



HAL
open science

Suivi des tendances des effectifs nicheurs de Crabier blanc *Ardeola idae* par survol en drone des colonies de reproduction de Mayotte. Rapport méthodologique, protocole version 1

Thibaut Couturier, Almodis Vadier, Laurie Gaillard, Emilien Dautrey, Jérôme Mathey, Naomi Scholten, Adrien Jailloux, Aurélien Besnard

► To cite this version:

Thibaut Couturier, Almodis Vadier, Laurie Gaillard, Emilien Dautrey, Jérôme Mathey, et al.. Suivi des tendances des effectifs nicheurs de Crabier blanc *Ardeola idae* par survol en drone des colonies de reproduction de Mayotte. Rapport méthodologique, protocole version 1. Coopération OFB-CEFE. 2022, 52p. hal-04064124

HAL Id: hal-04064124

<https://hal.science/hal-04064124v1>

Submitted on 11 Apr 2023

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

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

Suivi des tendances des effectifs nicheurs de Crabier blanc *Ardeola idae* par survol en drone des colonies de reproduction de Mayotte



Rapport méthodologique, protocole version 1 (octobre 2022)

Document élaboré dans le cadre de la coopération OFB-CEFE visant à fournir un appui méthodologique et statistique aux gestionnaires d'espaces naturels protégés

Thibaut COUTURIER (CEFE), Almodis VADIER (GEPOMAY),
Laurie Gaillard (GEPOMAY), Emilien DAUTREY (GEPOMAY),
Jérôme MATHEY (DroneGo), Naomi SCHOLTEN (PNM de Mayotte),
Adrien JAILLoux (OFB), Aurélien BESNARD (CEFE)

En partenariat avec :

AUTEURS

Thibaut COUTURIER, ingénieur de recherche, CEFE,
thibaut.couturier@cefe.cnrs.fr

Almodis VADIER, stagiaire puis chargée d'étude au Groupe d'Études et de Protection des Oiseaux de Mayotte (GEPOMAY),
almodis.vadier@gmail.com

Laurie GAILLARD, stagiaire puis chargée d'études au GEPOMAY,
mission.biodivom@gepomay.fr

Emilien DAUTREY, directeur du GEPOMAY,
emilien.dautrey@gepomay.fr

Jérôme MATHEY, société DroneGo,
jerome.mathey@gmail.com

Naomi SCHOLTEN, chargée de mission Connaissance des écosystèmes, Parc naturel marin de Mayotte,
naomi.scholten@ofb.gouv.fr

Adrien JAILLOUX, chargé de mission recherche biodiversité terrestre, parcs nationaux et aires protégées, Office français de la biodiversité, adrien.jailloux@ofb.gouv.fr

Aurélien BESNARD, maître de conférences, CEFE,
aurelien.besnard@cefe.cnrs.fr

PEER-REVIEW (RELECTURE CRITIQUE PAR DES PAIRS)

Alexandre VILLERS, chargé de recherche avifaune endémique, menacée et exotique, OFB
Jocelyn CHAMPAGNON, chargé de recherche, La Tour du Valat

CITATION CONSEILLÉE

Couturier T., Vadier A., Gaillard L., Dautrey E., Mathey J., Scholten N., Jailloux A., Besnard A., 2022. Suivi des tendances des effectifs nicheurs de crabiers blancs *Ardeola idae* par survol en drone des colonies de reproduction de Mayotte. Rapport méthodologique, protocole version 1. Coopération OFB-CEFE. 52 pages.

CREDIT PHOTO COUVERTURE

Cliché d'une colonie de crabiers blancs et hérons garde-bœufs recueilli par drone © DroneGO

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : régional

Couverture géographique : Mayotte

Niveau de lecture : professionnels, experts

Suivi des tendances des effectifs nicheurs de Crabier blanc *Ardeola idae* par survol en drone des colonies de reproduction de Mayotte

Rapport méthodologique, protocole version 1 (octobre 2022)

RESUME

Le Crabier blanc est une espèce d'ardéidé classée « en danger d'extinction » à l'échelle mondiale. La population nicheuse française, composée de plusieurs centaines de couples sur Mayotte, fait l'objet d'un Plan national d'actions. Le Parc naturel marin (PNM) de Mayotte souhaite mettre en place un indicateur des tendances des effectifs nicheurs de crabiers de l'île. Depuis quelques années, ce suivi des colonies nicheuses dans les mangroves est assuré par le GEPOMAY, association ornithologique locale. Il consiste à réaliser des survols par drone de toutes les colonies nicheuses connues, puis à compter les individus et les nids par photo-interprétation des clichés obtenus.

Bien que l'utilisation de drones offre un accès à de nombreuses données non mobilisables depuis le sol, on peut pointer certaines limites à cette approche, liées aux technologies et à l'écologie de l'espèce. En effet, la détection des individus ou des nids sur les clichés réalisés par drone n'est pas de 100%, et cette proportion pourrait varier dans le temps et dans l'espace selon plusieurs facteurs tels que la phénologie de l'espèce, son rythme d'activité journalier, l'expérience du photo-interprète, etc. Ces facteurs, s'ils ne sont pas contrôlés, pourraient être à l'origine de biais dans les estimations de tendances des effectifs.

Nous avons mis en place une étude-pilote en 2020-2021 afin de répondre à deux principaux objectifs : (i) caractériser les variations d'abondance (comptages) des adultes, juvéniles et nids au cours de la journée et au sein de la saison de reproduction ; (ii) estimer les abondances et probabilités de détection des nids de crabiers par méthodes de CMR à partir des clichés obtenus lors des différentes sessions de survol. Cette étude-pilote nous permettra d'évaluer les forces et faiblesses de l'approche par drone. Nous nous appuyons sur les résultats obtenus pour proposer une stratégie d'échantillonnage temporelle et spatiale pour mesurer les tendances des effectifs en nids actifs et en juvéniles de crabiers blancs sur l'île de Mayotte.

Ce document justifie les choix méthodologiques réalisés et propose un cadre pour le recueil, le stockage et l'analyse des données. Il fixe également les moyens logistiques nécessaires à la mise en œuvre du protocole proposé. L'ensemble de ces informations garantit la pérennité de l'étude sur le long terme.

L'élaboration de ce protocole s'inscrit dans le cadre d'une coopération entre l'Office Français de la Biodiversité et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive. Cette coopération lancée en 2018 vise à mettre en place un appui méthodologique et statistique pour un transfert continu de compétences, de savoirs, de méthodes, vers les gestionnaires des parcs nationaux et des autres aires protégées.

AUTEURS

Thibaut COUTURIER (CEFE), Almodis VADIER (GEPOMAY), Laurie Gaillard (GEPOMAY), Emilien DAUTREY (GEPOMAY), Jérôme MATHEY (DroneGo), Naomi SCHOLTEN (PNM de Mayotte), Adrien JAILLOUX (OFB), Aurélien BESNARD (CEFE)

MOTS CLES

Parc naturel marin, Mayotte, mangrove, ardéidé, crabier, abondance, drone, capture-marquage-recapture, protocole

SOMMAIRE

| | |
|--|----|
| Préambule | 6 |
| I) Introduction | 8 |
| 1) Enjeux scientifiques et de conservation | 8 |
| 2) Déroulement de la coopération avec l'ensemble des acteurs | 9 |
| II) Choix méthodologiques | 11 |
| 1) Contraintes techniques en lien avec la biologie-écologie de l'espèce | 11 |
| 2) Approches méthodologiques possibles au regard de ces contraintes | 13 |
| 3) Objectifs et approche méthodologique retenus pour l'étude-pilote | 16 |
| III) Etude-pilote de 2020-2021 | 16 |
| 1) Collecte des données | 16 |
| 2) Analyses | 21 |
| 3) Résultats | 22 |
| 4) Discussion | 28 |
| IV) Poursuite du protocole et déploiement sur les autres aires protégées | 30 |
| 1) Echantillonnage spatial | 30 |
| 2) Echantillonnage temporel | 31 |
| 3) Photo-montage et photo-pointage | 33 |
| 4) Evolutions technologies drone | 33 |
| 5) Stockage et analyse des données collectées | 33 |
| VI) Références citées | 36 |
| Annexes | 39 |

Préambule

Coopération OFB/CEFE

L'élaboration de ce protocole s'inscrit dans le cadre d'une coopération entre l'Office Français de la Biodiversité et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (convention Réf. CNRS 169022). Cette coopération lancée en 2018 vise à mettre en place un appui méthodologique et statistique pour un transfert continu de compétences, de savoirs, de méthodes, vers les gestionnaires des parcs nationaux et des autres aires protégées.

Pour plus d'informations, consulter [le portail technique de l'OFB \(lien vers la page dédiée\)](#).

Domaine de validité et transférabilité du protocole

Cette opération scientifique de suivi des tendances des effectifs de Crabier blanc *Ardeola idae* est à l'initiative du Parc naturel marin de Mayotte. En France, cette espèce se rencontre uniquement sur ce territoire, ainsi que sur l'île d'Europa (îles éparses, TAAF). De ce fait, peu de structures sont susceptibles d'être intéressées par les résultats recueillis spécifiquement chez cette espèce. Par contre, les propositions méthodologiques formulées peuvent intéresser toutes les structures concernées par des suivis de tendances d'ardéidés nichant en colonies.

La technologie drone pour les estimations d'abondance d'oiseaux est de plus en plus utilisée de nos jours (e.g. Afán et al., 2018; Valle and Scarton, 2022; Vas et al., 2015; Weinstein et al., 2022). Il s'agit d'une alternative efficace aux comptages d'oiseaux nichant en colonies. Cette technique permet en effet de localiser, puis de compter les individus ou les nids, par photo-interprétation des clichés obtenus. Toutefois, comme pour d'autres techniques de recensements aériens (Frederick et al., 1996), elle ne permet pas de recenser de manière exhaustive les individus et les nids (Afán et al., 2018). Dans le cas des oiseaux nichant en canopée, certains individus et/ou nids peuvent être difficiles à observer, voire totalement masqués par la végétation (Barr et al., 2018). D'autres paramètres tels que le micro-relief ou la luminosité peuvent également diminuer la visibilité des individus et/ou des nids (Barr et al., 2018; Chabot et al., 2015). Enfin, des individus et nids, même visibles sur photos, peuvent ne pas être détectés par le photo-interprète (Afán et al., 2018; Barr et al., 2018). On peut notamment suspecter des biais liés à son niveau d'expérience. Il est donc important d'estimer ces variations de détection liées au comportement des oiseaux ou aux compétences du photo-interprète, au risque de biaiser les tendances des effectifs si ces effets ne sont pas pris en compte. Dans cette étude, nous avons notamment utilisé une approche de type Capture-Marquage-Recapture (CMR) pour estimer la probabilité de détection des nids sur photos. Cette approche peut ainsi intéresser d'autres gestionnaires qui souhaitent estimer des abondances réelles d'animaux ou d'objets (e.g. des nids) par des méthodes qui corrigent les limites de détection.

Outre les problèmes de détection sur les colonies, il existe une variabilité temporelle des effectifs sur colonies liée à la phénologie de reproduction (e.g. Jakubas, 2011) et selon les rythmes d'activité journaliers (Van Vesseem and Draulans, 1986a). Dans le cas du Crabier blanc, malgré l'existence d'un pic annuel d'activité de reproduction au début de la saison des pluies (Jeanne et al., 2018), cette saison de reproduction peut s'étaler sur plusieurs mois et pourrait varier selon les colonies (GEPO-MAY, com. pers.). Le pic d'activité pourrait par ailleurs se décaler selon les conditions météorologiques annuelles, en cas de dérangement, voire d'échecs de reproduction sur certaines colonies. En termes d'activité journalière, une fraction de la population de crabiers adultes n'est pas présente sur les colonies à un instant donné car les individus sont en activité d'alimentation. On peut suspecter que cette proportion n'est pas constante au sein de la journée (Van Vesseem and Draulans, 1986a). Par ailleurs, cette fraction va évoluer au cours de l'avancée de la période de reproduction selon les étapes suivantes: regroupement des individus, parades et construction des nids (présence des deux parents), incubation (un seul parent), diminution de la fréquence lors de l'élevage (Chabot et al., 2015; Maccarone et al., 2010; Van Vesseem and Draulans, 1986a). Nous proposons ainsi de nous appuyer sur des données collectées depuis 2015 pour caractériser les pics d'activité de reproduction, et sur les résultats d'une étude-pilote qui permet de quantifier les variations d'effectifs en lien avec les rythmes d'activité de l'espèce. Cette approche peut intéresser d'autres gestionnaires qui souhaitent caractériser les variations d'abondance d'espèces dont la phénologie et des rythmes d'activité impactent les comptages.

Avertissement

Ce document justifie les choix méthodologiques réalisés lors de la définition de cette étude et propose un cadre pour le recueil, le stockage et l'analyse des données. Il fixe également les moyens logistiques nécessaires à la mise en œuvre du protocole proposé. L'ensemble de ces informations garantit la pérennité de l'étude sur le long terme. Le protocole proposé pourra évoluer dans le temps pour de multiples raisons : évolution des questions, de l'échelle de l'étude, des techniques, des moyens disponibles, développement de nouvelles méthodes d'analyse, etc. Il sera important de référencer dans ce document toute modification apportée dans le futur et de s'assurer d'une indexation claire des versions successives de ce document.

l) Introduction

1) Enjeux scientifiques et de conservation

Les changements d'usage des sols sont à l'origine de la perte de plus de la moitié des zones humides dans le monde (Keddy et al., 2009; Ma et al., 2010; Zedler and Kercher, 2005). Au-delà des perturbations de nombreux services écosystémiques clés qu'elles fournissent, cette perte affecte profondément la biodiversité qui lui est inféodée (Giosa et al., 2018; Kingsford et al., 2016; Zedler and Kercher, 2005). Cette diminution des zones humides est particulièrement marquée dans le cas des mangroves, écosystèmes dont dépendent certains oiseaux d'eau pour leur activité d'alimentation et/ou de reproduction (Colombini et al., 1995; Etezadifar and Barati, 2013; Ghasemi et al., 2012; Giosa et al., 2018; Ma et al., 2010). Ces milieux de mangroves subissent actuellement de nombreuses pressions d'origine anthropique (Dave, 2006; Walton et al., 2007).

L'île de Mayotte est un département français situé dans le canal du Mozambique. Elle est composée de 374 km² de terres émergées, dont 16km² de zones humides. Mais certaines raisons liées à la circulation des eaux et des sédiments au sein du lagon mahorais font que les habitats de mangroves y sont en baisse, avec 623 hectares recensés en 2019, contre 735 ha en 2003 (UICN Comité français, 2017). Les mangroves et arrière-mangroves figurent parmi les milieux de l'île les plus riches en termes d'avifaune, avec 43 espèces régulièrement observées parmi les 150 espèces d'oiseaux marins et terrestres recensées sur l'île (Rocamora, 2004). Cependant ces habitats font face à de nombreuses pressions anthropiques telles que les pollutions diffuses, provoquées par l'agriculture et les problèmes d'assainissement des eaux, l'accumulation de déchets ménagers non biodégradables, l'urbanisation du littoral ou encore l'augmentation des surfaces agricoles (UICN Comité français, 2017).

Du fait de ces différentes pressions anthropiques, plusieurs espèces d'oiseaux ont un statut de conservation défavorable, avec sept espèces classées « vulnérables » par l'UICN France et trois espèces classées « en danger d'extinction » (UICN Comité français et al., 2014). Le Crabier blanc (*Ardeola idae*), quant à lui, est classé « en danger critique d'extinction » à l'échelle nationale (UICN Comité français et al., 2014) et « en danger » à l'échelle mondiale (BirdLife International, 2021). Les principales menaces qui pèsent sur cette espèce sont la destruction de son habitat, notamment par la conversion des zones humides en zones agricoles, le braconnage des œufs ou encore l'introduction d'espèces exotiques envahissantes telles que les rats qui prédatent les œufs et les poussins (Jeanne et al., 2018). Par ailleurs, comme d'autres espèces piscivores, le Crabier blanc est potentiellement vulnérable à l'intoxication par les métaux lourds en raison de sa position au sommet de la chaîne alimentaire (Kim and Koo, 2007; Mansouri et al., 2012) et pourrait ainsi être un bon indicateur de l'état des milieux.

La population mondiale de Crabiers blancs a été estimée à environ 1100 oiseaux nicheurs (Rabarisoa et al., 2020), répartie sur quatre îles : Madagascar, Mayotte, Aldabra (Seychelles), et Europa (Terres Australes et Antarctiques Françaises). Un fort déclin de l'espèce a été documenté à Madagascar entre

1993 et 2016, avec notamment une baisse des effectifs de 41,6% et de 52,9% sur les deux colonies des parcs de Tsimbazaza et de Tsarasaotra respectivement (Rabarisoa et al., 2020). Ces tendances négatives alertent sur la nécessité d'estimer les tendances des effectifs à long terme de cette espèce à Mayotte, en vue de réévaluer régulièrement son statut de conservation et de déclencher d'éventuelles mesures de conservation. C'est l'un des objectifs affichés par le Plan national d'actions en faveur de cette espèce (Jeanne et al., 2018), animé par le GEPOMAY, et soutenu financièrement par un programme européen Life BIODIV'OM 2018-2023.

La nécessité d'obtenir des estimations précises de tendances des effectifs reproducteurs passe par la mise en place d'un protocole de collecte de données robuste. Pour cela, l'utilisation de drones offre des perspectives intéressantes pour étudier les colonies implantées en canopée des mangroves. Il est cependant important de bien estimer les biais potentiels liés à cette utilisation de drones, notamment en raison d'une détection probablement imparfaite des nids et des individus (Afán et al., 2018). C'est l'un des objectifs proposés par l'étude-pilote traitée dans ce rapport. Sur la base des résultats de cette étude-pilote, nous proposons un plan d'échantillonnage spatial et temporel pour les années à venir.

2) Déroulement de la coopération avec l'ensemble des acteurs

Cette étude est à l'initiative du Parc naturel marin de Mayotte (PNMM) qui a pu bénéficier d'un accompagnement méthodologique dans le cadre d'un appel à manifestation d'intérêt lancé fin 2019 par l'Office français de la Biodiversité (OFB) et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE). Le GEPOMAY et le PNMM ont une convention de partenariat pour le suivi de l'avifaune marine et côtière. Une première réunion de lancement de cet accompagnement a eu lieu le 16 mars 2020 entre Marc-Henri Duffaud (chargé de mission espèces et habitats marins au PNMM), Thibaut Couturier (ingénieur de recherche au CEFE) et Aurélien Besnard (maître de conférences au CEFE). Une seconde réunion a eu lieu entre les mêmes personnes, ainsi qu'Emilien Dautrey (directeur de l'association GEPOMAY) et de Thomas Ferrari (coordinateur de l'Observatoire des Oiseaux Côtiers de Mayotte au GEPOMAY). Cette réunion a permis de préciser les objectifs à traiter dans le cadre de cet accompagnement méthodologique. En effet, plusieurs demandes avaient initialement été proposées par le PNMM. Le suivi des tendances des populations de crabiers a été retenu comme sujet à traiter prioritairement. Suite à cette réunion, le GEPOMAY a transmis au CEFE plusieurs documents relatifs aux programmes de conservation menés sur cette espèce.

Thibaut Couturier et Aurélien Besnard ont fourni une série de commentaires sur un document intitulé « Indicateur crabier blanc » produit par le PNMM et le GEPOMAY. Ces commentaires pointaient certaines limites du protocole en cours et ont conduit à de nombreux échanges entre le CEFE, le GEPOMAY et le PNMM les semaines suivantes. Deux autres réunions ont eu lieu le 20 avril et le 18 mai 2020 avec Jérôme Mathey (prestataire en charge des suivis par Drone, DroneGo). Quentin Esnault (stagiaire Master 2 au GEPOMAY) a durant cette période transmis au CEFE une étude bibliographique portant sur « l'utilisation des drones pour les suivis de colonies d'ardéidés », rédigée dans le cadre de son Master. Thibaut Couturier et Aurélien Besnard ont rédigé un document « objectifs méthodologiques » qui présentait les contraintes et approches méthodologiques possibles pour le

suivi des crabiers blancs. Un protocole d'étude de l'activité journalière des crabiers sur les colonies a été retenu comme « étude-pilote » à mettre en place lors de la saison de terrain suivante. La méthode a été précisée au cours des semaines qui ont suivi.

Des réunions entre Emilien Dautrey, Quentin Esnault et Thibaut Couturier ont eu lieu le 22 juin 2020 et le 16 juillet 2020. Suite à ces réunions, le jeu de données collecté depuis 2015 sur l'ensemble des colonies de crabiers a été transmis au CEFE. Le protocole de collecte des données par drone à mettre en place pour l'étude-pilote, définissant notamment les périodes et la fréquence de passages sur les colonies, a été rédigé en juin 2020. Quentin a remis son rapport de stage de Master intitulé « Révision du protocole d'étude et photo-comptage des colonies de Crabiers blancs (*Ardeola idae*) à Mayotte dans le cadre du Life BIODIV'OM » fin août 2020 (Esnault, 2020). Une réunion a été programmée le 27 octobre 2020 entre Emilien Dautrey, Quentin Esnault, Thomas Ferrari, Thibaut Couturier et Naomi Scholten, nouvellement recrutée au PNMM en remplacement de Marc-Henri Duffaud. Une fiche de stage, dont l'objectif principal était d'améliorer les connaissances des rythmes d'activité journalier et saisonnier des Crabiers blancs, a été publiée par le GEPOMAY en novembre 2020. Thibaut Couturier s'est rendu à Mayotte du 24 au 27 novembre 2020 afin de participer aux missions de collecte de données par drone et réaliser un survol de plusieurs colonies par ULM. De nombreux échanges ont eu lieu en salle et sur le terrain avec les membres du GEPOMAY à cette occasion, et plus particulièrement avec Emilien Dautrey et Paul Mathieu (chargé d'études au GEPOMAY). Un compte-rendu de ces échanges a été produit.

Almodis Vadier a été recrutée en tant que stagiaire de Master 2 au GEPOMAY, en co-encadrement avec le CEFE, de février à août 2021. Une majeure partie de son stage a été consacrée à l'élaboration d'une méthode de photo-comptage (rédaction d'un protocole) puis à l'exécution de ce protocole à partir des clichés recueillis lors de l'étude-pilote. Almodis Vadier a présenté son sujet de stage lors d'une réunion de l'équipe « HAIR » (CEFE) le 9 mars 2021. Aux mois de juin et juillet 2021, Thibaut Couturier a accompagné Almodis Vadier dans la phase d'analyse des données recueillies lors du travail de photo-interprétation. Une présentation des résultats auprès du PNMM a été réalisée le 12 juillet 2021. Almodis Vadier a remis son mémoire de stage fin août 2021 (Vadier, 2021). Suite aux résultats recueillis lors de l'étude-pilote, un nouveau protocole pour le suivi des tendances des effectifs a été élaboré, et discuté le 1^{er} septembre 2021 entre le CEFE et le GEPOMAY. Ce protocole fixe notamment la fréquence des survols par drones pour la saison 2021-2022. Une analyse (exploration graphique) des variations temporelles d'abondance sur les colonies de reproduction (données historiques et produites lors de l'étude-pilote) a été réalisée par Thibaut Couturier au cours des semaines qui ont suivi. Cette analyse a permis d'affiner les périodes de survol de drones. Elle est disponible sur un dépôt [Github](#). Ces résultats ont été discutés lors d'une réunion entre Naomi Scholten, Thibaut Couturier, Paul Mathieu et Emilien Dautrey le 26 octobre 2021. La rédaction de ce rapport a débuté en octobre 2021 et s'est achevée en avril 2022. Ce rapport a ensuite été soumis à la critique de deux « reviewers » externes : Alexandre Villers (chargé de recherche, Office Français de la Biodiversité) et Jocelyn Champagnon (chargé de recherche, Tour du Valat). Les commentaires ont été repris entre août et octobre 2022.

II) Choix méthodologiques

1) Contraintes techniques en lien avec la biologie et l'écologie de l'espèce

Détection de colonies par survols en ULM

Comme de nombreux ardeidés, le crabier blanc est une espèce qui se reproduit sur des colonies pouvant atteindre plusieurs dizaines de couples (Rabarisoa et al., 2020). Sur Mayotte, les colonies sont installées dans des mangroves, milieux où la détection des individus depuis le sol est complexe (Jeanne et al., 2018). Pour cette raison, le repérage des colonies est réalisé par survol en ULM. Signalons toutefois que la détection des colonies survolées par ce moyen n'est peut-être pas de 100%, notamment pour celles dont les effectifs reproducteurs sont faibles. Par ailleurs, les survols par ULM ciblent uniquement les mangroves, puisqu'à ce jour, aucune colonie n'a été observée dans d'autres milieux humides. Or, en-dehors de Mayotte, l'espèce niche parfois dans d'autres habitats humides que les mangroves (Rabarisoa et al., 2020).

Reproduction de l'espèce et rythmes d'activité

Les nids sont construits à la cime de diverses espèces de palétuviers (notamment *Sonneratia alba* et *Rhizophora mucronata*), atteignant 5 à 10 mètres de hauteur. Les femelles pondent entre deux et quatre œufs, qui sont couvés par les deux parents pendant environ 20 jours (Jeanne et al., 2018).

Les parents sont en activité d'alimentation une partie de la journée. Par conséquent, une fraction de la population de crabiers n'est pas présente sur colonie à un instant donné. On peut suspecter que cette proportion varie au sein de la journée pour diverses raisons, avec potentiellement un pic de présence sur colonie lors des rassemblements le soir.

Le crabier est une espèce dont la phénologie de reproduction s'étale sur plusieurs mois, ce qui a pour conséquence une présence simultanée de couples au sein des colonies présentant différents stades d'avancée de la reproduction (i.e. asynchronie de la reproduction, Frederick et al., 2006). La durée d'occupation d'un nid est d'environ 50 jours (20 jours d'incubation + 30 jours d'élevage des jeunes, Jeanne et al., 2018), ce qui signifie que les nids observés en septembre ne sont pas les mêmes que ceux observés en décembre par exemple. Il pourrait toutefois s'agir des mêmes individus en cas de seconde ponte. Au cours de l'incubation, un individu du couple (voire parfois les deux) est systématiquement présent au nid. A l'inverse, quand les jeunes sont plus âgés, ce temps de présence pourrait être réduit car ils nécessitent moins de protection, et davantage de nourriture (Chabot et al., 2015; Maccarone et al., 2010; Van Vessem and Draulans, 1986b). En revanche la fréquence des visites devrait être plus élevée (Van Vessem and Draulans, 1986b). Le temps de présence des adultes au nid pourrait ainsi varier selon le stade d'avancement de la reproduction (Maccarone et al., 2010). Par ailleurs, la visibilité des poussins devrait s'accroître à mesure qu'ils grandissent.

La connaissance de ces fluctuations d'effectifs intra-journaliers et intra-saisonniers semble donc cruciale pour mettre en place un protocole de suivi des tendances qui soit reproductible. En effet, des

relevés d'abondance à des horaires variables pourraient être responsables de biais importants dans les estimations d'effectifs.

Détermination

Le crabier est une espèce dont le plumage est facilement reconnaissable. En période de reproduction, de septembre à mars, les adultes sont entièrement blancs et leur bec est bleu vif se terminant par une pointe noire (figure 1). En dehors de cette saison, les adultes et les juvéniles revêtent un plumage strié de brun et de blanc et gardent leurs ailes blanches (figure 1). Sur Mayotte, le crabier blanc niche en colonies mixtes partagées avec les hérons garde-bœufs (*Bubulcus ibis*). Les individus sont assez facilement déterminables lorsque la résolution des clichés pris par drone est élevée. Toutefois, même dans ce cas, il peut arriver qu'une partie des individus ne soit pas déterminée car trop flous, mal positionnés etc.

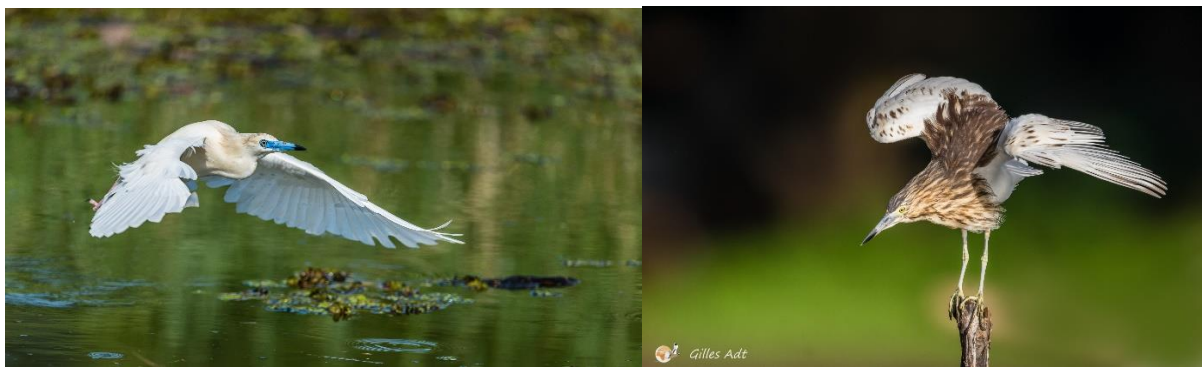


Figure 1 : Crabier blanc adulte (gauche) et juvénile (droite). © Gilles Adt

Utilisation des drones et photo-assemblage

Les mangroves dans lesquelles sont installées les colonies de crabiers à Mayotte sont des milieux à végétation dense, qui contraignent donc fortement l'observation des individus et le recueil d'indices de reproduction, en particulier depuis le sol. Le survol des colonies par drone offre donc une alternative efficace pour localiser, puis compter les individus de différents âges, ainsi que les nids, par photo-interprétation des clichés. Toutefois, cette technique ne permet pas de recenser de manière exhaustive les individus et les nids présents lorsqu'ils sont situés sous la canopée, donc difficiles à observer depuis le ciel, voire totalement masqués par la végétation. D'autres paramètres tels que le micro-relief de la canopée ou la luminosité peuvent également contribuer à dissimuler certains nids et individus.

La détection effective des individus ou des indices de reproduction (nids, œufs, poussins...), même visibles sur photos, est probablement imparfaite en raison de la capacité de détection du photo-interprète. On peut de ce fait suspecter des biais liés à son niveau d'expérience. Des premières expériences ont ainsi montré que la capacité de détermination d'un observateur donné augmente en cours de saison, obligeant ainsi le photo-interprète à repasser sur les premiers clichés analysés (GEPOMAY, com. pers).

Compte-tenu du potentiel dérangement de l'avifaune généré par les drones (Brisson-Curadeau et

al., 2017; Mulero-Pázmány et al., 2017; Vas et al., 2015), le temps de survol doit être d'une durée limitée. Des tests préalables ont montré qu'une durée inférieure à 20 min n'avait pas d'effet notable sur le comportement des individus (i.e. pas d'attitudes d'inquiétudes telles que des regards en l'air) (Mathey, com. pers.). Ceci implique qu'un seul parcours sur l'ensemble de la colonie est possible au cours d'une même session de survol, limitant ainsi la possibilité de réalisation de clichés selon des angles de vue différents. Il peut toutefois être envisagé d'effectuer deux passages séparés d'un intervalle de temps suffisant (quelques heures) afin de minimiser le dérangement.

Les difficultés de détermination des deux espèces de hérons sur les colonies rendent nécessaire l'obtention de clichés à résolution élevée. Le GEPOMAY a ainsi estimé qu'une résolution de 0,2 cm / pixel était ainsi nécessaire pour être en mesure de différencier les deux espèces. Par conséquent, le survol doit être effectué à hauteur relativement faible (entre 15 et 25 m dans le cas du matériel utilisé actuellement par le prestataire), générant ainsi plusieurs clichés pour couvrir l'ensemble de la colonie (et potentiellement davantage de dérangement). L'assemblage de ces clichés se déroule ensuite de manière manuelle ou automatique. En effet, des irrégularités de canopée sur certaines colonies liées aux variations de hauteurs d'arbres génèrent un micro-relief empêchant l'obtention d'une vision plane qui réduisent la possibilité d'assemblage selon des techniques de photogrammétrie (assemblage automatique). Dans ces situations, l'assemblage doit être réalisé de manière manuelle, ce qui est davantage chronophage. Signalons également qu'actuellement, le géoréférencement des photos, bien qu'existant depuis 2016 (Mathey, com. pers.), n'est pas exploité lors des techniques d'assemblage. Les photos sont donc comparées visuellement pour identifier les mêmes nids lors de différents survols, étape nécessaire pour l'utilisation de certaines méthodes (voir ci-dessous).

2) Approches méthodologiques possibles au regard de ces contraintes

Compte-tenu de ces différentes contraintes, écologiques et techniques, il semble nécessaire de quantifier le niveau de précision des paramètres que l'on souhaite estimer. Il semble par ailleurs important de connaître, voire de contrôler les facteurs qui sont à l'origine de biais dans les estimations obtenues : période, expérience du photo-interprète etc.

Nous proposons de revenir sur les différentes approches méthodologiques possibles pour estimer les tendances des populations de crabiers à partir de clichés réalisés par drones, mais aussi d'autres paramètres qui pourraient être utiles pour sa conservation, comme par exemple le succès de la reproduction. Les unités d'échantillonnage considérées seront différentes selon les approches méthodologiques proposées ; il peut s'agir soit de mailles (= quadrat, pixel) à appliquer sur les clichés, selon une résolution à définir, soit des nids, soit de la colonie entière. Dans le cas des nids, la précision des estimations obtenues, donc la puissance statistique à détecter des tendances, sera bien meilleure que l'unité d'échantillonnage « colonie ». Toutefois, le fait de retenir cette unité implique de pouvoir suivre les nids dans la durée, donc de parvenir à les géolocaliser sur l'ensemble des clichés issus de la série temporelle considérée (jour, mois, année...), ce qui peut s'avérer difficile et chronophage.

Estimation du succès de la reproduction

L'utilisation de drones peut permettre d'évaluer le succès de la reproduction d'espèces nichant en canopée. Des tests concluants ont ainsi été obtenus chez la corneille mantelée où les auteurs mettent en évidence la réduction du coût et le plus faible niveau de perturbations par rapport à d'autres techniques usuelles pour estimer le succès de la reproduction (Weissensteiner et al., 2015).

L'unité d'échantillonnage considérée lors d'une telle approche est un événement de reproduction réalisé par un couple sur un nid. De nombreux paramètres permettant d'estimer le succès de la reproduction peuvent être mesurés. L'intérêt de « découper » les différentes phases de la reproduction est de pouvoir identifier les stades les plus critiques. Cela peut être particulièrement intéressant pour des questions relatives à la prédation (rats notamment) ou à l'impact des facteurs météorologiques (températures ou précipitations extrêmes). À titre d'exemples, on peut chercher à estimer les paramètres suivants :

- La probabilité qu'un couple cantonné produise au moins un œuf ;
- La probabilité qu'au moins un œuf éclore ;
- La probabilité qu'un couple cantonné produise au moins un jeune ;
- La probabilité qu'au moins un poussin éclos s'envole.
- Le nombre de jeunes (à un âge défini) produits par couple cantonné ;

Ceci implique néanmoins d'obtenir un bon niveau de certitude sur l'état d'avancement de la reproduction à chaque pas de temps considéré. Or, avec un balayage unique de la colonie par mois, il semble très courant de rater les indices permettant de statuer sur cet état d'avancement. Des observations continues selon des techniques de caméras au nid ou encore d'observations à la longue-vue seraient donc vraisemblablement plus adaptées au recueil de ce type de données sur le crabier. En cas de suivi par drone, un passage tous les 3-4 jours s'avérerait nécessaire (ou a minima une fois par semaine), ce qui représente un investissement peu compatible avec les moyens disponibles pour cette opération.

Une étude du succès de la reproduction semble à encourager pour travailler sur des questions locales (colonie ou fraction de colonie), en lien avec des problématiques de gestion, et non pas sur l'ensemble de la population de crabiers de Mayotte. Cette approche n'est donc pas adaptée pour travailler sur la question initiale qui porte sur la tendance des effectifs de la population de Mayotte.

Estimation des effectifs sur colonies

Le recensement des individus n'étant pas exhaustif pour les raisons évoquées plus haut, telles que l'absence d'une fraction des adultes en activité d'alimentation, les comptages sur les différentes colonies fournissent ainsi des indices d'abondance et non des abondances absolues. De tels indices permettent d'estimer des tendances, à condition que le biais (nombre d'individus comptés par rapport au nombre réellement présent) soit constant dans le temps et dans l'espace, ce qui est une hypothèse forte (Yoccoz et al., 2001).

La mise en place de répliques spatiaux et temporels, s'ils sont suffisamment rapprochés dans le temps pour émettre l'hypothèse que la population est close, permet l'utilisation de méthodes qui corrigent pour la détection imparfaite des individus ou des nids (modèles N-mixture, Royle, 2004). Ces

modèles permettent d'estimer deux paramètres d'intérêt : l'abondance moyenne par site (λ), ici les colonies de reproduction de crabiers, et la probabilité de détection des individus (p). Ces modèles permettent par ailleurs d'intégrer des covariables relatives aux « sites » ou relatives aux passages (ex : heure de passage) sur la probabilité de détection mais aussi l'abondance par unité spatiale.

Les modèles N -mixture, lorsqu'ils se basent sur une seule année de collecte de données (dits « *single season* »), posent l'hypothèse qu'il n'y a pas de changement d'abondance sur les sites au sein d'une saison (entre la première et la dernière visite), i.e. que la population est fermée. Des évolutions méthodologiques de cette méthode ont conduit à développer des modèles dits « dynamiques » dits aussi « *open N-mixture* » ou « *multiseason* » (Dail and Madsen, 2011) qui reposent sur la collecte de données pendant plusieurs années et relâchent l'hypothèse de population fermée entre les saisons, en autorisant alors des événements de mortalité d'individus (survie apparente < 1) et le recrutement de nouveaux individus sur les sites. Une dernière évolution du modèle permet de s'affranchir de la modélisation de la survie et du recrutement pour modéliser directement le taux de croissance (Hostetler and Chandler, 2015).

A noter toutefois que ces méthodes sont très sensibles à l'hétérogénéité de la probabilité de détection. On peut supposer que cela sera le cas pour les nids : ceux au-dessus de la canopée sont systématiquement détectés, ceux en dessous systématiquement ratés. Ce type d'approche par modélisation en N -mixture peut toutefois être utilisé pour des comptages d'individus, adultes ou juvéniles, car plus visibles que les nids. Il est dans ce cas important de mettre en place des comptages suffisamment rapprochés dans le temps pour respecter l'hypothèse que la population est fermée.

Ce type d'approche pourrait donc être approprié pour les estimations des effectifs en juvéniles et en adultes. L'unité d'échantillonnage spatiale retenue sera la colonie. Rappelons toutefois qu'il s'agit ici d'une estimation des effectifs en individus présents sur colonie, puisqu'une fraction est en activité d'alimentation, donc indisponibles à la détection.

Estimation du nombre de nids sur colonies

La technique drone permet l'observation des nids visibles en canopée. Mais comme évoqué plus haut, cette détection est imparfaite, et potentiellement variable dans le temps (horaires, saison...) et dans l'espace (colonies...). Des approches par CMR à partir des nids détectés par photo-interprétation pourraient être utilisées. Des passages répétés sur un ensemble de nids permettraient ainsi, selon certaines hypothèses (population close), d'estimer l'abondance réelle en nids (avec un IC95% associé), corrigée par la probabilité de détection de ces nids compte-tenu de leur détection imparfaite. On peut en effet imaginer qu'un nid occupé sera non-détecté en cas d'absence de parent sur le nid (à supposer que cela puisse se produire), par manque de visibilité sur la photo, ou tout autre facteur lié à l'environnement ou à l'observateur.

L'utilisation de la méthode CMR sur les nids implique ainsi de réaliser plusieurs passages et de géolocaliser et retrouver les nids entre ces passages rapprochés dans le temps (population close) avec l'hypothèse que le statut d'occupation des nids ne change pas entre le premier et le dernier passage.

Le seul biais potentiel lors de cette approche, non corrigé par la probabilité de détection, pourrait provenir d'une variation non-aléatoire de la proportion de nids sur/sous la canopée au cours des années, ce qui semble peu probable.

Nous encourageons ainsi le test de cette méthode pour l'estimation de l'abondance en nids sur les colonies.

3) Objectifs et approche méthodologique retenus pour l'étude-pilote

Suite à ce diagnostic posé sur les différentes approches méthodologiques possibles, nous avons proposé de répondre aux objectifs suivants lors d'une étude-pilote réalisée lors de la saison de reproduction 2020-2021 sur deux colonies de Mayotte :

- 1) Caractériser les variations d'abondance (comptages) des adultes, juvéniles et nids au cours de la journée et au sein de la saison de reproduction ; on suspecte en effet que ces abondances varient au cours du temps, entraînant de potentiels biais dans les estimations de tendances.
- 2) Estimer les abondances et probabilités de détection des nids de crabiers par méthodes de CMR à partir des clichés obtenus lors des différentes sessions de survol.
- 3) Valider une technique standardisée de photo-montage et de photo-interprétation des clichés photos recueillis par drone ; Cette standardisation est essentielle pour veiller à ne pas introduire de biais additionnels dans les estimations d'abondance.
- 4) Préciser la phénologie de la reproduction de l'espèce à partir des données antérieures, complété par un échantillonnage sur l'ensemble des colonies ; Cette connaissance permettra de caler au mieux les périodes de passage des drones sur les colonies.
- 5) A partir des résultats issus de cette étude-pilote, proposer une stratégie d'échantillonnage temporelle et spatiale pour mesurer les tendances des populations de crabiers.

III) Etude-pilote de 2020-2021

1) Collecte des données

Survols ULM

Deux survols par ULM des différentes colonies connues ont été réalisés en début et fin de saison le 11 septembre et le 3 décembre 2020 par le prestataire « Les ULM de Mayotte », avec un membre du GEPOMAY à son bord. La cartographie de ces survols n'est pas disponible pour la saison 2020-21, mais nous fournissons, à titre d'exemple, celle obtenue lors de la saison 2021-22 (Annexe 1).

Ces survols permettent de confirmer l'installation de ces colonies « historiques » et, selon où/comment sont couvertes les zones, de détecter potentiellement l'apparition de nouvelles colonies (figure 2).

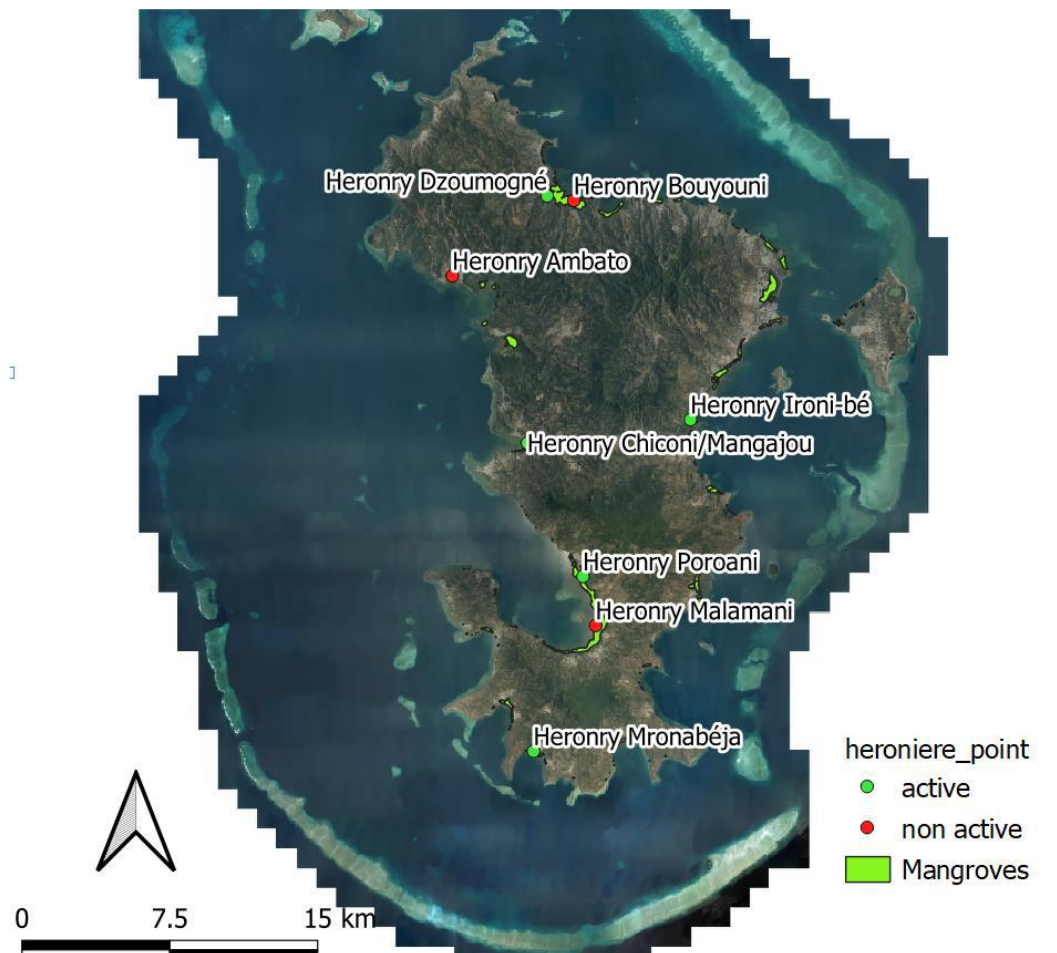


Figure 2: Cartographie des différentes colonies de crabiers blanc recensées par ULM, et leur utilisation (active) ou non (inactive) par les crabiers en 2020-2021

Survol drones

La société DroneGo a réalisé le survol par drone des colonies lors de la saison de reproduction 2020-2021. Depuis 2019, ce prestataire utilise le modèle de drone DJI Mavic 2 Pro avec un capteur L1D-20c de 20MP. Les survols des colonies ont été réalisés à environ 10 mètres au-dessus de la canopée (soit entre 15 et 20m au-dessus du sol, selon la hauteur d'arbres). Cette hauteur de vol ne semble pas affecter le comportement des individus puisque très peu d'oiseaux lèvent le regard en l'air à l'approche du drone (Mathey ; com. pers.). Ce drone circule à une vitesse de 3 à 4 m/s, selon un plan de vol qui balaie l'ensemble de la colonie selon des allers-retours (voir exemple en annexe 1). Les vols duraient entre 15 et 20 minutes selon l'étendue spatiale de la colonie. D'une dizaine à une centaine de clichés ont ainsi été obtenus pour chaque colonie lors de chaque survol.

Pour répondre aux objectifs de l'étude-pilote, deux colonies (Ironi-Bé et Chiconi, figure 2) ont fait l'objet de six passages par jour, i.e. un passage toutes les deux heures entre le lever et le coucher du soleil. Toutefois, en raison de certaines contraintes logistiques, les horaires de passages ont parfois été décalés d'une trentaine de minutes environ (Annexe 2). Ces passages journaliers ont été répétés lors de trois périodes distinctes réparties entre octobre 2020 et janvier 2021, soit 36 survols au total (tableau1). Ces deux colonies ont été sélectionnées en raison de leur facilité d'accès (position géographique sur l'île) et de l'existence de différences de structuration de végétation entre ces deux

mangroves (couvert végétal/ palétuviers). Cela devrait ainsi permettre de connaître les contraintes et difficultés inhérentes à ces deux situations, notamment en termes de photo-montage et de photo-comptage.

En complément, les cinq colonies de l'île ont fait l'objet de deux passages par mois d'octobre à décembre 2020, puis une fois par mois en janvier et février 2021, conformément à ce qui était pratiqué les années antérieures. Toutefois, en raison de contraintes de prestation, le suivi bimensuel du mois de décembre 2020 n'a pu être effectué. Signalons également que la colonie de Malamani s'est dispersée en pleine saison de reproduction (novembre 2020), et présentait donc des effectifs presque nuls (i.e. deux couples, Vadier, com. pers.) après cette dispersion. Par ailleurs, les colonies de Mronabeja ainsi que Poroani ont été découvertes plus tardivement que les autres colonies (décembre 2020). Dans le cas de la colonie de Poroani, il est probable qu'elle se soit formée tardivement, en remplacement de la colonie de Malamani (GEPOMAY, com. pers.). La colonie de Mronabeja a pu également se former tardivement, ou bien être ratée lors du premier survol en raison de sa petite taille (GEPOMAY, com. pers.). On ne dispose donc pas des données obtenues par drone sur la période de septembre à novembre 2020 pour ces deux colonies.

Tableau 1 : Dates de passages sur les différentes colonies.

| Période | Colonie | Date | nombre de sessions |
|---------|----------|------------|--------------------|
| 1 | Chiconi | 22/10/2020 | 6 |
| 1 | Ironi-Be | 15/10/2020 | 6 |
| 2 | Chiconi | 04/12/2020 | 6 |
| 2 | Ironi-Be | 27/11/2020 | 6 |
| 3 | Chiconi | 22/01/2021 | 6 |
| 3 | Ironi-Be | 15/01/2021 | 6 |

Photo-montage

Les doublons (i.e. photos quasiment identiques) ont été retirés avant réalisation du photo-montage. Le photo-montage est l'étape consistant à assembler en une seule image l'ensemble des photographies à haute résolution réalisées par drone. Cette étape a été réalisée par Almodis Vadier, en stage de Master 2 au GEPOMAY. Deux logiciels ont dû être utilisés, selon les colonies. En premier lieu, KolorAutopano Giga 4.4, un logiciel de photogrammétrie qui permet de réaliser un assemblage automatisé de photos par correspondance dans les pixels ou objets présents sur différentes photos. Il génère ainsi des panoramas de colonies de manière automatisée, ce qui permet un gain de temps important dans le traitement de ces données. Des tests ont montré qu'il fonctionne bien pour les colonies en milieux de mangroves à canopée dense et homogène telles qu'Ironi-Bé et Dzoumogné. Cependant dans les situations où les différences de hauteurs d'arbres sont plus marquées, ce montage doit être réalisé manuellement. En effet, l'existence de micro-reliefs rend difficilement superposables les photos prises sous différents angles et KolorAutopano n'arrive pas à reconstituer le panorama. Dans ces situations, le logiciel GIMP a été utilisé pour réaliser le photo-montage manuellement. Cette étape est alors assez chronophage, notamment pour les plus grosses colonies. Plus de détails sur cette procédure de photo-montage sont fournies en annexe 3.

Photo-pointage

Almodis Vadier a réalisé le photo-pointage des individus et des nids à partir des photos assemblées, avec le logiciel QGIS (figure 3). Trois couches SIG vectorielles (points) au format .shp ont été produites :

- Nids : tous les nids sont relevés, à l'exception de ceux occupés par les hérons garde-bœufs. Les nids considérés comme occupés sont ceux avec au moins un crabier adulte ou juvénile posé dessus. Les informations suivantes sont alors reportées dans un champ attributaire : nombre de jeunes, nombre d'adultes et nombre d'œufs visibles sur le nid. Dans le cas d'absence d'individu, il est précisé « nid vide ». Dans cette situation, la photo ne permet pas de préciser s'il s'agit d'un nid de crabier ou de héron garde-bœufs.
- Individus de crabiers : distinction du stade « adulte » ou « juvénile ». Notons que les individus de hérons garde-boeufs ne sont pas recensés.
- Individu non identifié : l'espèce n'est pas reconnue sur la photo.

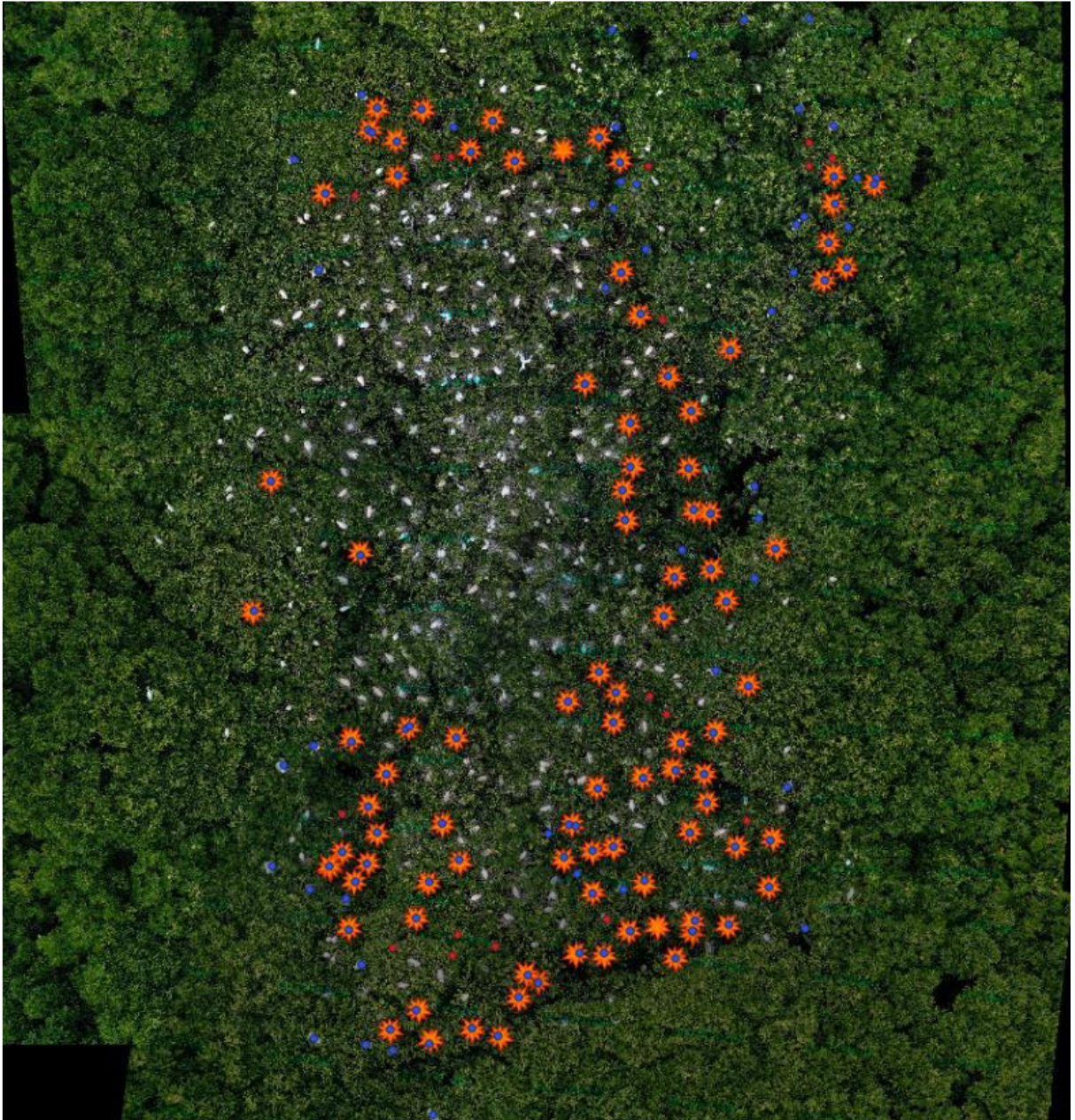


Figure 3 : Photo-pointage des individus de crabiers (bleu) et de nids (étoile orange) à partir d'un assemblage de photos prises par drone. En blanc, sont visibles les individus d'hérons garde-boeufs (non pointés) et en rouge sont pointés les individus non identifiés (source : Vadier, 2021)

Ce travail de photo-identification devait être effectué sans mémorisation de la position des nids sur les clichés d'une session à une autre afin de respecter une hypothèse d'indépendance des données entre les différents passages. Pour assurer cette indépendance et faciliter l'« oubli » de la position des nids, le photo-interprète devait alterner la photo-interprétation entre les différentes colonies (i.e. éviter de photo-interpréter les passages successifs d'une même colonie à la suite) et chercher à balayer la photo selon différents points d'entrée.

2) Analyses

Fluctuations d'abondance intra-journalière et intra-saisonnière

Nous avons analysé les données de comptages de nids, adultes et juvéniles obtenues par photo-pointage avec des modèles additifs généralisés (GAM : Generalized Additive Models), basés sur une loi de Poisson et un lien log. Nous avons analysé chacune de ces trois variables de comptages comme variables à expliquer, en intégrant la variable « heure » comme un « terme lisse » (smooth term) en interaction avec la « session ». Nous avons fixé le nombre de paramètres de lissage maximum à $k=6$, correspondant au nombre de modalités pour l'heure.

Estimations d'abondance et probabilité de détection des nids « actifs »

Nous avons analysé des séries de données journalières obtenues par photo-pointage, correspondant aux six passages de la même journée, à l'aide de modèle de type CMR. Pour cela, nous avons considéré les nids « actifs » de crabiers, c'est-à-dire ceux pour lesquels un crabier était posé lors d'au moins un survol. Les sessions du 22/10/2020 (Chiconi) et du 27/11/2020 (Ironi-Bé), correspondant au pic de reproduction (voir résultats), ont été retenues pour cette analyse. Nous nous sommes basés sur les histoires de détection des nids (unités d'échantillonnage), avec un 1 lorsqu'un nid est détecté par le photo-interprète lors d'une session donnée et 0 lorsqu'il n'est pas détecté. Nous avons émis l'hypothèse que la « population de nids » était fermée (pas d'apparition, disparition de nids) au sein de ces deux journées.

Nous avons utilisé des modèles « Closed capture » afin d'estimer les paramètres de détection et d'abondance (Otis et al., 1978). Nous avons considéré les modèles avec une détection constante ou dépendante dans le temps, et une probabilité de détection identique entre les deux colonies ou différente entre colonies. Parmi ces quatre modèles testés, nous avons retenu le modèle avec le score d'AIC le plus faible (Burnham and Anderson, 2002).

Tests de puissance par simulations de données CMR

A partir de la probabilité de détection moyenne des nids estimée par le modèle constant en CMR ($p = 0,6$, voir résultats), nous avons simulé des histoires de détection individuelle en faisant varier le nombre de sessions entre 2 (nombre minimum de sessions pour obtenir une estimation d'abondance en CMR) et 6 (nombre de survols maximum acceptable pour éviter le dérangement des colonies) obtenues pour différentes tailles de colonie ($n = 10, 50, 100$ et 150). Pour chacune de ces modalités, nous avons lancé 100 simulations puis calculé le coefficient de variation moyen des estimations d'abondance obtenues, indicateur de la précision de ces estimations.

Phénologie de la reproduction

Nous avons cherché à identifier les pics d'activité de reproduction, correspondant aux abondances maximales de nids et de juvéniles, éléments utiles pour guider la stratégie d'échantillonnage temporelle future. Pour cela, nous avons mobilisé les données de comptages de nids et de juvéniles collectées entre 2015 et 2020. Nous avons uniquement procédé à un examen graphique des données de comptage, sans recours à des analyses statistiques.

3) Résultats

Fluctuations d'abondance intra-journalière et intra-saisonnière

Adultes

La modélisation statistique des données de comptages obtenues lors de l'étude-pilote par des GAM met en évidence une diminution significative de l'abondance en adultes sur les colonies au cours de l'avancée de la saison de reproduction et une légère baisse (non significative) en milieu de journée (figure 4).

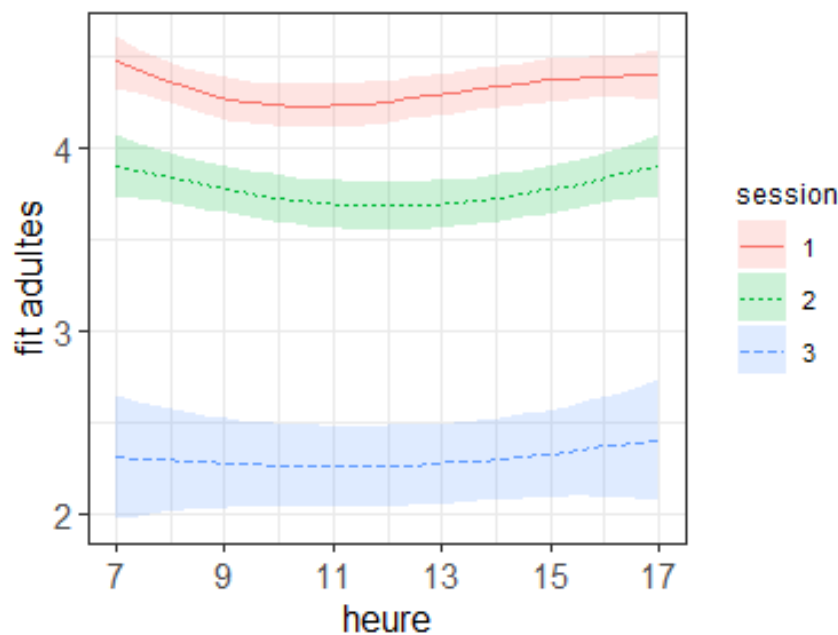


Figure 4 : Prédictions des effectifs en crabiers blancs adultes obtenues par le modèle GAM à partir des comptages obtenus sur les deux colonies étudiées lors de l'étude-pilote de 2020-2021. La bande transparente indique l'intervalle de confiance à 95%.

Juveniles

Lors de l'examen des données brutes, on constate un net pic d'abondance lors de la seconde période, qui correspond à fin novembre-décembre (figure 5). On observe une baisse de l'abondance en juvéniles observés sur les colonies en fin de matinée, puis une remontée en début d'après-midi, notamment pour la colonie d'Ironi-Be. En fin de journée, on observe à nouveau une très légère baisse des effectifs. L'analyse de ces données par des modèles GAM révèle ces mêmes tendances (figure 6).

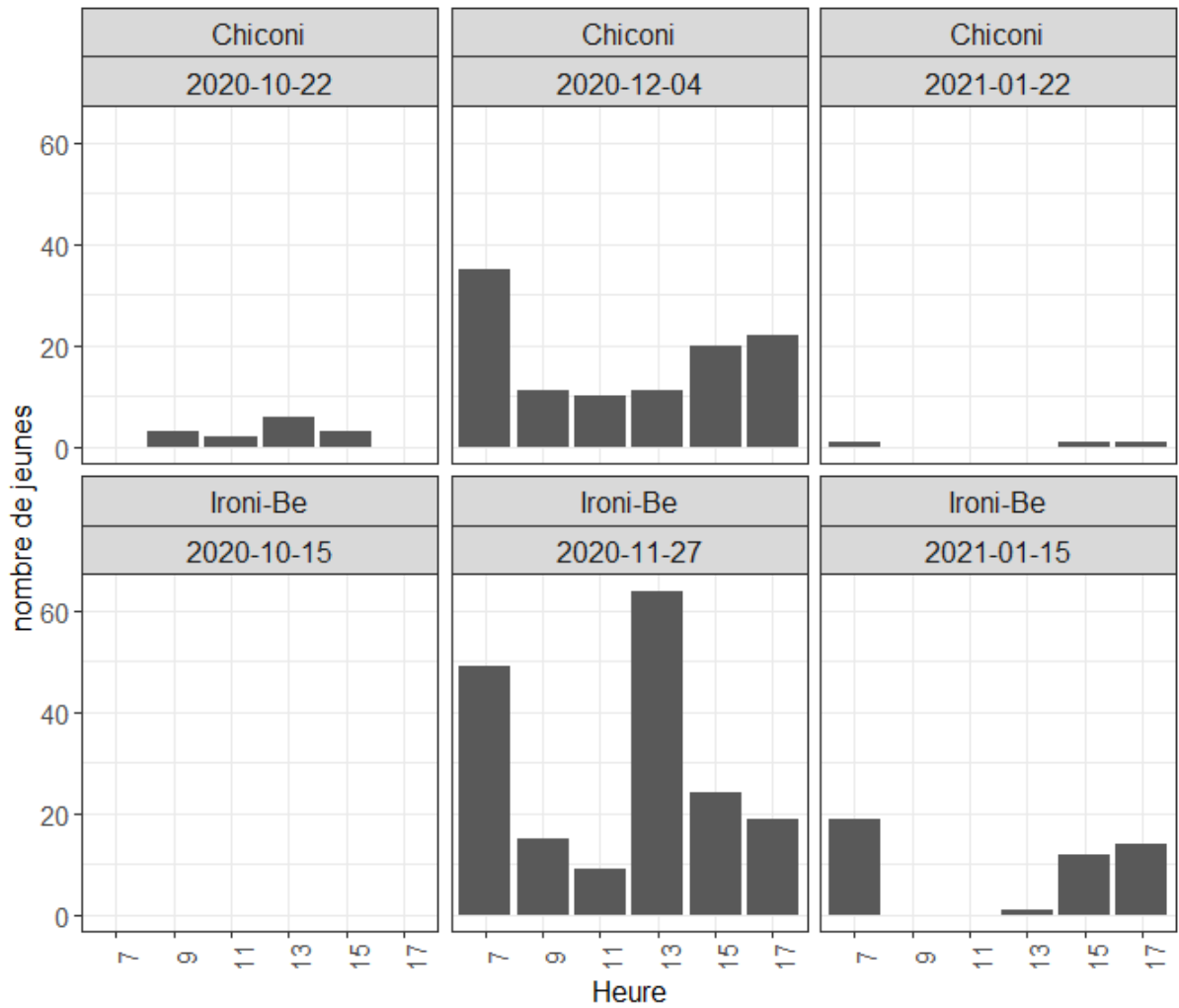


Figure 5 : Données de comptage brutes des juvéniles issues de l'étude-pilote.

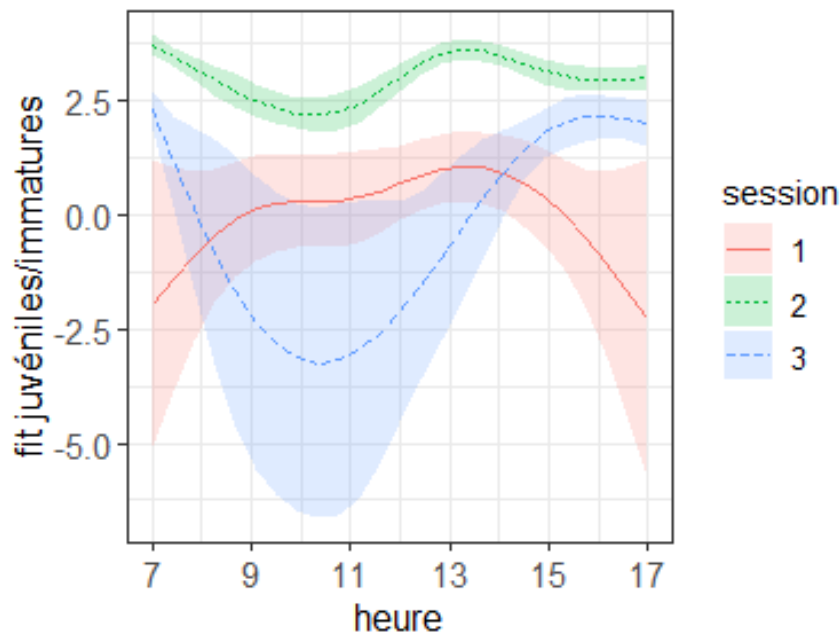


Figure 6 : Prédictions des effectifs en crabiers blancs juvéniles obtenues par le modèle GAM à partir des comptages obtenus sur les deux colonies étudiées lors de l'étude-pilote de 2020-2021. La bande transparente indique l'intervalle de confiance à 95%.

Nids

On observe de fortes fluctuations journalières de l'abondance en nids observés sur les colonies lors de la session 2 (figure 7). Lors de la session 3 (janvier 2021), l'abondance en nids détectés diminue très nettement par rapport aux deux autres sessions, avec une légère tendance à l'augmentation au cours de la journée.

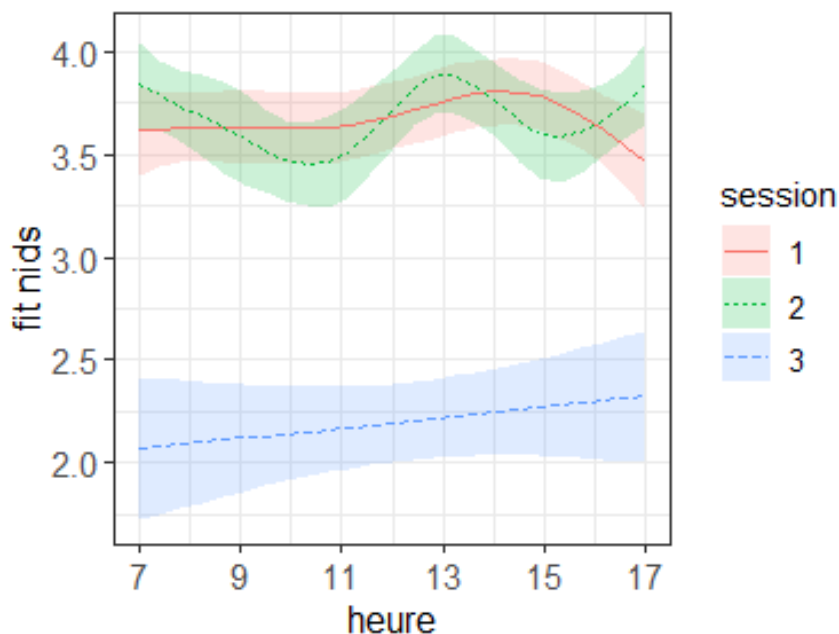


Figure 7 : Prédictions des abondances de nids obtenues par le modèle GAM à partir des comptages obtenus sur les deux colonies étudiées lors de l'étude-pilote de 2020-2021. La bande transparente indique l'intervalle de confiance à 95%.

Estimations d'abondance et probabilité de détection des nids « actifs »

Nous n'avons pas détecté de différence significative ($\Delta AIC < 2$) entre les modèles qui considéraient une différence de détection des nids entre colonies et ceux qui ne tenaient pas compte de cette différence. Nous avons donc considéré le modèle sans différence entre colonies. Le meilleur modèle était le modèle time-dépendant. Les prédictions issues de ce modèle montrent une amplitude des estimations de probabilités de détection de 0,28 (figure 8). On observe une légère baisse de la probabilité de détection au cours de la matinée et une augmentation en début d'après-midi, avant une nouvelle baisse enregistrée lors des sessions de milieu et fin d'après-midi (figure 8). Ce modèle estime 73 nids (s.e. = 0) sur la colonie de Chiconi et 107 nids (s.e. = 0) sur la colonie d'Ironi-Bé.

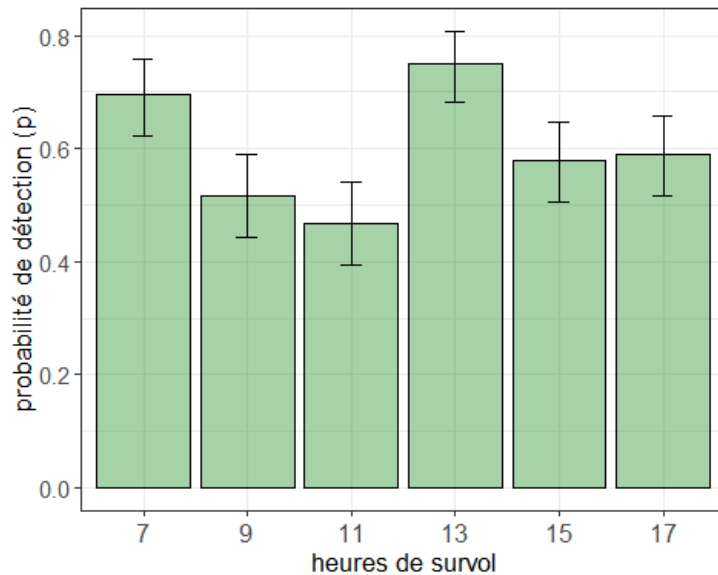


Figure 8 : Probabilités de détection des nids estimées selon le modèle time-dépendant pour les colonies de Chiconi et Ironi-Bé

Tests de puissance

Le coefficient de variation moyen obtenu lors des simulations d'histoires de détection des nids est élevé à très élevé lorsque seulement deux passages sont réalisés (indépendamment de leur fréquence) au sein d'une même session primaire (i.e. en population fermée), notamment dans le cas de petites colonies (10 nids) (figure 9). Ce coefficient de variation décroît fortement à compter du troisième passage ; Il est alors de 10% pour les colonies de 10 individus, et inférieur à 6% pour les colonies de plus de 50 individus. Dans le cas d'un quatrième passage, ce coefficient de variation est inférieur à 3%, quelle que soit la taille de la colonie.

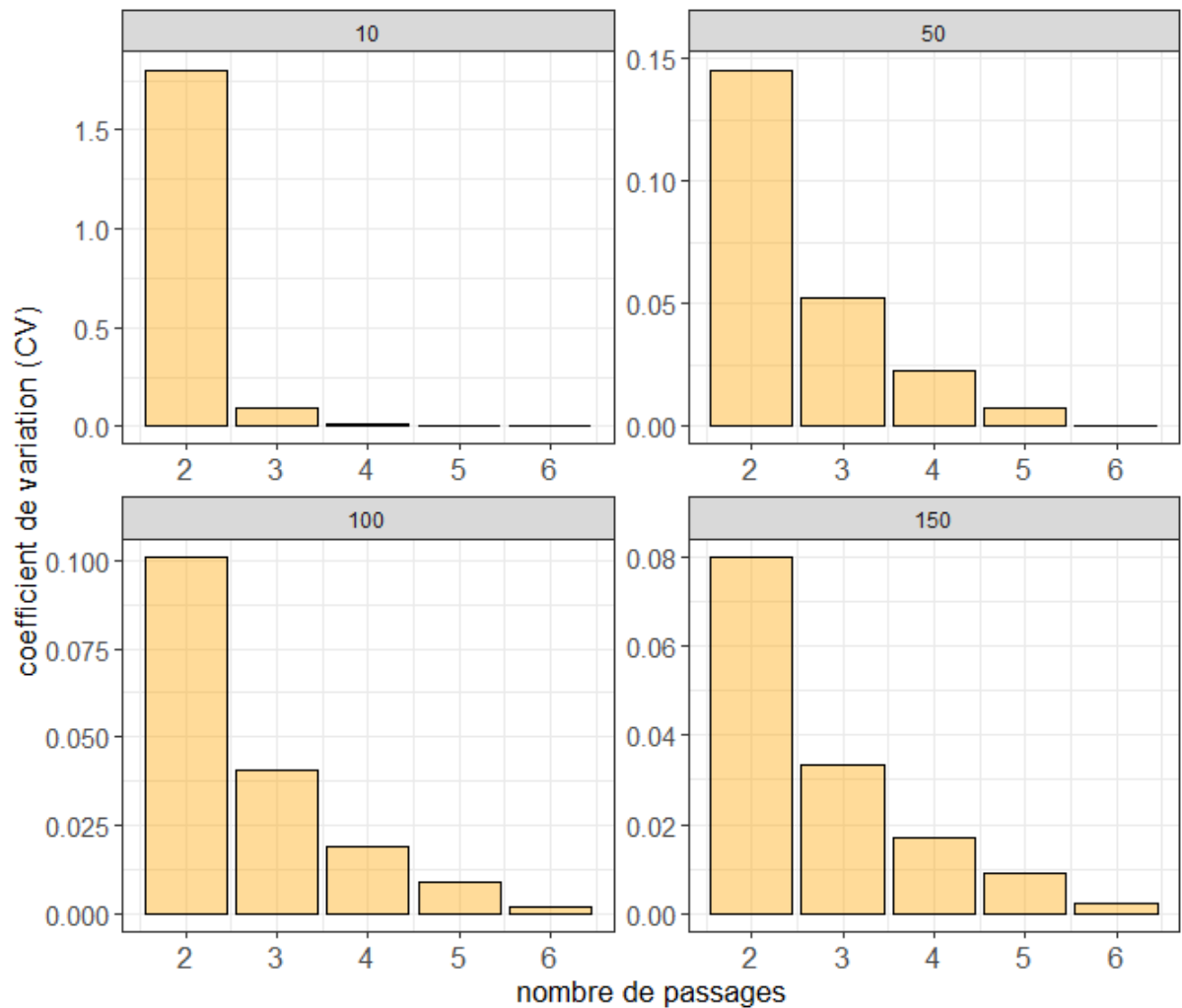


Figure 9 : coefficients de variation moyens obtenus pour 100 simulations pour des tailles de colonies comprises entre 10 et 150 nids, dont la détection moyenne est de $p = 0,6$ (estimation obtenue lors de l'étude-pilote). Attention : l'échelle des Y varie d'un graphe à l'autre.

Phénologie de la reproduction

Les pics d'activité présentés par la suite sont à interpréter avec prudence. Ils peuvent en effet refléter des différences d'activité et/ou de détection liés aux heures de passages (voir analyse par GAM précédente), plutôt que de réelles variations liées à la phénologie des espèces.

Les pics d'abondance en nids tombent majoritairement en novembre (pointillés verts) ou décembre (pointillés rouges) (figure 10). Néanmoins, ces pics sont parfois détectés en octobre (Chiconi de 2017 à 2020, Ironi Bé en 2018 et Malamani en 2017 et 2018, Dzoumogne en 2020) ou en janvier (Chiconi en 2016, Dzoumogne en 2018 et 2019). Ce pic a une fois été relevé en janvier sur la colonie de Dzoumogne en 2019.

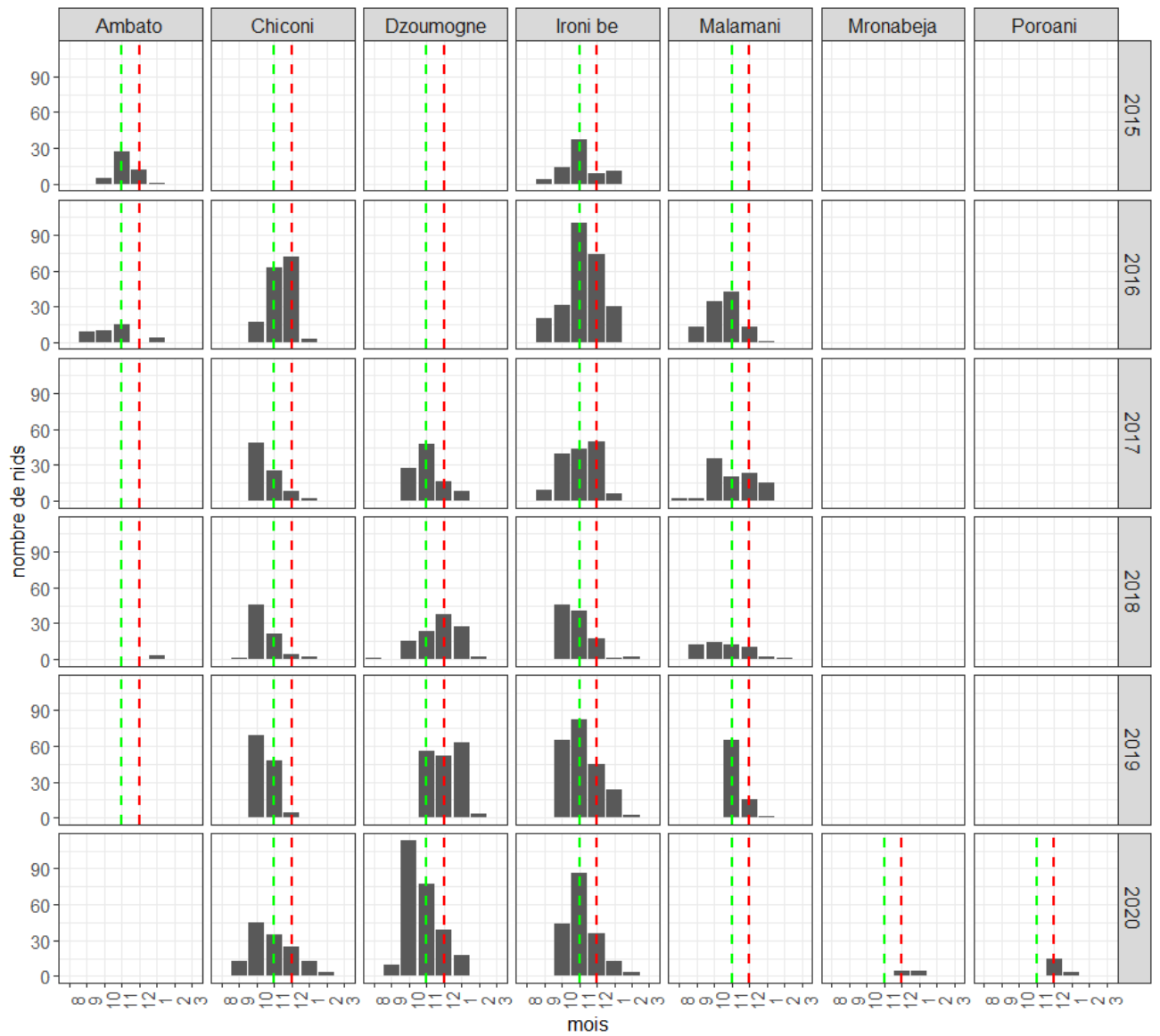


Figure 10 : Comptages mensuels des nids obtenus entre 2015 et 2020 sur l'ensemble des colonies de Crabiers blancs suivies. En vert les mois de novembre, et rouge les mois de décembre.

Les pics d'abondance en juvéniles sont majoritairement obtenus en décembre (pointillés rouges, figure 11). Néanmoins, ils sont parfois observés en novembre (Ambato en 2015, Malamani en 2016 et 2019), voire en janvier (Chiconi en 2016, Dzoumogne en 2018, 2019 et 2020).

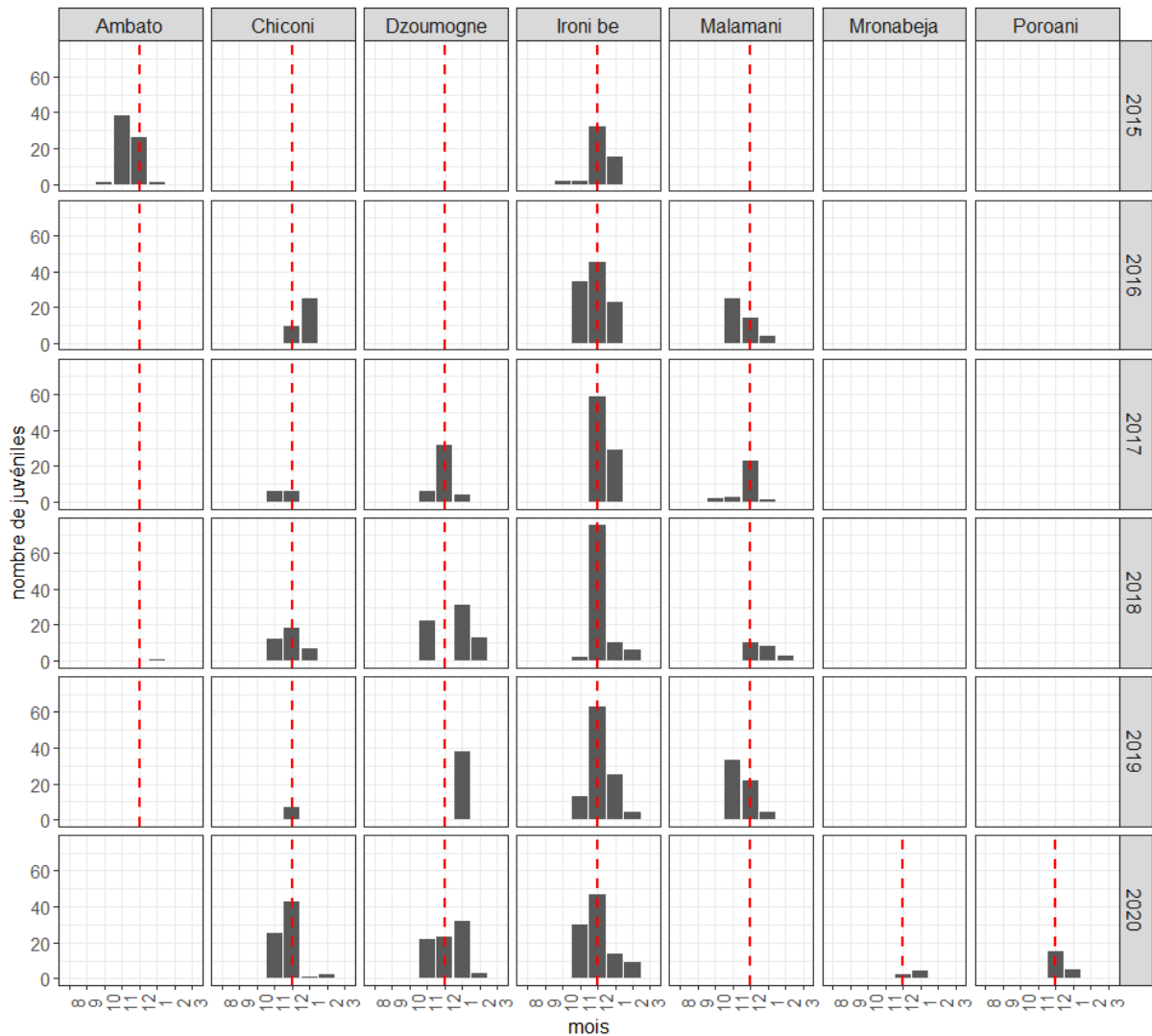


Figure 11 : Comptages mensuels des juvéniles obtenus entre 2015 et 2020 sur l'ensemble des colonies de Crabiers blancs suivies. En rouge les mois de décembre.

4) Discussion

Nous avons estimé une probabilité de détection moyenne des nids de Crabiers d'environ 0,60, ce qui correspond à 40% de chance de rater un nid pourtant présent lors d'un survol par drone. Ce problème de détection imparfaite lors de survols aériens a été documenté chez de nombreux animaux, notamment chez les oiseaux (Barr et al., 2018), et plusieurs approches méthodologiques ont été proposées pour estimer ce biais (Frederick et al., 2006; Pollock and Kendall, 1987). Chez le Crabier chevelu *Ardeola ralloides* en Camargue, une approche par double-observateurs (Barbraud et al., 2004) a montré que la probabilité de détection des nids variait entre 0,52 et 0,70 selon les observateurs, estimation proche de celle obtenue lors de notre étude-pilote pour le Crabier blanc.

Parmi les sources possibles de non-détection des nids, Almodis Vadier avait pu identifier lors de son travail de stage qu'un tiers des non-détection était dû à des problèmes environnementaux (luminosité, branches...), et un autre tiers était lié à des problèmes de détermination des individus (becs cachés, individus flous etc.) (Vadier, 2021). Ces deux sources de biais ne pourront pas être

solutionnées par des améliorations techniques, et il est donc crucial d'utiliser des méthodes qui prennent en compte la détection imparfaite des nids. Comme proposé par Frederick et al. (2006), nous avons pu utiliser des méthodes de Capture-Marquage-Recapture pour estimer l'abondance en nids au sein d'une même session de plusieurs survols. Déployée lors de plusieurs sessions au sein d'une même saison de reproduction, il sera alors possible d'estimer les fluctuations d'abondance intra-saisonniers. Cependant, nous ne serons pas en mesure d'utiliser des modèles en CMR en population ouverte, avec notamment l'inclusion des apparitions et disparitions de nids en cours de saison de reproduction, en lien avec une asynchronie de la reproduction (Frederick et al., 2006; Williams et al., 2011). En effet, une des principales difficultés techniques rencontrées lors de cette étude-pilote consistait à repérer et identifier les nids d'un passage à l'autre au sein d'une même session (i.e. lors de survols très rapprochés dans le temps) en raison notamment des problèmes d'alignement des photos entre passages. On peut alors s'attendre à ce que cette difficulté technique soit amplifiée pour des identifications de nids entre sessions espacées de plusieurs semaines. Certaines solutions techniques pourront être envisagées telles que l'utilisation de logiciels de photogrammétrie plus performants ou encore une augmentation de la résolution des capteurs, permettant des survols à plus haute altitude et donc une réduction du nombre de clichés obtenus (voir partie perspectives). Enfin, des parcours de vols automatisés pourraient potentiellement permettre de faciliter l'assemblage des clichés.

En termes de phénologie de l'espèce, les résultats des comptages obtenus lors de l'étude-pilote sont cohérents avec les comptages réalisés par drone lors des années antérieures. Les prédictions par le GAM révèlent ainsi un pic d'abondance en nids et en adultes lors de la première session (deuxième quinzaine d'octobre), puis une baisse progressive de ces abondances. Le pic d'abondance en juvéniles est quant à lui plutôt observé lors de la seconde session, correspondant à la période de fin novembre – début décembre. Bien que de nombreuses études portant sur le succès reproducteur d'ardéidés soient disponibles dans la littérature scientifique (e.g. Barbraud et al., 2001; Bennetts et al., n.d.; Delord et al., 2003; Hafner et al., 2001), à notre connaissance aucune n'a porté sur la phénologie de la reproduction du Crabier blanc ou d'autres espèces d'ardéidés en régions tropicales, ce qui limite toute confrontation de nos résultats avec ceux issus d'autres études.

En termes de fluctuations journalières, notre étude-pilote a révélé qu'il y a peu de variations du nombre d'adultes contactés sur les colonies, avec toutefois une légère baisse en milieu de journée. Ceci pourrait suggérer un bilan assez constant de la proportion d'individus en activité d'alimentation, donc non présent sur les colonies, contrairement à une étude où les auteurs mettent en évidence des fluctuations du nombre de hérons cendrés sur colonie selon le moment de la journée (Van Vessem and Draulans, 1986b). On observe par contre une baisse importante du nombre de contacts de juvéniles en milieu de matinée. Comme ils restent sur les colonies, ce résultat est plutôt expliqué par des changements d'activité agissant ainsi sur la détection. Ces baisses pourraient ainsi être expliquées par des comportements de repos, ou par le fait qu'ils soient davantage dissimulés sous la canopée à cette période de la journée, par exemple pour éviter la chaleur et le soleil direct.

Nous pouvons également observer une baisse importante du nombre de nids comptés en début d'après-midi. Ce résultat ne peut être expliqué que par une baisse de leur détection, donc de la visibilité de ces nids lors de l'étape de photo-comptage. Deux explications à cette moins forte détection des nids sont alors possibles : soit une augmentation de la réflectance liée au soleil, qui

diminuerait leur visibilité ; ou une diminution du nombre de jeunes sur les nids, qui diminuerait alors la capacité de l'observateur à repérer les nids occupés. On peut toutefois remarquer des intervalles de confiance sur ces estimations relativement élevés, suggérant une forte hétérogénéité de ces comptages de nids. Les analyses par CMR révèlent également une baisse progressive de la détection des nids au cours de la matinée, mais qui s'interrompt plutôt en fin de matinée, avant de connaître un regain en début d'après-midi.

Sur la base de la détection moyenne des nids estimée, nous avons réalisé des simulations d'histoires de capture afin d'estimer les variations de précision (coefficient de variation) sur les estimations d'abondance en fonction de l'effort investi. Ces résultats mettent en évidence l'intérêt de réaliser au moins trois passages répétés à intervalle de temps court pour obtenir des estimations assez précises pour de petites colonies (10 nids, CV = 10%) et très précises pour des colonies supérieures à 50 nids (CV < 6%). Sur la base de ces résultats, simulations, et des résultats relatifs aux variations d'activité intra-journaliers et intra-saisonniers observés sur les colonies, nous pouvons fournir des recommandations pour le futur protocole à déployer.

IV) Poursuite du protocole et déploiement sur les autres aires protégées

L'objectif du protocole à déployer sur le long terme consiste à estimer les tendances des effectifs des crabiers blancs (nids occupés par des couples et juvéniles) sur l'ensemble des colonies de reproduction à l'échelle de l'île de Mayotte à partir de clichés obtenus par survols en drones.

1) Echantillonnage spatial

Recherche de nouvelles colonies

Deux survols ULM seront réalisés chaque année. Le premier, effectué en début de reproduction a pour objectif de confirmer l'installation de ces colonies « historiques » sur les mangroves. Compte-tenu du fait que l'on s'intéresse aux effectifs de l'ensemble des colonies reproductrices à l'échelle de l'île de Mayotte, il est crucial de ne pas rater de nouvelles colonies qui se créeraient en-dehors des colonies historiques, comme cela a été le cas cette année pour les colonies de Mronabeja et Poroani. Pour cela, nous proposons de survoler l'ensemble des mangroves de l'île et d'enregistrer systématiquement les tracés des survols aériens réalisés par GPS, ainsi que les horaires de survol (début, fin) pour renseigner l'effort de prospection effectif. Il conviendra par ailleurs de prendre systématiquement en photo les mangroves survolées afin de bien s'assurer de leur prospection et absence d'individus sur colonies. Ces survols de contrôle devront intervenir au pic de la saison de reproduction (i.e. novembre-décembre) pour être certains que ces nouvelles colonies soient bien installées. En cas de détection de nouvelles colonies ou de reports de ponte sur les colonies existantes, des survols par drones seront réalisés selon la même méthode que celle employée sur les autres colonies. Une à deux sessions du début de saison de reproduction seront donc potentiellement manquantes.

Rappelons par ailleurs que l'espèce pourrait nicher dans d'autres habitats humides que les mangroves (Rabarisoa et al., 2020). Aussi, il sera important d'élargir les recherches par ULM à d'autres zones humides (figure 12) dès lors qu'il sera détecté des implantations de colonies hors mangroves.

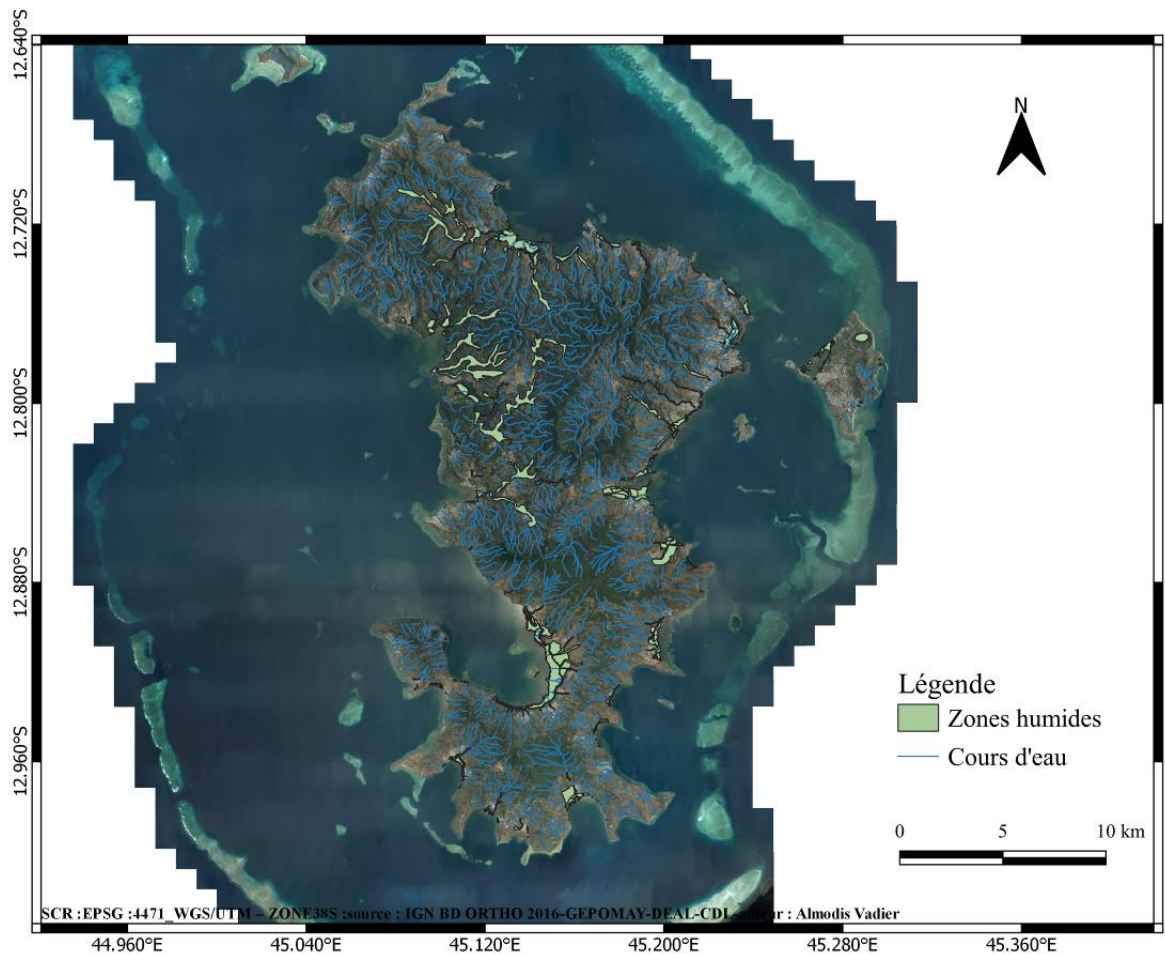


Figure 12 : zones humides et cours d'eau sur l'île de Mayotte.

Survols par drone

La totalité de la surface de toutes les colonies identifiées par ULM sera balayée par drone, en ajoutant un tampon d'au moins 15 mètres sur les marges. Cette zone-tampon est cruciale pour éviter de rater certains individus. Ainsi, une comparaison de clichés obtenus sur une des colonies entre 2020-21 et 2021-22 a montré que près de la moitié des juvéniles avaient probablement été manqués la première année, parce que situés sur les marges de la colonie, mais non-survolés par le drone (GEPOMAY, com. pers.).

2) Echantillonnage temporel

Sur chaque colonie de reproduction, deux paramètres seront suivis annuellement pour l'estimation des tendances : les effectifs en nids occupés par des Crabiers et le nombre de juvéniles. Plusieurs survols seront nécessaires afin d'estimer les paramètres de détection.

Périodes des sessions et passages

Les données issues des années antérieures ont pu mettre en évidence des potentiels décalages de pics d'abondance entre colonies sur une même année, et pour une même colonie entre différentes années. Pour prendre en compte ces décalages, nous préconisons de réaliser trois sessions espacées d'environ trois semaines. Au sein de ces sessions, trois survols en drones très resserrés dans le temps (4 jours max entre le premier et le dernier survol) seront réalisés, soit neuf survols au total au cours de la saison de reproduction. Ces survols seront réalisés en conditions optimales (horaires, météo). Pour une même session, ils pourront être réalisés sur trois jours différents, ou bien avec deux d'entre eux réalisés au sein d'une même journée. Il sera important de veiller à respecter l'hypothèse d'indépendance entre ces trois survols ; donc veiller à les espacer d'au moins quelques heures pour capter les nids dans différentes conditions. La première session interviendra entre le 10 et le 15 octobre, la seconde fin octobre – début novembre et la troisième aux environs du 20 novembre. Ces données seront analysées par capture-marquage-recapture (CMR) des clichés obtenus par photo-interprétation afin d'estimer l'abondance des nids de couples actifs. En cas de moyens de photo-traitement limités, nous préconisons d'analyser prioritairement les données relatives aux sessions où le pic d'abondance est détecté (i.e. le max parmi les neuf passages). En cas de moyens supplémentaires, les trois sessions pourront être analysées par CMR selon trois jeux de données séparés. Cependant, des tests pour aligner les différents nids entre les trois sessions pourront être réalisés. S'ils s'avèrent concluants, les taux d'apparition et de disparition de nids pourront être obtenus, via l'estimation du paramètre de survie entre sessions selon un Robust-Design (Pollock, 1982) où les trois sessions seront intégrés au sein d'une même analyse.

Pour l'estimation de l'abondance en juvéniles, nous avons pu constater de fortes fluctuations d'abondance entre les survols au sein d'une même session l'année suivant l'étude-pilote (saison de reproduction 2021-2022) (voir annexe 4), ce qui implique de réaliser au moins trois passages. Compte-tenu de l'asynchronie observée entre colonies, et de l'impossibilité d'estimer les dates d'apparition des juvéniles sur le terrain, nous proposons de réaliser deux sessions. La première session correspondra à la dernière session réalisée pour l'estimation des abondances en nids (soit aux environs du 20 novembre). La seconde session interviendra deux semaines plus tard (début décembre). Une troisième session pourra être programmée deux semaines plus tard (mi-décembre) en cas de reports de ponte constatés lors des deux précédentes sessions. Ces données de comptage de juvéniles seront analysées avec des modèles N-mixture dynamiques (Dail and Madsen, 2011) qui permettront d'estimer l'abondance moyenne, la probabilité de détection des individus et le taux de croissance de la population. Notons toutefois que les fortes fluctuations d'abondance entre les survols au sein d'une même session lors de la saison de reproduction 2021-2022 (annexe 4) rend impossible l'ajustement des modèles N-mixture sur ce jeu de données (tests d'adéquation significatifs), même en utilisant une loi négative-binomiale pour gérer les problèmes de surdispersion. Notons par ailleurs que les variables pouvant potentiellement expliquer de telles variations ne semblent pas montrer d'effet (annexe 4).

Aux neuf passages réalisés pour l'estimation de l'abondance en nids, viennent donc s'ajouter trois passages supplémentaires pour des comptages de juvéniles, soit douze survols au total de l'ensemble des colonies. L'ensemble des colonies sera suivi chaque année.

Horaires de survol

Pour chaque session, au moins un passage sera réalisé en début de matinée (i.e. vers 7H00), où la détection des nids et des juvéniles semble élevée sur les deux colonies. Mais l'objectif de réaliser à cet horaire les deux à trois survols sur toutes les colonies de l'île n'est pas possible à atteindre, compte-tenu des temps de trajet entre colonies et de la disponibilité d'un seul prestataire pour assurer ce suivi. Ainsi, le second (et le troisième, le cas échéant) passage pourra être réalisé à d'autres moments de la journée (le même jour ou les jours suivants). Il sera alors important de tenir compte des variations de détection engendrées par ces horaires différenciées, par le test de modèles time-dépendant (CMR) ou l'inclusion de covariables d'heure de la journée (modèles N-mixture).

3) Photo-montage et photo-pointage

La procédure telle que fournie en annexe devra être respectée scrupuleusement afin d'éviter tout ajout de biais additionnels. Malgré cela, on peut s'attendre à des variations de la capacité de détection des différents observateurs qui se succéderont chaque année. On s'attend ainsi à une plus faible probabilité de détection chez les observateurs moins expérimentés, notamment en début de photo-comptage. Les analyses (CMR pour les nids et N-mixture pour les juvéniles) prennent en compte ce biais de détection, avec une correction de l'abondance réelle. Pour éviter d'avoir un effet confondant entre cette expérience de l'observateur et la période de l'année, il sera judicieux de procéder à un tirage aléatoire de l'ordre de photo-traitement.

4) Evolutions technologies drone

Signalons qu'à l'avenir, la résolution des capteurs photo devrait augmenter, ce qui permettra d'augmenter la hauteur de survol, et réduira ainsi le nombre de clichés à assembler. Cette augmentation de la hauteur de survols minimisera davantage encore le risque de dérangement des individus. D'autres améliorations de la technicité drone telle que l'utilisation potentielle de caméras thermiques (Santangeli et al., 2020), mais aussi l'utilisation de meilleurs outils de photogrammétrie et de traitement automatique des images (Afán et al., 2018; Chabot and Francis, 2016; Lyons et al., 2019; Marchowski, 2021; Rush et al., 2018) devraient conduire à une augmentation de la détectabilité des nids dans le futur. Il conviendra alors de maintenir le protocole CMR à l'identique afin d'intégrer ces changements de détection et éviter ainsi tout risque de biais dans les estimations de tendance des effectifs. Dans le cas d'une amélioration notable du paramètre de probabilité de détection, il pourra être envisagé de réaliser uniquement deux survols par session CMR.

5) Stockage et analyse des données collectées

Stockage des données

L'ensemble des données seront formatées selon le référentiel proposé lors de l'étude-pilote. Les clichés photo seront intégrés dans des dossiers structurés de la façon suivante : Saison_de_reproduction/Mois/JJMMAA/Colonie (ex : Saison 2021-2022/Oct_21/101021/Chiconi). Les données de photo-pointage seront conservées au format shp. Les documents QGIS sont organisés et nommés de la façon suivante : « CMR/Capture/colonie/CMR_BO_2021.qgz » (avec le nom comportant les deux premières lettres de la colonie).

Les données de CMR seront stockées sur tableau xls, sous la forme d'histoires de détection individuelles (une ligne par nid, une colonne par passage, puis des colonnes avec les groupes correspondant aux colonies).

Les données de comptage, au format xls, auront une ligne par colonie, avec les quatre passages en colonne. Des colonnes avec les covariables liées aux passages suivront (quatre colonnes par covariable, correspondant aux quatre passages, voir partie analyse des données suivante).

Estimations d'abondance en nids par CMR

Les histoires de détection individuelles des nids obtenues pour chacune des trois sessions seront analysées par des modèles en CMR « Closed capture » en « full likelihood p and c » afin d'estimer les paramètres de détection et d'abondance. Nous ajouterons des effets « groupe » correspondant à chacune des colonies. Les modèles constants avec probabilité de détection identique entre les colonies ou différente entre colonies, et les modèles time-dépendant avec probabilité de détection identique entre les colonies ou différente entre colonies seront testés. Ces analyses pourront être réalisées avec le logiciel MARK (Cooch and White, 2018). Des scripts d'analyse ont également été développés avec le package RMark sous R (R Core Team, 2017). Ils sont disponibles sous le [dépôt Github](#), avec les résultats de l'analyse des données collectées en 2021 sur l'ensemble des colonies de l'île.

Estimations d'abondance en juvéniles par modèles N-mixture

Nous analyserons les données de comptage de juvéniles obtenues lors des passages, répartis en deux sessions, avec des modèles N-mixture (Royle, 2004). Compte-tenu de la difficulté à assumer l'hypothèse que la population est fermée sur un tel intervalle de temps (naissances, mortalités et envol de juvéniles), il sera nécessaire d'inclure une covariable temporelle (numéro de session) sur la probabilité de détection. Nous testerons également les effets de l'heure de survol sur la probabilité de détection. Cette analyse sera réalisée avec le package unmarked (Fiske and Chandler, 2011) sous R (R Core Team, 2017). Les scripts d'analyse seront disponibles sous le [dépôt Github](#).

Indicateur de tendance des effectifs

Il n'est actuellement pas possible d'analyser les tendances en raison d'une seule année d'échantillonnage (i.e. étude-pilote). Les estimations d'abondances en nids et en juvéniles, répétées année après année, permettront d'estimer des taux de croissance de la population (avec le niveau d'incertitude associé).

Dans le cas des estimations d'abondance par CMR, ce taux de croissance pourra être une simple régression des log(effectifs) en fonction des années avec la *standard error* en poids. Pour les abondances en juvéniles, nous pourrions directement obtenir ce taux de croissance en utilisant des modèles N-mixture dynamique (Hostetler and Chandler, 2015). Les scripts d'analyse seront disponibles sous le [dépôt Github](#).

Une fois ces taux de croissance estimés pour les nids actifs et les juvéniles, le PNMM pourra fixer les seuils désirés pour développer deux indicateurs crabier. Ces seuils pourront notamment s'inspirer

de ceux fixés par le « European Bird Census Council » (European Bird Census Council, 2022) (Tableau 2).

Tableau 2 : Les six catégories définies par l'EBCC comme indicateur de tendance des populations d'oiseaux

| Catégorie de tendance | Définition | Critère |
|-----------------------------|--|---|
| Forte augmentation | Augmentation significative de plus de 5 % par an (doublement des effectifs en 15 ans). La limite inférieure de l'intervalle de confiance autour de la tendance est supérieure à 1,05 | Limite inférieure de l'IC > 1,05 |
| Augmentation modérée | Tendance significative de moins de 5 % par an. La valeur inférieure de l'intervalle de confiance est comprise entre 1,00 et 1,05 | 1,00 < Limite inférieure de l'IC < 1,05 |
| Stable | Pas d'augmentation ou de déclin significatif. L'intervalle de confiance englobe 1,00 mais sa borne inférieure est supérieure à 0,95 et sa borne supérieure est inférieure à 1,05. | 1,05 > IC > 0,95 |
| Incertain | Pas de certitude concernant la tendance, l'intervalle de confiance comprend 1,00 et sa borne inférieure est plus petite que 0,95 ou sa borne supérieure excède 1,05. | 1,05 < IC > 0,95 ou 1,05 > IC < 0,95 |
| Déclin modéré | Déclin significatif de moins de 5 % par an. La valeur supérieure de l'intervalle de confiance est comprise entre 0,95 et 1,00 | 0,95 < Limite supérieure de l'IC < 1,00 |
| Fort déclin | Diminution significative de plus de 5 % par an (perte de la moitié de l'effectif en 15 ans). La limite supérieure de l'intervalle de confiance est inférieure à 0,95 | Limite supérieure de l'IC < 0,95 |

VI) Références citées

- Afán, I., Máñez, M., Díaz-Delgado, R., 2018. Drone Monitoring of Breeding Waterbird Populations: The Case of the Glossy Ibis. *Drones* 2, 42. <https://doi.org/10.3390/drones2040042>
- Barbraud, C., Kayser, Y., Cohez, D., Gauthier-Clerc, M., Hafner, H., 2004. Detection probability of nests of Squacco Herons in southern France. *J. Field Ornithol.* 75, 172–175. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-75.2.172>
- Barbraud, C., Lepley, M., Lemoine, V., Hafner, H., 2001. Recent changes in the diet and breeding parameters of the Purple Heron *Ardea purpurea* in southern France. *Bird Study* 48, 308–316. <https://doi.org/10.1080/00063650109461230>
- Barr, J.R., Green, M.C., DeMaso, S.J., Hardy, T.B., 2018. Detectability and visibility biases associated with using a consumer-grade unmanned aircraft to survey nesting colonial waterbirds. *J. Field Ornithol.* 89, 242–257. <https://doi.org/10.1111/jofo.12258>
- Bennetts, R.E., Fasola, M., Hafner, H., Kayser, Y., 2000. Influence of environmental and density-dependent factors on reproduction of little egrets. *The Auk* 117, 634–639.
- BirdLife International, 2021. The IUCN Red List of Threatened Species 2021.
- Brisson-Curadeau, É., Bird, D., Burke, C., Fifield, D.A., Pace, P., Sherley, R.B., Elliott, K.H., 2017. Seabird species vary in behavioural response to drone census. *Sci. Rep.* 7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18202-3>
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information Theoretic Approach*, Springer. ed. New-York.
- Chabot, D., Craik, S.R., Bird, D.M., 2015. Population Census of a Large Common Tern Colony with a Small Unmanned Aircraft. *PLOS ONE* 10, e0122588. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122588>
- Chabot, D., Francis, C.M., 2016. Computer-automated bird detection and counts in high-resolution aerial images: a review. *J. Field Ornithol.* 87, 343–359. <https://doi.org/10.1111/jofo.12171>
- Colombini, I., Berti, R., Ercolini, A., Nocita, A., Chelazzib, L., 1995. Environmental factors influencing the zonation and activity patterns of a population of Periophthalmus sobrinus Eggert in a Kenyan mangrove. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 190, 135–149.
- Cooch, E., White, G.C., 2018. *Program MARK: a gentle introduction*. 18th edition.
- Dail, D., Madsen, L., 2011. Models for estimating abundance from repeated counts of an open metapopulation. *Biometrics* 67, 577–587.
- Dave, R., 2006. Mangrove Ecosystems of Southwest Madagascar: An Ecological, Human Impact, and Subsistence Value Assessment. *Trop. Resour. Bull.* 25, 7–13.
- Delord, K., Kayser, Y., Barbraud, C., Hafner, H., 2003. Variability in breeding parameters of the Squacco Heron *Ardeolaralloides*. *Bird Study* 50, 300–305. <https://doi.org/10.1080/00063650309461323>
- Esnault, Q., 2020. Révision du protocole d'étude et photo-comptage des colonies de Crabiers blancs (*Ardeola*idae) à Mayotte dans le cadre du Life BIODIV'OM. Université de Poitiers.
- Etezadifar, F., Barati, A., 2013. Nest-site selection of Western Reef Heron (*Egretta garzialis*) in relation to mangrove (*Avicennia marina*) structure in the Persian Gulf: Implication for management. *For. Ecol. Manag.* 310, 74–79. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.060>
- European Bird Census Council, 2022. Trend interpretation and classification, Pan-European Common Bird Monitoring Scheme.
- Fiske, I., Chandler, R., 2011. unmarked: Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *J. Stat. Softw.* 43. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Frederick, P.C., Heath, J.A., Bennetts, R., Hafner, H., 2006. Estimating nests not present at the time of breeding surveys: an important consideration in assessing nesting populations. *J. Field Ornithol.* 77, 212–219. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2006.00043.x>
- Frederick, P.C., Towles, T., Sawicki, R.J., Bancroft, G.T., 1996. Comparison of Aerial and Ground Techniques for Discovery and Census of Wading Bird (*Ciconiiformes*) Nesting Colonies. *The Condor* 98, 837–841. <https://doi.org/10.2307/1369865>
- Ghasemi, S., Mola-Hoveizeh, N., Zakaria, M., Ismail, A., Tayefeh, F.H., 2012. Relative abundance and diversity of waterbirds in a Persian Gulf mangrove forest, Iran. *Trop. Zool.* 25, 39–53. <https://doi.org/10.1080/03946975.2012.682800>
- Giosa, E., Mammides, C., Zotos, S., 2018. The importance of artificial wetlands for birds: A case

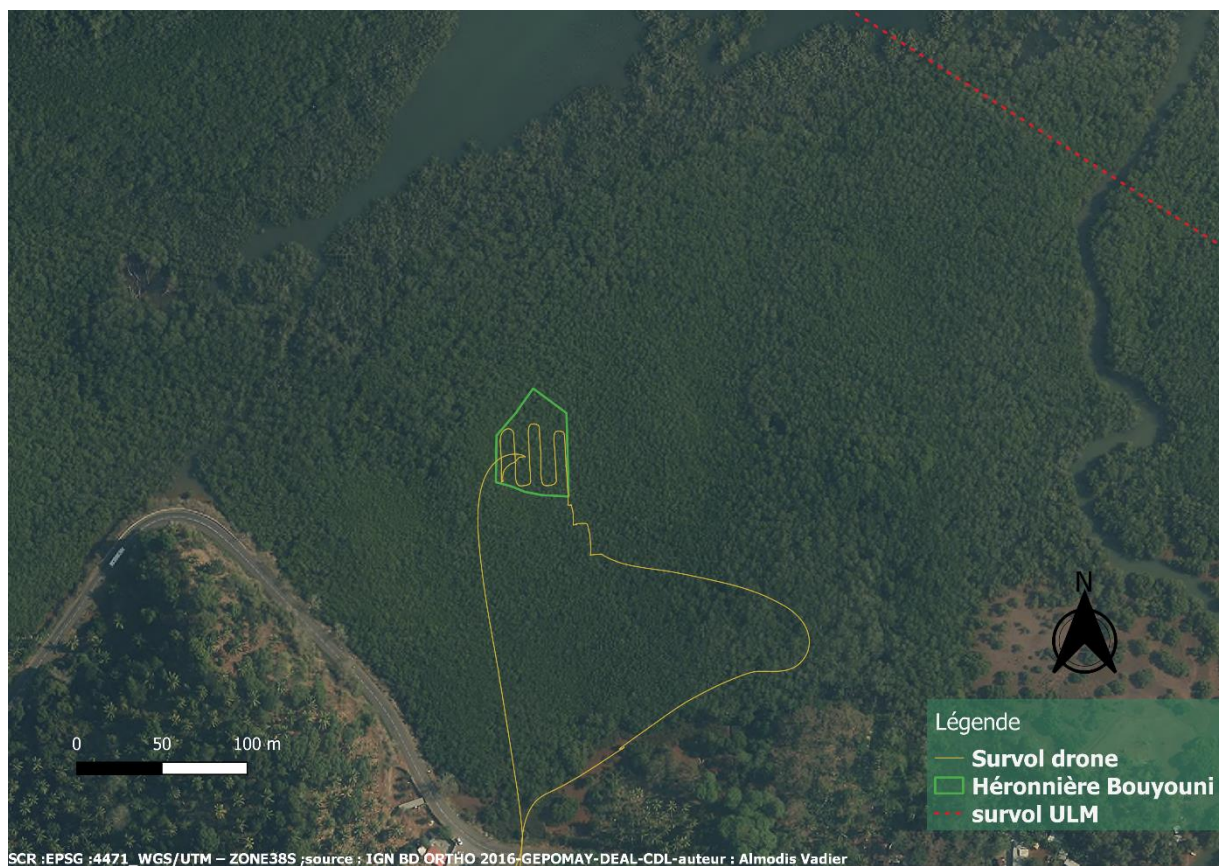
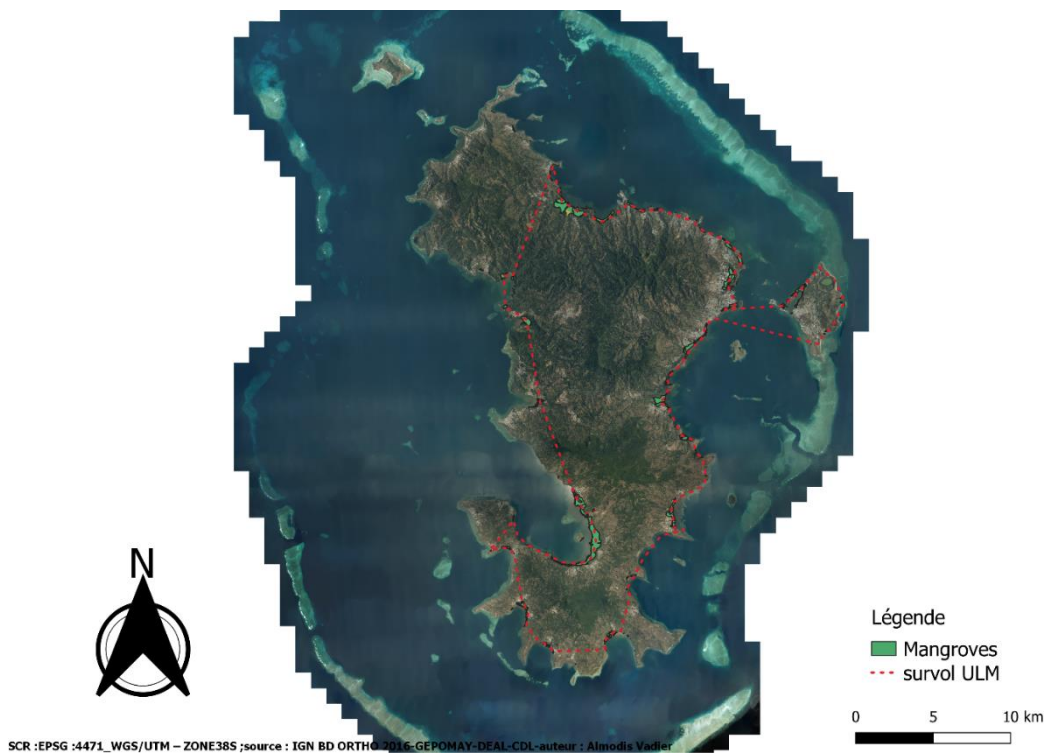
- studyfromCyprus. PLOS ONE 13, e0197286. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197286>
- Hafner, H., Bennetts, R.E., Kayser, Y., 2001. Changes in clutch size, brood size and numbers of nesting Squacco Herons *Ardeola aldoii* over a 32-year period in the Camargue, southern France. *Ibis* 143, 11–16. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04164.x>
- Hostetler, J.A., Chandler, R.B., 2015. Improved state-space models for inference about spatial and temporal variation in abundance from count data. *Ecology* 96, 1713–1723. <https://doi.org/10.1890/14-1487.1>
- Jakubas, D., 2011. The influence of climate conditions on breeding phenology of the Grey Heron *Ardea cinerea* L. in northern Poland. *Pol. J. Ecol.* 59, 179–192.
- Jeanne, F., Dautrey, E., Ousseni Mdallah, B., Crémades, C., Pusineri, C., Lizot, P., 2018. Plan National d'Actions en faveur du Crabier blanc (*Ardeola idae*) sur l'île de Mayotte 2019 - 2023. Ministère de la Transition Écologique et Solidaire, Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Mayotte - GEPOMAY.
- Keddy, P.A., Fraser, L.H., Solomeshch, A.I., Junk, W.J., Campbell, D.R., Arroyo, M.T.K., Alho, C.J.R., 2009. Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities. *BioScience* 59, 39–51. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.8>
- Kim, J., Koo, T.-H., 2007. Heavy metal concentrations in diet and livers of Black-crowned Night Heron *Nycticorax nycticorax* and Grey Heron *Ardea cinerea* chicks from Pyeongtaek, Korea. *Ecotoxicology* 16, 411–416. <https://doi.org/10.1007/s10646-007-0143-3>
- Kingsford, R.T., Basset, A., Jackson, L., 2016. Wetlands: conservation's poor cousins: Wetland Conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 26, 892–916. <https://doi.org/10.1002/aqc.2709>
- Lyons, M.B., Brandis, K.J., Murray, N.J., Wilshire, J.H., McCann, J.A., Kingsford, R.T., Callaghan, C.T., 2019. Monitoring large and complex wildlife aggregations with drones. *Methods Ecol. Evol.* 10, 1024–1035. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13194>
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B., Chen, J., 2010. Managing Wetland Habitats for Waterbirds: An International Perspective. *Wetlands* 30, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>
- Maccarone, A.D., Brzorad, J.N., Stone, H.M., 2010. Nest-Activity Patterns and Food-Provisioning Rates by Great Egrets (*Ardea alba*). *Waterbirds* 33, 504–510. <https://doi.org/10.1675/063.033.0409>
- Mansouri, B., Babaei, H., Hoshyari, E., Khodaparast, S.H., Mirzajani, A., 2012. Assessment of Trace-Metal Concentrations in Western Reef Heron (*Egretta alba*) and Siberian Gull (*Larus heuglini*) from Southern Iran. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 63, 280–287. <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9762-7>
- Marchowski, D., 2021. Drones, automatic counting tools, and artificial neural networks in wildlife population censusing. *Ecol. Evol.* 11, 16214–16227. <https://doi.org/10.1002/ece3.8302>
- Mulero-Pázmány, M., Jenni-Eiermann, S., Strebel, N., Sattler, T., Negro, J.J., Tablado, Z., 2017. Unmanned aircraft systems as a new source of disturbance for wildlife: A systematic review. *PLOS ONE* 12, e0178448. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178448>
- Otis, D., Burnham, K., White, G., Anderson, D., 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl. Monogr.* 62, 1–135.
- Pollock, K.H., 1982. A Capture-Recapture Design Robust to Unequal Probability of Capture. *J. Wildl. Manag.* 46, 752–757. <https://doi.org/10.2307/3808568>
- Pollock, K.H., Kendall, W.L., 1987. Visibility Bias in Aerial Surveys: A Review of Estimation Procedures. *J. Wildl. Manag.* 51, 502–510. <https://doi.org/10.2307/3801040>
- R Core Team, 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rabarisoa, R., Ramanampamonjy, J., Razafindrajao, F., De Roland, L.-A.R., Jeanne, F., Bacar, O., Laubin, A., Bignon, F., 2020. Status Assessment and Population Trends of the Madagascar Pond-Heron (*Ardeola idae*) from 1993-2016. *Waterbirds* 43, 45. <https://doi.org/10.1675/063.043.0105>
- Rocamora, G., 2004. Les oiseaux des espaces naturels remarquables de Mayotte. SEF/ DAF, Collectivité de Mayotte.
- Royle, J.A., 2004. N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts. *Biometrics* 60, 108–115. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- Rush, G.P., Clarke, L.E., Stone, M., Wood, M.J., 2018. Can drones count gulls? Minimal disturbance and semi-automated image processing with an unmanned aerial vehicle for colony-nesting seabirds. *Ecol. Evol.* 8, 12322–12334. <https://doi.org/10.1002/ece3.4495>
- Santangeli, A., Chen, Y., Klun, E., Chirumamilla, R., Tiainen, J., Loehr, J., 2020. Integrating drone-borne thermal imaging with artificial intelligence to locate bird nests on agricultural land. *Sci. Rep.* 10, 10993.

- <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67898-3>
- UICN Comité français, 2017. La Liste rouge des écosystèmes en France - Chapitre Mangroves de Mayotte. Paris, France.
- UICN Comité français, MNHN, GEPOMAY, 2014. La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre oiseaux de Mayotte. Paris, France.
- Vadier, A., 2021. Rythme d'activité journalier des Crabiers blancs (Ardeolidae) et détectabilité des nids sur les colonies de reproduction à Mayotte: quelles préconisations pour un suivi à long terme? Université de Poitiers.
- Valle, R.G., Scarton, F., 2022. Rapid Assessment of Productivity of Purple Herons *Ardea purpurea* by Drone Conducted Monitoring. *Ardeola* 69, 231–248. <https://doi.org/10.13157/arla.69.2.2022.ra4>
- Van Vessem, J., Draulans, D., 1986a. Factors affecting the length of the breeding cycle and the frequency of nest attendance by Grey Herons *Ardea cinerea*. *Bird Study* 33, 98–104. <https://doi.org/10.1080/00063658609476903>
- Van Vessem, J., Draulans, D., 1986b. Factors affecting the length of the breeding cycle and the frequency of nest attendance by Grey Herons *Ardea cinerea*. *Bird Study* 33, 98–104. <https://doi.org/10.1080/00063658609476903>
- Vas, E., Lescroël, A., Duriez, O., Boguszewski, G., Grémillet, D., 2015. Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. *Biol. Lett.* 11, 20140754. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0754>
- Walton, M.E., Le Vay, L., Leбата, J.H., Binas, J., Primavera, J.H., 2007. Assessment of the effectiveness of mangrove rehabilitation using exploited and non-exploited indicator species. *Biol. Conserv.* 138, 180–188. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.012>
- Weinstein, B.G., Garner, L., Saccomanno, V.R., Steinkraus, A., Ortega, A., Brush, K., Yenni, G., McKellar, A.E., Converse, R., Lippitt, C.D., Wegmann, A., Holmes, N.D., Edney, A.J., Hart, T., Jessopp, M.J., Clarke, R.H., Marchowski, D., Senyondo, H., Dotson, R., White, E.P., Frederick, P., Ernest, S.K.M., 2022. A general deep learning model for bird detection in high-resolution airborne imagery. *Ecol. Appl.* n/a, e2694. <https://doi.org/10.1002/eap.2694>
- Weissensteiner, M.H., Poelstra, J.W., Wolf, J.B.W., 2015. Low-budget ready-to-fly unmanned aerial vehicles: an effective tool for evaluating the nesting status of canopy-breeding bird species. *J. Avian Biol.* 46, 425–430. <https://doi.org/10.1111/jav.00619>
- Williams, K.A., Frederick, P.C., Nichols, J.D., 2011. Use of the superpopulation approach to estimate breeding population size: an example in asynchronously breeding birds. *Ecology* 92, 821–828. <https://doi.org/10.1890/10-0137.1>
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D., Boulinier, T., 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends Ecol. Evol.* 16, 446–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)
- Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

Annexes

Annexe 1

Plan de survol aérien (théorique) réalisé par ULM sur l'île de Mayotte et exemple d'un survol en drone d'une colonie lors de la saison de terrain 2021-22



Annexe 2

Dates et horaires des survols en drone lors de l'étude-pilote de 2020-2021

| Jour | Heure | Colonie |
|------------|-------|----------|
| 15/10/2020 | 5h30 | Ironi-Bé |
| | 7h30 | Ironi-Bé |
| | 9h30 | Ironi-Bé |
| | 11h30 | Ironi-Bé |
| | 13h30 | Ironi-Bé |
| | 15h30 | Ironi-Bé |
| | 17h30 | Ironi-Bé |
| 22/10/2020 | 5h30 | Chiconi |
| | 7h30 | Chiconi |
| | 9h30 | Chiconi |
| | 11h30 | Chiconi |
| | 13h30 | Chiconi |
| | 15h30 | Chiconi |
| | 17h30 | Chiconi |
| 27/11/2020 | 5h | Ironi-Bé |
| | 7h | Ironi-Bé |
| | 9h | Ironi-Bé |
| | 11h | Ironi-Bé |
| | 13h | Ironi-Bé |
| | 15h | Ironi-Bé |
| | 17h | Ironi-Bé |
| 04/12/2020 | 5h30 | Chiconi |
| | 7h30 | Chiconi |
| | 9h30 | Chiconi |
| | 11h30 | Chiconi |
| | 13h30 | Chiconi |
| | 15h30 | Chiconi |
| | 17h30 | Chiconi |
| 15/01/2021 | 5h45 | Ironi-Bé |
| | 7h30 | Ironi-Bé |
| | 9h30 | Ironi-Bé |
| | 11h30 | Ironi-Bé |
| | 13h30 | Ironi-Bé |
| | 15h30 | Ironi-Bé |
| | 17h30 | Ironi-Bé |
| 22/01/2021 | 5h30 | Chiconi |
| | 7h30 | Chiconi |
| | 9h30 | Chiconi |
| | 11h30 | Chiconi |
| | 13h30 | Chiconi |
| | 15h30 | Chiconi |
| | 17h30 | Chiconi |

Almodis Vadier
15/03/2021



Protocole de montage photos et photo-comptage dans le cadre du suivi Crabier blanc



Avec l'utilisation des logiciels Auto pano, GIMP et QGIS



Table des matières

| | |
|--|-----------|
| Introduction au protocole | 42 |
| I – Tri des Photos | 43 |
| A- Organisation du dossier | 43 |
| B- Sélection des photos | 43 |
| 1- Pour autopano | 43 |
| 2- Pour GIMP | 44 |
| II – Création du panorama | 44 |
| A- Autopano | 45 |
| B- GIMP | 46 |
| III - Photo-comptage | 49 |
| A- QGIS | 49 |
| 1- Comptage individu CB | 49 |
| 2- Comptage nids CB | 50 |

Introduction au protocole

Dans le cadre du projet life BIODIVOM, l'association GEPOMAY a mis en place un suivi de population de Crabier Blanc (*Ardeolaldae*) par drone. Les colonies sont présentes dans les mangroves de Mayotte, les principales sont celles d'IroniBe et de Chiconi. Ce suivi initié en 2018, nécessite encore aujourd'hui, en 2021, une révision de son protocole. Plusieurs étapes clés réparties sur toute une année sont mises en place :

1. Suivi des colonies par drone (Août-Janvier)
2. Tri des photos (Février-Août)
3. Photomontage (Février-Août)
4. Photo-comptage (Février-Août)

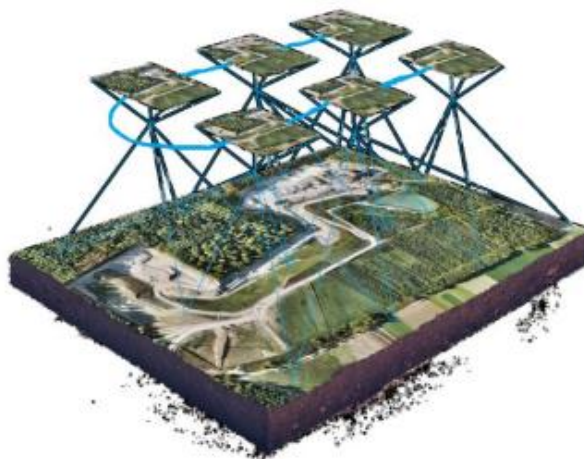
Dû au milieu très peu praticable que sont les mangroves, le suivi des colonies est réalisé par drone. Durant la période de reproduction (d'août à janvier) le drone va passer au-dessus des colonies et prendre des photos. Chaque passage est appelé « session ».

Après tous les passages drone, le travail d'analyse des données peut commencer.

Le protocole ci-dessous, prendra compte des parties 2 à 4, c'est-à-dire toutes les étapes allant des données photos brutes jusqu'au photo-comptage.

Lors du passage drone, plusieurs allers-retours sont réalisés. Si lors de son passage, le drone a pris des photos assez dézoomées, et que la colonie est assez petite (ex : chiconi), un seul aller-retour suffit à l'assemblage de toute la colonie.

Pour réaliser un photo-comptage optimal, les photos prises pour chaque colonie doivent être triées, puis assemblées.



Cet assemblage permettra d'obtenir une image d'ensemble avec la résolution des photographies prises à une altitude moindre.

I – Tri des Photos

A- Organisation du dossier

Lorsque les prises drones sont terminées, le total des photos constitue un grand nombre de données brutes. Les photos doivent être récupérées et rangées dans un dossier « colonie » puis dans un dossier « jour » et enfin « heure ».

Exemple :

- Ironibe
- 15/10/20
- 5h30

B- Sélection des photos

Varié selon la colonie et la période de passage, un grand nombre de photos est pris pour chaque session. (Ex : 32 photos à Ironi-bé le 17 octobre à 15h30 contre 82 pour Chiconi début décembre à 17h30). Ce grand nombre de photos est dû à la distance rapprochée du drone (i.e. 10-15m de la canopée) par rapport aux colonies, nécessaire pour obtenir une qualité de photo permettant d'identifier tous les individus et nids. De la même manière qu'un puzzle, plus il y a de photos, plus le montage final prend du temps à être réalisé. Il est évident que ce problème sera bientôt résolu à l'aide de technologies qui permettront une qualité identique voire meilleure, en une seule photo de toute la colonie.

1- Pour autopano

Avant de réaliser un montage photo sur le logiciel autopano, dans le dossier photos et via la visionneuse, toutes les photos doivent être analysées et triées. La première étape consiste à retirer toutes les photos comportant des individus en vol, de manière à éviter que ces individus soient comptés 2 fois (possibilité de s'envoler durant la session).

Après, tester directement sur autopano en prenant toutes les photos du dossier trié.

Malheureusement, il est possible que le panorama obtenu soit « flou ». En effet, lors du montage, la superposition d'un trop grand nombre de photos similaires va avoir pour effet de distordre les oiseaux qui bougent d'une photo à l'autre, ou de créer des doublons. Dans ce cas, les photos doivent être retriées afin de réduire le nombre de photos « similaires ». Comme le montrent les photos ci-dessous, malgré le premier tri (hors autopano), nous disposons encore à cette étape de plusieurs photos présentant des parties de mangrove commune (appelées « similaires »), ainsi un second tri est donc primordial afin de sélectionner la plus judicieuse (bordure remarquable, avec le moins d'individu en mouvement et la meilleure exposition).

Illustration :



Les 4 premières photos présentent des parties de mangrove similaires. Dans un souci technique d'assemblage via autopano, il est nécessaire de réduire le nombre de photos à superposer pour le montage. Si nous assemblons les 4 photos, le logiciel engendrerait des doublons, des artefacts, voire même des distorsions d'individus. Ainsi, seule la photo numéro 4 sera gardée.

Il faudra ensuite répéter cette opération de tri sur toutes les photos « similaires », le but étant d'avoir des photos qui ne se superposent pas par la suite. Les photos résultant de la sélection iront dans un dossier appelé « photos sélectionnées ». Une fois cette sélection réalisée, le montage peut débuter.

Si le montage sous autopano est impossible (échec logiciel), il faut utiliser le logiciel GIMP pour réaliser ce même montage manuellement.

2- Pour GIMP

Pour les montages GIMP, la sélection des photos est différente. La partie la plus chronophage du processus étant le calage des bordures des photos sélectionnées, il est important d'effectuer un tri plus poussé qu'avec autopano, afin de limiter les pièces du puzzle (cf II B, p.10).

II – Création du panorama

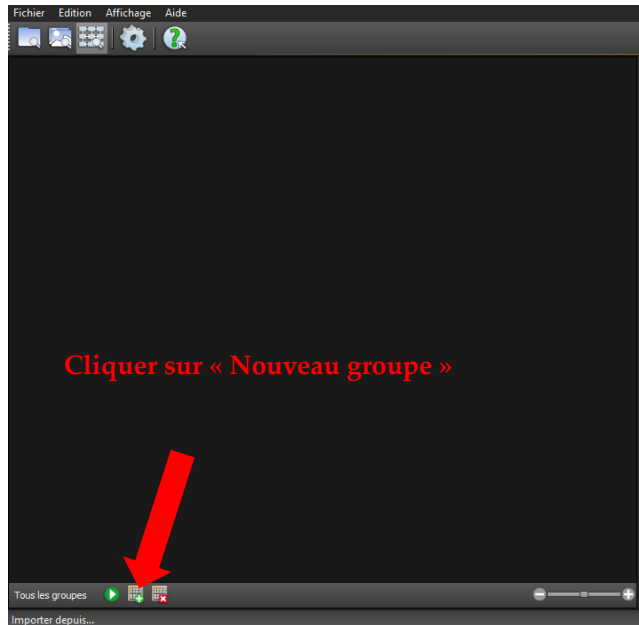
A- Autopano

Lien de téléchargement d'auto pano :

<https://www.clubic.com/telecharger-fiche181328-autopano-pro.html>

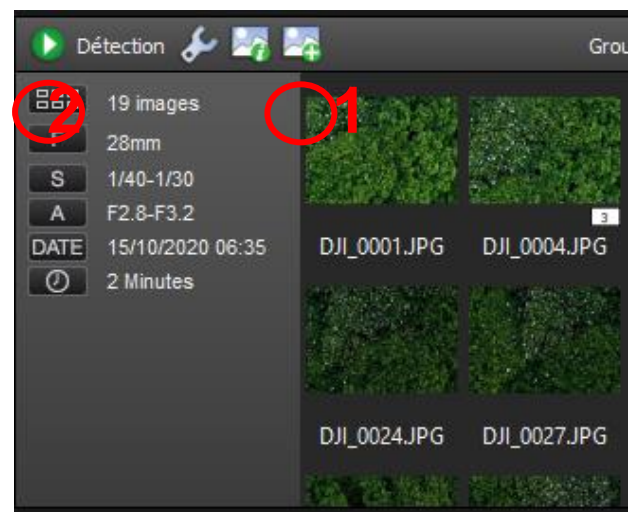
Le logiciel auto pano va permettre de réaliser un assemblage de photos, créant ainsi des panoramas automatiques. Le logiciel peut être utilisé pour les colonies présentes sur des mangroves assez denses et homogène (Ironi-Bé et Dzoumogné).

Comment l'utiliser ?



Après lancement de autopano, une interface s'ouvre, il faut créer un nouveau projet (**nouveau groupe**). Une fenêtre va alors s'ouvrir. Elle va permettre d'importer les photos à assembler.

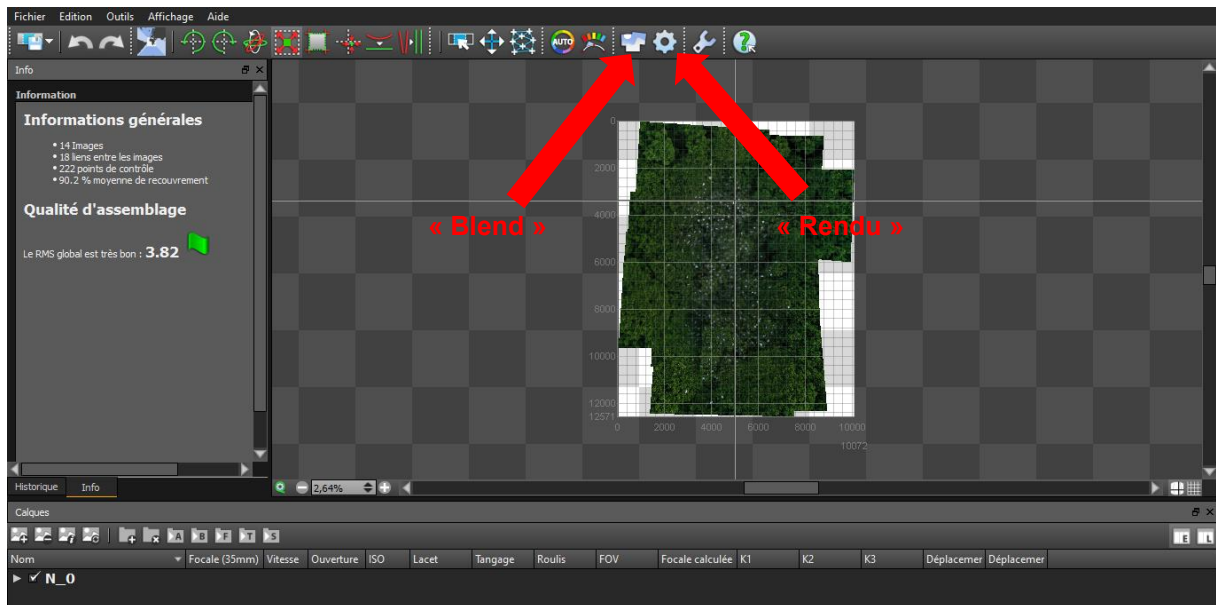
Après importation des photos (1), il est possible de lancer la détection (2). Le logiciel va alors trouver des points de montage sur chaque photo et créer un ou plusieurs panoramas sur la droite de l'écran



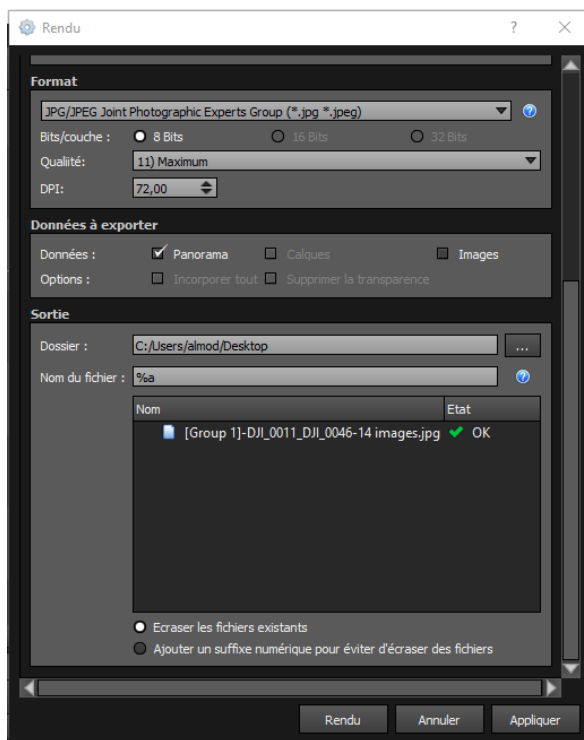
Dans le meilleur des cas, le logiciel a réussi à créer un seul panorama de toute la colonie (visible à la droite de l'écran). Cependant, avant de l'enregistrer il est nécessaire de passer par une étape d'amélioration de la photo.

Pour ce faire, il faut double-cliquer sur le diaporama à droite. Une nouvelle fenêtre s'ouvre. La fonctionnalité la plus utile va être le « blend ».

En effet, il est possible de voir des oiseaux flous, ou en double, on les appelle les « fantômes ». Il est possible de les éliminer en cliquant sur le bouton « blend ».



Enfin, lorsque le panorama est prêt, cliquer sur le bouton « rendu ». Celui-ci permet d'enregistrer le panorama dans un dossier choisi.



Enregistrer le diaporama dans un dossier « montage », à côté du dossier « photos sélectionnées ».

Le nom du panorama sera composé de pano, puis des 2 premières lettres de la colonie et enfin la date et l'heure.

Exemple : pano-IR-151020-5h30

Enfin, re cliquer sur « rendu ».

Attention la photo étant assez lourde, la création du panorama peut prendre quelques minutes.

Si un seul panorama est obtenu, le montage peut commencer !

B- GIMP

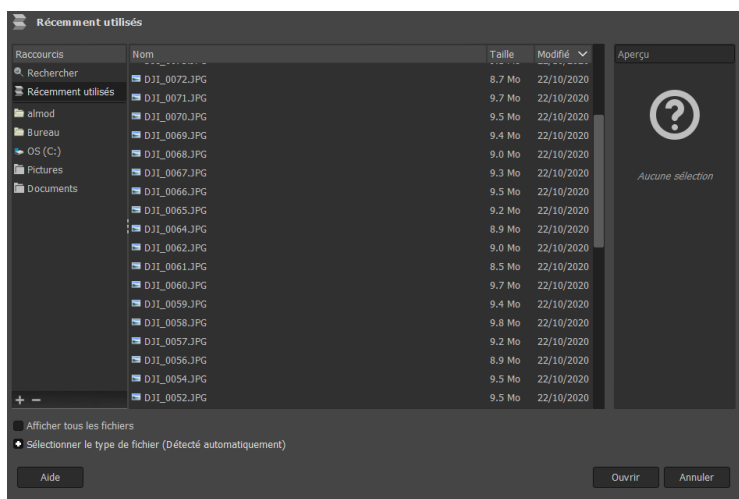
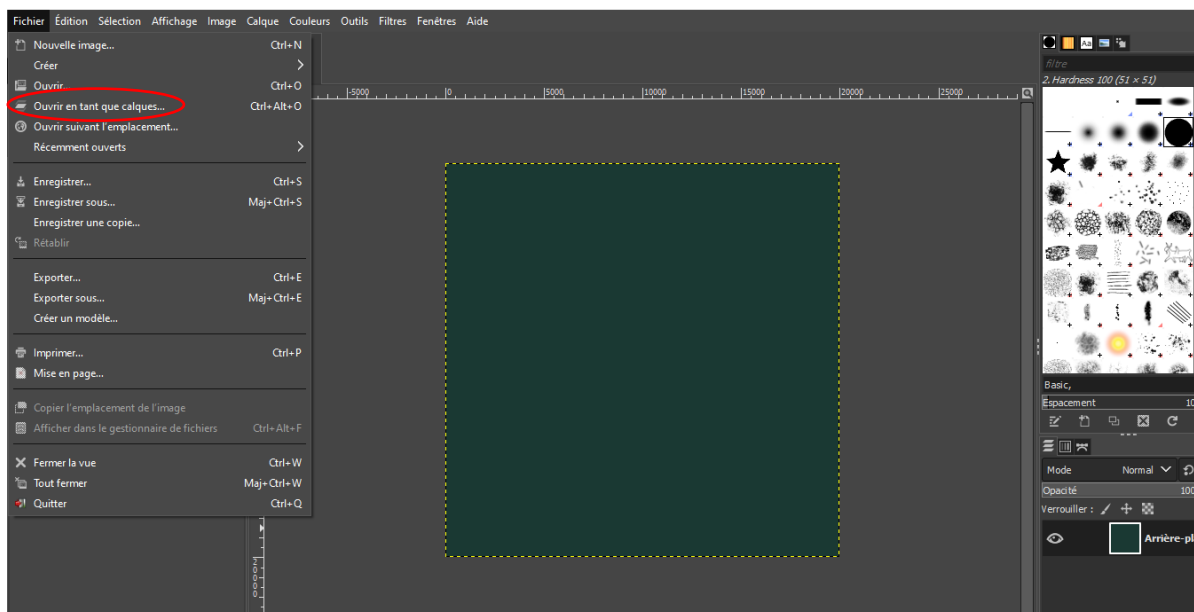
Dans le cas où autopano créé 2 ou 3 parties du panorama, ou alors s'il ne trouve pas de points de coïncidence du tout, (généralement à cause de différences entre les hauteurs et les angles des photos), le montage doit être effectué manuellement, sous gimp.

Lien de téléchargement GIMP : <https://www.gimp.org/downloads/devel/>

Comment réaliser un montage manuel sur GIMP ?

Après ouverture de l'application, cliquer sur « fichier » puis « nouvelle image », la taille de l'image en nombre de pixels est demandée. Les projets étant assez volumineux, entre 15000x15000 et 20000x20000 pixels (dépendant de la taille de la colonie) sont nécessaires pour avoir la place de monter toutes les photos.

Ensuite, il faut importer les photos « en tant que calques ».



Cliquer sur les photos sélectionnées antérieurement puis sur « ouvrir ».

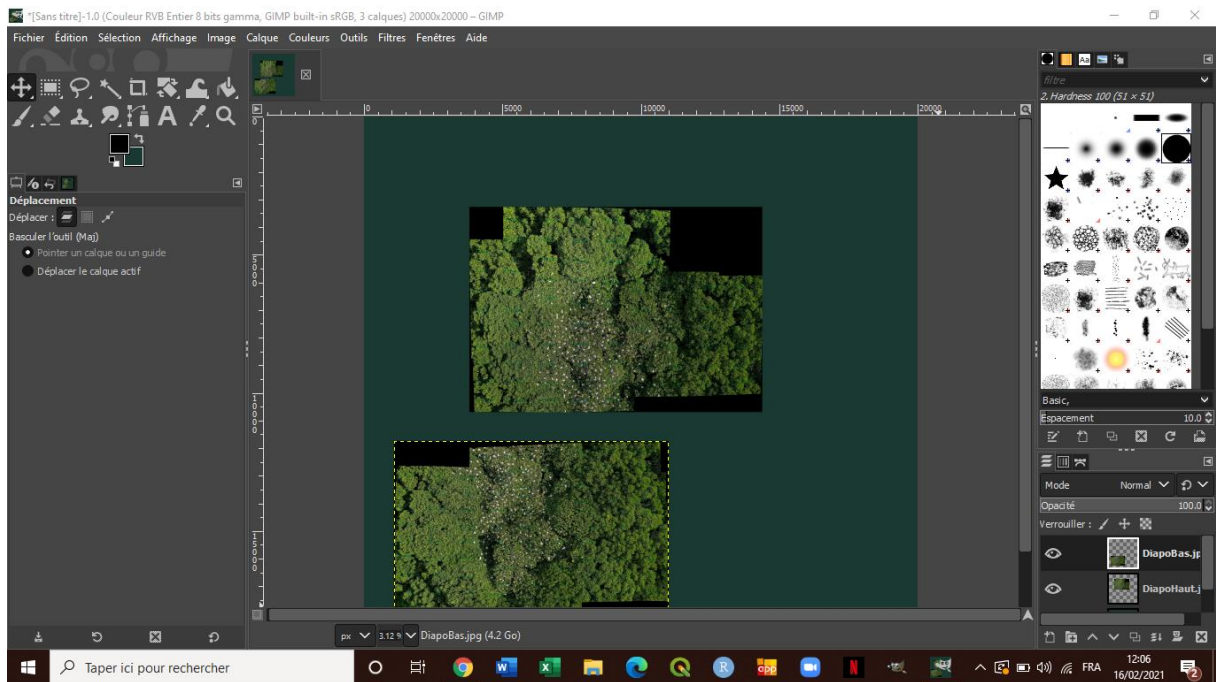
Pour Ironi-bé, seules 2 photos sont nécessaires pour reconstruire le panorama complet

Une fois les photos importées, l'assemblage peut commencer.



Pour l'assemblage des différents calques, deux outils sont particulièrement utiles : l'outil de déplacement et l'outil gomme.

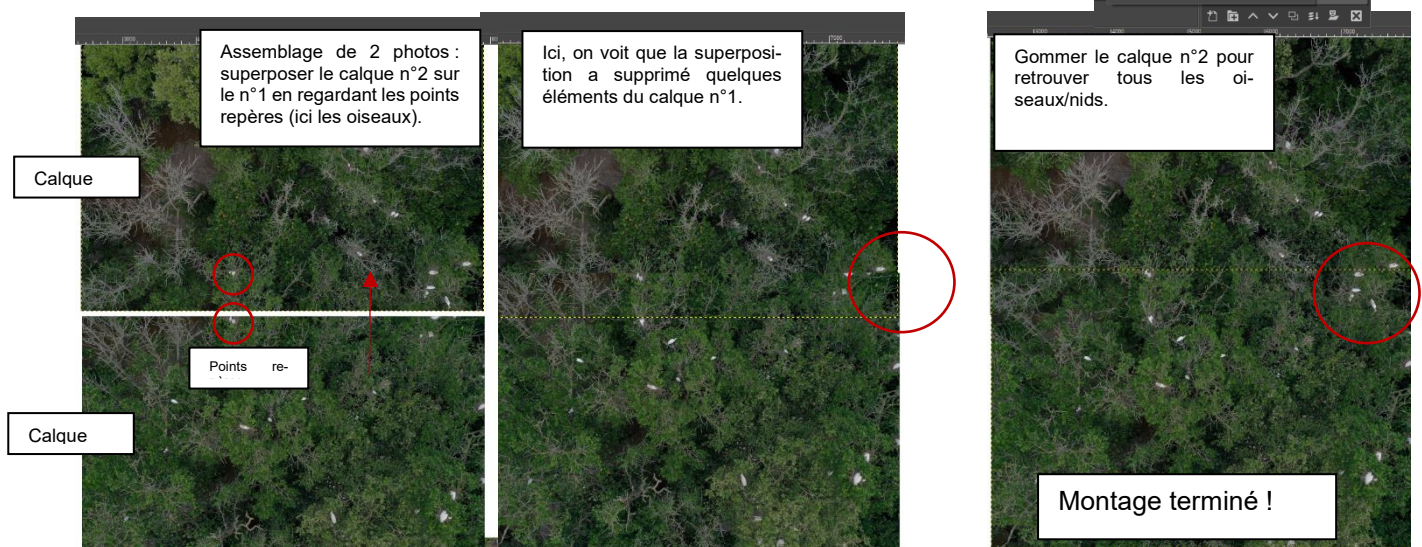
Après importation, les calques vont se superposer les uns par-dessus les autres. Pour y voir plus clair, la première chose à faire est d'étaler tous les calques dans la fenêtre d'édition. Pour cela : utiliser l'outil de **déplacement**, glisser un par un les calques sur toute la surface de la zone de travail.

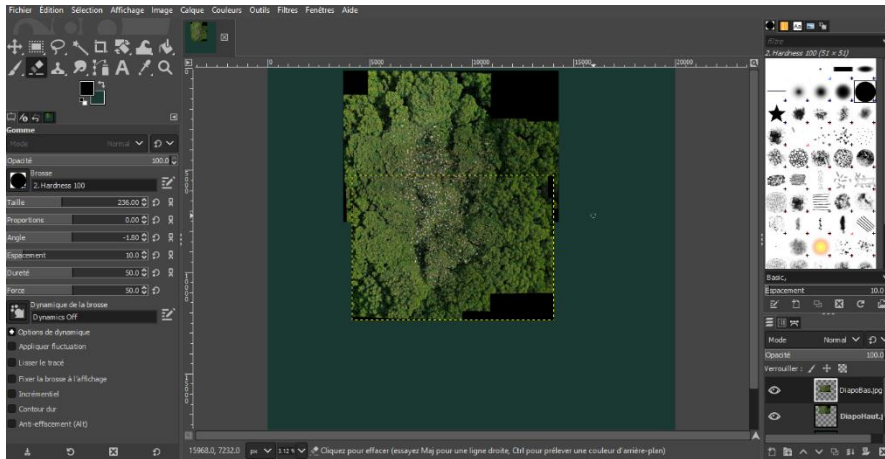


Ensuite, il faut aligner les images comme un puzzle, et faire manuellement ce qu'autopano fait automatiquement : trouver les points d'assemblage des différentes photos. Cette étape peut être assez difficile à réaliser : photos pas orientées de la bonne façon, bien faire attention de repérer de tous les nids etc. Le plus important reste de trouver sur 2 photos un point repère (souvent un nid) et de les assembler en évitant de créer des doublons de nid ou d'individus. Si un doublon se créé dû à l'orientation de la photo, le gommer.

Parfois, les photos ne peuvent s'assembler correctement (bords noirs, mauvais angle de vu...) il faut gommer ce qui dérange. Nous utiliserons alors l'outil gomme. Mais avant de gommer un calque, il est obligatoire de le définir en tant que « calque canal alpha ». Il suffit de faire un clic droit sur le calque à gommer en bas à droite de l'écran et sélectionner « ajouter un canal alpha ».

Exemple avec Chiconi :





Une fois l'assemblage fini, l'exporter en allant dans « fichier », « exporter sous ». Répéter la même opération que sous autopano.

III - Photo-comptage

A- QGIS

Pour le photocomptage, le logiciel Qgis est utilisé. Il va permettre de pointer chaque entité (individu et nid) tout en leur attribuant des informations supplémentaires.

Sous Qgis, après avoir lancé un nouveau projet, ouvrir le panorama en tant que fichier raster. Le comptage comprendra, les nids de crabiers blancs, les individus crabiers blancs et les individus non identifiés (NA). Les hérons Garde Bœuf ne sont pas compté dans le suivi « expérimentale ». Cela prendrait trop de temps.

1- Pointage individu CB

Pour compter les individus CB :

- Créer un vecteur **point** « Comptage_CB »
- L'enregistrer dans un dossier « Couche QGIS » à côté du dossier de montage photo
- Ajouter dans la table attributaire un champ « Stade » en format texte

Après la création de ce vecteur, pointer tous les individus crabiers blancs identifiables sur le panorama. Si l'individu est juvénile écrire dans le champs « Stade » « J », s'il est adulte, écrire « A ».

| | id | Stade |
|----|------|-------|
| 1 | NULL | J |
| 2 | NULL | J |
| 3 | NULL | J |
| 4 | NULL | J |
| 5 | NULL | J |
| 6 | NULL | J |
| 7 | NULL | J |
| 8 | NULL | J |
| 9 | NULL | J |
| 10 | NULL | J |
| 11 | NULL | A |
| 12 | NULL | A |

Si un individu est non identifiable (cf. Clé de détermination CB_HGB) :

- Créer un vecteur **point** « NI »
- L'enregistrer dans un dossier « Couche QGIS » à côté du dossier de montage photo
- Pointer l'individu

2- Comptage nids CB

Après avoir pointé les individus CB, pointer les nids de crabiers blancs. Un nid est considéré « Nid CB » uniquement lorsqu'un individu CB (adulte ou juvénile) se trouve dessus. Pointer d'abord les individus permettra un comptage des nids plus facile, de plus, le deuxième passage nid permet de détecter des possibles oublis d'individus.

| | id | Nid vide | Nbr Adulte | Nbr Jeune | Nbr oeuf |
|---|------|----------|------------|-----------|----------|
| 1 | NULL | NON | 2 | 0 | 0 |
| 2 | NULL | NON | 2 | 0 | 0 |
| 3 | NULL | NON | 1 | 2 | 0 |
| 4 | NULL | NON | 1 | 2 | 0 |
| 5 | NULL | NON | 1 | 2 | 0 |
| 6 | NULL | NON | 1 | 2 | 0 |
| 7 | NULL | NON | 1 | 2 | 0 |
| 8 | NULL | NON | 1 | 2 | 0 |

- Créer un vecteur **point** « Pointage_Nids »
- L'enregistrer dans un dossier « Couche QGIS » à côté du dossier de montage photo
- Ajouter dans la table attributaire 4 champs :

Exemples :



1 : Ici, pointer le nid en tant que nid CB « non vide », « 1 adulte », « 0 jeune », « 0 œuf »

2 : Ici, on voit un juvénile de CB, cependant, l'adulte n'est pas complètement sur le nid, impossible de dire si celui-ci lui appartient. Pointer le nid en tant que nid CB « non vide », « 0 adulte », « 1 jeune » « 0 œuf »

3 : Pointer le nid en tant que « nid vide »

Annexe 4

Graphes réalisés sur les données de comptage de juvéniles collectées lors de la saison de reproduction 2021-2022 sur l'ensemble des colonies

