au mois de mai. La majorité des observations est réalisée de décembre à avril (Fig. 25).

- *Sternula Saundersi / albifrons*, Sterne de Saunders / naine:

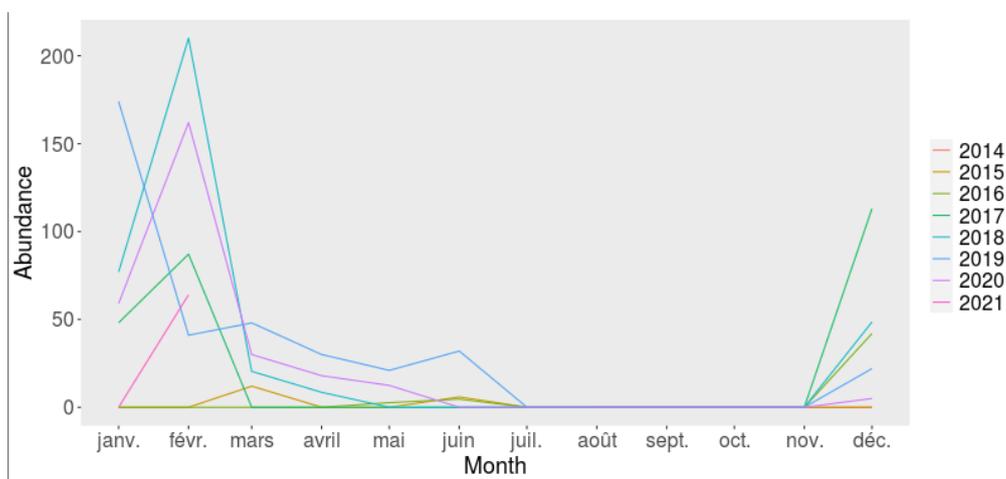


Figure 26: Pattern saisonnier de *Sternula Saundersi / albifrons* de 2014 à 2021 à Mayotte.

L'effectif maximal de Sterne de Saunders est observé en février 2018 avec 210 individus. Son pattern saisonnier est bien marqué (Fig. 26). Elle arrive en décembre et repart en février. Le pic est observé en février et le creux au mois de juillet. Elle est peu abondante de mars à juillet et n'est pas détectée de juillet à novembre. Sa durée d'hivernage est comprise entre 5 et 6 mois ( $5,625 \pm 0,250$ ).

- *Anous stolidus*, Noddi brun :

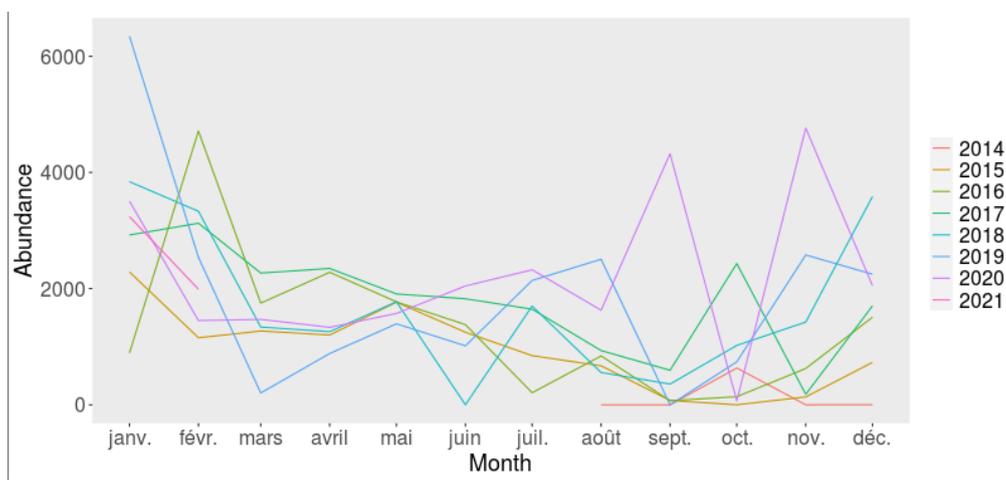


Figure 27: Pattern saisonnier d'*Anous stolidus* de 2014 à 2021 à Mayotte.

Le Noddi brun est observé toute l'année et son pattern saisonnier est peu marqué (Fig. 27). Le pic saisonnier est observé entre janvier et février ( $1,25 \pm 0,500$ ) et le creux au mois de septembre. Sa durée d'hivernage est de  $6,417 \pm 0,215$  mois. C'est l'espèce la moins saisonnière (seasonal strength =  $0,435 \pm 0,027$ ).

- Thalasseus bengalensis, Sterne voyageuse :

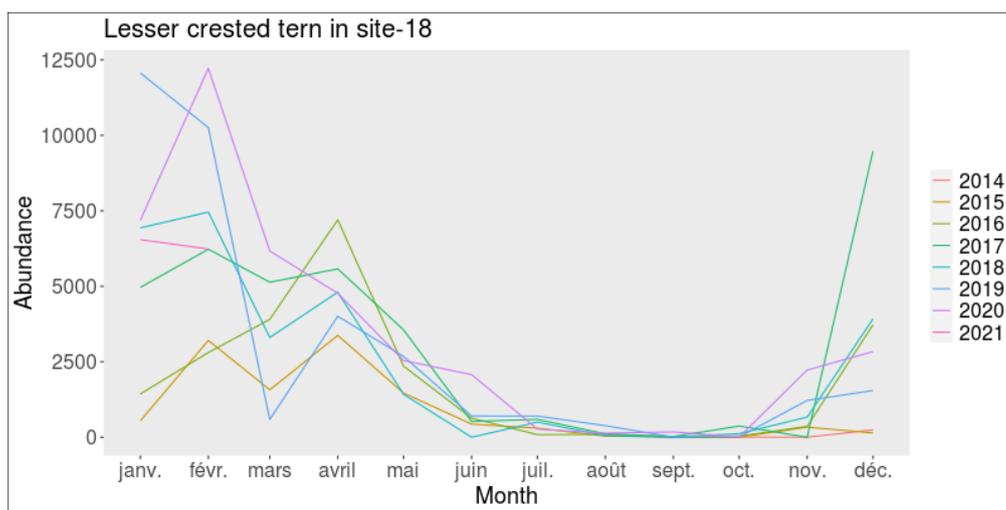


Figure 28: Pattern saisonnier de *Thalasseus bengalensis* de 2014 à 2021 à Mayotte.

La Sterne voyageuse est l'espèce la plus abondante, avec un effectif maximal de 12 219 individus noté en février 2020. Son pattern saisonnier est bien marqué (Fig. 28). Le pic est noté en février et le creux entre septembre et octobre ( $9,25 \pm 0,500$ ). Un second pic est observé tous les ans au mois d'avril. Elle est très peu abondante de juin à novembre. Son hivernage dure en moyenne  $5,083 \pm 0,289$  mois (Tab. 4). C'est l'espèce la plus saisonnière (seasonal strength =  $0.706 \pm 0.012$ ).

Le pic et le creux de saison sont significativement différents entre les espèces (respectivement LMM,  $P=0,01246$  et  $P=0,0124$ ). La durée d'hivernage est également significativement différente entre les espèces (LMM,  $P < 0,001$ ).

Tableau 4: Caractéristiques saisonnières et tendances par espèce à Mayotte. Les valeurs correspondent aux valeurs moyennées (écart type) des 4 méthodes d'imputations.

Les valeurs de « Peak season » et « Trough season » correspondent au mois identifié, « Season duration » est exprimée en nombre de mois et « Slope » en nombre d'individus par mois..

Species	Peak season (month)	Trough season (month)	Season duration (month)	Seasonal strength	Slope	Trend strength	Trend
<i>Thalasseus bengalensis</i>	2.00 ( $\pm 0.000$ )	9.25 ( $\pm 0.500$ )	5.083 ( $\pm 0.289$ )	0.706 ( $\pm 0.012$ )	29.713 ( $\pm 5.259$ )	0.132 ( $\pm 0.006$ )	➡
<i>Anous stolidus</i>	1.25 ( $\pm 0.500$ )	9.00 ( $\pm 0.000$ )	6.417 ( $\pm 0.215$ )	0.435 ( $\pm 0.027$ )	9.017 ( $\pm 0.660$ )	0.124 ( $\pm 0.015$ )	➡
<i>Sternula saundersi</i>	2.00 ( $\pm 0.000$ )	7.00 ( $\pm 0.000$ )	5.625 ( $\pm 0.250$ )	0.466 ( $\pm 0.045$ )	0.281 ( $\pm 0.072$ )	0.142 ( $\pm 0.030$ )	➡

Comme pour les limicoles, les séries chronologiques sont davantage expliquées par la force de la saisonnalité que par la force de la tendance.

La pente est significativement différentes entre les espèces (LMM,  $P < 0,001$ ). La valeur de la pente est faible mais positives pour toutes les espèces. La population de Sterne voyageuse montre une légère augmentation de  $30 \pm 5$  individus par mois et celle du Noddi brun de  $9 \pm 1$  individus par mois sur toute la période d'étude. La population de Sterne de Saunders augmente de  $0,281 \pm 0,072$  individus par mois (Tab. 4).

## b) Interprétation

### **Abondance et distribution**

Quatre espèces de sternes ont pu être identifiées et 3 ont fait l'objet d'analyses complètes.

La Sterne voyageuse et le Noddi brun sont les espèces les plus abondantes. Les effectifs de Sternes voyageuses représenteraient entre 15% et 18% de la population biogéographique (Ouest Océan Indien) estimée entre 40 000 et 47 000 individus (Delany et al., 2009, Bird Life International 2017). La Sterne de Saunders est beaucoup moins abondante sur le territoire. L'espèce possède d'autres aires d'hivernage notamment en Afrique de l'Est (Valle et al., 2012). En fonction de la qualité des photos (netteté, luminosité, etc.) et du fait de sa petite taille, l'espèce peut également être sous détectée.

La Sterne huppée est régulière et commune sur le territoire mais peu abondante. C'est une espèce solitaire ou évoluant en très petit groupe (rarement 10 individus) dans le lagon de Mayotte. Elle est souvent observée sur les bouées d'amarrage, les rochers isolés ou les objets flottants. De plus, sa ressemblance avec la Sterne voyageuse peut induire une sous détection de l'espèce en fonction de la qualité des photos.

C'est sur l'ISBS et l'ISBC que les sternes sont les plus abondantes. Cela pourrait s'expliquer par leur localisation sur la barrière de corail, proche des passes et du large, et « loin » des terres habitées. L'île blanche et la VDB sont également deux reposoirs importants.

### **Saisonnalité et tendance**

La Sterne voyageuse et la Sterne de Saunders ont une saisonnalité très marquée. Dans l'océan Indien, la Sterne voyageuse niche sur des îlots le long des côtes de la mer Rouge et du golfe Persique et migre le long des côtes africaines (Del Hoyo et al., 1996). Le Noddi brun est beaucoup moins saisonnier et présent toute l'année. Il se reproduit à proximité de Mayotte : archipel des Glorieuses (Maxime Amy, TAAF, *comm. pers.*), Aldabra et Seychelles (Ramos et al., 2006). L'espèce se reproduirait également sur l'île de Mohéli dans l'archipel des Comores (Lailina Daniel, Directeur du Parc National de Mohéli, *comm. pers.*). Il est probable qu'hors période d'hivernage, les reposoirs de Mayotte soient utilisés par des individus venus s'alimenter autour de Mayotte.

Les tendances des populations de sternes peuvent être considérés stables.

Une légère augmentation est notée pour la Sterne voyageuse et le Noddi brun. La faible valeur des pentes de tendances comparée aux importants effectifs ne permet pas de conclure d'une véritable augmentation.

L'abondance des populations de Sterne et leurs tendances sur le territoire confirment l'importance de Mayotte en tant que site d'hivernage pour ces espèces. Le léger accroissement des effectifs de Sterne voyageuse ne signifie pas que la capacité d'accueil des reposoirs et les conditions d'hivernage des sternes sont optimales. En effet, ces reposoirs sont soumis à la problématique de dérangement, particulièrement forte sur l'ISBS. Or de nombreuses études ont montré l'impact néfaste du dérangement (Riddington *et al.*, 1996, Owen 1977, Platteeuw et Henkens, 1997) et que l'état de conservation des populations d'oiseaux migrateurs était dépendant des conditions vécues sur les sites d'hivernage et lors de la migration (Kirby *et al.*, 1993, Madsen et Fox, 1995). Il est donc possible que l'augmentation des effectifs de cette espèce trouve son origine ailleurs. La plus probable est que les autres sites d'hivernage de l'espèce, situés à proximité de Mayotte (Madagascar notamment), soient fortement dégradés, impliquant le déplacement des individus sur l'archipel.



Figure 29: Sterne voyageuse et Sterne de Saunders/naine, Noddi brun et Sterne huppée. (©T. Ferrari – GEPOMAY et Gilles Adt)

### 2.3. Perspectives et Recommandations

Plusieurs études ont montré l'importance de Mayotte pour les limicoles et les sternes (Rocamora 2004 ; Jeanne *et al.*, 2017 et 2015). Les résultats présentés ici confirment l'importance du territoire pour ces oiseaux.

Ils fournissent une preuve suffisante pour recommander la mise sous protection de certains sites en faveur des sternes. L'ISBS et ISBC sont les principaux reposoirs à sterne. Ainsi, dans un souci de conservation et de développement durable, il est nécessaire de protéger ces îlots et d'adapter leur utilisation par les usagers. Des mesures telles que les restrictions d'accès temporaires pendant la période d'hivernage ont prouvé leur efficacité sur d'autres sites. Par ailleurs, la mise en place d'activités de *birdwatching* par les opérateurs nautiques, pendant les périodes d'hivernage, permettrait de continuer à promouvoir les attraits touristiques de ces sites. La Vasière des badamiers et le Platier de l'aéroport sont les 2 principaux sites d'hivernage pour les limicoles. Dans la mesure où le Platier de l'aéroport est voué à disparaître (en totalité ou en partie) dans le cadre de l'allongement de la piste de l'aéroport de Pamandzi, la protection de la Vasière est indispensable. Des mesures doivent être prises contre les menaces pesant sur le site afin de conserver, voire d'améliorer, l'état écologique du site et ses capacités d'accueil pour les limicoles et les sternes.

Des études de baguages permettront de savoir si les individus reviennent annuellement hiverner à Mayotte. Un suivi télémétrique permettra de déterminer leur route migratoire ainsi que leurs aires de repos et de reproduction. Par ailleurs, l'évolution locale des effectifs d'hivernants est déterminée par plusieurs facteurs agissants à grande échelle, comme celle des effectifs au sein de la voie de migration (Boere & Stroud 2006). Ainsi, une coopération régionale avec d'autres pays d'hivernage et de reproduction le long de la voie de migration « Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est » doit être établie afin de s'assurer que ces espèces sont bien surveillées et de pouvoir mieux interpréter les variations observées sur notre territoire.

Par ailleurs, au vu des difficultés rencontrées pour la réalisation optimale des comptages limicoles, la mise en place de formation pour créer et entretenir un réseau d'observateurs bénévoles serait bénéfique.

### 3. LE PHAETON A BEC JAUNE

Préambule : Le Phaéton à bec jaune ou Paille en queue à brins blancs (*Phaethon lepturus*), fait l'objet de deux suivis distincts. Premièrement, le suivi du nombre moyen d'individus prospecteurs sur Petite Terre et les îlots du lagon Est permet de surveiller l'évolution des colonies sur ces sites. Deuxièmement, le suivi par Capture Marquage Recapture mis en place sur l'îlot Pouhou a pour objectif d'étudier la dynamique de la population de cet îlot.

#### 3.1. Suivi de la taille relative des colonies de Petite Terre et des îlots de l'Est

##### 3.1.1. Matériels et Méthodes

###### **Sites d'étude**

Deux zones distinctes sont échantillonnées : la zone de Petite Terre et la zone des îlots du lagon.

Petite Terre (Fig. 30, à gauche) : Cette zone est composée de 9 secteurs s'étendant du Sud-Est à la pointe nord de Petite Terre. L'ensemble des secteurs est constitué de falaises littorales de même formation géologique (Nehlig et al., 2013). La taille des secteurs et la hauteur des falaises sont variables.

Les îlots du lagon (Fig. 30, à droite) : Les 7 îlots sont situés dans la partie Est du lagon de Mayotte. Ils sont tous de tailles différentes, certains sont boisés (Bandrélé, Mogné Amiri) alors que d'autres sont quasi dépourvus de végétation (Pouhou, Gombe N'droumé). Ils sont également de formations géologiques différentes.



Figure 30: Localisation des secteurs sur la zone de Petite Terre (à gauche) et des îlots du lagon (à droite)

### Comptage

Les recensements se font en bateau, au départ du port de Mamoudzou, entre 10h30 et 14h30. Les différents secteurs sont échantillonnés dans le même ordre idéalement (en fonction des conditions météorologiques, marées, etc). Pour Petite Terre, le suivi débute sur le secteur de Titi Moya puis remonte vers le Nord pour terminer au Badamiers. Pour les îlots du lagon le suivi débute à l'îlot Bandréle suivi des îlots Kolo issa, Pengoua, Pouhou, Gombé N'droumé, 4 frères et Mogné Amiri.

Pour chaque secteur des points d'observation de 15 minutes sont réalisés aux jumelles (Kite Ibis 10x50) depuis le bateau. L'effectif retenu est l'effectif maximal observé à un instant t au cours des 15 minutes.

Les secteurs de Petite Terre sont suivis une fois par mois et les îlots du lagon une fois tous les deux mois. Les deux zones sont échantillonnées à des dates différentes au cours d'un même mois.

La majorité des individus comptabilisés dans le cadre de ce suivi sont des individus prospecteurs à la recherche d'un site de nidification.

## Analyses

Les données analysées s'étendent de février 2018 à décembre 2020.

Un modèle linéaire généralisé (GLM) a été réalisé afin de vérifier si la zone, le secteur, le mois, ou l'année avaient un effet sur les effectifs observés. Un test préliminaire de multi-colinéarité a été effectué afin de vérifier l'absence de variables corrélées entre elles.

Des comparaisons de moyennes ont été effectuées afin de comparer les effectifs moyens entre les zones, les secteurs, les mois et les années. Dans un premier temps, un test de Shapiro a été réalisé afin de tester la normalité des données. L'homogénéité des variances a été testée par un test de Bartlett. Les tests non paramétriques de Kruskal-wallis et de Wilcoxon (correction BH) ont ensuite été utilisés pour comparer les moyennes entre elles.

Pour la comparaison des effectifs moyens entre les différents mois, seuls les mois où les deux zones ont été échantillonnées ont été pris en comptes.

Toutes les analyses ont été réalisées avec le logiciel R studio.

### 3.1.2. Résultats et interprétation

#### a) Résultats

##### Effort d'échantillonnage



Figure 31: Nombre de recensement effectué par année sur chacune de zones.

Les 6 recensements annuels prévus sur les îlots ont quasiment tous été réalisés. Concernant la zone de Petite Terre, sur les 12 recensements prévus, 10 ont pu être effectués en 2018 et en 2019. En 2020, 7 recensements ont dû être annulés (Fig. 31).

## Abondance et saisonnalité

Les effectifs énoncés dans les textes ci-dessous sont des valeurs arrondies.

D'après les résultats du test de multi-colinéarité, aucune variable ne semble être corrélée à une autre ( $GVI < 5$ ). Toutes les variables ont donc pu être intégrées dans le GLM. Les variables secteurs et zones semblent avoir un effet sur les effectifs observés (GLM,  $P < 0.001$ ).

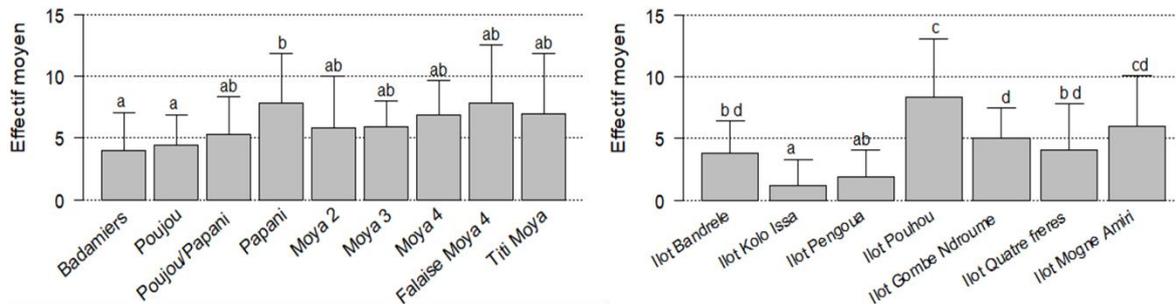


Figure 32: Effectifs moyens observés par secteurs sur la zone de Petite Terre (à gauche) et la zone des îlots du lagon (à droite). La différence entre deux effectifs moyens est significative si leur lettres respectives sont différentes.

Les effectifs moyens observés sur Petite-Terre sont significativement plus élevés que sur les îlots (GLM,  $P < 0.001$ ).

Pour les secteurs de Petite-Terre, les secteurs de Papani, Falaise Moya 4, Titi Moya et Moya 4 semblent être les secteurs les plus attractifs avec respectivement en moyenne  $8 \pm 4$ ,  $8 \pm 5$ ,  $7 \pm 5$  et  $7 \pm 3$  individus observés. L'effectif moyen observé à Papani est significativement supérieur à celui observé à Badamiers et à Poujou (test de Wilcoxon,  $P < 0.05$ ), respectivement de  $4 \pm 3$  individus et  $4 \pm 2$  individus (Fig. 32, à gauche).

Pour la zone des îlots, Pouhou et Mogné amiri sont les deux îlots où l'effectif moyen observé est le plus élevé, respectivement  $8 \pm 5$  individus et  $6 \pm 4$  individus. Le nombre moyen d'individus noté à Pouhou est significativement supérieur à tous les îlots, excepté Mogné amiri (test de Wilcoxon,  $P < 0.05$ ). Les îlots Kolo issa et Pengoua ont les effectifs moyens les plus faibles : respectivement  $1 \pm 2$  individus et  $2 \pm 2$  individus. L'effectif moyen noté à Kolo issa est significativement inférieur à tous sauf Pengoua (test de Wilcoxon,  $P < 0.05$ ) (Fig. 32, à droite).

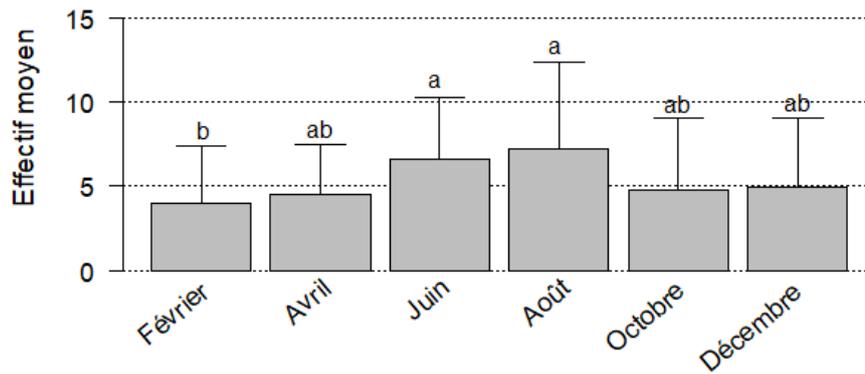


Figure 33: Effectifs moyens observés par mois tous secteurs confondus. La différence entre deux effectifs moyens est significative si leur lettres respectives sont différentes.

Peu de différences significatives ont été détectées entre les mois mais un schéma saisonnier semble tout de même se dessiner (Fig. 33). Les effectifs moyens observés sont inférieurs à 5 individus toute l'année mais une augmentation est notée pendant l'hiver austral (juin – août). Le nombre d'individus moyen noté en juin ( $7 \pm 4$ ) et en août ( $7 \pm 5$ ) est significativement plus élevé qu'en février (test de Wilcoxon,  $P < 0.05$ ).

Aucune différence significative n'a été détectée entre les années sur les deux zones (test de Kruskal-wallis,  $P > 0.05$ ).

## b) Interprétation

Le nombre important de suivis en bateau annulés, notamment sur la zone de Petite Terre, est dû à des conditions de navigation peu favorables. En effet, les secteurs de Petites Terres sont situés hors lagon, sur la barrière de corail. Leur réalisation est donc fortement soumise aux aléas météorologiques tels que la houle. L'année 2020 a également été fortement impactée par la crise sanitaire, générant un confinement de 2 mois.

Les résultats suggèrent que les plus grosses colonies de Phaétons à bec jaune sont situées sur les falaises de Petite Terre. La localisation de cette dernière sur la barrière de Corail, et l'orientation (vers l'Est) des falaises directement sur le large, offre un site de choix pour la reproduction de ces oiseaux marins. Les secteurs de Papani, Falaise Moya 4, Titi Moya et Moya 4, ont montré les effectifs moyens les plus élevés de Petite Terre.

D'importantes colonies sont également présentes sur certains îlots. C'est le cas des îlots Pouhou, Mogné Amiri et Gombé Ndroumé.

De nombreux paramètres peuvent influencer la sélection des sites de reproduction, tels que leur structure (végétation, falaises, etc) et la présence de prédateur. La disponibilité en cavité de qualité est également un facteur important pour le Phaéton à bec jaune. Aux Bermudes, Mejías et *al.* (2017) ont montré que l'espèce apprécie particulièrement les cavités aux entrées plus petites et situées sur des falaises abruptes.

Il est très probable que les secteurs où sont localisées les grandes colonies soient composés d'un plus grand nombre de cavités favorables à la nidification de l'espèce. Les différentes missions

réalisées sur Pouhou (cf 3.2.) permettent de confirmer le nombre important de cavités sur cet îlot ; celles-ci sont engendrées par une roche relativement érodable.

La faible attractivité de certains îlots (Kolo issa, Pengoua et 4 frères) et de certaines falaises de Petite-Terre est certainement due à une faible quantité de cavités favorables et à la présence plus importante de menaces (prédateurs, dérangement, braconnage, etc).

Une plus grande quantité d'individus prospecteurs a été notée entre juin et août. Le Phaéton à bec jaune est une espèce asynchrone, dont la reproduction a lieu toute l'année. Si l'espèce n'a pas de période de reproduction à proprement parler, des fluctuations sont tout de même observées. Une baisse notable du nombre de pontes pendant l'hiver austral (juin – août) avait été mise en avant par Le Corre et Orlowski en 2014 sur l'îlot Pouhou. La reprise de l'activité était notée dès le mois de septembre avec une augmentation du nombre de pontes. Ces résultats semblent donc être cohérents avec l'augmentation d'individus prospecteurs observée pendant l'hiver austral.

### 3.2. Dynamique de la population de l'îlot Pouhou

Cette étude, réalisée par Capture-Marquage-Recapture (CMR), s'inscrit dans le programme de baguage 616 d'étude de l'écologie et de la conservation des oiseaux marins tropicaux de l'océan Indien occidental de Matthieu Le Corre, agréé par le CRBPO. Les résultats présentés sont issus des travaux de thèse (en cours) de Merlene Saunier, UMR Entropie (ex ECOMAR) Université de La Réunion, intitulée « Dynamique des populations des oiseaux marins tropicaux de l'ouest de l'océan Indien appliquée à la biologie de la conservation ».

#### 3.2.1. Matériels et Méthodes

##### Site d'étude

L'îlot Pouhou mesure 300 m de long sur 20 m de large. Il est situé dans le lagon Est de Mayotte et fait partie des trois îlots d'Hajangoua. Il est situé à 2 km de la RNN de l'îlot M'Bouzi. Pouhou est un îlot rocheux d'origine basaltique possédant un grand nombre de cavités favorables à la nidification de l'espèce (Fig. 34).



Figure 34: L'îlot Pouhou ((c) G. Dicques - GEPOMAY)

## Prospections et baguage

Lors de chaque journée de terrain, les nids de Phaétons sont recherchés sur l'ensemble de l'îlot en observant le contenu de chaque crevasse ou anfractuosité. Les nids d j connus sont identifiés grâce à une plaquette métallique numérotée et chaque nouveau nid est étiqueté. Pour chaque nid, le point GPS est pris. Le statut (vide ou occupé), le nombre et l'âge des individus (adulte ou poussin) ainsi que le statut reproducteur (prospecteur, incubant ou en élevage) est noté. Si les individus sont d j bagués (contrôle), seul le numéro de bague et le poids sont relevés. Pour chaque individu non bagué, le poids, la longueur du tarse, la longueur de l'aile pliée et la longueur du bec sont relevés et une bague est posée sur une patte de l'oiseau. Chaque oiseau est manipulé à l'ombre, au calme et à proximité de son nid.

## Analyses

Le nombre d'individus reproducteurs sur Pouhou et la survie des adultes ont pu être estimés à l'aide des données de CMR des années 2012, 2013, 2014 et 2020 avec la méthode du Robust-Design (Pollock 1982). Cette méthode permet d'estimer ces paramètres lorsque plusieurs missions sont organisées au cours d'une même année. C'est pourquoi nous n'avons pas pris en compte les années 2011, 2016 et 2017.

### 3.2.2. Résultats et interprétation

Tableau 5: Récapitulatif des données de baguages et de contrôles (individus recapturés) de Paille en queue à brins blancs sur l'îlot Pouhou.

Années	2011	2012				2013			2014			2016	2017	2020			TOTAL
Missions	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Adultes bagués	20	27	29	11	26	7	11	6	21	10	8	19	4	11	10	8	208
Poussins bagués	5	0	5	3	3	6	3	5	5	12	5	1	1	2	8	5	64
Adultes contrôlés	0	1	4	9	18	21	14	20	20	30	13	12	5	13	9	10	199
Pourcentage de contrôle	0	3.6	12	45	40.9	75	56	77	49	75	62	38.7	55.6	54.17	47.37	55.56	48.89

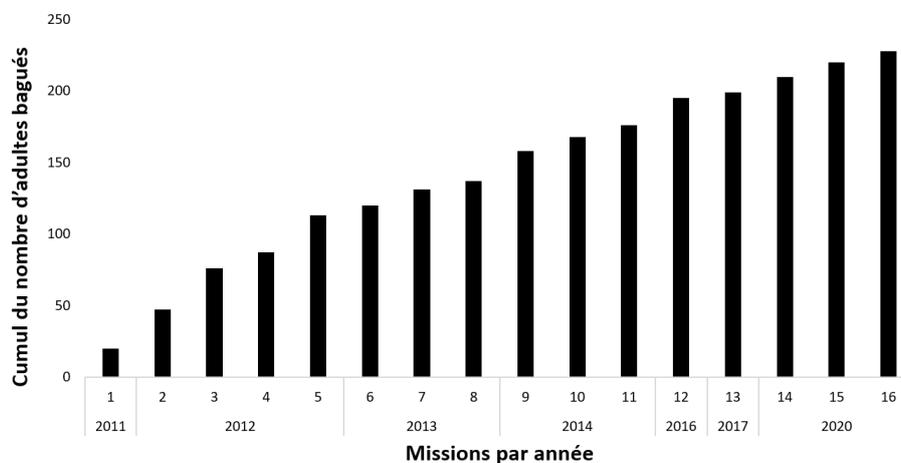


Figure 35: Cumul du nombre de Paille en queue à brins blancs adultes bagués à chaque mission.

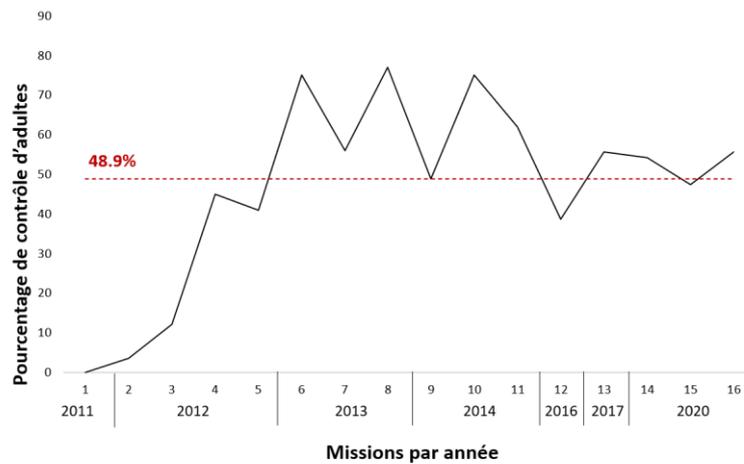


Figure 36: Evolution du pourcentage de contrôle d'adultes de Paille en queue à brins blancs sur l'îlot Pouhou. La ligne rouge représente le pourcentage de contrôle toutes années confondues.

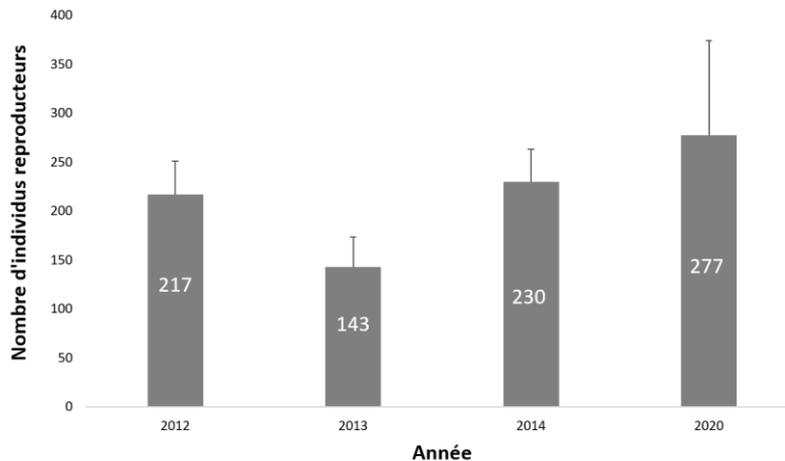


Figure 37: Evolution du nombre d'individus reproducteurs sur l'îlot Pouhou au cours du temps, estimé à partir des données de capture-marquage-recapture.

Depuis 2011, 16 missions ont été réalisées sur l'îlot Pouhou. Au total, 208 individus adultes et 64 poussins ont été bagués. 199 adultes ont été contrôlés (Fig. 35, Tableau 5). L'effort de capture maintenu sur Pouhou durant chaque mission permet de baguer de nouveaux individus chaque année (Fig. 35).

La proportion d'individus contrôlés augmente rapidement lors des 5 premières missions et se stabilise à partir de la 6<sup>ème</sup> mission en 2013. La proportion d'individus contrôlés toutes années confondues est de 48,9 % (Fig. 36). Le pourcentage de contrôle est globalement bon au fil du temps, ce qui nous permet d'être confiants quant aux résultats présentés ci-après.

La survie annuelle des adultes est estimée à  $0.92 \pm 0.04$  et ne varie pas au cours du temps. La taille de la population est différente sur les 4 années où elle a pu être estimée. En 2012, la population est composée d'environ  $217 \pm 34$  individus reproducteurs. Elle atteint son minimum en 2013 avec  $143 \pm 20$  individus, puis augmente en 2014 avec  $230 \pm 33$  individus et atteint son maximum en 2020 avec  $277 \pm 97$  individus soit  $138 \pm 48$  couples reproducteurs. Cela correspond à une croissance annuelle moyenne de 1,03 individus entre 2012 et 2020. La taille de la population augmenterait de 3% par an (Fig. 37).

Sur 49 poussins bagués avant 2020, 4 ont été contrôlés en tant qu'adultes reproducteurs (autorecrutement). Trois étaient âgés de 3 ans (âge courant de la première reproduction chez les Phaéthonidae) et un à 8 ans.

La survie estimée des adultes est très bonne pour un phaéthonidé. En comparaison, Catry et al. (2009) estimaient la survie des adultes de *Phaethon lepturus* sur l'île Aride (archipel des Seychelles) à 0,81. Schreiber et al. 2004 et Dohery et al. 2004 estimaient respectivement la survie des adultes de *Phaethon Rubricauda* à 0,86 et 0,85 sur l'atoll de Johnston dans l'Océan Pacifique. Toutefois, il semble que la survie du Phaéton à bec jaune soit peu étudiée. En effet, l'étude de Catry et al (2009) est, à notre connaissance, la seule. Cependant, la population de Phaéton à bec jaune de l'île Aride est soumise à une mortalité additive liée au *Pisonia*, arbre aux graines venant se coller aux plumes des individus adultes et pouvant les empêcher de voler. L'estimation de la survie du Phaéton à bec jaune sur un site peu perturbé est une première à notre connaissance, d'où l'importance du maintien d'un suivi homogène et standardisé.

Malgré la présence du Rat noir (*Rattus rattus*) et le faible nombre d'autorecrutements, la population de Phaéton semble en augmentation sur l'îlot. En 2020, elle est composée de  $138 \pm 48$  couples reproducteurs.

Le suivi est encore trop récent pour déterminer les causes du faible nombre d'autorecrutements (problème de survie, d'attractivité du site, etc).

L'âge de première reproduction en revanche est cohérent avec ce qui est observé ailleurs (Schreiber and burger 2001, Leal et al., 2016).

Si la survie est relativement bien estimée, la taille de la population n'est pas encore suffisamment précise pour statuer clairement d'une augmentation de la population. Il est nécessaire de réaliser un grand nombre de missions afin d'affiner ces résultats.

### 3.3. Perspectives

Afin d'avoir un échantillonnage et un indicateur représentatif du territoire, il serait intéressant d'intégrer au suivi nautique des colonies, certains îlots du Nord et certaines falaises du Nord et de l'Ouest de Grande Terre où plusieurs colonies de Phaétons sont également présentes (Soulaïmana 2015, Ferrari et al., 2019). Une étude sur la caractérisation des sites de nidification, afin de mieux comprendre leur sélection par l'espèce, et l'évaluation des menaces présentes serait également à prévoir.

Les résultats de l'étude par CMR de la population de l'îlot Pouhou montre l'intérêt de ce suivi et la nécessité de le poursuivre. Des paramètres tels que les phénomènes d'immigration et d'émigration ainsi que le succès reproducteur doivent être étudiés afin de mieux comprendre la dynamique de la population et d'évaluer la pression exercée par le Rat noir sur celle-ci. De manière plus générale, des actions d'éradications et de contrôles du Rat noir sur les îlots serait également à prévoir.



*Figure 38: Phaétons à bec jaune en parade. (© T. Ferrari – GEPOMAY)*

## 4. L'AVIFAUNE DU LAGON

Nous traitons ici uniquement les données récoltées dans le lagon sud-est entre 2013 et 2020. Les données récoltées lors des prospections dans le lagon nord sont traitées dans Jeanne *et al.*, 2017.

### 4.1. Matériels et Méthodes

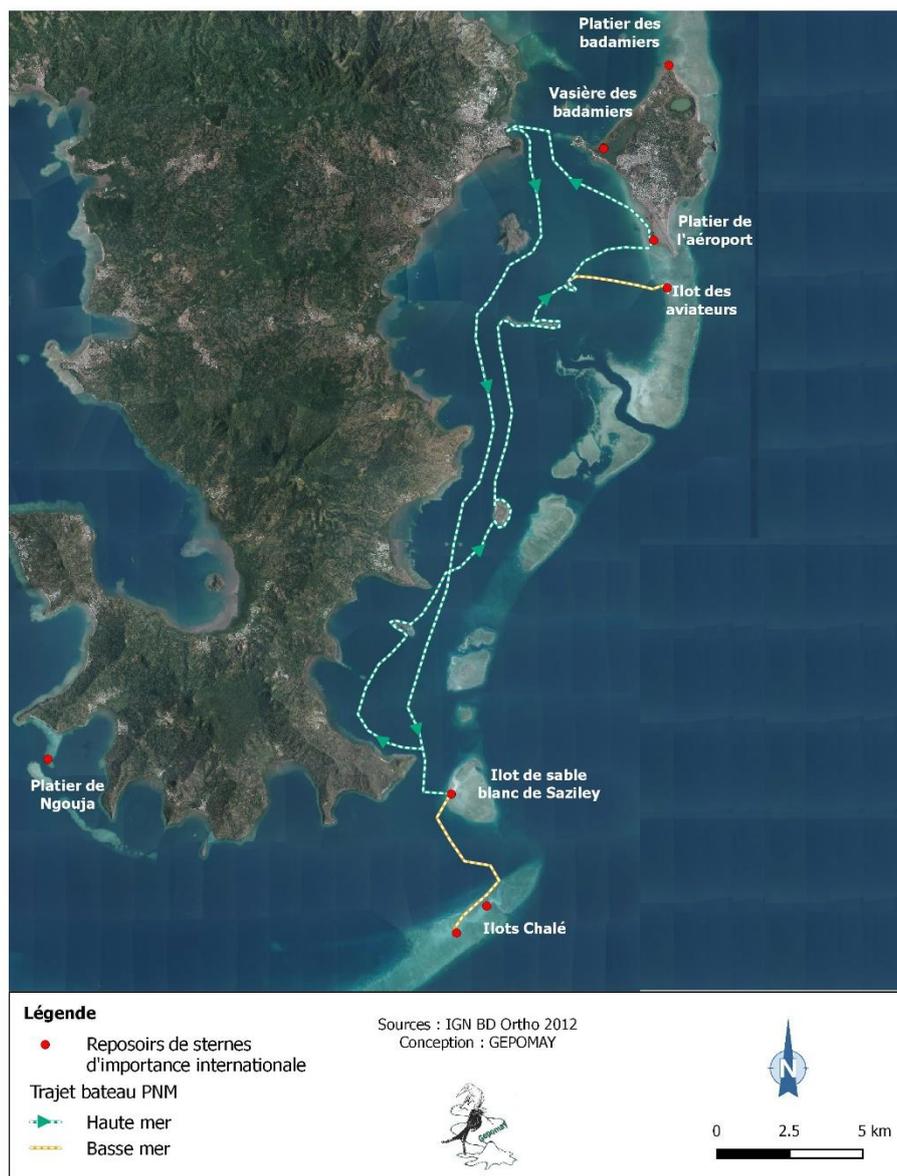


Figure 39: Parcours réalisé dans le cadre des recensements de l'avifaune du lagon.

Les prospections sont réalisées à marée basse. Le départ se fait à 7h du ponton de Mamoudzou pour rejoindre l'ISBS vers 7h40 (fonction des conditions de navigations) puis les îlots Chaleés si les conditions de marée le permettent.

Le bateau longe ensuite les îlots Bambo, Bandrélé, Kolo issa, Pengoua, Pouhou pour terminer à l'îlot des aviateurs (Fig. 39). Notons que l'ISBS, les îlots Chalés et l'îlot des aviateurs sont également échantillonnés dans le cadre du suivi des reposoirs à sternes et seront nommés comme tels dans la partie résultats. Ces îlots sont des bancs de sable ou des platiers (îlot des aviateurs) recouverts à marée haute. Les autres îlots sont des îlots rocheux, composés de falaises plus ou moins grandes, en partie végétalisés et constamment émergés. Leurs platiers et plages se découvrent en fonctions des marées. Ils seront nommés « îlots rocheux » dans la partie résultats.

L'ensemble des espèces présentes et leurs effectifs sont notés. Les observations sont réalisées aux jumelles (Kite Ibis 8x42 ou 10x42) depuis le bateau.

Les données ont été analysées en calculant la fréquence d'occurrence (Fo) de chaque espèce. Elle correspond au nombre de suivis où l'espèce a été notée (n) sur le nombre total de suivis effectués (N).

$$Fo = n/N$$

Une fois la fréquence d'occurrence calculée, les espèces peuvent être classées en 4 catégories distinctes :

- Les taxons « Très Fréquents » ( $Fo \geq 0,75$ )
- Les taxons « Fréquents » ( $0,5 \leq Fo < 0,75$ )
- Les taxons « Peu Fréquents » ( $0,25 \leq Fo < 0,50$ )
- Les taxons « Occasionnels » ( $Fo < 0,25$ )

Dans un premier temps, la fréquence d'occurrence a été calculée tous sites confondus, puis en considérant les îlots rocheux d'une part et les îlots reposoirs d'autre part.

## 4.2. Résultats et interprétation

### **Effort d'échantillonnage**

L'effort d'échantillonnage a été faible les deux premières années puis a fortement augmenté en 2015 où 17 recensements ont été réalisés. En 2017 seulement 8 recensements ont été réalisés. Les autres années le nombre de recensements varie entre 10 et 16 (Fig. 40).

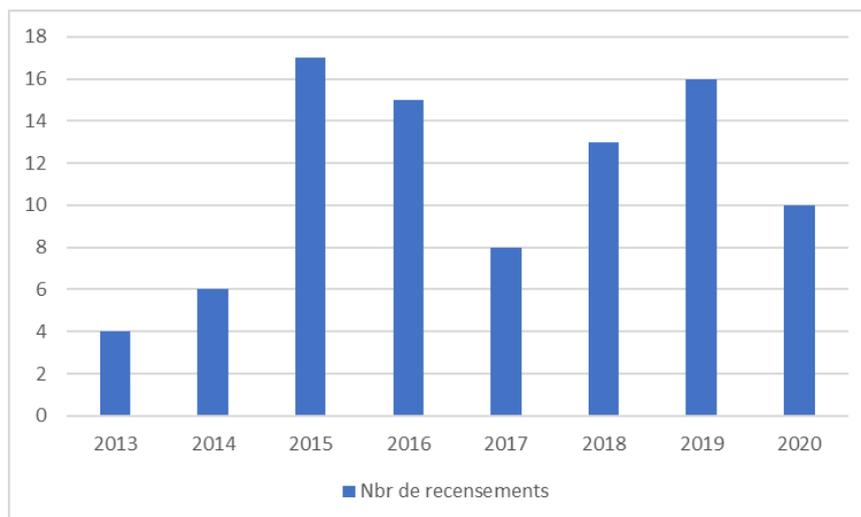


Figure 40: Nombre de recensements réalisés dans le lagon Sud-Est entre 2013 et 2020.

## Diversité spécifique et fréquence d'occurrence des espèces

Tableau 6: Diversité spécifique et fréquence d'occurrence des espèces d'oiseaux côtières recensées sur les îlots de l'Est.

Famille	Nom scientifique	Nom français	Fo	Catégorie
Laridés	<i>Thalasseus bangalensis</i>	Sterne voyageuse	0,85	TF
	<i>Anous stolidus</i>	Noddi brun	0,70	F
	<i>Thalasseus bergii</i>	Sterne huppée	0,66	F
	<i>Sternula albifrons/saundersi</i>	Sterne de Saunders	0,10	O
	<i>Onychoprion fuscatus</i>	Sterne fuligineuse	0,06	O
	<i>Anous tenuirostris</i>	Noddi à bec grêle	0,03	O
	<i>Sterna repressa</i>	Sterne à joue blanche	0,03	O
	<i>Sterna hirundo</i>	Sterne pierregarin	0,01	O
Limicoles	<i>Numenius phaeopus</i>	Courlis corlieu	0,21	O
	<i>Pluvialis squatarola</i>	Pluvier argenté	0,10	O
	<i>Actitis hypoleucos</i>	Chevalier guignette	0,07	O
	<i>Charadrius hiaticula</i>	Grand gravelot	0,06	O
	<i>Arenaria interpres</i>	Tournepieuvre à collier	0,06	O
	<i>Dormas ardeola</i>	Drome ardéole	0,04	O
	<i>Charadrius leschnaultii</i>	Gravelot de Leschnault	0,02	O
	<i>Calidris alba</i>	Becasseau sanderling	0,01	O
Ardéidés	<i>Butorides striata</i>	Héron strié	0,43	PF
	<i>Ardea cinerea</i>	Héron cendré	0,18	O
	<i>Ardea Humbloti</i>	Héron de Humblot	0,10	O
	<i>Ardeola idae</i>	Crabier blanc	0,01	O
Phaéthontidés	<i>Phaethon lepturus</i>	Phaéton à bec jaune	0,87	TF
Stercorariidés	<i>Stercorarius antarcticus</i>	Labbe antarctique	0,01	O

Au total 22 espèces d'oiseaux côtiers et/ou marins ont été contactées sur ces îlots : 8 espèces de laridés, 8 espèces de limicoles, 4 espèces d'ardéidés, une espèce de phaethontidé et une espèce de stercorariidé (Tab. 6).

Avec des fréquences d'occurrence respectives de 0,85 et 0,87, la Sterne voyageuse et le Phaéton à bec jaune sont les deux seules espèces considérées « très fréquentes ». Deux espèces sont considérées « fréquentes », le Noddi brun ( $F_o = 0,70$ ) et la Sterne huppée ( $F_o = 0,66$ ) et une espèce, le Héron strié, est considérée « peu fréquente » ( $F_o = 0,43$ ).

Les 17 autres espèces ont toutes des fréquences d'occurrence inférieures à 0,25 et sont donc considérées « occasionnelles ». Il s'agit de 5 espèces de laridés, de la totalité des espèces de limicoles, de 3 espèces d'ardéidés et Labbes antarctique.

Malgré des fréquences d'occurrence relativement faibles pour la majorité des espèces, nous avons calculé la fréquence d'occurrence des espèces de laridés, de limicoles et d'ardéidés sur les îlots reposoirs et sur les îlots rocheux.

Le Phaéton à bec jaune n'est présent que sur les îlots rocheux et fait l'objet de deux études dont les résultats sont présentés en partie 3. Le labbe antarctique n'a été observé qu'une fois en vol au-dessus de l'îlot de sable blanc avant de repartir vers le large.

- Laridés

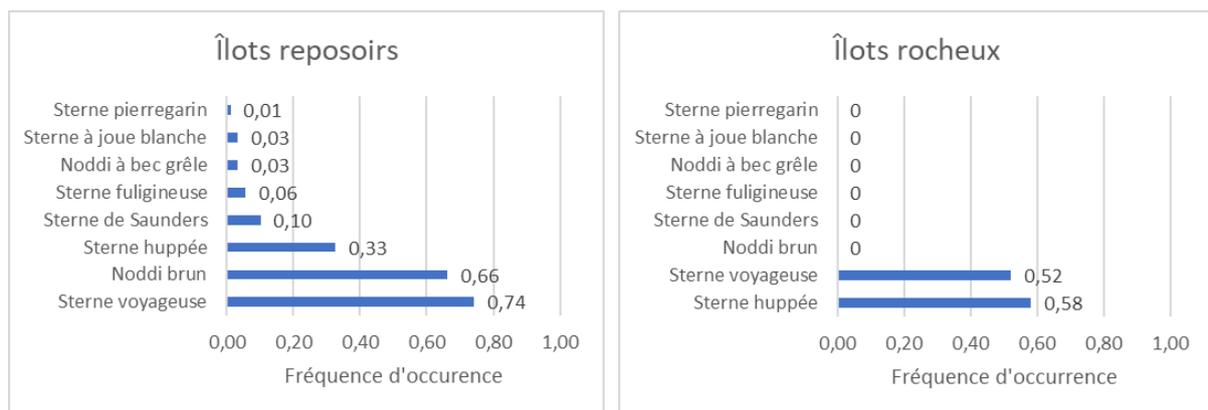


Figure 41: Fréquence d'occurrence des espèces de laridés sur les îlots reposoirs (à gauche) et sur les îlots rocheux (à droite).

Toutes les espèces de laridés ont été observées sur les îlots reposoirs. Seulement deux espèces sont observées sur les îlots rocheux, la Sterne voyageuse et la Sterne huppée. La Sterne voyageuse plus fréquente sur les îlots reposoirs ( $F_o = 0,74$ ) que sur les îlots rocheux ( $F_o = 0,52$ ). C'est l'inverse pour la Sterne huppée, dont la fréquence d'occurrence sur les îlots rocheux est de 0,58 contre 0,33 sur les îlots reposoirs. Le Noddi brun ne semble pas fréquenter les îlots rocheux (Fig. 41).

- Limicoles

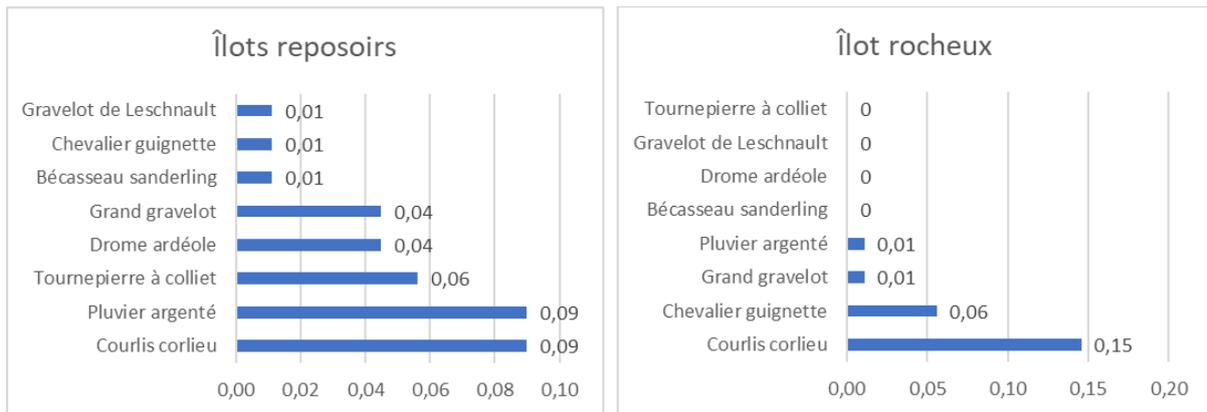


Figure 42: Fréquence d'occurrence des espèces de limicoles sur les îlots reposeurs (à gauche) et sur les îlots rocheux (à droite).

Toutes les espèces de limicoles ont été observées sur les îlots reposeurs avec des fréquences d'occurrence inférieures à 0,1. Quatre espèces ont été notées sur les îlots rocheux dont le Courlis corlieu avec une fréquence d'occurrence de 0,15 (Fig. 42).

- Ardéidés

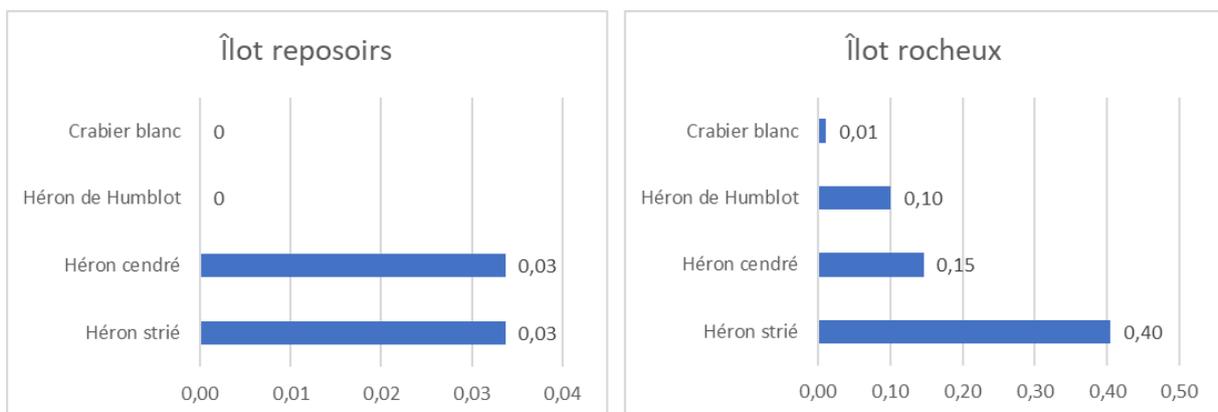


Figure 43: Fréquences d'occurrence des espèces d'ardéidés sur les îlots reposeurs (à gauche) et sur les îlots rocheux (à droite).

Sur les 4 espèces d'ardéidés recensées, deux ont été observées sur les îlots reposeurs avec des fréquences d'occurrence particulièrement faible : le Héron cendré et le Héron strié ( $F_o = 0,03$ ). Sur les îlots rocheux, les 4 espèces sont observées avec des fréquences d'occurrence également très faibles excepté pour le Héron strié dont la fréquence d'occurrence est de 0,40 sur ces îlots (Fig 43).

De manière générale, seules quelques espèces sont fréquentes ou très fréquentes sur ces îlots. Il s'agit du Phaéton à bec jaune, de la Sterne voyageuse, du Noddi brun et de la Sterne Huppée.

Le Phaéton à bec jaune est uniquement observé sur les îlots rocheux qu'il utilise pour nicher. La Sterne voyageuse et la Sterne huppée fréquentent les deux types d'îlots, à des degrés différents, tandis que le Noddi brun n'est observé que sur les îlots reposoirs.

Les îlots rocheux semblent être utilisés comme reposoirs secondaires par la Sterne voyageuse, notamment lorsque les dérangements sont trop importants sur les îlots reposoirs.

La fréquence d'occurrence de la Sterne huppée, plus importante sur les îlots rocheux que sur les reposoirs, peut s'expliquer par son comportement et sa ressemblance avec la Sterne voyageuse. C'est une espèce solitaire, évoluant en petit groupe (moins de 20 individus). Il est probable qu'elle préfère les îlots rocheux ne pouvant pas accueillir de grands effectifs d'oiseaux, aux reposoirs, rassemblant plusieurs milliers de sternes. De plus, des Sternes huppées posées au milieu d'un groupe de Sternes voyageuses peuvent facilement passer inaperçues.

La fréquentation de ces îlots par les espèces de limicoles et d'ardéidés est très faible. Seul le Héron strié ( $Fo = 0,40$ ) est observé assez régulièrement sur le bord des îlots rocheux, d'où il pêche. La structure des îlots ne semble pas favorable au développement de la macro faune benthique, alimentation des limicoles. Ce qui pourrait expliquer la très faible fréquentation des îlots par ces oiseaux.

### 4.3. Perspectives

Hormis pour le Phaéton à bec jaune et à moindre mesure pour les sternes, les îlots rocheux du lagon Est ne semblent pas très attractifs pour l'avifaune côtière et marine. La présence du rat est très probablement une des causes de l'absence d'autres espèces marines nicheuses que le Phaéton à bec jaune.

Par ailleurs, les populations de sternes et de limicoles font l'objet de suivis spécifiques permettant d'étudier l'abondance, la distribution, la saisonnalité et la tendance de ces espèces. Le Phaéton à bec jaune fait l'objet de deux études complémentaires : le suivi de la taille relative des colonies sur les îlots de l'Est et les falaises de Petite Terre et l'étude de la dynamique de la population de l'îlot Pouhou.

Considérant ces différents éléments et les importants moyens (humains, techniques et financier) nécessaires à une journée de recensement, nous préconisons l'arrêt temporaire de ces recensements. Ils pourront être reconduit dans quelques années pour réévaluer la diversité d'espèces côtières et marines sur ces îlots, si cela semble opportun.

## CONCLUSION & PERSPECTIVES

Le présent rapport fait suite au 1<sup>er</sup> bilan de l'OOCM rédigé par François Jeanne en 2017.

Les suivis des laro-limicoles, réalisés de 2012 à 2021, permettent d'identifier 19 espèces. Sept espèces de limicoles et trois espèces de sternes sont particulièrement abondantes. Toutes les espèces ont montré un schéma saisonnier marqué et sont présentes de septembre à mars pour effectuer leur hivernage. Les pics d'abondance ont été notés entre octobre et décembre pour les limicoles (passage migratoire post nuptial) et entre janvier et février pour les sternes. Aucune chute significative des effectifs de sternes et de limicoles n'a été observée sur la période d'étude. De manière générale, les tendances estimées indiquent que les effectifs de ces espèces sont stables voire en légère augmentation pour la Sterne voyageuse et le Noddi brun.

La présence d'effectif d'importance internationale pour les sternes et la présence régulière d'espèces de limicoles communes dans la région Ouest Océan Indien, montrent l'importance de Mayotte comme site d'hivernage sur la voie de migration Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est. Les résultats obtenus permettent de justifier la mise en place de mesures de gestion et de protection sur les principaux sites d'hivernages de laro-limicoles identifiés : l'Îlot de Sable Blanc de Saziley, l'Îlot de Sable de Blanc passe Choizil (ou Îlot de Sable Blanc du Nord), la Vasière des badamiers et le platier de l'aéroport.

Les résultats obtenus dans le cadre des suivis du Phaéthon à bec jaune, ont permis d'identifier les principales colonies de Petite Terre et des îlots de l'Est. Aucune différence d'effectif n'a été notée entre les trois années de suivi. Une augmentation des individus prospecteurs pendant l'hiver austral a été détectée. Le suivi de la colonie de l'îlot Pouhou a permis de réestimer la taille de la population de l'îlot à  $138 \pm 48$  couples reproducteurs en 2020. La survie des adultes semble particulièrement bonne sur cette colonie et la population semble en augmentation malgré le faible nombre d'autorecrutements et la présence du Rat noir. La poursuite du suivi et l'étude d'autres paramètres démographiques permettront d'affiner les résultats et de mieux comprendre la dynamique de cette population.

Les recensements nautiques de l'avifaune du lagon réalisés depuis 2013 ont permis de constater que, hormis le Phaéthon à bec jaune et les sternes, peu d'espèces d'oiseaux côtiers ou marins fréquentent les îlots rocheux du lagon. Des études pourraient être menées afin de comprendre la faible fréquentation de ces îlots par l'avifaune marine nicheuse. La présence du rat reste l'une des principales hypothèses.

Certains îlots semblent servir de reposoirs secondaires aux sternes lorsque les pressions sont trop importantes sur les reposoirs principaux.

Nous préconisons de poursuivre les comptages limicoles et le suivi des reposoirs à sterne. Ces espèces, considérées comme bioindicatrices des milieux littoraux, permettent d'assurer une veille environnementale et de fournir des indicateurs de gestion aux différents gestionnaires. Des études de baguage et de télémétrie permettraient d'approfondir nos connaissances sur les déplacements et l'utilisation des habitats par ces espèces, tant à l'échelle locale qu'à l'échelle de la voie migratoire Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est.

La poursuite du suivi des colonies de Phaéton à bec jaune est également à prévoir. En tant que seul oiseau marin nicheur du territoire, l'espèce sert également d'indicateur de gestion. Une révision du plan d'échantillonnage est à prévoir afin de fournir un indicateur représentatif du territoire.

L'étude des paramètres démographiques de la colonie de Phaéton à bec jaune de l'îlot Pouhou doit également être poursuivie. L'étude du succès reproducteur permettrait notamment d'évaluer l'impact du rat sur les œufs et les poussins.

De manière générale, de par les résultats obtenus, nous préconisons la mise en place de mesures de gestion et de protection sur les principaux sites identifiés comme importants. Concernant les reposoirs à sternes, une réflexion concertée entre usagers et acteurs du territoire doit être engagée afin de trouver des solutions adaptées aux problématiques de dérangement. Des restrictions d'accès peuvent être mises en place sur les principaux sites (ISBS et ISBC). La mise en place de protection stricte sur les autres sites peut également être une solution. La disponibilité d'uniquement deux reposoirs à marée haute devra être prise en compte.

La future disparition du platier de l'aéroport (2<sup>ème</sup> site d'hivernage des limicoles) par l'allongement de la piste doit être prise en compte dans le cadre de la gestion de la Vasière des badamiers et de manière générale dans les décisions d'aménagement du littoral de Petite Terre. Par ailleurs, de nombreuses menaces pèsent sur la Vasière des badamiers et semblent s'être intensifiées ces dernières années. Le maintien voire l'amélioration de la fonctionnalité du site de la Vasière des badamiers, par la présence de zones d'alimentation et de repos de qualités, ainsi que par la diminution des menaces, doit être une priorité. Ces menaces doivent être qualifiées et quantifiées. En parallèle d'études télémétriques sur les oiseaux, des études sur la fréquentation humaine, la macro faune benthique, l'expansion de la mangrove, la pollution, etc, permettront de mettre en place des mesures de gestion et de protection adaptées.

Des actions d'éradications et de contrôle du Rat noir sont également préconisées sur l'ensemble des îlots rocheux du lagon.

## BIBLIOGRAPHIE

Abdennadher A., Ramirez F., Romdhane MS., Ruiz X., Jover L., Sanpera C., 2011. Little egret (*Egretta garzetta*) as a bioindicators of trace éléments pollution in Tunisian aquatic ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* 175 : 677-684.

Aliakbari A., Savabieasfahani M., Ghasempouri S.M., 2011. Mercury in eggshell of whiskered tern (*Chlidonias hybrid*) from Anzali wetlands of Caspian Sea, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 86 : 175-179.

Aurélien C, Cremades C., Teillac-Deschamps P., 2016. La Liste Rouge des Écosystèmes (the red List of French ecosystem. Mangroves of Mayotte). <http://www.uicn.fr/La-Liste-rouge-des-ecosystemes.html>.

Bailey R. S. 1967. Migrant waders in the Indian Ocean. *Ibis* 109, 437-439.

BirdLife International, 2017. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 28/03/2017

Boere G. C. & Stroud D. A., 2006. The flyway concept: What it is and what it isn't. *Waterbirds around the world*. Eds. G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud. The Stationery Office, Edinburgh, UK. pp 40-47.

Carneiro C., Gunnarsson T. G. and Alves J. A., 2019. Faster migration in autumn than in spring: seasonal migration patterns and non-breeding distribution of Icelandic whimbrels *Numenius phaeopus islandicus*. *Journal of Avian Biology* 50 (1): 1–8.

Catry T., Ramos J. A., Monticelli D., Bowler J., Jupiter T., Le Corre M., 2009. Demography and conservation of the White-tailed Tropicbird *Phaethon lepturus* on Aride Island, Western Indian Ocean. *Journal of Ornithology* 150, 661.

Chaloupka M., 2001. Historical trends, seasonality and spatial synchrony in green sea turtle egg production. *Biological Conservation* 101 (3): 263–279.

Clément M., de Grissac P., Rolland R. 2008. Les oiseaux de Mayotte. Guide naturalistes, Les Naturalistes de Mayotte. 245p.

Conservatoire du littoral. (2015). Plan de gestion de la vasière des badamier adamiens Collecte de données et analyse bibliographique : État initial Zones humides du programme Mang.

Croxall J. P., Butchart S. H. M., Lascelles B., Stattersfield A.J., Sullivan B., Symes A., and Taylor P., 2012. Seabird conservation status and threats: A global assessment of priorities. *Bird Conservation International* 22: 1–34.

Debeuf D., 2004. Etude de l'évolution volcano-structurale et magmatique de Mayotte (Archipel des Comores, Océan Indien). Thèse de doctorat de l'Université de la Réunion, 277 p.

Deceuninck and Maheo. 2000. Synthèse des dénombrements et analyse des tendances des limicoles hivernant en France 1978–1999. Rapport LPO-BirdLife France/Wetlands International/DNP. 83 p.

Delany S., Scott D., Dodman T. & Stroud D. (eds). 2009. An atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., 1996. Handbook of the Birds of the World, vol. 3: Hoatzin to Auks. Lynx Edicions, Barcelona.

Dias M. P., Peste F., Granadeiro J. P. and Palmeirim J. M., 2008. Does traditional shellfishing affect foraging by waders? The case of the Tagus estuary (Portugal). *Acta Oecologica* 33 (2): 188–196.

Doherty Jr., 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.

Ferrari T., Dautrey E. & Ousseni B., 2019. Etude de préfiguration pour la mise place de l'OOCM sur Grande Terre, Mayotte 2019

Fretwell, S.D. and Lucas H.L.Jr. 1970. On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds / *Acta biotheoretica*. 19, pp. 16-36.

Iwamura T., Possingham H. P., Chadès I., Minton C., Murray N. J., Roges D. I., Treml E. A., Fuller R. A., 2013. Migratory connectivity magnifies the consequences of habitat loss from sea-level rise for shorebird populations. *Proceedings of the Royal Society B*. 280 : 20130325.

Jeanne F., A. Laubin, A Chabrouillaud, B. Ousseni. 2017. Observatoire des oiseaux côtiers de Mayotte (OOCM). Bilan 2013 / 2016. GEPOMAY. 188p. + annexes.

Jeanne F., Laubin A., Ousseni M. B., Crémades C., Pusinéri C. & Lizot P., 2015. Bilan 2010 – 2015 des ardéidés nicheurs et menacés de Mayotte. GEPOMAY. 50 pages.

Kirby J.S., CLEE C. & SEAGER V., 1993. Impact and extent of recreational disturbance to wader roosts on the Dee estuary :some preliminary results. *Wader Study Group Bull.*, n°68, p53-58.

Lamptey A. M. and Ofori-Danson P.K., 2014. Review of the distribution of Waterbirds in two tropical coastal Ramsar lagoons in Ghana, West Africa. *West African Journal of Applied Ecology* vol 22 (1).

Laubin A., Jeanne F., Ousseni Mdallah B., & E. Dautrey 2019. Actualisation de la liste des espèces d'oiseaux recensées à Mayotte. GEPOMAY, 47p.

Leal G. R., Serafini P. P., Simão-Neto I., Ladle R. J., Efe M. A., 2016. Breeding of White-tailed Tropicbirds (*Phaethon lepturus*) in the Western South Atlantic. *Brazilian Journal of Biology* 76 (03).

Le Corre M., and Bemanaja E., 2009. Discovery of two major seabird colonies in Madagascar. *Marine Ornithology* 37 (2): 153–158.

Le Corre M., Orłowski S., 2014. Suivi démographique de la population nicheuse de pailles-en-queue à brins blancs (*Phaethon lepturus*) de l'îlot Pouhou, Mayotte.

Leyrer J., Spaans B., Camara M., Piersma T., 2006. Small home ranges and high site fidelity in red knots (*Calidris c. canutus*) wintering on the Banc d'Arguin, Mauritania. *Journal of Ornithology* 147 (2): 376–84.

Madsen J. and A. D. Fox (1995): Impacts of hunting disturbance on waterbirds-a review. *Wildlife biology* 1 : 193-207.

Manly B. F. J., 1997. Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology. 2nd Ed. Chapman and Hall, 2-6 Boundary Row, London SE1 8HN, UK.

Mejías M. A., Wingate D. B., Madeiros J. L., Wiersma Y. F., Robertson G. J., 2017. Nest-Cavity Selection and Nesting Success of Bermudian White-Tailed Tropicbirds (*Phaethon lepturus catesbyi*). *The Wilson Journal of Ornithology* 1 September 2017; 129 (3)

Moritz S., and Bartz-Beielstein T., 2017. “imputeTS: Time series missing value imputation in R.” *R Journal* 9 (1): 207–18.

Moussy C., Quaintenne G. & Gaudard C. (2021) Comptage des Oiseaux d'eau à la mi-janvier en France. Résultats 2021 du comptage Wetlands International. LPO BirdLife France - Service Connaissance, Wetlands International, Ministère de la Transition écologique et solidaire. 28 pp. & annexes 101 pp., Rochefort

Navedo J. G., Ruiz J., 2020. Oversummering in the southern hemisphere by long-distance migratory shorebirds calls for reappraisal of wetland conservation policies. *Global Ecology and Conservation* 23. Elsevier Ltd: e01189.

Nehlig P., Lacquement F., Bernard J., Caroff M., Deparis J., Jaouen T., Pellet A.-A., Perrin J., Progon C., Vittecoq B., 2013. Notice de la carte géologique de Mayotte. BRGM/RP-61803-FR, 135 p., 45 ill., 1ann.

Newton I., 2007. The migration ecology of birds. Academic Press.

North American Bird Conservation Initiative Canada (NABCI). 2019. The state of Canada's birds 2019. Environment and Climate Change Canada, Ottawa, Ontario, Canada. <http://nabci.net/resources/state-of-canadas-birds-2019/>.

Owen N. W., 1977. Responses of wintering Brent Geese to human disturbance. *Wildfowl* n° 28, p 5-14.

Piersma T., Lindström Å., 2004. Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis* 146: 61–69.

Platteeuw M., Henkens R., 1997. Possible impacts of disturbance to waterbirds : individuals, carrying capacity and populations. *Wildfowl*, n°48, P 225 – 236.

Pollock K. H., 1982. A capture – recapture sampling design robust to unequal catchability. *Journal of Wildlife Management* 46 : 757 – 760.

Rajpar M. N., Ozdemir I., Zakaria M., Sheryar S., Rab A., 2018. Seabirds as Bioindicators of Marine Ecosystems. *Seabirds* Chapter 4 : 47-63.

Rakhimberdiev E., Duijns S., Karagicheva J. *et al.* 2018. Fuelling conditions at staging sites can mitigate Arctic warming effects in a migratory bird. *Nature Communications* 9, 4263.

Ramos J. A, Maul A. M., Bowler J., Wood L., Threadgold R., Johnson S., Birch D., Walker S., 2006. Annual variation in laying date and breeding success of Brown Noddies on Aride Island, Seychelles, *Emu - Austral Ornithology*, 106:1, 81-86.

Razafimandimby H. F., Ferrari T., Dautrey E., Guilhaumon F. & Le Corre M., (en préparation). Waders and migrant terns of mayotte, Comoros archipelago : distribution, abundance, seasonality and trends from 2012 to 2021.

Riddington R., Hassall M., Lane S. J., Turner P. A., Walters R., 1996. The impact of disturbance on the behaviour and energy budget of Brent Geese *Branta bernicla*. *Bird Study*, n° 43, p 269 – 279.

Rocamora G. 2004. Les oiseaux des espaces naturels remarquables de Mayotte. Inventaire des espèces , précisions sur leur biologie et leur écologie, estimation d'effectifs, importance internationale des sites et recommandations en matière de conservation. Rapport SEF/DAF. Collectivité de Mayotte. 247p

Rocamora G., Said S., Crillon J., Le Minter G., 2012. Prospections ornithologiques réalisées du 4 au 8 Décembre 2011 sur les îlots Bandrélé, Bambo, Gombé Ndroumé, Quatres frères, Monye Amiri, Kakazou, Vatou et Pouhou (Mayotte). Enjeux ornithologiques et propositions de gestion. Rapport interne. Naturalistes de Mayotte et Conservatoire du Littoral. Mamoudzou. 21p.

Russell J. C. and Le Corre M., 2009. Introduced mammal impacts on seabirds in the Îles Eparses, Western Indian Ocean. *Marine Ornithology* 37: 121-128.

Scheiffarth G, S. Wahls, C. Ketzenberg and K. M. Exo. 2002. Spring migration strategies of two populations of bar-tailed godwits, *Limosa lapponica*, in the Wadden Sea: Time minimizers or energy minimizers? *Oikos* 96 (2): 346–54.

Schreiber E. A., Burger J., 2001. Biology of marine birds. CRC Press, Florida.

Schreiber E. A., Doherty Jr., P. F., Schenk G. A., 2004. Dispersal and survival rates of adult and juvenile Red-tailed tropicbirds (*Phaethon rubricauda*) exposed to potential contaminants. *Animal Biodiversity and Conservation* 27.1.

Sinclair I. & Langrand O., 2013. Birds of the Indian Ocean islands. 263p.

Soulaimana Y., 2015. Mise en place et application d'un protocole de suivi de la population reproductrice de Phaéton à bec jaune (*Phaethon lepturus*) à Mayotte. Rapport de stage M2 BEST. UMR Entropie et GEPOMAY. 30p.+annexes.

Suter W., 1994. Overwintering waterfowl on Swiss lakes: how are abundance and species richness influenced by trophic status and lake morphology ? *Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes* (pp. 1-14). Springer, Dordrecht.

Sutherland W. J., Alves J. A., Amano T., Chang C. H., Davidson N.C., Max Finlayson C., Gill J. A., *et al.*, 2012. A horizon scanning assessment of current and potential future threats to migratory shorebirds. *Ibis* 154 (4): 663–679.

Taylor R. C., 1980. Migration of the Ringed Plover *Charadrius hiaticula*. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)* 11 (1): 30–42.

Thongo A., 2016. Les mangroves à Mayotte. Etat des lieux et enjeux de gestion. Rapport bibliographique. Office National des Forêts de Mayotte. 48p.

Zwarts L., Bijlsma R. G., Kamp V. D. J., Wymenga E., 2012. Les ailes du Sahel: zones humides et oiseaux migrateurs dans un environnement en mutation. *KNNV Publishing*, Zeist, Pays-Bas.

## ANNEXES

Annexe 1 : Méthode statistique détaillée de l'analyse des données des comptages limicoles et du suivi des reposoirs à sternes, tirée de Razafimandimby et al., en préparation.

### Data preparation

For waders, the abundances of each species found in all subsector sites was summed for each survey and site. The number in “Plage ACHM”, “Plage DLEM”, “Plage du faret” was calculated with “Vasière des badamiers” and in “Plage des badamiers” with “Poujou-Papani” (Fig.1). The number of terns by species found on each islet was summed to have a single value for each aerial survey. For each month, species and site, bimonthly censuses were averaged to obtain a monthly number.

### Data imputation

We imputed the data sets using the following different procedures: *Interpolation (spline, linear)* which interpolates missing values non linearly and linearly between observations; *Last observation carried forward (Locf)* which replaces each missing value with the most recent non missing value prior to it; *Next observation carried backward (Nocb)* replacing each missing value with the next observation after it; *Moving average*, that replaces missing values by a weighted (by distance) moving average of surrounding observations, either by simple, linear or exponential method; and simple *Mean, Mode* or *Median* values replacement. Each method was tested with and without taking into account seasonality (Moritz and Bartz-Beielstein 2017). Seasonality was accounted for by using the seasonally split missing value imputation algorithm (hereafter “seasonal split”) which splits the times series into seasons and then performs imputation separately for each of the season. These algorithms were implemented with the ‘imputeTS’ package in R (Moritz and Bartz-Beielstein 2017).

### Imputation evaluation

The ‘jackknife’ algorithm was used to evaluate each imputation method (Manly 1997). This method consists in leaving out all observed values, one at each time, and then impute them with each imputation method. To compare the efficiency of the different imputation algorithms, we used a standardized version of the RMSE (Root Mean Squared Error), a general-purpose error metric for numerical predictions (Chai and Draxler 2014). It is computed as follows:

$$RMSE = \frac{\sqrt{\sum^n (y_{obs} - \hat{y})^2}}{\max(y_{obs})},$$

where  $\hat{y}$  is the vector of imputed values,  $y_{obs}$  is the vector of observed values and  $n$  is the number of observations in the time series.

### Trend and seasonality decomposition

Time series data can exhibit a variety of patterns regarding different aspects such as their trend or seasonality, and it is thus helpful to split a time series into several components (Stari 2010).

Here we used STL decomposition, STL is an acronym for Seasonal and Trend Decomposition using LOESS while LOESS (LOcally Estimated Scattered Smoothing) is a non-parametric method for estimating nonlinear relationships (Cleveland *et al.* 1990). This method allows for robust statistical estimation of seasonal, trend and residuals (remainder) components (Chapoulka 2001). The remainder is the irregular component (or “noise”), which describes random, irregular influences beyond the trend and seasonality.

This method involves multiple steps and requires a choice of certain parameters which depends on the particular characteristics of the time series at hand. The first step consists in an initial estimate of the trend  $T_t^l$ , used to ‘de-trend’ the time series. The de-trended values for each month are then collected to form seasonal sub-series. All sub-series are subsequently smoothed with a LOESS (smoothing over a temporal span of  $s_{window}$  months) and gathered to create the seasonal temporary components  $C_t^l$ . Once  $C_t^l$  obtained, three series of moving average are performed on this seasonal temporary component and followed by a LOESS smoothing to create  $L_t^l$ . The final seasonal component  $S_t$  is obtained after subtracting the seasonal  $C_t^l$  to  $L_t^l$ . A de-seasonalized series is created, and a LOESS is used with a temporal span  $t_{window}$  to extract the trend component  $T_t$ . Finally, the remainder component  $R_t$  is computed by subtracting the estimated trend and seasonal components from the original time series.

The decomposition is written as follows:

$$Y_t = T_t + S_t + R_t,$$

where  $Y_t$  is the observed data,  $T_t$  is the trend component,  $S_t$  is the seasonal component and  $R_t$  is a remainder component.

The advantage of STL decomposition is its capacities to limit the effect of outliers or other forms of aberrant data (Chapoulka 2001). Before decomposition, the choice of the seasonal smoothing ( $s_{window}$ ) and the trend smoothing ( $t_{window}$ ) windows is primordial, because they control how rapidly the trend and seasonal components can change over time. The value of  $s_{window}$  determines the amount of change allowed in the estimated seasonal component by modulating how much of the variation in the data other than trend should go into the seasonal component. The trend window  $t_{window}$  is the number of consecutive observations to be used to estimate the trend, it controls the level of smoothness of the trend that enters the seasonal estimation and is then removed from it (Stari 2012). Smaller window values allow for more rapid change over the study time span (Cleveland *et al.* 1990). We used “seasonal diagnostic plots” (Cleveland *et al.* 1990) to choose the value of  $s_{window}$ . We decided to allow for only a monotonic variation of the seasonal trend over the 8 years spanned by our study. An example series of seasonal diagnostic plots is presented in appendix (Fig. E in Appendix 5). After having determined  $s_{window}$ ,  $t_{window}$  was calculated as follows:

$$t_{window} = \frac{1.5 \times n_p}{1 - 1.5 \times s_{window}^{-1}},$$

where  $t_{window}$  is the trend window,  $n_p$ : the number of observations in each seasonal cycle ( $n_p$  is 12 for monthly data) and  $s_{window}$  the seasonal smoothing window (Cleveland *et al.* 1990). In our case, we used monthly data, so  $s_{window}$  was expressed in month. A robust estimation was used to allow the algorithm to tolerate larger errors. We used the function ‘`stlplus::stlplus`’ in R (Hafen and Hafen 2016) to perform the STL decomposition.

### Characterization of the time series

To characterize different aspects of the trend and seasonality components of the time series, we calculated the following statistics: the slope of the trend, the trend strength, the seasonality strength, the months of peak and trough in abundance and the duration of wintering. To investigate trends in abundance variation along the time series, the slope of the trend was computed by using a linear regression of the monthly trend component against time (expressed in number of months from the beginning of the time series). When the slope was not significantly different from zero we attributed a null slope to the corresponding time series (to reflect the stability of abundance with time along the time series).

In order to quantify the relative importance of the trend component over the seasonal component, the trend strength ( $T_{strength}$ ) was calculated as:

$$T_{strength} = 1 - \frac{Var(R_t)}{Var(T_t + R_t)},$$

where  $Var(R_t)$  is the variance of the remainder and  $Var(T_t + R_t)$  the variance of the sum of the remainder and trend component. A value of  $T_{strength}$  close to 0 indicates that the series exhibits no trend, while a series with a strong trend has a value near to 1 because  $Var(R_t)$  is much smaller than  $Var(T_t + R_t)$  (Hyndman and Athanasopoulos 2021).

The strength of seasonality ( $S_{strength}$ ) was computed similarly:

$$S_{strength} = 1 - \frac{Var(R_t)}{Var(S_t + R_t)},$$

where  $Var(S_t + R_t)$  is the variances of the sum of the remainder and seasonal components.

We determined the months of peak and trough in abundance as the months tailing the largest and smallest seasonal components respectively. A monthly average of seasonal components (from January to December) was computed across all years, and the month corresponding to the maximum and minimum were extracted.

We estimated the length of the wintering season from the cumulative sum of the seasonal component over periods starting at trough months. For each complete year of the time series, the wintering season duration was estimated as the time interval over which 60% of seasonal component accumulated: the season started and ended after 20 and 80% of seasonal component accumulated, respectively. The wintering duration for the time series was calculated as the average of these yearly durations. We choose a cumulative threshold of 20% as start point for the wintering season to account for the presence of juveniles, immatures and adults which remain on their overwintering areas for a full year (Piersma 2019; Navedo and Ruiz 2020).

## Statistical analysis

We used a linear modeling framework to (i) compare the efficiency of the different imputation methods (using RMSE as a dependent variable) and (ii) investigate differences in the characteristics of the time series across species (using separately all the characteristics described above). We analyzed terns and waders separately and performed separate analyses for the two sites in the waders data set.

We tested if the RMSE (imputation quality) was significantly different across species, sites and methods and if these effects were interacting (e.g. if some species were better imputed by specific methods in specific sites). We used a Chi-square backward deletion procedure (Crawley 2007) to reduce a multiple linear model (LM) testing the significance of *species*, *imputation method*, *seasonal split*, and the interactions between *species & method* and *method & seasonal split*. Once we found the minimum adequate models containing only significant terms (particularly verifying the significance of *species*), we used linear mixed effect models (LMMs) with *species* as a random effect affecting the intercept of the models to investigate differences in RMSE between imputation methods. We finally used Tukey post-hoc tests to group methods on the basis of their imputation quality.

We used the groupings based of imputation quality to discard the methods that provided the less performant imputations across all data sets. This lead us to select a restricted number of methods that provided the (equivalently) best imputations. To avoid methodological uncertainties related to the choice of a particular imputation method, we ran all subsequent analyses about time series characteristics using each of the best methods and report averaged values (along with their standard deviations).

To investigate for differences in time series characteristics between species, we used a similar strategy as for imputation quality analyses. We first verified the significance of the effect of *species* and *imputation method* on the time series characteristics using a LM. We then used LMMs with *imputation method* as a random effect (affecting the intercept) to compare time series characteristics between species and used Tukey post-hoc tests to detect patterns among species.

We verified the modeling assumptions by checking for residuals normality (Shapiro Wilk Test) and homogeneity of variances (Levene Test) in the reduced LMs.