Evaluation de la durabilité des prélèvements aviaires : le cas des communautés d'oiseaux d'eau sur le lac Fitri (Tchad)



Soutenu par **CARENTON Nicolas** dans le cadre du Master 2 EEZH

OFB OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ

Tour du Valat

UNEP AEWA

FAO FIAT PANIS

université angers

Master 2 EEZH, Université d'Angers

Université d'Angers
Faculté des Sciences
2 Boulevard Lavoisier
49045 Angers

Office Français de la Biodiversité
Unité Avifaune Migratrice – Tour du Valat
Le Sambuc
13200 Arles

Evaluation de la durabilité des prélèvements aviaires : le cas des communautés d'oiseaux d'eau sur le lac Fitri (Tchad)

Rapport de stage Master 2

Mention BEE

Parcours Ecologie Eco-Ingénierie des Zones Humides

Présenté par Nicolas CARENTON

Année universitaire 2020-2021

Promotion : 2020-2021

université angers

ENGAGEMENT DE NON PLAGIAT

Je, soussigné **CARENTON Nicolas**, déclare être pleinement conscient que le plagiat de documents ou d'une partie d'un document publiés sur toutes formes de support, y compris l'internet, constitue une violation des droits d'auteur ainsi qu'une fraude caractérisée. En conséquence, je m'engage à citer toutes les sources que j'ai utilisées pour écrire ce rapport ou mémoire.

Signature : 

Cet engagement de non plagiat doit être inséré en première page de tous les rapports, dossiers et mémoires.

Université d'Angers **Faculté des Sciences** 2 Boulevard Lavoisier 49045 Angers Cedex	**Master 2** **Biodiversité Ecologie-Evolution** Parcours Eco-Ingénierie des Zones Humides
Responsable pédagogique du stage M. Pierre-Cyril RENAUD **CARENTON Nicolas**	**Organisme d'accueil :** Office Français de la Biodiversité Unité Avifaune Migratrice
Année universitaire 2020 - 2021	Maitres de stage : **Pierre DEFOS DU RAU – Delphine DUCROS** Chercheur OFB – Ingénieure Post Doctorante OFB

Evaluation de la durabilité des prélèvements aviaires : le cas des communautés d'oiseaux d'eau sur le lac Fitri (Tchad).

Résumé

La gestion des populations exploitées représente un enjeu majeur de conservation de la biodiversité. La modélisation des effets des activités cynégétiques pourrait apporter un bénéfice dans la gestion durable des espèces exploitées. L'application de la modélisation pour garantir la durabilité de la chasse est très pratiquée en Europe mais encore peu en Afrique. Notre étude cherche à obtenir une première évaluation de la durabilité des prélèvements aviaires sur le lac Fitri (Tchad) et pourrait informer les gestionnaires de la richesse de la biodiversité locale et sur le niveau de captures accidentelles liées à la pêche. L'étude se construit en deux parties : premièrement nous avons estimé les effectifs de 24 espèces/groupe d'oiseaux d'eau par *distance sampling* (*MCDS*) à partir d'un échantillonnage pluriannuel sur 4 années consécutives (2018-2021). La deuxième partie a consisté à estimer la durabilité des prélèvements de 9 des 24 espèces étudiées. Nous avons estimé un risque de surexploitation élevé pour 4 espèces : l'Oie armée de Gambie, l'Ibis sacrée, la Grue couronnée, et les Pélicans, et nul pour 2 espèces : la Sarcelle d'été et le Combattant varié. Ces conclusions ne peuvent être considérées comme définitives car les pistes d'améliorations sont nombreuses pour éviter certains biais observés. De meilleures estimations de la survie des espèces d'oiseaux d'eau africaine et du nombre de pêcheurs sur le lac pourraient ainsi affiner la précision des estimateurs de durabilité de prélèvements aviaires.

Mots-clés : Oiseaux d'eau ; Lac Fitri ; Multi-covariable distance sampling ; Durabilité des prélèvements

Abstract

The management of harvested populations is a major challenge for biodiversity conservation. Modelling the effects of hunting activities could be of benefit to the sustainable management of harvested species. The application of modelling to ensure the sustainability of hunting is widely practised in Europe but not yet in Africa. The goal of our study was to obtain a first assessment of the sustainability of avian harvesting on Lake Fitri (Chad). It could inform managers of the richness of local biodiversity and the level of bycatch linked to fishing. The study is built in two parts: first, we estimated the numbers of 24 species/groups of waterbirds by distance sampling (MCDS) from a multi-annual sampling over 4 consecutive years (2018-2021). The second part consisted in estimating the sustainability of the removals of 9 of the 24 species studied. We estimated a high risk of overexploitation for 4 species: *Plectropterus gambensis, Threskiornis aethiopicus, Balearica pavonina*, and *Pelecanus spp*. and none for 2 species: *Spatula querquedula* and *Calidris pugnax*. These conclusions cannot be considered as definitive, as there are numerous avenues for improvement in order to avoid some of the biases observed. Better estimates of the survival rates of African waterbird species and the number of fishers on the lake could thus refine the precision of the estimators of the sustainability of avian removals.

Keywords : Waterbirds; Lake Fitri; Multi-covariate distance sampling; Harvest sustainability

Synthèse bibliographique : les différentes méthodes d'estimation de la durabilité des prélèvements de la faune sauvage.

Sommaire :

Introduction 1

Les différentes méthodes d'estimation de la durabilité d'un prélèvement 3

I- La théorie sous-jacente 3

II- *Maximum Sustainable Yield* (*MSY*) 4

III- Le *Potential Biological Removal* : *PBR* 5

1- Potentiel Excess Growth : PEG 6

2- Prescribed Take Level : PTL 7

IV- Le rôle essentiel des estimations des paramètres démographiques 9

Conclusion 10

Bibliographie 10

Introduction

Les activités humaines ont un impact important sur l'érosion de la biodiversité et réduisent les avantages fournis par la nature aux Hommes (*Díaz et al., 2019 ; IPBES 2019*). A l'aube du XXIe siècle, 24% des espèces de mammifères et 12% des espèces d'oiseaux étaient menacées d'extinction (*Hilton-Taylor, 2000*). La surexploitation des ressources constitue un des principaux mécanismes de la perte de biodiversité que nous connaissons actuellement (*Mace & Balmford, 2000 ; Butchart et al., 2010 ; Hoffmann et al., 2010 ; Pimm et al., 2014*). Selon une étude parue en 2016 sur plus de 8000 espèces classées sur la liste rouge de l'UICN, la surexploitation des ressources ainsi que le changement d'utilisation des terres seraient historiquement les moteurs les plus influents de la perte de biodiversité (*Maxwell et al., 2016*).
De plus, au regard des espèces répertoriées comme menacées ou quasi menacées sur la liste rouge de l'UICN, 72% (6241) seraient considérées comme surexploitées, que ce soit pour le commerce, les loisirs ou la subsistance des populations humaines. Maxwell estime que près de la moitié des espèces impactées par la surexploitation le sont à cause des activités de chasse ou de pêche (2798 espèces menacées ou quasi-menacées ; *Maxwell et al., 2016*).

Hirschfeld & Attard (2017) estiment à 53 millions le nombre d'oiseaux prélevés annuellement en Europe. Ce chiffre important illustre de la nécessité d'une entente internationale dans la gestion des populations d'oiseaux migrateurs chassables. Historiquement, la convention de Ramsar sur les zones humides d'importance internationale de 1971 est le premier traité consacrant une grande partie de ses actions à la protection des zones humides en tant qu'habitats des oiseaux migrateurs. Elle s'est également traduite par la directive oiseaux 79/409/CEE puis 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil concernant la conservation des oiseaux sauvages. Ajouté à ces textes, l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (AEWA) fournit un cadre de gestion à l'échelle des voies de migration des oiseaux migrateurs, à la fois en Europe mais également sur d'autres continents (notamment l'Afrique). Ces textes autorisent la chasse sous réserve qu'elle "*assure la conservation des espèces d'oiseaux concernées*" (*Directive Oiseaux, 2009 ; AEWA 2018*).
La notion de surexploitation était déjà présente dans la bibliographie au milieu du 19e siècle à travers le terme de "*overfishing*" pour l'ichtyofaune (soit "surpêche") (*Cleghorn, 1854*) mais aussi sur l'avifaune, en particulier en Amérique du Nord (*Day, 1949*).
L'absence de contrôle des activités humaines et notamment des activités cynégétiques (liées à la chasse et à la pêche) sur les espèces animales peut amener à une modification de leur dynamique de population ou de leur comportement, et cela pour de nombreux taxons : des mammifères (*Yamazaki, 1996 ; Frank et al., 2017*) aux oiseaux (*Menu et al., 2002 ; Besnard et al., 2010 ; Gallo-Cajiao, 202*0).

C'est dans ce contexte qu'une meilleure collaboration entre les décideurs et les différentes instances impliquées dans le prélèvement cynégétique, s'appuyant sur la science, est nécessaire pour permettre à la fois une durabilité des populations animales concernées et de leur exploitation. La gestion des populations exploitées représente un enjeu majeur de conservation de la biodiversité (*Madsen et al., 2015*).

Ainsi, la modélisation des effets des activités cynégétiques pourrait apporter un bénéfice dans la gestion durable des espèces exploitées. L'enjeu principal est donc de trouver un juste équilibre entre le taux d'accroissement des populations et les activités cynégétiques associées, le tout dans un contexte de respect des traditions, des volontés et des souhaits de chacun des acteurs présents sur le territoire.

Le postulat relatif à la durabilité des exploitations repose sur le principe de base qu'une population doit au pire revenir à son état de stabilité même si des individus sont prélevés, ce qui est en général réalisé tant que les prélèvements ne dépassent pas le taux de croissance r associé à une taille de population N : rN(1-N/K) (avec r le taux de croissance intrinsèque et K la capacité de charge limite de la population : *Verhulst, 1938*).

De ce fait, certains traits reliés au taux de croissance, comme l'âge de la maturité sexuelle et la masse corporelle, seront potentiellement associés à un risque d'extinction accrue en lien à la surexploitation (*Owens & Bennett 2000 ; Reynolds 2001*). La relation entre la durabilité d'un prélèvement annuel et l'équilibre d'une population se représente sous la forme d'une courbe en cloche (Figure 1). Le prélèvement possible durablement est maximum lorsque la population atteint la moitié de sa capacité charge K (K/2), une fois ce seuil dépassé, la taille de la population va diminuer jusqu'à atteindre l'extinction si le niveau de prélèvement est maintenu (*Runge et al., 2009*).

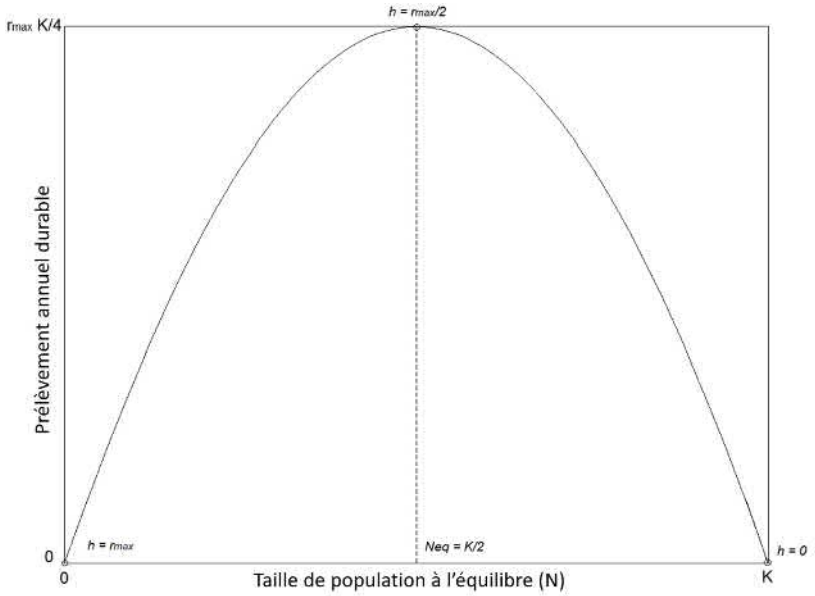


Figure 1 : Prélèvement durable annuel (h) en fonction de la taille de population à l'équilibre (N) (modifiée d'après *Runge et al., 2009*).

La durabilité d'un prélèvement animal se calcule généralement à partir de trois informations : la taille de la population étudiée (effectif), son niveau de prélèvement (nombre de prélèvements) et son taux de croissance annuel.

Cependant, ces informations sont difficiles à obtenir, surtout dans le cas d'espèces rares ou en danger (*Niel & Lebreton, 2005*). La cause principale de ce manque de connaissances réside dans la pauvreté des études portant sur ces espèces et la difficulté de les étudier (*Collar & Andrew 1988*).

L'incertitude des données de prélèvements réside principalement dans la complexité d'isoler les causes incertaines de mortalité (telles que les captures incidentes ou les collisions) des prélèvements réels.
Néanmoins, l'importance d'une source supplémentaire de mortalité peut être évaluée en la comparant au taux de croissance annuel maximal de l'espèce concernée, et divers auteurs ont tenté de déterminer le taux de croissance maximal à partir de données incomplètes. C'est dans ce contexte que des méthodes d'estimation du taux de croissance à partir de données incomplètes, aussi appelées *Demographic Invariant Models* (*DIM*) voient le jour. Cette base théorique permet d'estimer le taux de croissance annuel maximum d'une espèce à partir d'un ensemble de données démographiques incomplètes, reposant le plus souvent sur des relations allométriques interspécifiques (*Niel & Lebreton, 2005*). Quelle que soit la méthode, elle consiste toujours finalement à comparer une donnée de prélèvement à une taille de population. L'estimation de la durabilité des prélèvements réside ensuite dans l'interprétation de ce ratio.

Dans le présent rapport, plusieurs méthodes d'estimation des prélèvements sont utilisées : le *Maximum Sustainable Yield* (*MSY*), le *Potential Biological Removal* (*PBR*) et ses variantes, le *Potentiel Excess Growth* (*PEG*) et le *Prescripted Take Level* (*PTL*). Mais elles ne représentent qu'une fraction de l'ensemble des méthodes disponibles dans la littérature pour établir la durabilité d'un prélèvement.

Les différentes méthodes d'estimation de la durabilité d'un prélèvement.

I- La théorie sous-jacente

L'enjeu principal lorsque l'on souhaite établir une gestion des exploitations réside dans la juste balance entre les prélèvements autorisés et l'impact qu'ils peuvent représenter pour la nature et les espèces associées, ou plus simplement, savoir jusqu'à quel niveau les prélèvements sont considérés comme "durables". Le but initial était de maximiser le rendement, et notamment dans le cas de l'exploitation de poissons (*Deriso, 1980 ; Reed, 1980*), en utilisant des concepts de "prélèvements maximums durables", que nous allons développer dans la partie suivante. D'autres auteurs ont étudié le concept de "prélèvement optimal" dans un cadre de densité-dépendance (*Lande et al., 1995).*
Les principes fondamentaux de la théorie des prélèvements émergent de l'examen du modèle le plus simple pour une population soumise à l'exploitation : le modèle de croissance logistique.
Si l'on se place dans un cadre théorique où la taille de population est parfaitement connue, que les prélèvements peuvent être contrôlés, qu'il n'y a pas d'effet stochastique dans la population et qu'elle croit selon un modèle de croissance logistique, la taille de population à un temps t se définit par :

$$N_{t+1} = N_t + rmax \times N_t\left(1 - \frac{N_t}{K}\right) - h_t \times N_t$$

Où N_t représente la taille de la population à un temps t ; r_{max}, le taux de croissance maximal ; K, la capacité de charge de la population et h_t le taux de prélèvement au temps t (*Caughley, 1977*).
Cette équation est une version simplifiée du modèle thêta-logistique de Gilpin & Ayala (1973) (avec θ=1) utilisé notamment par Wade (1998) et Taylor et al., (2000).

Dans ce modèle de base, l'équilibre de la taille de la population N_{eq} sera atteint que pour un prélèvement h = $r_{max}/2$ (Figure 1 : *Runge et al., 2009*), au-delà de cette valeur de prélèvement, la taille de la population décroît linéairement.

Cependant, cette approche est difficilement applicable dans des cas concrets à des populations réelles étant donnée l'incertitude autour des différents paramètres. En effet, les dynamiques de populations sont grandement plus complexes (âge, sexe, histoire de vie, etc.) et les estimations de la taille des populations, du taux de croissance ou du niveau des prélèvements sont difficiles à obtenir et leurs incertitudes sont souvent importantes. Il est alors indispensable d'utiliser des méthodes d'estimation de la durabilité des prélèvements le moins biaisées possible, prenant en compte les incertitudes, pour ainsi donner aux acteurs des outils efficaces mais également simples d'utilisation dans la gestion des prélèvements de la faune sauvage.

II- Maximum Sustainable Yield (MSY)

Le *Maximum Sustainable Yield* (*MSY*) peut être décrit comme "*le rendement d'équilibre théorique maximum (soit le plus élevé) qui peut être extrait en continu d'un stock dans les conditions environnementales moyennes existantes*" (*FAO 2001*). Notons que cette méthode a initialement été utilisée dans des cas de l'exploitation de l'ichtyofaune (*Fox, 1970*).

Formulée initialement par Milner Schaefer (*Schaefer, 1954*), elle se base sur le concept de croissance logistique d'une population, développé par Verhulst (1838) (Figure 2, B). La dérivée de cette fonction permet d'obtenir une courbe parabolique représentant l'évolution du rendement à l'équilibre en fonction de la biomasse (Figure 2, A). Dans ce modèle, le taux de croissance (r) est représenté comme une fonction linéaire de la biomasse, avec un maximum pour une taille de population (ou biomasse) nulle et minimale pour une taille de population qui tend vers la capacité de charge K (*Quinn & Deriso, 1999*). Le rendement (*Yield* : Y) croît avec la quantité de biomasse jusqu'à atteindre un maximum (ou une limite) : le *MSY*. Une fois la capacité maximum de la population dépassée, le taux de croissance intrinsèque diminue jusqu'à atteindre une valeur nulle lorsque la biomasse est égale à la capacité limite de la population K (Figure 2, A). Compte tenu de ces considérations et d'après le modèle de Schaefer, nous pouvons donc estimer le rendement maximal (MSY) à la moitié de la taille maximale de la population.

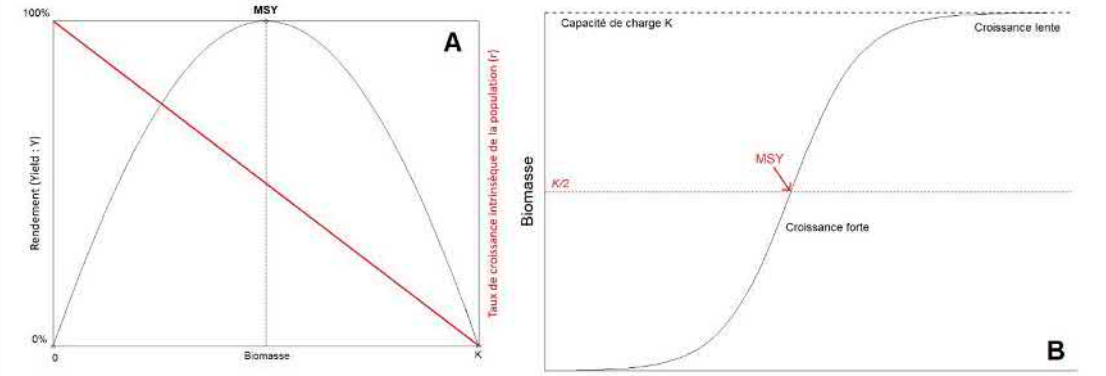


Figure 2 : Courbe de croissance logistique d'une population en fonction du temps (A) et courbe parabolique de la production excédentaire ou du rendement d'équilibre en fonction de la biomasse de la population (en % de la capacité de charge, K) (B) (modifiée d'après *Tsikliras & Froese, 2019*).

La première formulation du MSY a été proposée par Schaeffer en 1954, elle repose sur le taux de croissance intrinsèque maximum "r_{max}", la quantité de biomasse à un temps t (B_t) et sur la capacité de charge de l'écosystème K :

$$Y = rmax.Bt\left(1 - \frac{Bt}{K}\right) \;\; ; \;\; MSY = \frac{rmax}{2} \times \frac{K}{2} = \frac{rmax.K}{2}$$

En 1969, Pella et Tomlinson proposent un réévaluation du modèle précédent en intégrant un nouveau paramètre "p" qui détermine la forme de la courbe du rendement, ce qui permet d'obtenir une production maximale pour toute biomasse (*Pella & Tomlinson, 1969*) :

$$Y = \frac{r}{p}\, Bt\left(1 - \left(\frac{Bt}{K}\right)^p\right) \;\; ; \;\; MSY = rmax.K\left(\frac{1}{1+p}\right)^{\left(\frac{1}{p}+1\right)}$$

Néanmoins, l'utilisation de ces modèles reste difficile, notamment en raison d'une mauvaise estimation des paramètres (notamment du stock initialement disponible) et des politiques de gestion souvent mal adaptées (*Kesteven, 1997*). Les modèles étant basés sur des concepts extrêmement théoriques, il s'avère difficile de prendre en compte la stochasticité des paramètres environnementaux (exemple : la structure des populations ou le recrutement au sein de la population : *Sissenwine, 1978*). De plus, leur utilisation reste restreinte à l'univers piscicole et n'est que très peu applicable aux autres taxons, les populations terrestres étant étudiées en nombre d'individus et non en biomasse. Si l'on souhaite estimer la durabilité des prélèvements pour d'autres taxons comme les oiseaux d'eau, d'autres modèles doivent être utilisés.

Comme nous l'avons vu précédemment, une estimation fiable de la durabilité des prélèvements se réalise via plusieurs paramètres, qui sont souvent difficiles à obtenir.

D'autres modèles plus récents peuvent s'appliquer à un éventail d'espèces plus large que le MSY, nous développerons une d'entre elles ainsi que ses variantes dans les parties suivantes.

III - Le Potential Biological Removal : PBR

Contexte

Le *Potential Biological Removal* (PBR) est une méthode récente d'estimation de la durabilité des prélèvements. Développé par la *Marine Mammal Protection Act* américaine en 1994 pour répondre à des questions de gestion de l'impact de la pêche sur les populations de mammifères marins (*Wade 1998*), il s'appuie sur la théorie des prélèvements (*Sutherland et al., 2004 ; O'Brien et al., 2017*).

L'avantage principal de son utilisation est sa simplicité, en effet il peut être obtenu en fournissant un nombre minimum d'informations sur les paramètres démographiques de l'espèce étudiée. Dans son application d'origine, il a été décrit comme : "*le nombre maximum d'animaux qui peuvent être retirés d'un stock de mammifères marins tout en permettant à ce stock d'atteindre ou de maintenir sa population sur un optimal durable*" (*Wade, 1998*).

Calcul du PBR

Le *Potential Biological Removal* (*PBR*) se calcule de la façon suivante (*Wade, 1998*) :

$$PBR = \frac{1}{2} Rmax \times Nmin \times Fr$$

Où N_{min} l'estimation de la taille minimale de la population étudiée ; R_{max}, le taux de productivité nette maximale théorique ou estimée du stock de la population considérée sous des conditions optimales de croissance ; Fr, un facteur compris entre 0.1 et 1 qui intègre plusieurs aspects notamment liés aux incertitudes autour des estimations de la taille de la population N et de R_{max} ainsi que des phénomènes de densité-dépendance (*Wade, 1998, Taylor et al., 2000, Hunter & Caswell, 2005, Niel & Lebreton, 2005, Dillingham & Fletcher, 2008*).
La formule permet d'obtenir le prélèvement maximal qui peut potentiellement être retiré de la population tout en permettant à la population d'atteindre ou de maintenir sa taille optimale durable (*Wade 1998*).

La simplicité de cette méthode a permis de développer des extensions à d'autres taxons, et notamment sur l'avifaune. Par exemple, Dillingham & Fletcher (2008) ou Niel & Lebreton (2005) utilisent cet estimateur pour évaluer l'impact des captures accidentelles des engins de pêche sur les oiseaux d'eau. D'autres auteurs comme Watts & Turrin (2016) et Johnson et al., (2018) l'utilisent dans le cadre des prélèvements cynégétiques (*Watts et al., 2015 ; Watts & Turrin, 2016 ; Johnson et al., 2018*).
Par sa facilité d'utilisation et dans un objectif de répondre à des questions d'estimation de durabilité des prélèvements, différentes reformulations du PBR initial ont pu être développées.

1- Potentiel Excess Growth : PEG

Le postulat initial repose sur une approximation du taux d'accroissement maximal annuel : $\lambda_{max} - 1$ où λ_{max} est le taux maximal de multiplication annuel de la population sous des conditions optimales de croissance (*Dillingham & Fletcher, 2008*).
Niel & Lebreton (2005) ont décidé d'utiliser cette approche pour estimer si une population est soumise à un possible risque de surexploitation pouvant impacter sa dynamique de population.
Cette nouvelle approche dérivé du PBR, appelé *PEG* (*Potentiel Excess Growth*) peut s'écrire ainsi :

$$PEG = N \times (\lambda \max - 1) \times Fr$$

Soit N : l'estimation de la taille de la population étudiée ; Fr : le facteur de sécurité (noté β dans Niel & Lebreton, 2005) et λ_{max} : le taux maximal de multiplication annuel de la population sous des conditions optimales de croissance.

En cas d'absence d'informations sur le taux de croissance maximal, la valeur de λ_{max} peut se calculer de deux manières, en fonction de deux paramètres simples : l'âge de première reproduction (α) et le taux de survie maximal à l'âge adulte (s). Cette estimation du taux de croissance maximal varie en fonction de la stratégie d'histoire de vie de l'espèce (*Johnson et al., 2012*). Ainsi, pour une espèce dite "à longue espérance de vie" :

$$\lambda \max = \frac{(sa - s + a + 1) + \sqrt{(s - sa - a - 1)^2 - 4sa}}{2a}$$

Et pour les espèces dites "à courte espérance de vie" :

$$\lambda \max = \exp\left[\left(a + \frac{s}{\lambda \max - s}\right)^{-1}\right]$$

Ou « α » est l'âge de première reproduction et « s » correspond à la survie à l'âge adulte de l'espèce étudiée.

Le Facteur de sécurité Fr

En raison du risque de biais dans les estimations de taille de population ou du taux de recrutement R_{max}, il est important d'inclure un paramètre prenant en compte ces incertitudes d'estimations, ici, avec un facteur de sécurité (aussi appelé "*recovery factor"*).

Wade propose en 1998 d'utiliser un facteur fixe, égale à 0.5, estimant que cette valeur permet de corriger en partie le biais associé aux estimations (*Wade, 1998*).

Néanmoins, il existe d'autres façons d'utiliser ce facteur. Dillingham & Fletcher (2008) suggèrent d'associer la valeur du facteur de sécurité en fonction du statut de conservation de l'espèce étudiée. Ainsi, ils estiment une valeur de Fr=0.1 pour les espèces menacées, Fr=0.3 pour les espèces quasi-menacées et Fr=0.5 pour toutes les autres espèces. Cependant, selon l'état de la connaissance de la résilience de la population, mais surtout l'objectif initial, ces valeurs peuvent demeurer plus ou moins conservatrices que les suggestions de ces différents auteurs et peuvent être adaptées en fonction de l'utilisation.

2) Le Prescribed Take Level : PTL

Seconde notion dérivée du *Potentiel Biological Removal* (*PBR*), le *Prescripted Take Level* (*PTL*) estime la durabilité d'un prélèvement au regard d'un objectif de gestion (*Runge et al., 2009*).

Cet objectif, pris en amont par les gestionnaires et les scientifiques, résulte d'une volonté de contrôler le taux de prélèvement d'une espèce en instaurant une valeur "prescrite".

Le *Prescripted Take Level* peut se décrire ainsi :

$$PTL = Fo \times \frac{\tilde{r}max}{2} \times \tilde{N}$$

Où r_{max} est le taux de croissance maximal ; N, une estimation de la taille de la population et Fo, un facteur reflétant l'objectif de gestion fixé. Le symbole (~) au-dessus de r_{max} et N signifie que ces valeurs sont piochées dans des distributions incertaines.

Nous pouvons de ce fait décrire le *PTL* comme étant le "*nombre maximum d'individus prélevable qu'une population peut supporter, tout en restant stable autour d'une croissance égale à K/2*".
Presque identique à l'équation du PBR, il diffère par l'introduction d'un facteur d'objectif ou de gestion Fo, liant la taille de la population souhaitée à long terme suivant la capacité de charge K au niveau de prélèvements désirés par rapport au *maximum sustainable yield* (*Runge et al., 2009*).

Pour prendre un exemple précis, si l'on attribue un facteur d'objectif de 10%, soit 0.1, cela signifie que l'on souhaite prélever 10% du rendement maximal équilibré (*Johnson et al., 2012*).
Le prélèvement effectué sera durable pour toute valeur de Fo comprise entre 0 et 2 (soit un prélèvement h comprenant entre 0 et r_{max}). Si les paramètres r_{max} et N_t sont connus avec précision, le taux de prélèvement souhaité (h) est de :

$$h = \frac{rmax}{2} \times Fo$$

La population à l'équilibre comme fraction de la capacité de charge équivaut à :

$$\frac{Neq}{K} = 1 - \frac{Fo}{2}$$

Et le prélèvement annuel à l'équilibre (Y) comme fraction du *MSY* (*maximum sustainable yield*) se définit comme :

$$\frac{Y}{MSY} = Fo \times (2 - Fo)$$

En l'absence de données exactes de r_{max} et N, Runge et al. (2009), suggèrent aux décideurs d'utiliser ces 3 dernières équations pour fixer une valeur de Fo.
Néanmoins, un biais important réside dans le fait que l'équation du *PTL* repose sur l'hypothèse que le taux de croissance r_{max} est associé à une relation linéaire de densité-dépendance (*Runge et al., 2009*).
En effet, comme le spécifient Saether & Engen (2002), cette relation peut être non linéaire en fonction de la forme de la relation de densité dépendance (ɵ) (Figure 3).

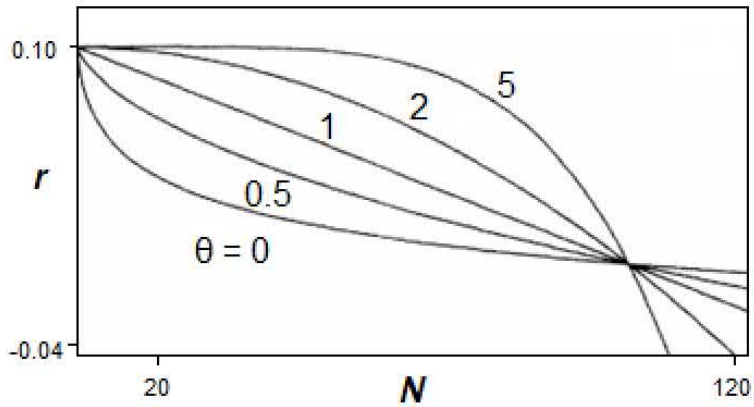


Figure 3 : Relation entre le taux de croissance r et la taille de population N pour des valeurs différentes de thêta (modifiée d'après *Saether & Engen, 2002*).

Pour intégrer une relation de densité dépendance non linéaire, Johnson et al., 2012 reformulent le *PTL*:

$$PTL = Fo \times \frac{Rmax \times \theta}{\theta + 1} \times Nt$$

Avec R_{max}, le taux d'accroissement maximal de la population sous des conditions de croissance optimales ; N_t la taille de la population à un temps t et Thêta (θ), le paramètre décrivant la forme de la densité dépendance.

Ainsi, pour de petites valeurs de thêta, le taux de croissance r diminue rapidement avec la taille de la population faible (Figure 3). Au contraire, pour de grandes valeurs de thêta, nous observons une réduction importante de r à l'approche de la capacité de charge K (*Saether & Engen, 2002*).
Dans ce contexte, un prélèvement est jugé durable lorsque le facteur de gestion Fo est compris entre 0 et (θ+1)/θ.

Cette dernière formulation du PTL, en intégrant un facteur de densité dépendance, permet d'ajouter de la flexibilité dans l'estimation de la durabilité des prélèvements effectuées, et notamment dans le cas des oiseaux d'eau (*Jonhson et al., 2012*).

IV - Le rôle essentiel des estimations des paramètres démographiques

Nous avons précédemment décrit la difficulté d'estimer correctement et le plus proche possible de la réalité les paramètres démographiques impliqués dans les modèles de durabilité des prélèvements et notamment les données de taille de population et de prélèvements.
La taille de la population est rarement connue avec certitude, et cette "observabilité partielle" est une source importante d'incertitude dans le processus de gestion (*Williams et al. 2002*). Une des manières de passer outre ce biais est d'incorporer directement l'incertitude dans les processus de gestion en se basant sur des "tailles minimales de population", généralement plus faibles que les abondances réelles. Cela peut se manifester par l'intégration d'un écart-type plus ou moins important en fonction de l'estimation, ou d'un intervalle de confiance à 95% (*Williams et al. 2002*). En minimisant la taille de population en comparaison à la réelle taille, cette approche permettrait de limiter le nombre de prélèvements prescrits ou autorisés et ainsi de concevoir une marge de sécurité dans l'estimation de la durabilité des exploitations.

Un autre facteur majeur dans la juste évaluation de la durabilité d'un prélèvement est tout simplement la qualité de l'estimation de ces dits prélèvements. En effet, sa valeur est soumise à une grande incertitude et est souvent sous-estimée en comparaison au régime de prélèvement réel, notamment dans le cas où il existe une différence du niveau de prélèvement entre les classes d'âge (*Collier & Krementz, 2007*). Une sous-estimation du nombre de prélèvements peut entraîner des conséquences dramatiques sur la dynamique des populations associées, notamment par le risque d'une évaluation erronée des seuils de durabilité (*Renoux, 2016).*

Conclusion

Comme nous avons pu le voir, il existe de nombreuses techniques pour estimer la durabilité d'un prélèvement, chacune pouvant être appliquée à un contexte précis (protection, gestion, etc.). Cependant, quand bien même ces techniques sont justes et précises, le problème majeur auquel les gestionnaires doivent faire face se trouve dans la définition des réglementations autour de la gestion des exploitations des espèces associées. En effet, la mise en place de cette gestion se confronte à différents problèmes notamment liés à l'incertitude autour de la réponse des populations aux mesures de gestion (*Williams et al., 1996 ; Moa et al., 2017*), mais également dans l'incertitude liée à la manière dont les décisions de gestion sont respectées par les praticiens (*Williams et al., 2002*). Une des conséquences les plus graves de ce phénomène est certainement le risque accru d'un taux de prélèvement excessif lorsque les densités de population diminuent (*Eriksen et al., 2018*). De ce fait, il s'avère indispensable de combler ce manque de connaissances par des études approfondies de l'impact des mesures de gestion sur la faune, mais également de suivre précisément les impacts directs et indirects que ces mesures de gestion ont eus à la fois sur les populations sauvages exploitées mais également sur les usagers qui sont tout aussi impactés par ces mesures.

Ainsi, outre la juste estimation de la durabilité d'un prélèvement, la durabilité des espèces exploitées dépend également de la prise en considération des bonnes mesures de gestion, de leur application et de leur respect par les usagers. L'essentiel est surtout de savoir comment faire coexister la gestion de la faune et la chasse (*Perco, 2020*). Cette condition est très difficile à remplir, de ce fait, la durabilité devrait être déterminée spécifiquement. Elle devrait ainsi prendre en compte plusieurs aspects, à travers un éventail de paramètres, liant, intérêt économique, valeurs culturelles et écologiques, le tout, le plus souvent dans un contexte socio-économique particulier (*Berkes et al., 1994 ; Pascoe et al., 2019 ;* exemple de l'Afrique où le conflit règne entre protection de la faune de brousse et crise alimentaire : *Mbotiji, 2002 ; Bennett et al., 2007* ou dans le conflit entre l'intérêt économique et écologique de la chasse aux trophées : *Barnes, 1996 ; McGranahan, 2011 ; Lindsey et al., 2013).*

Bibliographie

AEWA. 2018. 7th Session of the Meeting of the Parties (MOP7). National Reports. https://www.unep-aewa.org/en/meeting/7th-session-meeting-parties-aewa. Accessed 23 Nov 2018.

Barnes, R.F.W., 1996. The conflict between humans and elephants in the central African forests. Mammal Review 26, 67–80. https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1996.tb00147.x

Barrett, C.B., Arcese, P., 1998. Wildlife Harvest in Integrated Conservation and Development Projects: Linking Harvest to Household Demand, Agricultural Production, and Environmental Shocks in the Serengeti. Land Economics 74, 449–465. https://doi.org/10.2307/3146878

Bennett, E.L., Blencowe, E., Brandon, K., Brown, D., Burn, R.W., Cowlishaw, G., Davies, G., Dublin, H., Fa, J.E., Milner-Gulland, E., 2007. Hunting for consensus: reconciling bushmeat harvest, conservation, and development policy in West and Central Africa. Conservation Biology 21, 884–887.

Berkes, F., George, P.J., Preston, R.J., Hughes, A., Turner, J., Cummins, B.D., 1994. Wildlife harvesting and sustainable regional native economy in the Hudson and James Bay Lowland, Ontario. Arctic 350–360.

Besnard, A., Novoa, C., Gimenez, O., 2010. Hunting impact on the population dynamics of Pyrenean grey partridge Perdix perdix hispaniensis. Wildlife Biology 16, 135–143.

Butchart, S.H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P., Almond, R.E., Baillie, J.E., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. Science 328, 1164–1168.

Caughley, G., 1977. Analysis of vertebrate populations. Analysis of vertebrate populations.

Cleghorn, J., 1854. On the fluctuations in the herring fisheries. British Association for Advancement of Science 24, 124

Collar, N.J., Andrew, P., 1988. Birds to watch. International Council for Bird Preservation.

Collier, B.A., Krementz, D.G., 2007. Uncertainty in age-specific harvest estimates and consequences for white-tailed deer management. ecological modelling 201, 194–204.

Dawson, A., Sutherland, W., Newton, I., Green, R., 2004. Techniques in physiology and genetics. Oxford University Press, New York, New York.

DAY, A.M. 1949. North American Waterfowl. Stackpole Co., New York, USA.

Deriso, R.B., 1980. Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37, 268–282.

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., Ngo, H.T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K.A., Butchart, S.H., Chan, K.M., 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. Science 366.

Dillingham, P.W., Fletcher, D., 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. Biological Conservation 141, 1783–1792.

Eriksen, L.F., Moa, P.F., Nilsen, E.B., 2018. Quantifying risk of overharvest when implementation is uncertain. Journal of applied ecology 55, 482–493.

FAO, 2001. FAO Fisheries glossary. http://www.fao.org/fi/glossary/default.asp.

Fox Jr, W.W., 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. Transactions of the American Fisheries Society 99, 80–88.

Frank, S.C., Ordiz, A., Gosselin, J., Hertel, A., Kindberg, J., Leclerc, M., Pelletier, F., Steyaert, S.M., Støen, O.-G., Van de Walle, J., 2017. Indirect effects of bear hunting: a review from Scandinavia. Ursus 28, 150–164.

Gallo-Cajiao, E., Morrison, T.H., Woodworth, B.K., Lees, A.C., Naves, L.C., Yong, D.L., Choi, C.-Y., Mundkur, T., Bird, J., Jain, A., 2020. Extent and potential impact of hunting on migratory shorebirds in the Asia-Pacific. Biological Conservation 246, 108582.

Gilpin, M.E., Ayala, F.J., 1973. Global models of growth and competition. Proceedings of the National Academy of Sciences 70, 3590–3593.

Hilton-Taylor, C., 2000. IUCN red list of threatened species. IUCN http://www. redlist. org.

Hirschfeld, A., Attard, G., 2017. Vogeljagd in Europa–Analyse von Abschusszahlen und Auswirkungen der Jagd auf den Erhalt bedrohter Arten. Ber. Vogelschutz 53, 15–42.

Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T.M., Butchart, S.H., Carpenter, K.E., Chanson, J., Collen, B., Cox, N.A., 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. science 330, 1503–1509.

Hunter, C.M., Caswell, H., 2005. The use of the vec-permutation matrix in spatial matrix population models. Ecological modelling 188, 15–21.

IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. Díaz S, Settele J, Brondizio ES, Ngo HT, Guèze M, Agard J, Arneth A, Balvanera P, Brauman KA, Butchart SHM, et al., editors. Bonn (Germany): IPBES secretariat; p. XX.

Johnson, F.A., Walters, M.A.H., Boomer, G.S., 2012. Allowable levels of take for the trade in Nearctic songbirds. Ecological Applications 22, 1114–1130. https://doi.org/10.1890/11-1164.1

Johnson, F. A., Jensen, G. H., Alhainen, M., Fox, A. D., & Madsen, J., 2018. TAIGA BEAN GOOSE HARVEST ASSESSMENT FOR THE CENTRAL MANAGEMENT UNIT: 2018. AEWA European Goose Management.

Kesteven, G., 1997. MSY revisited. A realistic approach to fisheries management and administration. Marine Policy 21, 73–82.

Lande, R., Engen, S., Saether, B.-E., 1995. Optimal Harvesting of Fluctuating Populations with a Risk of Extinction. The American Naturalist 145, 728–745.

Lindsey, P.A., Balme, G.A., Funston, P., Henschel, P., Hunter, L., Madzikanda, H., Midlane, N., Nyirenda, V., 2013. The Trophy Hunting of African Lions: Scale, Current Management Practices and Factors Undermining Sustainability. PLOS ONE 8, e73808. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073808

Madsen, J., Guillemain, M., Nagy, S., du Rau, P.D., Mondain-Monval, J.-Y., Griffin, C., Williams, J.H., Bunnefeld, N., Czajkowski, A., Hearn, R., 2015. Towards sustainable management of huntable migratory waterbirds in Europe. Wetlands International.

Mace, G.M., Balmford, A., 2000. Patterns and processes in contemporary mammalian extinction. CONSERVATION BIOLOGY SERIES-CAMBRIDGE- 27–52.

Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature News 536, 143.

Mbotiji, J., 2002. Sustainable use of wildlife resources: The bushmeat crisis. Presented at the Wildlife Management Workshop paper.

McGranahan, D.A., 2011. Identifying ecological sustainability assessment factors for ecotourism and trophy hunting operations on private rangeland in Namibia. Journal of Sustainable Tourism 19, 115–131. https://doi.org/10.1080/09669582.2010.497219

Menu, S., Gauthier, G., Reed, A., 2002. Changes in survival rates and population dynamics of greater snow geese over a 30-year period: implications for hunting regulations. Journal of Applied Ecology 91–102.

Moa, P.F., Eriksen, L.F., Nilsen, E.B., 2017. Harvest regulations and implementation uncertainty in small game harvest management. Frontiers in Ecology and Evolution 5, 118.

Niel, C., LEBRETON, J., 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. Conservation Biology 19, 826–835.

O'Brien, S.H., Cook, A.S., Robinson, R.A., 2017. Implicit assumptions underlying simple harvest models of marine bird populations can mislead environmental management decisions. Journal of environmental management 201, 163–171.

Owens, I.P., Bennett, P.M., 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. Proceedings of the National Academy of Sciences 97, 12144–12148.

Pascoe, S., Cannard, T., Dowling, N.A., Dichmont, C.M., Breen, S., Roberts, T., Pears, R.J., Leigh, G.M., 2019. Developing harvest strategies to achieve ecological, economic and social sustainability in multi-sector fisheries. Sustainability 11, 644.

Pella, J.J., Tomlinson, P.K., 1969. A generalized stock production model. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin 13, 416–497.

Perco, F., 2020. How hunting and wildlife conservation can coexist: Review and case studies. Problematic Wildlife II 215–250.

Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. science 344.

Quinn, T.J., Deriso, R.B., 1999. Quantitative fish dynamics. oxford university Press.

Reed, W.J., 1980. Optimum age-specific harvesting in a nonlinear population model. Biometrics 579–593.

Renoux, F., 2016. Hunting management: the need to adjust predictive models to field observations. Ethnobiology and Conservation 5.

Reynolds, J.D., Mace, G.M., Redford, K.H., Robinson, J.G., 2001. Conservation of exploited species. Cambridge University Press.

Runge, M.C., Sauer, J.R., Avery, M.L., Blackwell, B.F., Koneff, M.D., 2009. Assessing allowable take of migratory birds. The Journal of Wildlife Management 73, 556–565.

Sæther, B.-E., Engen, S., Matthysen, E., 2002a. Demographic Characteristics and Population Dynamical Patterns of Solitary Birds. Science 295, 2070–2073.

Schaefer, M.B., 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin 1, 23–56.

Sissenwine, M., 1978. Is MSY an Adequate Foundation for Optimum Yield? Fisheries 3, 22–42. https://doi.org/10.1577/1548-8446(1978)003<0022:IMAAFF>2.0.CO;2

Sutherland, W.J., Newton, I., Green, R. (Eds.), 2004. Bird ecology and conservation: a handbook of techniques, Techniques in ecology and conservation series. Oxford University Press, Oxford ; New York.

Taylor, B.L., Wade, P.R., De Master, D.P., Barlow, J., 2000. Incorporating uncertainty into management models for marine mammals. Conservation Biology 14, 1243–1252.

Tsikliras, A.C., Froese, R., 2019. Maximum sustainable yield. Encyclopedia of Ecology, 1, 108–115.

Verhulst, P.-F., 1838. Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. Corresp. Math. Phys. 10, 113–126.

Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Marine Mammal Science 14, 1–37.

Watts, B.D., Reed, E.T., Turrin, C., 2015. Estimating sustainable mortality limits for shorebirds using the Western Atlantic Flyway. Wader Study 122, 37–53.

Watts, B.D., Turrin, C., 2016. Assessing hunting policies for migratory shorebirds throughout the Western Hemisphere. Wader Study 123, 6–15.

Williams, B.K., Johnson, F.A., Wilkins, K., 1996. Uncertainty and the adaptive management of waterfowl harvests. The Journal of wildlife management 223–232.

Williams, B.K., Nichols, J.D., Conroy, M.J., 2002. Analysis and management of animal populations. Academic press.

Yamazaki, K., 1996. Social variation of lions in a male-depopulated area in Zambia. The Journal of Wildlife Management 490–497.

Présentation de la structure d'accueil (*Sour ce : OFB.fr*).

L'Office français de la biodiversité (OFB) est né le 1er janvier 2020. Ce nouvel établissement public, placé sous la tutelle des ministres chargés de l'environnement et de l'agriculture, a été créé pour protéger et restaurer la biodiversité. Il intègre les missions, les périmètres d'intervention et les 2 800 agents de l'Agence française pour la biodiversité (AFB) et de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS). Il contribue, s'agissant des milieux terrestres, aquatiques et marins, à la surveillance, la préservation, la gestion et la restauration de la biodiversité ainsi qu'à la gestion équilibrée et durable de l'eau en coordination avec la politique nationale de lutte contre le réchauffement climatique (loi n°2019-773 du 24 juillet). Pour remplir ses missions, l'Office s'appuie sur des équipes pluridisciplinaires (inspecteurs de l'environnement, ingénieurs, vétérinaires, techniciens, personnels administratifs, etc.) réparties sur tout le territoire national.

L'Unité Avifaune Migratrice est en charge des travaux sur les différentes espèces d'oiseaux migrateurs (charadriidés, anatidés, turdidés, alaudidés et colombidés) ainsi que d'espèces proches d'intérêt patrimonial. Elle assure les suivis des populations et les études démographiques permettant leur gestion cynégétique et leur conservation. Elle anime les réseaux partenariaux de suivi (Oiseaux de Passage, Oiseaux d'Eau et Zones Humides, Bécasse-Bécassines), et assure le pilotage scientifique d'un pôle thématique national (bocage) et d'un observatoire (des prairies de fauche), qui complètent les recherches orientées sur les espèces, listées ci-dessus, par une entrée habitats.

Missions confiées

Lors de ces six mois de stage de fin d'études, j'ai participé au sein de l'unité avifaune migratrice de l'OFB au traitement et à l'analyse des données de dénombrements des oiseaux d'eau en Afrique dans le cadre du programme RESSOURCE (Renforcement d'Expertise au Sud du Sahara sur les Oiseaux et leur Utilisation Rationnelle en faveur des Communautés et de leur Environnement). Les missions confiées lors de ce stage étaient les suivantes :

- Traitement cartographique de données de *Distance Sampling* via Qgis ;
- Analyse de données de *Distance Sampling* via R (package « *distance* ») ;
- Traitement des données de prélèvements cynégétiques issues des enquêtes réalisées auprès de pêcheurs au Tchad ;
- Evaluation de la durabilité des prélèvements aviaires via R (package « *popharvest* ») ;
- Réalisation de cartographies pour le programme RESSOURCE ;

J'ai également eu la chance de participer à d'autres missions annexes hors du cadre de mon stage : opérations de terrain pour le baguage et le marquage de spatules blanches (*Platalea leucorodia*), flamants roses (*Phoenicopterus roseus*) et cistudes d'Europe (*Emys orbicularis*).

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué au succès de mon stage et qui m'ont aidé lors de la rédaction de ce rapport.

Tout d'abord, j'adresse mes remerciements à mon responsable pédagogique en lien avec l'université, **M. Pierre-Cyril RENAUD** et par la même occasion à mon responsable de parcours **M. Jean SECONDI** qui se sont toujours tenus à ma disposition lorsque j'en avais besoin.

Je tiens à remercier vivement mes responsables de stage, **M. Pierre DEFOS DU RAU,** chercheur dans le département « unité avifaune migratrice » de l'OFB et **Mme Delphine DUCROS**, Ingénieure post-doctorante en analyse de données à l'OFB pour leur accueil, le temps passé ensemble et le partage de leurs expertises au quotidien. Grâce aussi à leur confiance j'ai pu m'accomplir totalement dans mes missions. Ils furent d'une aide précieuse dans les moments les plus délicats. Je souhaite également adresser mes remerciements à l'ensemble de l'équipe Unité Soutien Technique (UST) et Unité Avifaune Migratrice de l'OFB : **M. Jean-Yves MONDAIN-MONVAL**, **Mme Marie SUET**, **Mme Clémence DESCHAMPS** et **Mme Laura DAMI**, pour leur aide quotidienne lors de mes analyses et réflexions.

Grand merci également aux collègues Tchadiens ayant organisé et/ou participé aux missions de recueil de données sur le terrain : **M. Abakar SALEH WACHOUM**, **M. Maxime ROTOUDJIMBAYE** et **Mme Audrey MBAGOGO** ainsi qu'aux observateurs ayant participés aux survols aériens : **M. Yves KAYSER**, **M. Ib PETERSEN** et **M. Julien BIRARD**.

Je remercie tous les salariés présents à la Tour du Valat ainsi que tous les stagiaires, services civiques et services européens que j'ai pu rencontrer. Ils m'ont accueilli à bras ouverts et m'ont apporté une aide inestimable, autant sur le point de vue humain qu'intellectuel, je ne pourrais pas tous les citer, mais je tiens tout de même à les remercier. Une pensée particulière pour mon ami, collègue et colocataire, **Arthur JACQUEMIN** pour sa bonne humeur naturelle et son appui scientifique infaillible qui m'ont été d'une grande aide durant ces 6 mois de stage.

Enfin, je souhaite bien évidemment remercier toutes les personnes qui m'ont conseillé et qui ont participé de près ou de loin à l'élaboration de ce rapport de stage : **Mme Kerryn MORRISON**, directrice du département Afrique à *l'International Crane Foundation* ; **M. Matthieu GUILLEMAIN**, chef de l' « unité avifaune migratrice » de l'OFB ; **M. Olivier DEVINEAU**, chercheur à l'*Inland Norway University of Applied Sciences* et **Mme Tiphaine DEVAUX**, doctorante à l'Office de Génie Ecologique, et conceptrice du package « *popharvest* ».

Sommaire

Introduction 1

Matériel & Méthodes 4

I – Zone d'étude 4

II – Estimations des effectifs d'oiseaux d'eau du lac Fitri en saison sèche 5

a. Echantillonnage aérien par distance sampling 5

b. Sélection des covariables de détection 6

c. Analyse de données de distance sampling 7

III - Première approche de l'évaluation de la durabilité des prélèvements aviaires 8

a. Collecte des données 8

a-1) Contexte 8

a-2) Estimation du nombre de pêcheurs présents sur le lac Fitri 10

a-3) Estimation du nombre de pêcheurs à partir du nombre de pirogues 11

a-4) Scénarios étudiés 11

b. Analyse des données de prélèvements 11

c. Analyses de sensibilité 14

Résultats 14

Estimations des effectifs d'oiseaux d'eau du lac Fitri en saison sèche 14

Estimations de la durabilité des prélèvements aviaires sur le lac Fitri 15

Analyses de sensibilité des modèles de durabilité de prélèvements 16

Discussion 21

Bibliographie 26

Annexes 33

Liste des figures et tableaux

Figures :

Figure 1 : Localisation géographique de la zone d'étude.

Figure 2 : Design des transects aériens entre 2018 et 2021.

Figure 3 : Processus de classification de l'occupation du sol à partir d'images de télédétection sous la forme d'un arbre de décision.

Figure 4 : Localisation des campements de pêcheurs et distribution des personnes interrogées sur le lac Fitri.

Figure 5 : Distributions des indices de durabilité estimés pour *Plectropterus gambensis* et *Dendrocygna viduata*.

Figure 6 : Variation du *Potentiel Excess Growth* (*PEG*) dans le cas d'une variation négative (rouge) et positive (bleu) de 10% de 5 paramètres démographiques pour 3 espèces : *Plectropterus gambensis*, *Dendrocygna viduata* et *Sarkidiornis melanotos*.

Figure 7 : Variation du *Sustainable harvest Index* (*SHI*) dans le cas d'une variation négative (rouge) et positive (bleu) de 10% de 7 paramètres démographiques pour 3 espèces : *Plectropterus gambensis*, *Dendrocygna viduata* et *Sarkidiornis melanotos.*

Figure 8 : Estimation de l'abondance de 3 espèces d'oiseaux d'eau sur le lac Fitri entre 1984 et 2021 (comptage total entre 1984 et 2017 et échantillonnage de DS entre 2018 et 2021).

Tableaux :

Tableau I : Hypothèses, forme et méthode d'extraction des covariables de détection utilisées dans les modèles de distance sampling.

Tableau II : Résumé des différentes périodes de pêche avec le nombre de pêcheurs, de semaines et le code pour chaque saison de pêche.

Tableau III : Age de première reproduction (α), taux de survie (s) et stratégie d'histoire de vie pour les 9 espèces d'oiseaux d'eau étudiées.

Tableau IV : Abondance estimée et coefficients de variation (CV) associés de 24 espèces d'oiseaux d'eau pour les sessions d'échantillonnage de janvier-février 2018-2021 et mars 2021. Les probabilités de détection estimées et les covariables associées sont également présentées.

Abréviations

DS : Distance Sampling

CDS : Conventional Distance Sampling

MCDS : Multi Covariable Distance Sampling

PEG : Potentiel Excess Growth

SHI : Sustainable Harvest Index

IUCN : International Union for Conservation of Nature

AIC : Akaike information criterion

FD : Flight duration

VU : Vulnerable

NT : Near Threatened

Fr : Facteur de sécurité

POI : Proportion of iterations

JF-18-21 : Janvier-Février 2018-2021

CV : Coefficient de Variation

« Pour l'homme blanc, l'éléphant avait été pendant longtemps uniquement de l'ivoire et pour l'homme noir, il était uniquement de la viande, la plus abondante quantité de viande qu'un coup heureux de sagaie empoisonnée pût lui procurer. L'idée de la "beauté" de l'éléphant, de la "noblesse" de l'éléphant, c'était une idée d'homme rassasié...»

Romain Gary, Les racines du ciel.

INTRODUCTION

La perte de la diversité biologique globale est un des défis environnementaux les plus importants auxquels l'humanité n'a jamais été confrontée (*Dirzo & Raven, 2003*). Cette crise ne se résume pas à l'extinction d'espèces isolées mais bien à une diminution de la diversité de manière globale. En l'absence de mesures de conservation rapides et efficaces, les conséquences de cette crise sur la biodiversité seraient irrémédiables tant sur la structuration des écosystèmes (*Worm & Duffy, 2003*) que sur les services qu'ils rendent à nos sociétés (en termes d'agriculture, santé, commerce...) (*Jäger et al., 2007*).

Les causes de ce déclin global de la biodiversité ont été largement décrites au cours de ces dernières décennies (*Vitousek et al., 1997 ; Pimm & Raven 2000 ; Pachauri et al., 2014*) et sont fortement liés à l'intensification des activités humaines (*Swanson, 1998*). Modifications et dégradation des habitats naturels, surexploitation des ressources, pollution, changement climatique et introduction d'espèces invasives sont les principales menaces affectant le maintien des écosystèmes et des espèces associées, et cela dans toutes les régions du monde (*Singh, 2002*). En particulier, la surexploitation des ressources, conditionnée par l'accroissement des activités humaines, pourrait affecter près de 6241 espèces à l'échelle planétaire, dont plus de 2700 le seraient via la chasse ou la pêche (*Maxwell et al., 2016*). Parce que la pêche et la chasse sont encore très pratiquées en Afrique pour la subsistance des populations humaines souvent en forte augmentation, il est à craindre que les espèces chassées soient négativement impactées par ces activités.

La « viande de brousse » représente une source majeure de protéines pour les populations locales africaines et sa valeur économique pourrait s'estimer en milliards d'euros (*Robinson & Bennett, 2000 ; Milner-Gulland & Bennett, 2003; Golden et al., 2011*). La consommation de cette ressource est en constante augmentation en Afrique centrale (*Kümpel, 2006*) mais n'est néanmoins que très peu prise en compte dans les politiques alimentaires (*Fargeot et al., 2013*), Philippe Chardonnet l'ayant déjà décrite en 1995 comme la "ressource oubliée de l'Afrique" (*Chardonnet, 1995*). Cependant, la chasse en brousse concerne essentiellement les mammifères (*Vheiye et al., 2011 ; Van Vliet et al., 2012 ; Semeki et al., 2015*), la problématique de la viande de brousse aviaire étant encore peu étudiée. La gestion des populations exploitées représente un enjeu majeur de conservation de la biodiversité (*Madsen et al., 2015*). La bonne modélisation des effets des activités cynégétiques pourrait permettre d'accroître la durabilité de l'exploitation des espèces. L'application de la modélisation pour garantir la durabilité de la chasse est cependant très peu pratiquée (hors du continent européen et américain), notamment en Afrique.

Bien que la chasse et la pêche en Afrique puissent avoir un objectif commercial (*Quensière, 1994 ; Rieu, 2005 ; Madsen et al., 2015*), elles constituent encore principalement un moyen de subsistance, la sécurité alimentaire n'étant pas assurée dans une grande majorité du Sahel en particulier (*Clover, 2003*). Ces pratiques, bien que nécessaires à la survie des populations humaines, peuvent entraîner des extinctions d'espèces à l'échelle locale et déboucher à long terme sur des extinctions globales (*Bennett, 2008*).

Il est donc important d'évaluer l'impact de la chasse pour, si nécessaire, proposer des mesures simples de gestion. L'avifaune sahélienne se retrouve ainsi au cœur d'un dilemme entre protection de la biodiversité et subsistance des populations locales humaines en constante augmentation (*UNPP, 2006*). En effet, la chasse vivrière aux oiseaux d'eau est répandue dans une grande partie de l'Afrique. Du Delta intérieur du Niger au Mali au lac Chilwa au Malawi, plusieurs pratiques de chasse sur les communautés d'oiseaux d'eau ont été documentées (*Van Zegeren & Wilson, 1999 ; Miima, 2006*). Ces études montrent que la plupart des prélèvements sert principalement de source d'alimentation pour les communautés locales, de pêcheurs notamment, mais peut également être commercialisée (*Kone et al., 2000, 2007*).

Les effectifs de plusieurs populations d'oiseaux migrateurs afro-paléarctiques ont décliné en Europe et le long de leurs voies de migration à travers l'Europe et l'Afrique au cours des dernières décennies (*Böhning-Gaese & Bauer, 1996 ; Berthold et al., 1998 ; Berthold, 2001 ; Sanderson et al., 2006, Wetlands International, 2021*). C'est notamment le cas des espèces hivernant principalement dans la zone sahélienne aride (*Vickery et al., 2014*). Les facteurs principaux de ce déclin pourraient être l'altération anthropique des habitats (drainage des zones humides pour l'irrigation, conversion des habitats) et les conditions climatiques, en particulier la sécheresse subie dans les régions sahéliennes (*Zwarts et al. 2012*). L'alternance de saisons sèches et humides du climat sahélo-saharien rend ce territoire encore plus sensible aux changements drastiques du climat (*Lespez et al., 2011*). Cette "désertification du Sahel" (*Ozer et Ozer, 2005*) affecte notamment la biodiversité à travers la réduction des surfaces de zones humides (*Oyebande et al., 2002*), des habitats de reproduction ou de halte migratoire essentiels de nombreuses espèces d'oiseaux (*Holland et al., 1990*), ou la modification de leurs phénologies de migration et de reproduction. Ces altérations entraînent à leur tour des modifications de leur aire de distribution (*Crick, 2004*). Cependant, d'autres facteurs encore peu étudiés, tels que les activités de chasse ou de pêche sur ces quartiers d'hiver, pourraient également constituer des menaces pour les populations d'oiseaux sahéliens, l'impact de ces activités sur la conservation des oiseaux migrateurs étant encore très méconnu (*Vickery et al., 2014*).

De fait, une analyse quantifiée de cette exploitation cynégétique reste à produire afin d'évaluer sa durabilité. C'est l'objectif principal du présent travail, développé à travers l'exemple du lac Fitri, situé au cœur de la partie sahélienne du Tchad, à 300 km à l'Est de la capitale N'Djamena.

Ce territoire est potentiellement illustratif, voire représentatif des contextes écologiques et socio-économiques des zones humides typiques au Sahel. Malgré plusieurs suivis aériens des oiseaux d'eau du lac Fitri dans la décennie 1980 (*Jarry & Roux, 1987*) et les suivantes (*Trolliet et al., 2008*), la biodiversité du lac reste relativement peu connue, comme celle de l'ensemble du Sahel de façon générale (*Brito et al., 2014*).

Le lac Fitri a fait l'objet de dénombrements d'oiseaux d'eau 9 fois de 1966 à 2008. D'après la base de données de Wetlands International, les effectifs recensés sont extrêmement variables en fonction du degré d'inondation et de la méthodologie utilisée (minimum 3 740 oiseaux d'eau en 1970, maximum 327 762 en 1999).

Par ses ressources naturelles importantes, le lac Fitri permet de fournir aux communautés locales un cadre pour l'installation de plusieurs activités économiques. Son plan d'eau d'une superficie moyenne de 800 km² (*Courel et al., 1997 ; Yalikun et al., 2017*) et la fluctuation de ses crues permettent un dualisme agricole (culture de décrue sur les bords du lac et la culture pluviale sur les terres exondées ; *Koyoumtan, 2002*) ainsi qu'un maintien semi-annuel des activités de pêche et d'élevage (*Raimond et al., 2019*). Néanmoins, les nombreux bouleversements socio-économiques qu'a connu Fitri ces dernières années (densification de la population, introduction de nouvelles techniques d'exploitation) viennent aggraver les tensions déjà présentes autour du partage des ressources (*Marty et al., 2012*). De même, la migration massive vers le lac Fitri des pêcheurs du lac Tchad et des pays proches (Cameroun, Nigéria), due à l'insécurité liée à la présence de Boko-Haram et à l'interdiction de la pêche sur certaines zones du lac Tchad, a entraîné une augmentation du nombre de pêcheurs sur le lac Fitri, menaçant la durabilité des activités sur le long terme (*Raimond et al., 2019*). En particulier, des oiseaux d'eau peuvent être pris dans les filets ou les palangres, de façon accidentelle ou intentionnelle. Ils subissent ainsi une cause de mortalité non-naturelle dont l'impact sur leur dynamique de population doit être évalué (*Žydelis et al., 2009*).

Cette première évaluation de la durabilité des prélèvements aviaires sur le lac Fitri pourrait informer les gestionnaires de la richesse de la biodiversité locale et du niveau de captures accidentelles liées à la pêche, mais également fournir des recommandations pour de futures études complétant et affinant ces premiers résultats.

En particulier, un éventuel impact négatif des prélèvements sur plusieurs espèces dont le statut de conservation est préoccupant, sera particulièrement examiné. Les prélèvements de Grue couronnée (*Balearica pavonina*) et de Barge à queue noire (*Limosa limosa*), classées respectivement « Vulnérable » et « Quasi-menacée » sur la liste rouge de l'UICN (*Birdlife International, 2017 ; 2019*) sont considérés comme devant être prioritairement surveillés.

L'objectif de la démarche étant d'estimer la durabilité des prélèvements des oiseaux d'eau migrateurs sur le lac Fitri, une première estimation des effectifs a été conduite parallèlement à une estimation des prélèvements par interview des pêcheurs. Ces deux composantes sont ensuite intégrées dans un modèle simple de dynamique de population.

MATERIEL & METHODES

I – Zone d'étude

Situé au cœur du Sahel tchadien, dans la région du Batha, le lac Fitri (12° 50' N ; 17° 30' E ; Figure 1) est considéré comme "le lac Tchad en miniature" (*Gillet, 1962 ; Batello, Marzot & Touré, 2005*).

Désigné site Ramsar le 13 juillet 1990, notamment pour de sa richesse en oiseaux d'eau, il est ainsi considéré par la convention de Ramsar comme "zone humide d'importance internationale" (*Ramsar, 2004*). Le climat est caractérisé par une alternance de saison des pluies de quatre à cinq mois (juin à octobre) et d'une saison sèche de six à sept mois (novembre à mai), les surfaces en eau sont ainsi très variables (facteur 1 à 4) en fonction de la saisonnalité (*Raimond et al., 2019*).

Zone refuge grâce à ses multiples ressources (eau, poisson, pâturages, terres agricoles, bois), le lac Fitri assure un rôle vital pour les populations locales et offre des conditions favorables à l'exercice de plusieurs activités économiques (*Raimond et al., 2019*).

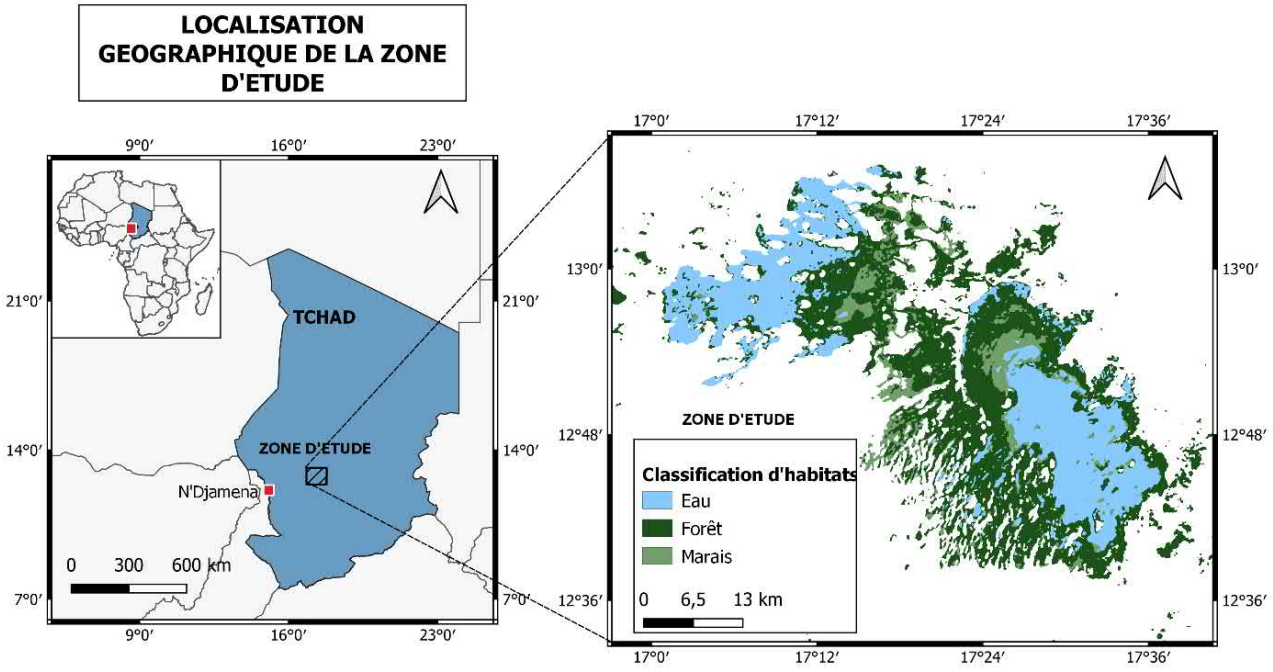


Figure 1 : Localisation géographique de la zone d'étude (pour plus de détails sur la méthode de classification d'habitats, voir Annexe 11 : "Méthode de classification d'habitats").

II – Estimations des effectifs d'oiseaux d'eau du lac Fitri en saison sèche

a. Echantillonnage aérien par distance sampling

Des relevés aériens ont été effectués de 2018 à 2021 en suivant un design standardisé en zigzag le long d'un total de 101 transects couvrant l'ensemble de la zone d'étude (Figure 2). Nous avons opté pour une conception en " zigzag à angle ajusté " (*Buckland et al. 2004*) afin de garantir une probabilité de couverture égale de la zone d'étude mais également car elle est moins coûteuse financièrement par rapport à d'autres conceptions, comme le « *conventional parallel line designs* » où du temps de vol « inutile » est « perdu » entre les extrémités des transects parallèles (*Harbitz, 2019*). Les transects, d'une longueur moyenne de 21.4 km, ont été générés automatiquement à l'aide du logiciel Distance (v 7.0 ; *Thomas et al., 2010*). Comme il n'y a pas de mouvement migratoire majeur pendant l'hiver boréal et que de nombreux oiseaux d'eau présentent un comportement grégaire pendant la période sèche hivernale (c'est-à-dire la saison sèche au Tchad), les données ont été collectées chaque année de la mi-janvier à début février. Un survol supplémentaire a été mené à la mi-mars 2021 pour permettre une double estimation de la durabilité des prélèvements. L'avion a survolé la zone d'étude à 90 mètres au-dessus du sol à une vitesse faible et constante (~140 km/h) avec un observateur de chaque côté de l'avion. La « distance aveugle » de 25 mètres immédiatement en dessous de l'avion a été tronquée à gauche afin de représenter la distance de 0 mètre. La zone le long des transects a été divisée en 4 bandes (0 à 80 mètres, 80 à 180, 180 à 380, et 380 à 780 mètres respectivement), indiquées par des marques sur les fenêtres et sur les montants des ailes de l'avion. À l'aide d'enregistreurs audios, les observateurs ont noté le numéro de la bande de distance (A à D), le nom et l'effectif de l'espèce identifiée, et le nom de l'observateur. L'heure, la date et la localisation exacte ont été enregistrées par GPS.

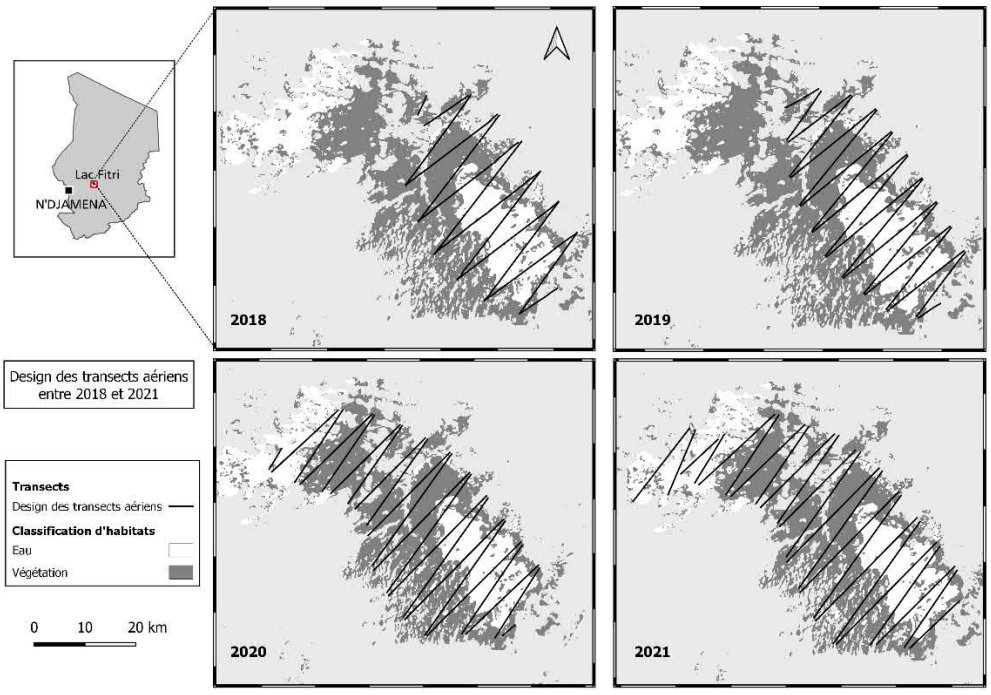


Figure 2 : Design des transects aériens entre 2018 et 2021.

b. Sélection des covariables de détection

Les estimations de l'abondance des oiseaux d'eau ont été obtenues par « *multi-covariate distance sampling* » (*Marques et al., 2007*). L'utilisation de covariables dans l'analyse de *distance sampling* permet de modéliser l'hétérogénéité de la probabilité de détection (*Marques et al., 2007*), ce qui améliore l'estimation de la fonction de probabilité de détection et donc l'estimation de la densité des objets dans la zone d'étude. En effet, avec le *conventional distance sampling* (CDS), la fonction de détection ne prend en compte que la distance par rapport au transect, mais de nombreuses sources d'hétérogénéité peuvent affecter la détectabilité, comme l'observateur (*Fleming & Tracey, 2008*), l'habitat (*Nichols et al., 2000*), l'heure de la journée (*Ramsey et. al. 1987*), la nature de l'objet (par exemple l'espèce) ou la taille du groupe (*Marques et al., 2007*). Selon les modèles, entre 5 et 8 covariables pouvant affecter la détection ont été testées (Tableau I).

Tableau I : Hypothèses, forme et méthode d'extraction des covariables de détection utilisées dans les modèles de distance sampling.

Covariables	Hypothèses	Forme	Méthode d'extraction
Observer	On peut supposer que des différences d'expérience, d'acuité visuelle ou d'attention peuvent biaiser les résultats de l'estimation de l'abondance (*Ralph & Scott, 1981 ; Laake et al., 1997 ; Fleming & Tracey, 2008*).	Le nom de l'observateur ; testé de deux façons : 1 observateur à la fois et 1 observateur (PDDR) face aux autres Liste des observateurs : Pierre Defos Du Rau (PDDR), Yves Kayser, Ib Petersen, Julien Birard	Enregistré pendant l'échantillonnage
Year	La temporalité influence la détectabilité d'une espèce lors de l'utilisation de transects linéaires (*Ross, 2003*).	L'année de l'échantillonnage ; testé en classe factorielle et continue	Enregistré pendant l'échantillonnage
Flight duration (FD)	La fatigue affecte la performance des tâches complexes et donc la précision du dénombrement aérien de l'abondance des animaux (*Fleming & Tracey, 2008*).	Durée du vol en minutes	FD = (heure de la première observation de la journée) - (heure de l'observation i)
Group size	La taille du groupe influence grandement la capacité à détecter ou non un groupe (*Graham et al., 1989*)	La taille du groupe enregistré et le logarithme de la taille du groupe	Enregistré pendant l'échantillonnage
Habitat	L'habitat peut être une source importante de variation des probabilités de détection (*Nichols et al., 2000*).	Classé en 4 catégories : - Eau ; - Sol ; - Marais ; - Forêt	Arbre de décision utilisant un indice de végétation et d'eau (voir "Méthode de classification de l'habitat").
General aspect	Les attributs physiques et comportementaux des oiseaux les rendant facilement observables par l'observateur (couleur, taille, type de vol...) (*Rosenstock et al., 2002 ; Cohen et al. 1960 ; Sayre et al. 1978 ; Wilson & Bart, 1985*)	Classé par : - Limicoles ; - Canards paléarctiques ; - Grands oiseaux noirs ; - Grands oiseaux blancs ; - Laridés ; - Pélicans ; - Hérons cendrés ; - Busards ; - Cigognes	Enregistré pendant l'échantillonnage
Area	Il existe une différence spatiale dans la probabilité de détection entre les données de la période de 2018-2019, 2020-2021 et mars 2021	Nom des strates d'échantillonnage : "petite zone" pour les données 2018-2019, " grande zone" pour les données 2020-2021 et " strate mars" pour les données de mars.	Enregistré pendant l'échantillonnage
Month	Il existe une différence temporelle dans la probabilité de détection entre les données de la période de 2018-2019, 2020-2021 et mars 2021	Nom du mois d'échantillonnage : « janvier-février » et « mars »	Enregistré pendant l'échantillonnage

La covariable « habitat » a été obtenue par une classification par arbre de décision des habitats présents sur le lac (voir Annexe 11 : Méthode de classification d'habitats). Le processus de classification est précisé sur la figure 3.

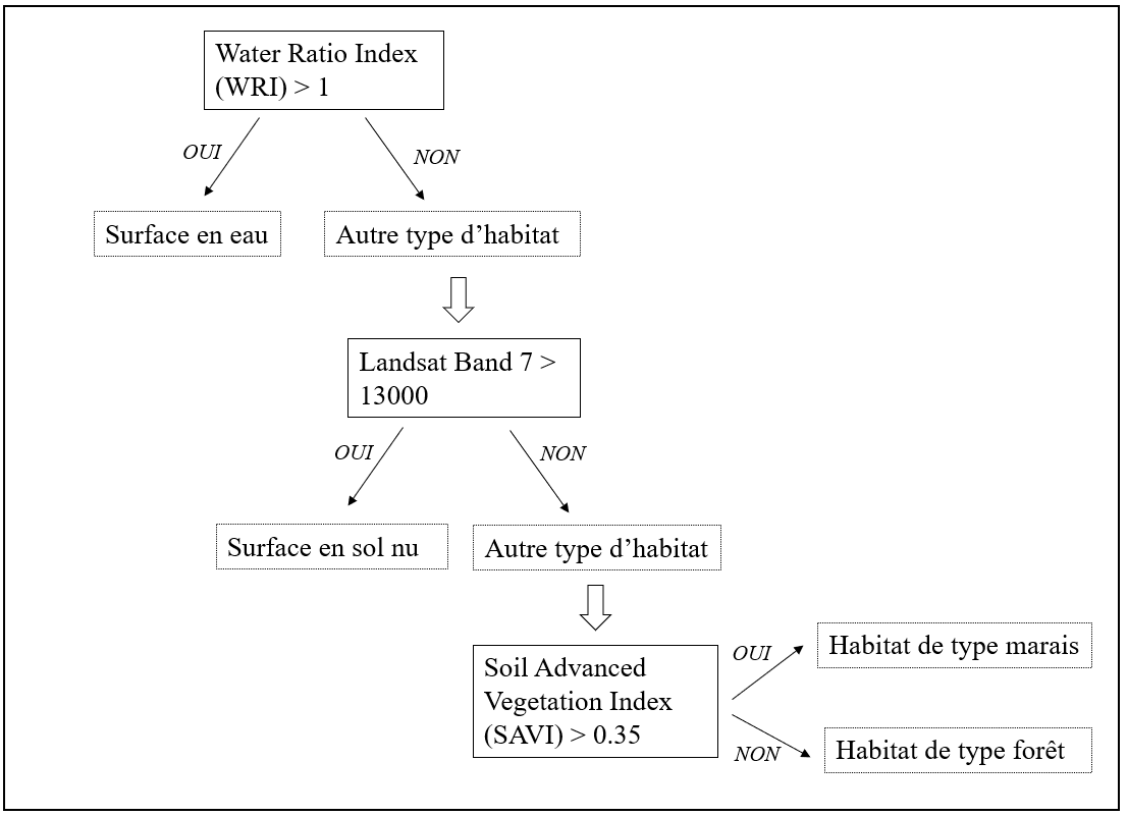


Figure 3 : Processus de classification de l'occupation du sol à partir d'images de télédétection sous la forme d'un arbre de décision.

c. Analyse de données de Distance sampling

Les données de dénombrement d'oiseaux d'eau ont été traitées par *multi-covariates distance sampling (MCDS)* à partir du package "*distance*" (v.1.0.3 ; *Miller, 2016*) sur le logiciel R (v.4.0.0).

Pour construire la fonction de détection, il faut premièrement choisir la fonction clé la plus adaptée aux modèles, elle permet de déterminer la forme de base de la fonction de détection. Les modèles peuvent être rendus plus robustes en ajoutant une série de termes d'ajustement à la fonction clé.

Pour chaque modèle, trois fonction clés (*uniform, half-normal* et *hazard rate*) en combinaison avec trois termes d'ajustements (*cosine, simple polynomial* et *hermite polynomial*) ont été évalués. Le modèle le plus parcimonieux a été obtenu en comparant les différents modèles par ΔAIC (*Akaike et al., 1973*). Nous avons évalué l'adéquation des modèles avec les données par un test de *goodness of fit* (Chi-square tests pour les *binned data* ; *Buckland et al., 2001*). L'effet de chacune des covariables sur la probabilité de détection a été évalué par ajout successif de covariables dans les modèles de *distance sampling* puis comparé par ΔAIC. L'abondance a été calculée en extrapolant la densité obtenue à l'ensemble de la zone échantillonnée (Aire Janvier-Février 2018-2021 = 2011 km² ; Aire Mars-2021 =1573 km²).

III- Première approche de l'évaluation de la durabilité des prélèvements aviaires

a. Collecte des données

a-1) Contexte

L'objectif de cette étude était d'estimer le prélèvement spécifique total sur le lac Fitri et de le confronter aux estimations de taille de population obtenues par espèce afin d'évaluer la durabilité du prélèvement à l'aide de modèles statistiques simples. La structuration de l'estimation des prélèvements se compose de trois parties : une estimation des prélèvements individuels par interview, de la durée de la saison de pêche et du nombre total de pêcheurs sur la zone d'étude.

Nous avons donc concentré l'effort d'échantillonnage sur les usagers du lac les plus susceptibles de prélever accidentellement (*bycatch*) ou volontairement des oiseaux d'eau sur une période courte entourant chaque dénombrement. De ce fait, les seuls usagers du lac présents en saison sèche à proximité immédiate des oiseaux sont les pêcheurs. La chasse est interdite et sévèrement contrôlée, notamment en saison sèche où les déplacements des agents chargés de la répression du braconnage sont plus faciles. La pêche est quant à elle traditionnellement pratiquée sur le lac Fitri en saison sèche de novembre à juin (*Raymond et al., 2019*), période à laquelle les oiseaux se concentrent également sur le lac en raison de l'assèchement des zones périphériques. Les pêcheurs, qui viennent parfois de loin (autres régions du Tchad ou autres pays) se regroupent à cette saison dans plusieurs campements situés sur le bord immédiat du lac à proximité de leurs pirogues. Le dénombrement des pêcheurs est effectué par l'administration locale en charge de la pêche.

Les dénombrements d'oiseaux sont effectués principalement pour des raisons scientifiques et techniques en saison sèche, normalement en janvier, date des comptages coordonnés d'oiseaux d'eau au niveau international. Il est en effet connu que les mouvements migratoires intercontinentaux sont alors extrêmement réduits, ce qui permet d'éviter les double-comptages.

La distribution des oiseaux sédentaires ou migrateurs intra-Afrique change ensuite assez radicalement au début de la saison des pluies, les oiseaux se dispersant alors sur de vastes surfaces (*Vielliard, 1972, Diagana & Dodman, 2004*).

Un carroyage de 10 km a été utilisé pour échantillonner systématiquement les pêcheurs/préleveurs des villages et camps situés sur les rivages et îles du lac en saison sèche. A noter que dans certaines zones, aucun pêcheur/préleveur ni village/campement n'a pu être trouvé, mais la distribution des interviews est dans l'ensemble bien répartie sur le lac, ce qui assure a minima un échantillonnage raisonnable dans l'espace. L'échantillonnage des campements de pêcheurs est présenté sur la Figure 4.

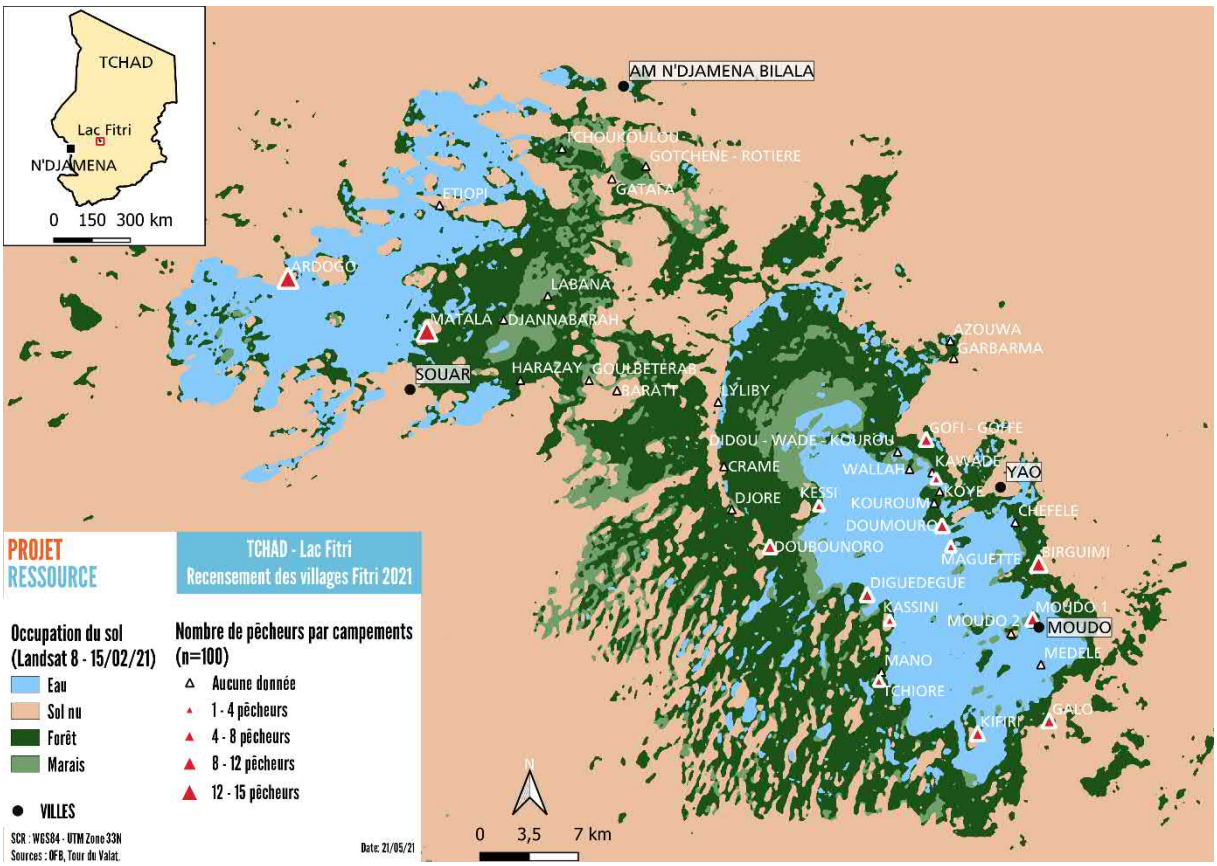


Figure 4 : Localisation des campements de pêcheurs et distribution des personnes interrogées sur le Lac Fitri en 2021.

Le programme d'échantillonnage comprenait 2 séries d'interviews réalisées par une équipe pluridisciplinaire Franco-Tchadienne (anthropologues, spécialistes de la pêche et de la chasse, ornithologues et statisticiens) entre janvier et mars 2021.

Les données recueillies sont de deux types, sociologique (âge, nombre d'enfants, village d'origine, etc.) et biologique (nombre d'oiseaux prélevés par espèce, techniques de pêche, temps passé à la pêche, etc.). Au cours de la première campagne, un carnet "oiseaux d'eau" remis à chaque répondant a été explicité. La première page du carnet présente une frise des dessins en couleur des 10 principales espèces du lac, les plus susceptibles d'être capturées, et représentées à l'échelle les unes par rapport aux autres.

Il est demandé au répondant d'indiquer en langue locale le nom de chaque oiseau, en cas d'ignorance (très rare) le nom local (lorsqu'il existe) lui est communiqué. Il a été demandé à chaque personne interrogée de la première campagne s'il avait capturé des oiseaux dans la semaine passée, et si oui, le nombre par espèce, puis, de façon identique, dans le mois passé. Pendant la période entre les 2 interviews, il était demandé aux pêcheurs de noter les captures sur le carnet afin de limiter les biais liés à la mémoire. Au cours des campagnes suivantes, les mêmes répondants ont été recontactés, et les carnets "oiseaux d'eau" relevés.

a-2) Estimation du nombre de pêcheurs présents sur le lac Fitri

La période de novembre à février est celle où l'activité de pêche est probablement la plus importante, puisqu'aux effectifs des agro-pêcheurs Bilalas pêchant traditionnellement à cette période s'ajoutent les pêcheurs d'autres ethnies dont certains pêchent toute l'année, imités d'ailleurs en cela plus récemment par certains Bilalas (*Dagou, 2005 ; Saunier et al. 2019*).

L'administration locale chargée de la pêche mesure quantitativement la progression du nombre de pêcheurs et de campements de pêche et dispose d'estimations basées sur des enquêtes de terrain, avec cependant une précision inconnue, liée en particulier aux déplacements incessants de certains pêcheurs pratiquant d'autres activités, notamment agricoles. Sur la base de ces estimations et la connaissance des calendriers des autres activités humaines (*Raimond et al., 2019*), les estimations suivantes ont été retenues pour la période s'écoulant de début novembre à fin juin : entre 2 000 et 4 000 pêcheurs lors des deux premiers mois de pêche, entre 4 000 et 6 000 entre janvier et mars et entre 1 000 et 3 000 entre mai et juin (Tableau II). Le nombre de pêcheurs sur la période entre mars et avril a été confirmé en estimant le nombre de pirogues sur le lac par *distance sampling* aérien (voir partie a-3).

Tableau II : Résumé des différentes périodes de pêche avec le nombre de pêcheurs, de semaines et le code pour chaque période (la plupart des estimations du nombre de pêcheurs a été simulée sous une distribution uniforme U(min, max) ; *voir partie "estimation du nombre de pêcheurs à partir du nombre de pirogues pour la période de mars à avril" ; **uniquement pour les espèces afrotropicales).

Période	Nombre de pêcheurs	Nombre de semaines	Nom de la période	
Novembre – Décembre	U(2000-4000)	8	H1*a*	H1
Janvier - 08 Février	U(4000-6000)	5	H1*b*	
08 Février - 01 Mars	U(4000-6000)	3	H2*a*	H2
01 Mars - 16 Mars	2940 (+/- 821.8) *	2	H2*b*	
16 Mars – Avril	2940 (+/- 821.8) *	6	H3*a*	H3
Mai – Juin **	U(1000-3000)	8	H3*b*	

L'estimation des prélèvements totaux en fonction des différentes périodes de pêche a été obtenue en multipliant le prélèvement hebdomadaire individuel par le nombre de pêcheurs et le nombre de semaines sur la période associée (H1 : période entre le début des activités de pêches et le premier survol ; H2 : période entre le premier et le second survol ; H3 : la période entre le second survol et la fin des activités de pêches ; Tableau II ; Annexe 12).

a-3) Estimation du nombre de pêcheurs à partir du nombre de pirogues pour la période de mars à avril.

Afin de corroborer les estimations fournies par l'administration tchadienne en charge de la pêche, les pirogues présentes sur le lac ont été dénombrées visuellement par distance sampling entre le 16 et le 17 mars 2021 par deux observateurs de part et d'autre de l'avion. Afin d'estimer l'effectif total de pirogues présentes sur le lac à cette date, les covariables suivantes affectant potentiellement leur détection ont été intégrées aux modèles de *distance sampling* :

- *l'habitat*, obtenue par classification par arbre de décision (voir annexe 11 : « Méthode de classification d'habitats »),
- *l'observateur*,
- la fonction *log de la taille du groupe* (nombre de pirogues par *cluster*).

Le modèle le plus parcimonieux a été obtenu en comparant les différents modèles par ΔAIC. Le modèle retenu a été modélisé avec une fonction clé *"hazard rate*" (*Goodness of fit test* : $p(X^2) = 0.51$), incluant la covariable "habitat". Ce modèle a permis d'estimer une probabilité de détection : P=0.287 (*Standard Error* se = 0.035 ; Coefficient de Variation CV = 12%) et ainsi d'estimer le nombre total de pirogues sur le lac Fitri : N = 2 940 (se = 812.8 ; CV = 28%).

a-4) Scénarios étudiés

La durabilité des prélèvements aviaires a été étudiée à travers 4 scénarios différents mettant en comparaison une estimation de taille de population à un niveau de prélèvement. Ils permettent de tester la durabilité durant des périodes différentes. Soit C1 et C2 les effectifs issus du 1er et du 2nd comptage et H1, H2, H3 les données de prélèvements aux différentes périodes de pêche (voir Annexe 12) :

- **H1 + C1 VS H1 + H2 + H3** : l'effectif issu du 1er comptage et des prélèvements de la première session comparés aux prélèvements totaux sur toute la période de prélèvement.
- **C1 VS H2 + H3** : l'effectif issu du 1er comptage comparé aux prélèvements entre le 08/02 (date du 1er comptage) et fin juin (date de fin de la période de prélèvement).
- **H1 + H2 + C2 VS H1 + H2 + H3** : l'effectif issu du 2nd comptage (mars 2021) et des prélèvements datant avant le 2nd comptage (début novembre au 16 mars, date du 2nd comptage) comparé aux prélèvements totaux sur toute la période de prélèvement.
- **C2 VS H3** : l'effectif du 2nd comptage comparé au prélèvement effectué après ce 2nd comptage (16 mars, date du 2nd comptage à fin juin, date de la fin de la période de prélèvement).

b. Analyse des données de prélèvements

Les analyses d'évaluation de durabilité des prélèvements ont été réalisées à l'aide du *package* « *popharvest* » (v1.0.0 ; *Eraud et al., 2021*). Nous avons évalué la durabilité du prélèvement de 9 espèces d'oiseaux d'eau choisies en fonction de l'importance de leurs prélèvements sur le lac ou de leur statut de conservation (i.e. des espèces nécessitant que leurs prélèvements soient prioritairement surveillés).

L'obtention d'informations sur les prélèvements d'oiseaux d'eau est parfois très compliquée. Ainsi, pour estimer si une population est surexploitée, il faut s'appuyer sur des modèles simples. En l'absence de données complètes, Wade (1998) propose d'estimer le taux de croissance maximal (λ_{max}) sur des tables de survie, en se basant sur une version simplifiée de l'équation d'Euler-Lotka (*Caswell, 2000*), reliant les paramètres démographiques et le taux de croissance de la population : $N\beta(\lambda_{max}-1)$, où N est une estimation de la taille de la population et β est un nombre inférieur à 1 qui tient compte de l'effet de la densité sur le taux de croissance (*Wade, 1998*).

A partir de ce principe, une vision globale de la durabilité des prélèvements a pu être obtenue par le calcul de 3 indices :

- ***Potentiel Excess Growth*** **(PEG)** suivant la formule de Niel & Lebreton (2005) :

$$PEG = Nmax(\lambda \max - 1).Fr$$

où N_{max} est une estimation de la taille de la population de l'espèce étudiée, λ_{max} le taux de croissance annuel maximal et Fr un facteur de sécurité variant de 0 à 1 permettant de ne prendre en compte qu'une fraction de la croissance potentielle en excès en tant que mesure de précaution (*Wade, 1998; Taylor et al., 2000; Hunter & Caswell, 2005; Niel & Lebreton, 2005; Dillingham & Fletcher, 2008*). En raison du risque de biais dans les estimations d'effectifs, une valeur de Fr=0.1 est suggérée pour les espèces en danger, et Fr=0.5 pour les autres espèces (*Wade, 1998 ; Dillingham & Fletcher, 2008*). Nous avons établi un Fr de 0.1 pour les deux espèces avec un statut IUCN sensible : *Balearica pavonina* (statut IUCN : VU) et *Limosa limosa* (statut IUCN : NT). Le *PEG* est ainsi le nombre maximum d'individus qui peuvent être prélevés annuellement d'une population compte-tenu de son taux de croissance (λ_{max}) calculé en fonction de ses paramètres démographiques, sans risquer de la mettre en danger (Tableau III).
Les paramètres des modèles ont été simulés sous 3 distributions différentes puis obtenus par tirages aléatoires dans ces distributions : uniforme (âge de première reproduction alpha), beta (survie S) et log Normal (taille de population N). Une valeur moyenne du *PEG* a ensuite été obtenue après 2000 simulations des modèles démographiques.

Tableau III : Age de première reproduction (α), taux de survie (s) et stratégie d'histoire de vie pour les 9 espèces d'oiseaux d'eau (en gras : par manque d'information, paramètre remplacé par celui d'une espèce proche, α(*P.gambensis*) par α(*A.anser*) ; α(*B. pavonina*) par α(*B. regulorum*) ; s(*S.querquedula*) par s(*A.crecca*) ; α(*T.aethiopicus*) par α(*P.falcinellus*) ; les taux de survie de *Plectropterus gambensis, Dendrocygna viduata, Sarkidiornis melanotos* et *Threskiornis aethiopicus* ont été calculés selon la formule d'estimation de la survie de *Devineau et al., 2006 : unpublished paper*).

Nom vernaculaire	Nom latin	Age de première reproduction (α)	Taux de survie (S)	Stratégie d'histoire de vie
Oie-armée de Gambie	*Plectropterus gambensis*	**3** [1]	0.873 [2] (**0.03**) [2*]	Longue
Grue couronnée	*Balearica pavonina*	**5** [3]	0.928 [4] (**0.058**) [4*]	Longue
Dendrocygne veuf	*Dendrocygna viduata*	1 [5]	0,781 [6] **(0.04)** [6*]	Longue
Sarcelle d'été	*Spatula querquedula*	1.5 [7]	**0.485 (0.101)** [8]	Courte
Pélicans	*Pelecanus spp.*	3 [9]	0.8 [10] **(0.02)** [10*]	Longue
Barge à queue noire	*Limosa limosa*	1 [11]	0.857 (0.009) [12]	Longue
Canard à bosse	*Sarkidiornis melanotos*	2.5 [13]	0,835 [14] (**0.07**) [14*]	Longue
Ibis sacré	*Threskiornis aethiopicus*	**2** [15]	0,826 [16] **(0.09)** [16*]	Longue
Combattant varié	*Calidris pugnax*	2 [17]	0.631 (0.026) [18]	Courte

1, 5, 7 *Kear 2005;*
2, 6, 14, 16 *Devineau et al., 2006* (Unpublished article);
3, 4 *Morrison 2015*;
8 *Devineau et al., 2010*;
9, 10 *Strait & Sloan 1974*;
11, 17 *Van Gils et al., 2020*;
12, 18 *Méndez et al., 2018;*
13 *Monaco Nature Encyclopedia*;
15 *Billerman et al., 2020;*

2 Anser anser : Van Turnhout et al., 2003*
4 Antigone canadensis : Fronczak, D. L., 2014*
6 Aythya marila : Flint et al., 2006*
10 Pelecanus crispus : Doxa et al., 2012*
*14 * Mergus merganser : Palmer, R. S., 1976*
*16 * Bostrychia hagedash : Duckworth et al., 2012*

- ***Sustainable Harvest Index*** **(SHI) :**

$$\frac{Observed\ Harvest}{Potential\ Excess\ Growth\ (PEG)}$$

Cet indice informe directement sur la durabilité des prélèvements par calcul du rapport entre le nombre de prélèvements effectués et le nombre maximum d'individus qui peuvent être prélevés sans mettre en péril la population.

Théoriquement, un prélèvement est considéré comme non durable si son indice de durabilité est supérieur à 1, c'est-à-dire lorsque les prélèvements observés dépassent le *PEG*.

La valeur du « *observed harvest* » a été obtenue par 2000 tirages aléatoires dans une distribution log Normale (μ, σ) (les paramètres μ et σ sont l'espérance et l'écart type).

- **Proportion d'itérations (POI)** pour lesquelles le nombre de prélèvements était supérieur au niveau du PEG (i.e. SHI >1).

Nous avons évalué 4 stades de risque de surexploitation : risque de surexploitation élevé (POI> 20%), modéré (10<POI<20%), faible (POI<10%) et nul (POI=0%) (*Eraud et al., 2021*).

c. Analyses de sensibilité

Dans le but d'étudier la façon dont l'incertitude du PEG et du SHI peut être attribuée à l'incertitude autour des paramètres démographiques entrant dans les modèles, nous avons décidé de procéder à des analyses de sensibilité. Elles ont été effectuées en utilisant une variation de 10% des trois paramètres démographiques (taille de population, âge de première reproduction et probabilité de survie à l'âge adulte), des valeurs de prélèvements et des écart-type associés à ces paramètres. La variation moyenne du PEG et du SHI a été simulée par un tirage aléatoire à partir de 100 simulations.

Nous avons utilisé l'approche par « perturbation manuelle » (*Mills & Lindberg, 2002*), aussi appelée « sensibilité conventionnelle » (*Cross & Beissinger 2001*). Avec cette approche, les paramètres en *input* sont modifiés manuellement d'une valeur jugée pertinente pour le problème à résoudre (*Mills & Lindberg, 2002).*

Cette analyse a été conduite sur les espèces dont la durabilité des prélèvements était entachée d'une incertitude maximale : *Sarkidiornis melanotos*, *Dendrocygna viduata* et *Plectropterus gambensis*.

RESULTATS

Estimations des effectifs d'oiseaux d'eau du lac Fitri en saison sèche

L'analyse des modèles de *distance sampling* a permis d'obtenir l'estimation des effectifs de 24 espèces/groupes d'espèces pour le lac Fitri en saison sèche (Tableau IV).

Pour la plupart des espèces, un grand nombre de détections ont été obtenues. En effet, seulement deux espèces sont sous le seuil des 60 détections recommandé pour obtenir une estimation fiable par DS (*Buckland et al., 2001*) (*Platea alba*, 55 détections et *Limosa limosa*, 12 détections). Avec seulement 12 détections, les estimations pour cette dernière espèce sont trop imprécises pour être valides sur le plan biologique et ne sont présentées ici qu'au titre de la démarche méthodologique. Au contraire, de nombreuses espèces possèdent un grand nombre de détections : *Plectropterus gambensis* (779 détections) ; *Sarkidiornis melanotos* (729 détections) ; *Threskiornis aethiopicus* (1 000 détections) (Tableau IV).

Les covariables « observer », « logSize » et « Year » ont été le plus souvent retenues dans la sélection de modèles, que ce soit seules ou en combinaison avec d'autres covariables (Annexe 1). Sur les 24 modèles de DS, 12 contenaient la covariable « observer », 9 la covariable « logSize » et « Year » (Annexe 1). Parmi ces trois covariables, la covariable « observer » apportait la plus forte amélioration de la parcimonie des modèles (sélectionnée en première covariable dans 8 des 24 modèles, soit 30%).

Au contraire, les covariables « Size » (sans la fonction log), « Flight Duration (FD) » et « Habitat (Hab) » ont peu été sélectionnées dans les modèles de DS (chacune 4 fois sur les 24 modèles ; Annexe 1).

Nous avons pu estimer un nombre important d'anatidés paléarctiques sur la zone d'étude et ceci quelle que soit la période (131 859 ± 50 278 individus sur l'échantillonnage de janvier-février 18-21 contre 136 167 ±73 465 en mars 2021). Cependant, l'estimation de mars resterait moins précise que celle de janvier-février (CV = 0.38 contre 0.54 pour les données de mars). Cette estimation comprendrait une part importante de Sarcelles d'été (*Spatula querquedula*) (respectivement n=77 922 ± 35 397 [proportion = 59%] et n=130 144 ± 73 537 [proportion = 96%] pour le pool JF18-21 et mars 2021) (Tableau IV).

Les effectifs de certaines espèces ou groupes d'espèces semblent être estimés avec précision pour la période Janvier-Février 18-21 (Hérons blancs : CV=0.07 ; Ibis sacré : CV=0.1) mais les estimations d'effectifs de Sarcelle d'été (CV=0.45), du groupe des Pélicans (CV=0.47) ou celui des *Larus* spp. (0.62) sont pénalisées par une grande incertitude.
Un total annuel de 703 514 (±77 272) oiseaux ont pu être estimés sur la période 2018-2021 contre 683 893 (±93 096) en mars 2021 sur la zone d'étude. Le coefficient de variation de ces estimations est satisfaisant autant pour les données de JF18-21 (CV=0.11) que pour Mars 2021 (CV=0.14) (Tableau IV).
En raison du déficit de taille d'échantillon en mars, le coefficient de variation est généralement plus important sur l'estimation de la période de mars 2021 que sur celle du pool de données JF-18-21 (CV18-21 [min=0.07 ; max=0.69] ; CVmars21 [min=0.13 ; max=0.99]). Les test de Goodness of fit sur les modèles de DS sont tous non significatifs, la P-value est même supérieure à 0.1 sur tous les modèles pouvant être analysés (Annexe 1), ce qui approuve de la bonne adéquation des données aux modèles de *distance sampling*.

Estimations de la durabilité des prélèvements aviaires sur le lac Fitri

L'analyse du PEG et du SHI a révélé que les prélèvements de 4 des 9 espèces étudiées ne seraient probablement pas durables pour les 4 scénarios d'échantillonnages : *Plectropterus gambensis*, *Threskiornis aethiopicus*, *Balearica pavonina*, et le groupe des Pélicans (*Pelecanus spp*.). En effet, l'indice de durabilité (SHI) est supérieur à la valeur seuil dans plus de 92% des simulations (POI=92.9%) en ce qui concerne *Pelecanus spp.* (SHI[min=3.113 ; max=49.004]), de 98.75% (POI=98.75%) pour *Threskiornis aethiopicus* (SHI[min=1.987 ; max=4.671]), et de 100% (POI=100%) pour *Plectropterus gambensis* (SHI[min=3.898 ; max=7.765]) et *Balearica pavonina* (SHI[min=71.908 ; max=130.807]) (Figure 5 ; Annexes 4 et 5).

Inversement, les prélèvements sembleraient probablement durables pour 2 espèces : *Spatula querquedula* et *Calidris pugnax*. Pour *Limosa limosa*, les prélèvements pourraient peut-être sembler également durables mais l'échantillonnage pour cette espèce devra s'étoffer avant de pouvoir conduire une analyse moins incertaine. Dans les 4 différents scénarios, aucune des 2 000 simulations n'a obtenu un indice de durabilité supérieur à 1 pour ces trois espèces, le risque de surexploitation étant donc nul (POI = 0% ; Annexe 3, 4 et 6).
Pour les deux dernières espèces : *Sarkidiornis melanotos* et *Dendrocygna viduata*, l'indice de durabilité est très variable en fonction de l'échantillon sondé (Annexe 3 ; Figure 5).

Pour *Dendrocygna viduata*, avec un scénario comparant la totalité des prélèvements au stock total de janvier-février (H1+C1 VS H1+H2+H3), le risque de surexploitation est élevé (POI = 67.3 % ; mean SHI = 1.115 ; Figure 5), il est au contraire faible pour les 3 autres scénarios (POI inférieur à la valeur seuil de 10% ; Figure 5). Pour *Sarkidiornis melanotos*, le risque de surexploitation est jugé comme "modéré" pour le scénario comparant le prélèvement H3 au comptage aérien de mars 2021 (C2 vs H3). Dans les 3 autres scénarios, le risque de surexploitation est élevé (Annexe 3).
La synthèse des analyses d'évaluation de la durabilité des prélèvements est présentée en annexe 7. Les données de prélèvements utilisées pour les analyses sont résumées en annexe 8.

Analyses de sensibilité des modèles de durabilité de prélèvements

Les tests de sensibilité des modèles de durabilité des prélèvements de *Dendrocygna viduata*, *Sarkidiornis melanotos* et *Plectropterus gambensis* ont révélé un impact important d'une variation ou d'une imprécision dans l'estimation de la survie sur le PEG et le SHI.

Pour *Dendrocygna viduata*, nous avons détecté une variation moyenne de -20.3% (±0.42%) du PEG en cas d'une augmentation de 10% de la survie et de +16.56% (±0.53%) si la survie venait à diminuer de 10% (Figure 6). Même constat pour *Plectropterus gambensis*, où le PEG varie en moyenne de +23.2% (±0.46%) avec une diminution de 10 % de la survie, de -42.95% (±0.46%) si elle augmente de 10% (Figure 6).

Nous observons des modifications encore plus importantes du SHI en cas de variations similaires de la survie, et ceci pour les 3 espèces étudiées. En effet, en cas d'une augmentation de 10% de la survie, le SHI de *Plectropterus gambensis* augmente en moyenne de +105% (±2.7%), de +27% (±0.69%) pour *Dendrocygna viduata* et de +87% (±4.2%) pour *Sarkidiornis melanotos* (Figure 7).

Notons que le PEG et le SHI sont tous les deux très peu impactés par une variation des écart-types de la survie, de l'effectif ou de l'âge de première reproduction α (Figure 6 et 7).

Tableau IV : Abondance estimée et coefficients de variation (CV) associés de 24 espèces d'oiseaux d'eau pour les sessions d'échantillonnage de janvier-février 2018-2021 et mars 2021. Les probabilités de détection estimées et les covariables associées sont également présentées (Obs: Observer; Size: Taille du groupe observé ; logSize: fonction log de size ; Year: Année d'échantillonnage ; Year_count: Année d'échantillonnage en classe continue ; FD: survey flight duration : Durée de vol ; hab: habitat; Gen_asp: Aspect général ; i.e. Tableau I ; *groupe d' espèces, voir Annexe 10)

Nom latin	Nom vernaculaire	Nombre de détections	Estimation Février (+/-SD)	CV Estimation Février	Estimation Mars (+/-SD)	CV Estimation Mars	Probabilité de détection	Covariables
Plectropterus gambensis	Oie-armée de Gambie	779	23506 (5064)	0.21	24330 (7117)	0.29	0.195	Obs + Size + Year
Balearica pavonina	Grue couronnée	89	1947 (699)	0.36	888 (561)	0.63	0.265	Hab + LogSize
Microcarbo africanus	Cormoran africain	70	306 (82)	0.27	403 (140)	0.35	0.158	Year_count
Dendrocygna viduata	Dendrocygne veuf	490	164139 (32626)	0.19	301494 (92851)	0.31	0.248	Obs + LogSize + FD
Spatula querquedula	Sarcelle d'été	142	77922 (35397)	0.45	130144 (73537)	0.57	0.218	LogSize + Year_count
Pelecanus spp.	Pélican *	148	299 (139)	0.47	2255 (1120)	0.49	0.338	FD + Hab + Size + Year
Alopochen aegyptiaca	Ouette d'Egypte	62	2520 (1022)	0.41	15839 (10528)	0.67	0.202	1
Anatidae spp	Canards paléarctiques*	165	131859 (50278)	0.38	136167 (73465)	0.54	0.227	LogSize + Obs
Ardea spp.	Hérons blancs *	3339	104433 (7710)	0.07	98573 (13154)	0.13	0.242	LogSize + Obs
Threskiornis aethiopicus	Ibis sacré	1000	14151 (1417)	0.1	15134 (2117)	0.14	0.163	Obs + Year
Sarkidiornis melanotos	Canard à bosse	729	41404 (9105)	0.22	41747 (9308)	0.23	0.175	Year + LogSize + Hab
Ardea spp.	Hérons gris *	1075	11956 (1727)	0.14	5516 (1391)	0.25	0.166	LogSize + Obs
Calidris pugnax	Combattant varié	201	68558 (22734)	0.33	31249 (20339)	0.65	0.161	Obs + LogSize + Hab
Himantopus himantopus	Echasse blanche	133	6203 (1636)	0.26	3934 (1282)	0.33	0.147	Year + Size
Vanellus spp.	Vanneaux *	88	1043 (278)	0.27	1606 (446)	0.28	0.102	Year
Chlidonias spp.	Sternes *	210	3482 (1225)	0.35	4574 (1792)	0.39	0.177	Year
Larus spp.	Mouettes & Goélands *	106	4787 (2957)	0.62	124 (46)	0.37	0.233	FD
Mycteria ibis	Tantale ibis	105	1321 (460)	0.35	2467 (1400)	0.57	0.135	FD
Circus aeruginosus	Busard des roseaux	291	875 (107)	0.12	470 (111)	0.24	0.196	Obs + Size
Anastomus lamelligerus	Bec-ouvert africain	358	6654 (2070)	0.31	3351 (3001)	0.89	0.164	Obs + Size + Hab
Platalea alba	Spatule d'Afrique	55	2321 (1003)	0.43	829 (455)	0.55	0.122	Obs + Year
Ardeola ralloides	Crabier chevelu	484	12289 (2212)	0.18	7602 (2406)	0.32	0.153	Obs
Limosa limosa	Barge à queue noire	12	85433 (58771)	0.69	8579 (8513)	0.99	0.149	Area
X	Oiseaux d'eau	10189	703514 (77272)	0.11	683893 (93096)	0.14	0.198	LogSize + Gen_asp + Obs + Year

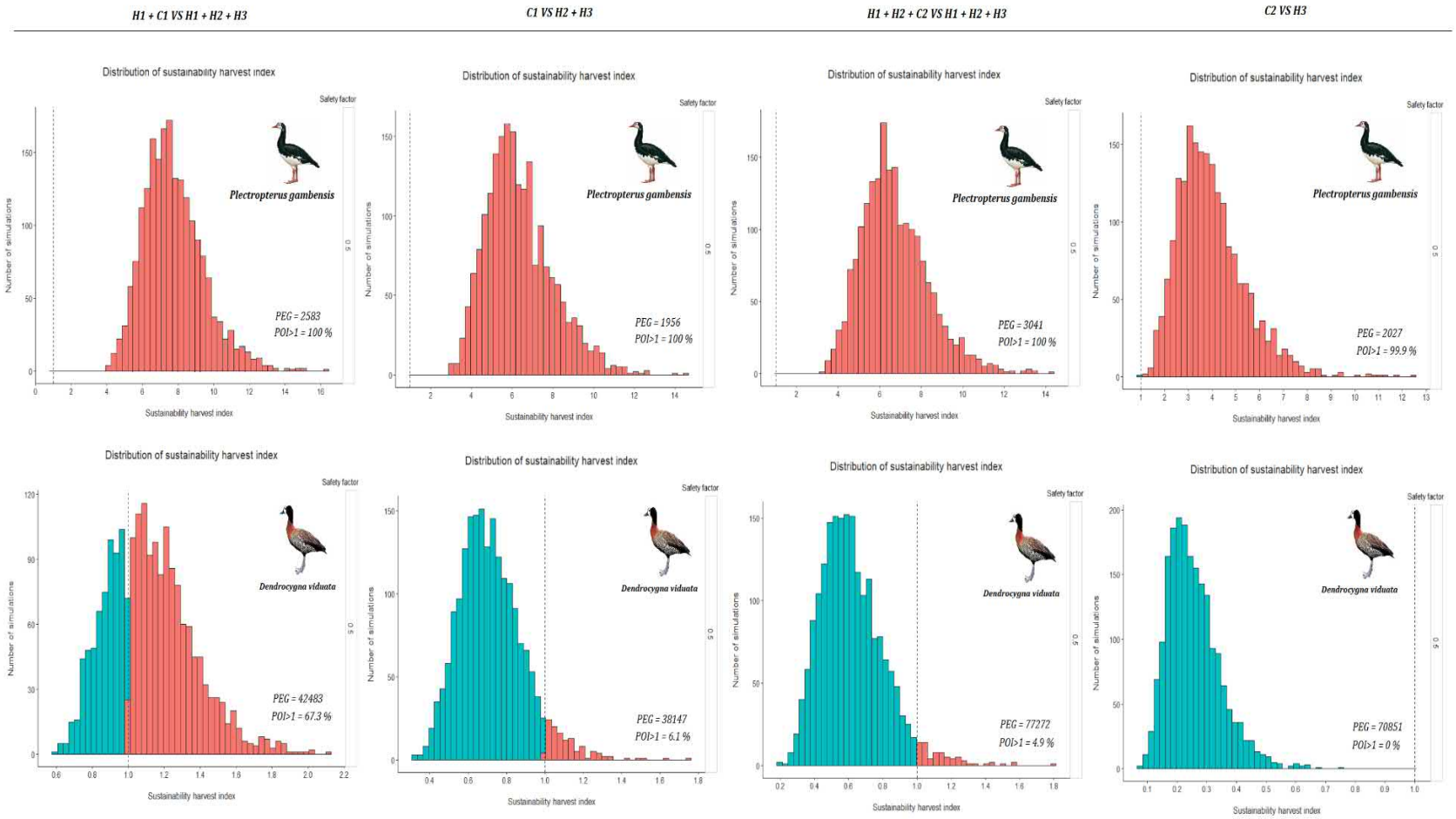


Figure 5 : Distributions des indices de durabilité estimés pour *Plectropterus gambensis* (en haut) et *Dendrocygna viduata* (en bas) (PEG : Potentiel Excess Growth ; POI>1 : Proportion d'itération du SHI>1 ; pour les estimations des 7 autres espèces, voir annexes 3, 4, 5, 6).

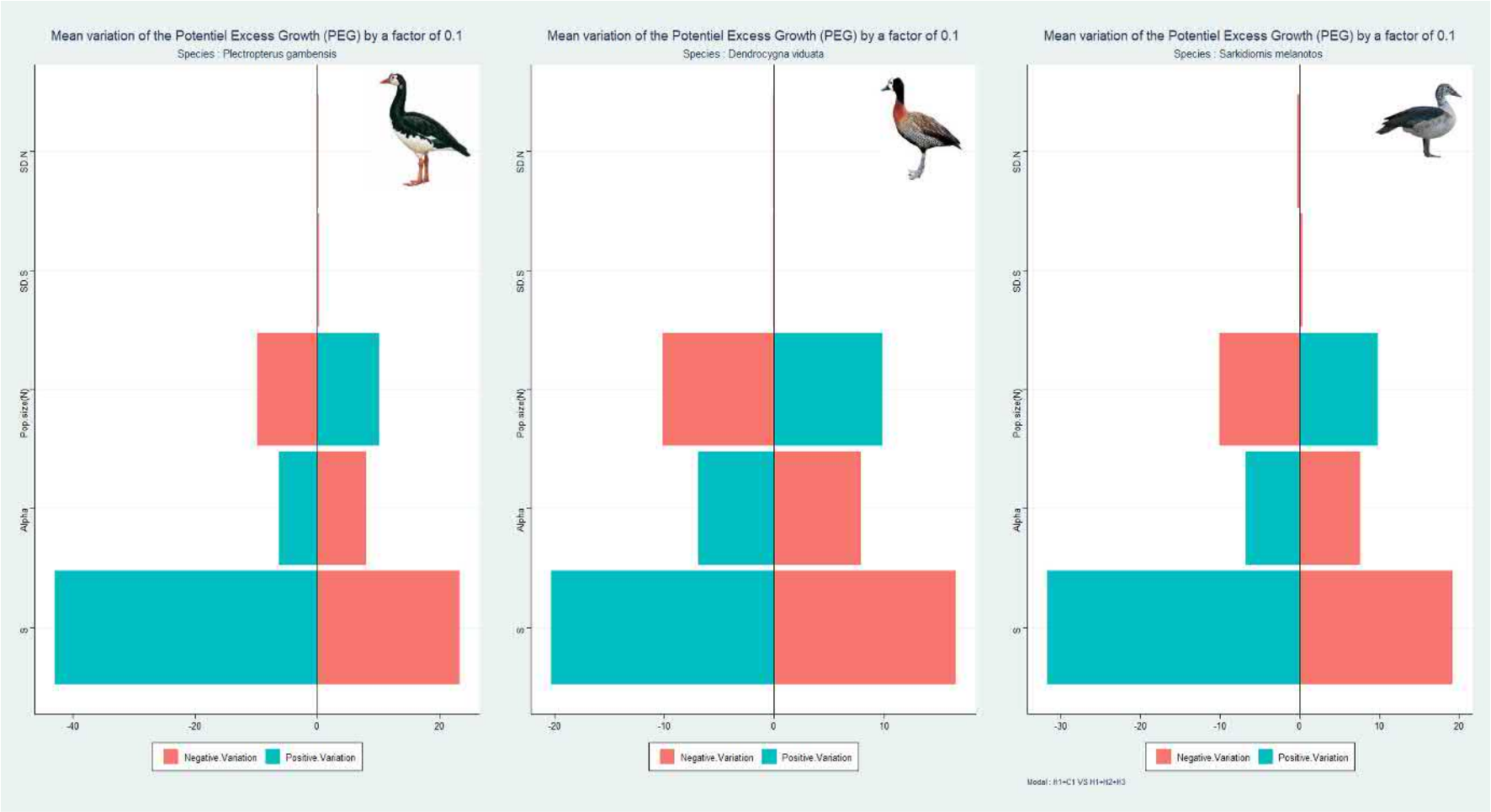


Figure 6: Variation du Potentiel Excess Growth (PEG) dans le cas d'une variation négative (rouge) et positive (bleu) de 10% (facteur de 0.1) de 5 paramètres démographiques pour 3 espèces : *Plectropterus gambensis*, *Dendrocygna viduata* et *Sarkidiornis melanotos* (S : survie ; alpha : âge de la première reproduction ; Pop.size(N) : effectifs ; SD.S : écart-type de la survie ; SD.N : écart-type du nombre ; les écarts-types de la variation de chaque paramètre sont spécifiés en annexe 2 ; hypothèse utilisée pour le test de sensibilité : H1+C1 VS H1+H2+H3)

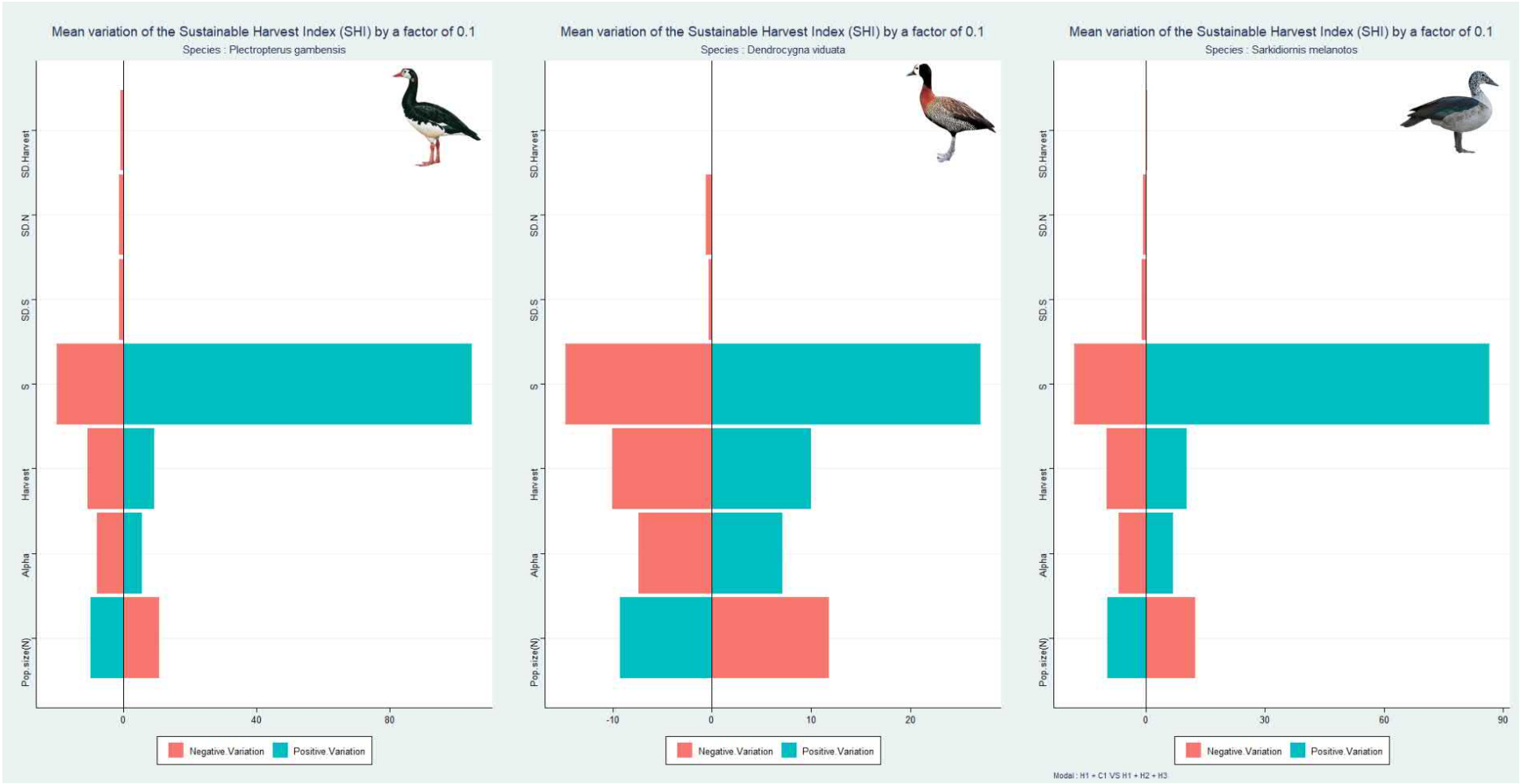


Figure 7 : Variation du Sustainable Harvest index (SHI) dans le cas d'une variation négative (rouge) et positive (bleu) de 10% (facteur de 0.1) de 7 paramètres démographiques pour 3 espèces : *Plectropterus gambensis*, *Dendrocygna viduata* et *Sarkidiornis melanotos* (S : survie ; alpha : âge de la première reproduction ; Pop.size(N) : effectifs ; SD.S : écart-type de la survie ; SD.N : écart-type de l' effectif; Harvest : Nombre de prélèvements ; SD.Harvest : Ecart-type du nombre de prélèvements ; les écarts-types de la variation de chaque paramètre sont spécifiés en annexe 2.bis ; hypothèse utilisée pour le test de sensibilité : H1+C1 VS H1+H2+H3)

DISCUSSION

Notre travail a permis d'estimer d'importants effectifs d'anatidés paléarctiques et afrotropicaux, ainsi que d'ardéidés dans une zone humide Ramsar d'importance internationale bien que très rarement suivie pour l'avifaune. Notre travail permet également d'apporter des indications importantes sur la durabilité des prélèvements effectués par les communautés locales du lac Fitri sur 9 espèces d'oiseaux d'eau.

Nos résultats montrent un risque de surexploitation élevé pour 4 des 9 espèces étudiées : *Plectropterus gambensis, Threskiornis aethiopicus, Balearica pavonina,* et le groupe des Pélicans (*Pelecanus spp).* Au contraire, il semblerait que les prélèvements effectués soient durables pour 2 espèces : *Spatula querquedula* et *Calidris pugnax.* Pour les deux dernières espèces : *Sarkidiornis melanotos* et *Dendrocygna viduata,* l'indice de durabilité est variable en fonction de l'échantillon sondé.

Les estimations d'abondance obtenues par *distance sampling* sont de manière générale plus élevées que les estimations utilisant d'autres méthodes de comptage (Figure 8). Ainsi, les estimations obtenues par *distance sampling* sur Fitri sont plus de 30% supérieures à l'effectif obtenu par comptage total en 2008 pour *Plectropterus gambensis* (*Ganzevles & Bredenbeek, 2005 ; Trolliet et al., 2008 ; base de données AfWC, Wetlands International*) ou quasiment le double pour *Dendrocygna viduata* (Figure 8). A l'inverse, l'estimation de *Spatula querquedula* par DS est légèrement plus faible qu'en 1986 (Figure 8), notons néanmoins la forte incertitude sur l'estimation par DS pour cette espèce.

Il est cependant difficile de savoir si l'augmentation globale des effectifs estimés par DS est due à une meilleure performance de la méthode d'échantillonnage (ici le DS) ou à une réelle variation d'abondance de ces espèces sur la zone d'étude. Nous pouvons également envisager que notre étude surestime les effectifs d'oiseaux d'eau présents sur le lac. Ces résultats doivent donc être utilisés avec grande précaution mais ils suggèrent a minima que les effectifs de ces espèces n'ont pas déclinés depuis cette période. Les échantillonnages par *distance sampling* peuvent augmenter la précision et réduire le biais des estimations d'abondance de la faune sauvage (*Buckland et al., 2001*) et permettent d'estimer globalement plus d'individus que les comptages totaux (*Warren & Baines, 2011*). Cependant, une juste estimation des effectifs réside principalement dans le respect des hypothèses initiales du DS introduites par Buckland. Parmi les hypothèses de base présidant à l'usage du DS, la détection parfaite des objets à distance nulle est centrale (*Buckland et al. 2001*). Pour assurer une détection à 100 % dans la bande de distance la plus proche, les observateurs aériens étaient tous des ornithologues professionnels expérimentés ayant une pratique antérieure des relevés aériens et de la faune du Sahel. Ces ornithologues devaient se concentrer en priorité sur la détection de tous les objets cibles de cette bande de distance la plus proche, ce qui fiabilise le respect de cette hypothèse de détection parfaite à distance nulle.

Cependant, nous recommandons de procéder à l'avenir à un échantillonnage de distance de marquage-recapture pour contrôler ce biais possible (deux observateurs essaient de détecter des animaux indépendamment l'un de l'autre, si un observateur détecte un animal, celui-ci est "marqué" pour que l'autre observateur le détecte (recapture) ou le manque ; *Becker & Christ., 2015*). Ce biais d'observation pourrait être causé entre autres par l'effet de fatigue ou le nombre d'espèces, et peut éventuellement générer une sous-estimation des abondances.

Le *distance sampling* reste une des méthodes d'échantillonnage les plus adaptées aux comptages d'oiseaux d'eau, d'autant plus si les zones d'étude concernées sont grandes (*Buckland et al., 2015*).



Figure 8 : Estimation de l'abondance de 3 espèces d'oiseaux d'eau sur le lac Fitri entre 1984 et 2021 (comptage total de février entre 1984 et 2008 et échantillonnage par DS entre 2018 et 2021 ; les 6 autres espèces sont présentées en annexe 9 ; pas de comptage réalisés pour les années sans données).

Les estimations de DS soulignent également l'importance du lac Fitri pour certaines populations d'oiseaux d'eau étudiées. En effet, cette zone humide pourrait abriter une part importante de certaines populations d'oiseaux d'eau présentes en Afrique de l'Ouest. Ainsi, à partir des effectifs estimés et du critère seuil de 1% de la convention Ramsar nous pouvons estimer que 25% des populations de Dendrocygne veuf (*Dendrocygna viduata*) d'Afrique de l'Ouest sont présentent sur le lac Fitri. Ce chiffre est de 36% pour l'Ouette d'Egypte (*Alopochen aegyptiaca*), 33% pour l'Oie armée de Gambie (*Plectropterus gambensis*) et de 4.7% pour l'Ibis sacré (*Threskiornis aethiopicus*).

Les études sur la durabilité des prélèvements aviaires sont nombreuses en Europe (*Madsen et al., 2015 ; Holopainen et al., 2018*) et en Amérique du Nord (*Koneff et al., 2017 ; Dayer et al., 2020*) mais la littérature sur le sujet est encore pauvre en Afrique. Notre étude constitue probablement la 1ère modélisation quantitative de la durabilité de l'exploitation vivrière aux oiseaux d'eau en Afrique. Elle doit potentiellement apporter une aide importante à la décision aux gestionnaires et administrations en matière de gestion des prélèvements, d'espèces africaines notamment, plus fortement prélevées (*Plectropterus gambensis, Dendrocygna viduata*) ou avec un statut de conservation préoccupant (*Balearica pavonina, Limosa limosa*).

Seule espèce de notre étude classée « vulnérable » par l'IUCN, le cas de la Grue couronnée (*Balearica pavonina*) est particulièrement inquiétant. L'effectif estimé à 1 947 individus (±699) en janvier-février 18-21 ne permet pas d'assurer un régime de croissance démographique stable de la population en subissant un tel prélèvement annuel, bien supérieur au niveau de prélèvement maximum supportable (PEG entre 8 et 26 individus contre un prélèvement moyen compris entre 331 et 1 112 individus en fonction de la période de pêche). Ce constat est d'autant plus alarmant que ses effectifs globaux auraient décliné de plus de 50% entre 1984 et 2015 (*Beilfuss et al., 2007*), soit un taux de déclin d'environ 65-79% (*Beilfuss et al., 2007, Morrison et al. 2008*). Les facteurs de ce déclin sont multiples et pourraient être comparables au contexte actuel sur le lac Fitri : drainage et surpâturage (*del Hoyo et al., 1996*), exploitation, perturbations indirectes dues à la chasse d'anatidés et aux activités de pêche (*Kampamba & Pope, 1996*). Notre estimation de durabilité permet donc à la fois d'obtenir des informations utiles de l'impact de pêche sur la Grue couronnée mais également de mettre en garde les gestionnaires et les acteurs sur la fragilité de la dynamique de population de cette espèce. La Grue couronnée, semble donc menacée par la surexploitation, ce que ce travail permet de quantifier probablement pour la première fois. Ce travail répond en cela aux recommandations du plan d'action pour l'espèce (*Williams et al., 2003*).

D'autres espèces dont le risque de surexploitation est important pourraient nécessiter une surveillance accrue de leurs effectifs et de leurs captures. Le canard à bosse classé « préoccupation mineure » par l'IUCN connait néanmoins un déclin de sa population depuis plusieurs années (*BirdLife International, 2016*). La bibliographie attribue ce déclin à différentes menaces également actives sur le lac Fitri : dégradation des habitats (*Kear, 2005*), chasse (*del Hoyo et al., 1992*) ou prélèvements involontaires dus à une activité de pêche accrue. L'Oie armée de Gambie ainsi que l'Ibis sacré, deux espèces dont le risque de surexploitation est élevé, mériteraient également un suivi accru.

A l'inverse, aucun risque de surexploitation n'a été décelé pour la Sarcelle d'été (*Spatula querquedula*). Avec un indice de durabilité moyen compris entre 0.033 et 0.174 (Annexe 3), les prélèvements estimés sont bien en-dessous du nombre de prélèvements considérés comme durables d'après le PEG (seulement 1 483 individus prélevés (±512) entre le 01/11 et le 08/02 ; le PEG moyen étant de 27 416 individus sur cette période ; Annexe 3). La barge à queue noire (*Limosa limosa*) ne serait pas non plus soumise à un risque de surexploitation (Annexe 6). Néanmoins, il existe de grosses incertitudes quant à la juste estimation des effectifs et des prélèvements pour cette espèce.

Ce faible risque de surexploitation pourrait s'expliquer par le fait que les prélèvements effectués sur ces espèces sont soit potentiellement sous-estimés ou alors réellement trop faibles pour avoir un quelconque impact sur la dynamique de population de l'espèce. De plus, la très grande incertitude pesant sur l'estimation des effectifs de ces deux espèces incite à une très grande prudence avant toute conclusion. Notons que le cas du groupe des Pélicans, espèces fortement surexploitées, n'est pas mentionné ici, l'estimation de leurs effectifs étant soumise à une grande incertitude (CV = 0.47 et 0.49). L'estimation de la durabilité des prélèvements du Cormoran africain (*Microcarbo africanus*) n'a pas été traitée car cet oiseau est très mal dénombré en avion. Cependant, il s'agit de l'espèce la plus prélevée, devant le gros gibier d'eau africain (*Plectropterus gambensis*

et Dendrocygna viduata ; Annexe 8). Il est ainsi urgent de définir une approche méthodologique d'estimation d'effectifs efficace pour cette espèce, en étudiant par exemple les sites de nidification.

L'étude de sensibilité a démontré que la variation de certains paramètres tels que l'âge de première reproduction, l'effectif ou le nombre de prélèvements totaux avaient un impact relativement marginal sur le PEG et le SHI en comparaison à un paramètre en particulier : le taux de survie. En effet, pour des populations d'espèces dites « lentes », le taux de croissance maximal (λ_{max}) est fortement influencé par les taux de survie individuels (juvénile et adulte) et peu par des changements des paramètres reproducteurs (*Lebreton & Clobert, 1991*). Or ce taux de croissance maximal est central dans la détermination du prélèvement maximum supportable, une estimation de ce paramètre la plus proche possible de la réalité est donc indispensable.

La réalisation de cette étude permet d'affiner l'évaluation de l'état écologique de certaines espèces d'oiseaux migrateurs encore peu étudiées, et dont certaines sont menacées (*Balearica pavonina, Limosa limosa*). Elle permet également d'énoncer des premières pistes de réflexion quant à la protection de l'avifaune africaine sur des zones où le contexte socio-économique est rapidement changeant. Ce travail fournit des indications préliminaires de surveillance et de gestion pour certaines espèces possédant un régime de prélèvement trop intense (*Balearica pavonina, Plectropterus gambensis ou Threskiornis aethiopicus*).

Les limites et pistes d'amélioration du présent travail sont les suivantes :

a) Il existe une forte incertitude dans l'estimation de différents paramètres utilisés dans les modèles démographiques. En raison de l'absence de données sur la probabilité de survie à l'âge adulte et l'âge de première reproduction pour certaines espèces, nous avons utilisé des paramètres issus d'espèces proches (*Niel & Lebreton, 2005*). Ce palliatif génère potentiellement un biais d'estimation du taux de croissance réel de l'espèce étudiée.
b) La probabilité de survie à l'âge adulte semble être le paramètre générant la plus grande variabilité autour de nos estimateurs de durabilité, en témoigne notre étude de sensibilité. Ainsi une meilleure estimation de ce paramètre notamment par des études de capture-marquage-recaptures pourrait affiner la précision des estimateurs de durabilité des prélèvements aviaires. L'enjeu majeur d'amélioration de l'évaluation de la durabilité de l'exploitation des oiseaux d'eau sur le lac Fitri serait donc d'améliorer l'estimation des survies des espèces peu étudiées, plus que celles des effectifs présents ou prélevés.
c) Il existe également de l'incertitude dans l'estimation du nombre de pêcheurs en fonction de la période de pêche sur la zone d'étude. Le manque d'information sur ce paramètre nous a contraints à utiliser des valeurs hypothétiques mimant la dynamique de pêche globale sur le lac Fitri. Un comptage du nombre de pirogues présentes sur le lac (tel que réalisé en mars) pourrait potentiellement constituer une indication fiable du nombre de pêcheurs à une période donnée. Cette méthode doit être évaluée et répliquée le cas échéant.
d) La méthodologie des interviews réalisées sur le terrain a permis de préciser l'échelle et l'incertitude du prélèvement individuel mais doit être étendue ou au moins répliquée dans le temps et l'espace.

Le contexte socio-économique sahélien (crise de la viande de brousse (*bushmeat crisis* : *van Velden et al., 2018,* croissance de la population humaine : *Shekar et al., 2016*) et les incertitudes autour de l'estimation de certains paramètres démographiques des espèces suivies ne permettent pas aujourd'hui de recommander formellement des mesures de conservation réglementaires sur les espèces jugées comme surexploitées. Néanmoins, cette étude fournit un contexte théorique préliminaire d'évaluation de la durabilité des activités cynégétiques et du niveau de captures accidentelles liées à la pêche sur une zone humide d'importance internationale telle que le lac Fitri. De ce fait, nous ne recommandons aucune mesure de gestion explicite mais nous recommandons grandement aux acteurs locaux et internationaux de poursuivre les suivis scientifiques sur les nombreuses espèces présentes sur le lac, notamment celles que nous avons identifiées comme les plus à risque (la Grue couronnée, le Cormoran africain, l'Oie-armée de Gambie ou l'Ibis sacré). Ces futures démarches sont d'autant plus importantes au vu du contexte politique et socio-économique de Fitri. Migrations de populations humaines (renforcées par la crise du lac Tchad), crise alimentaire et changement climatique provoquent une récente et forte augmentation de l'effort de pêche sur le lac (*Raymond et al., 2019*), causant de lourdes pressions sur ses ressources naturelles. Ces impacts anthropiques pourraient ainsi rapidement amener à des bouleversements radicaux des écosystèmes lacustres et de la dynamique sociétale du lac Fitri.

BIBLIOGRAPHIE

Akaike, H., Petrov, B.N., Csaki, F., 1973. Second international symposium on information theory.

Asner, G.P., 2001. Cloud cover in Landsat observations of the Brazilian Amazon. International journal of remote sensing 22, 3855–3862.

Batello, C., Marzot, M., Touré, A.H., 2005. Le futur est un ancien lac: savoirs traditionnels, biodiversité et ressources génétiques pour l'agriculture et l'alimentation dans les écosystèmes du bassin du lac Tchad. Food & Agriculture Org.

Becker, E. F., & Christ, A. M., 2015. A unimodal model for double observer distance sampling surveys. PLoS One, 10(8), e0136403.

Beilfuss, R.D., Dodman, T., Urban, E.K., 2007. The status of cranes in Africa in 2005. Ostrich-Journal of African Ornithology 78, 175–184.

Bennett, E., 2008. Hunting and trade of bushmeat in Central Africa: a review of conservation, livelihood and policy implications. Wildlife Conservation Society (WCS), rapport à la Banque mondiale.

Berthold, P., 2001. Bird migration: a general survey. Oxford University Press on Demand.

Berthold, P., Fiedler, W., Schlenker, R., Querner, U., 1998. 25-year study of the population development of Central European songbirds: a general decline, most evident in long-distance migrants. Naturwissenschaften 85, 350–353.

BirdLife International., 2016. Sarkidiornis melanotos. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T45953631A95159254. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T45953631A95159254.en.

BirdLife International., 2016. Balearica pavonina. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22692039A93334339. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22692039A93334339.en.

BirdLife International., 2017. Limosa limosa (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22693150A111611637. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22693150A111611637.en.

Billerman, S., Keeney, B., Rodewald, P., Schulenberg, T., 2020. Birds of the World. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

Böhning-Gaese, K., Bauer, H., 1996. Changes in species abundance, distribution, and diversity in a central European bird community. Conservation Biology 10, 175–187.

Brito, J.C., Godinho, R., Martínez-Freiría, F., Pleguezuelos, J.M., Rebelo, H., Santos, X., Vale, C.G., Velo-Antón, G., Boratyński, Z., Carvalho, S.B., 2014. Unravelling biodiversity, evolution and threats to conservation in the Sahara-Sahel. Biological Reviews 89, 215–231.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L., 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations.

Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Marques, T.A., Oedekoven, C.S., 2015. Distance sampling: methods and applications. Springer.

Carboneras, C., Kirwan, G., 2020. In J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, DA Christie, & E. de Juana (Eds.), Upland Goose (Chloephaga picta), version 1.0. Birds of the World.

Caswell, H., 2000. Prospective and retrospective perturbation analyses: their roles in conservation biology. Ecology 81, 619–627.

Chardonnet, P., Chardonnet, B., Daniel, P., Darroze, S., Feer, F., Forster, M., Fritz, H., Lamarque, F., De Lamotte, I., Laplanche, S., 1995. Faune sauvage africaine: la ressource oubliée. Tome 1: synthèse. Tome 2: monographies.

Clover, J., 2003. Food security in sub-Saharan Africa. African security review 12, 5–15.

Cohen, A., Peters, H.S., Foote, L.E., 1960. Calling behavior of Mourning Doves in two Midwest life zones. The Journal of Wildlife Management 24, 203–212.

Collingham, Y.C., Huntley, B., Altwegg, R., Barnard, P., Beveridge, O.S., Gregory, R.D., Mason, L.R., Oschadleus, H.D., Simmons, R.E., Willis, S.G., 2014. Prediction of mean adult survival rates of southern African birds from demographic and ecological covariates. Ibis 156, 741–754.

Courel, M., Morin, S., Raimond, C., 1997. Intégration modèle ou modèle d'intégration. La gestion de l'environnement au lac Fitri (Tchad). Singaravelou M. Pratiques de gestion de l'environnement dans les pays tropicaux. Talence: DYMSET & CRET 311–326.

Crick, H.Q., 2004. The impact of climate change on birds. Ibis 146, 48–56.

Cross, P.C., Beissinger, S.R., 2001. Using logistic regression to analyze the sensitivity of PVA models: a comparison of methods based on African wild dog models. Conservation Biology 15, 1335–1346.

Dagou, P., Mustapha, M., Gotlob Mbaye, N., Kedeu, P., Ngar-Odjilo, M., 2005. La pêche dans les lacs Fitri et Léré au Tchad: Techniques de capture, conservation des produits et enjeux de protection.

Dalby, L., McGill, B.J., Fox, A.D., Svenning, J., 2014. Seasonality drives global-scale diversity patterns in waterfowl (A nseriformes) via temporal niche exploitation. Global Ecology and Biogeography 23, 550–562.

Dayer, A.A., Barnes, J.C., Dietsch, A.M., Keating, J.M., Naves, L.C., 2020. Advancing scientific knowledge and conservation of birds through inclusion of conservation social sciences in the American Ornithological Society. The Condor 122, duaa047.

Del Hoyo, J., Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., 1992. Handbook of the birds of the world. Lynx edicions Barcelona.

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

Devineau, O., Guillemain, M., Johnson, A.R., Lebreton, J.-D., 2010. A comparison of green-winged teal Anas crecca survival and harvest between Europe and North America. Wildlife Biology 16, 12–24.

Diagana, C.H., Dodman, T., Amting, E.D., 2004. Numbers and distribution of waterbirds in Africa Effectifs et distribution des oiseaux d'eau en Afrique.

Dillingham, P.W., Fletcher, D., 2008. Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. Biological Conservation 141, 1783–1792.

Dirzo, R., Raven, P.H., 2003. Global state of biodiversity and loss. Annual review of Environment and Resources 28, 137–167.

Doxa, A., Theodorou, K., Crivelli, A.J., Hatzilacou, D., Catsadorakis, G., Malakou, M., Nazirides, T., Robert, A., 2012. Spatially correlated environmental factors drive synchronisation in populations of the Dalmatian Pelican. Population ecology 54, 499–507.

Duckworth, G.D., Altwegg, R., Harebottle, D.M., 2012. Demography and population ecology of the Hadeda Ibis (Bostrychia hagedash) at its expanding range edge in South Africa. Journal of Ornithology 153, 421–430.

Eberhardt, I.D.R., Schultz, B., Rizzi, R., Sanches, I.D., Formaggio, A.R., Atzberger, C., Mello, M.P., Immitzer, M., Trabaquini, K., Foschiera, W., 2016. Cloud cover assessment for operational crop monitoring systems in tropical areas. Remote Sensing 8, 219.

Eraud C., Devaux T., Alexandre V., Johnson F. A. & Francesiaz C., 2021. popharvest : An R package to assess the sustainability of harvesting regimes of bird populations. Manuscript submitted for publication

Fargeot, C., 2013. La chasse commerciale en Afrique centrale: une menace pour la biodiversité ou une activité économique durable? Le cas de la République Centrafricaine.

Fleming, P.J., Tracey, J.P., 2008. Some human, aircraft and animal factors affecting aerial surveys: how to enumerate animals from the air. Wildlife Research 35, 258–267.

Flint, P.L., Grand, J.B., Fondell, T.F., Morse, J.A., 2006. Population dynamics of greater scaup breeding on the Yukon-Kuskokwim Delta, Alaska. Wildlife Monographs 162, 1–22.

Fronczak, D.L., 2014. Distribution, migration chronology, and survival rates of Eastern Population sandhill cranes.

Froneman, A., Mangnall, M.J., Little, R.M., Crowe, T.M., 2001. Waterbird assemblages and associated habitat characteristics of farm ponds in the Western Cape, South Africa. Biodiversity & Conservation 10, 251–270.

Ganzevles, W., Bredenbeek, J., 2005. Waders and waterbirds in the floodplains of the Logone in Cameroon and Chad: in February 2000. Foundation Working Group International Waterbird and Wetland Research (WIWO).

Gillet, H., 1962. Végétation, agriculture et sol du Centre Tchad. Feuilles de Mongo-Melfi-Bokoro-Guera. Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée 9, 451–501.

Golden, C.D., Fernald, L.C., Brashares, J.S., Rasolofoniaina, B.R., Kremen, C., 2011. Benefits of wildlife consumption to child nutrition in a biodiversity hotspot. Proceedings of the National Academy of Sciences 108, 19653–19656.

Graham, A., Bell, R., 1989. Investigating observer bias in aerial survey by simultaneous double-counts. The Journal of wildlife management 1009–1016.

Harbitz, A., 2019. A zigzag survey design for continuous transect sampling with guaranteed equal coverage probability. Fisheries Research 213, 151–159.

Harrison, C.A., Kilgo, J.C., 2004. Short-term breeding bird response to two harvest practices in a bottomland hardwood forest. The Wilson Bulletin 116, 314–323.

Holland, M., Whigham, D.F., Gopal, B., 1990. Characteristics of wetland ecotones. The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones.

Holopainen, S., Arzel, C., Elmberg, J., Fox, A.D., Guillemain, M., Gunnarsson, G., Nummi, P., Sjöberg, K., Väänänen, V.-M., Alhainen, M., 2018. Sustainable management of migratory European ducks: finding model species. Wildlife Biology 2018.

Huete, A.R., 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). Remote sensing of environment 25, 295–309.

Hunter, C.M., Caswell, H., 2005. Selective harvest of sooty shearwater chicks: effects on population dynamics and sustainability. Journal of animal ecology 589–600.

Jäger, J, Kok, MTJ, Koshy, L, Martello, ML, Mathur, V, Moreno, AR, Narain, V, Sietz, D, Al-Ajmi, DN, Callister, K, De Oliveira, T, Fernandez, N, Mohamed-Katerer, JC, Gasper, D, Giada, S, Gorobets, A, Hilderink, H, Krishnan, R, Lopez, A, Nakyeyune, A, Ponce, A, Strasser, S, Wonink, S, Karlsson, SI, Lüdeke, MKB, Dabelko, GD, Thomalla, F, de Soysa, I, Chenje, M & Filcak, R 2007, Vulnerability of humans and the environment: challenges and opportunities. in United Nations Environment Programme (ed.), Global environment outlook 4: environment for development. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya, pp. 301-360.

JARRY, G., ROUX, F., 1987. Importance, composition et distribution des populations danatidés présentes en hiver dans l'Ouest Africain tropical. Revue d'écologie.

KAMPAMBA, G., POPE, A.J., 1996. The Conservation Management of Cranes in Zambia. Presented at the Proceedings, 1993 African Crane and Wetland Training Workshop: 8-15 August 1993, Wildlife Training Institute, Maun, Botswana, International Crane Foundation, p. 249.

Kear, J., Hulme, M., 2005. Ducks, geese and swans: Species accounts (Cairina to Mergus). Oxford University Press.

Keith, J.O., Plowes, D.C., 1997. Considerations of wildlife resources and land use in Chad. Productive Sector Growth and Environment Division, Office of Sustainable ….

Kone, B., Fofana, B., Beilfuss, R., Dodman, T., 2007. The impact of capture, domestication and trade on Black Crowned Cranes in the Inner Niger Delta, Mali. Ostrich-Journal of African Ornithology 78, 195–203.

Kone, B., Diallo, M., 2000. Exploitation de la faune en général et des oiseaux d'eau dans le Delta Intérieur du Niger en 2000. Rapport d'étape. Mali-PIN publication 00-03. Wetlands InternationalSévaré (Mali)/ Altenburg & Wymenga, Veenwouden, the Netherlands.

Koneff, M.D., Zimmerman, G.S., Dwyer, C.P., Fleming, K.K., Padding, P.I., Devers, P.K., Johnson, F.A., Runge, M.C., Roberts, A.J., 2017. Evaluation of harvest and information needs for North American sea ducks. PloS one 12, e0175411.

Koyoumtan A., 2002. Activités rurales et gestion foncière autour du lac Fitri. Mémoire de maîtrise de géographie, université de N'Djamena, 109 p.

Kümpel, N.F., 2006. Incentives for sustainable hunting of bushmeat in Río Muni, Equatorial Guinea.

Laake, J.L., Calambokidis, J., Osmek, S.D., Rugh, D.J., 1997. Probability of detecting harbor porpoise from aerial surveys: estimating g (0). The Journal of wildlife management 63–75.

Lebreton, J., Clobert, J., 1991. Bird population dynamics, management, and conservation: the role of mathematical modelling. Bird population studies 105–125.

Lespez, L., Le Drezen, Y., Garnier, A., Rasse, M., Eichhorn, B., Ozainne, S., Ballouche, A., Neumann, K., Huysecom, E., 2011. High-resolution fluvial records of Holocene environmental changes in the Sahel: the Yamé River at Ounjougou (Mali, West Africa). Quaternary Science Reviews 30, 737–756.

Madsen, J., Guillemain, M., Nagy, S., du Rau, P.D., Mondain-Monval, J., Griffin, C., Middleton, A., 2015. Towards sustainable management of huntable migratory waterbirds in Europe: a report by the Waterbird Harvest Specialist Group of Wetlands International. Wageningen: Wetlands International.

Marty, A., Zakinet D., Djimingar D.K., Bénard, C. 2012. Analyse de l'évolution des ressources dans le département du Fitri, Tchad, IRAM, PHPTC.

Marques, T.A., Buckland, S.T., Bispo, R., Howland, B., 2013. Accounting for animal density gradients using independent information in distance sampling surveys. Statistical Methods & Applications 22, 67–80.

Marques, T.A., Thomas, L., Fancy, S.G., Buckland, S.T., 2007. Improving estimates of bird density using multiple-covariate distance sampling. The Auk 124, 1229–1243.

Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E., 2016a. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature News 536, 143.

Mbagogo, A.K. (2019). Pratiques et enjeux de la sécurisation foncière autour du lac Fitri. p. 239-252. In "le Tchad des Lacs Les zones humides sahéliennes au défi du changement global. IRD.2019"

McCulloch, M., TUCKER1, G.M., Baillie, S., 1992. The hunting of migratory birds in Europe: a ringing recovery analysis. Ibis 134, 55–65.

Méndez, V., Alves, J.A., Gill, J.A., Gunnarsson, T.G., 2018. Patterns and processes in shorebird survival rates: a global review. Ibis 160, 723–741.

Miima, R., 2006. Subsistence use of waterbirds at Lake Chilwa, Malawi. Waterbirds around the world 255.

Miller, D., 2016. Package 'Distance'. Versión 0.9. 6.

Mills, L.S., Lindberg, M.S., 2002. Sensitivity analysis to evaluate the consequences of conservation actions. Population viability analysis. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA 338–366.

Milner-Gulland, E.J., Bennett, E.L., 2003. Wild meat: the bigger picture. Trends in Ecology & Evolution 18, 351–357.

Morrison, K., 2015. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Grey Crowned Crane Balearica regulorum. AEWA Technical Series.

Morrison, K., 2008. African Crane Trade Project – Mitigation Planning Workshop. In: Morrison, K. (ed.), African Cranes, Wetlands & Communities. Newsletter 2. International Crane Foundation/ Endangered Wildlife Trust Partnership.

Mukherjee, N.R., Samuel, C., 2016. Assessment of the temporal variations of surface water bodies in and around Chennai using Landsat imagery. Indian Journal of Science and Technology 9, 1–7.

Nichols, J.D., Hines, J.E., Sauer, J.R., Fallon, F.W., Fallon, J.E., Heglund, P.J., 2000. A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. The Auk 117, 393–408.

Niel, C., LEBRETON, J., 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. Conservation Biology 19, 826–835.

Norvell, R.E., Howe, F.P., Parrish, J.R., 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. The Auk 120, 1013–1028.

Oyebande, L., Amani, A., Mahé, G., Diop, I.N., 2002. Climate change, water and wetlands in West Africa: Building linkages for their integrated Management. IUCN-BRAO Working Paper. Ouagadougou, Burkina-Faso.

Ozer, A., Ozer, P., 2005a. Désertification au Sahel: Crise climatique ou anthropique? Bulletin des Séances de l'Académie royale des Sciences d'Outre-Mer 51, 395–423.

Pachauri, R.K., Allen, M.R., Barros, V.R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J.A., Clarke, L., Dahe, Q., Dasgupta, P., 2014. Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Ipcc.

Palmer, R.S., 1976. Handbook of North American Birds: Waterfowl, Part 1: Whistling Ducks, Swans, Geese, Sheld-ducks, Dabbling Ducks. Yale University Press.

Pimm, S.L., Raven, P., 2000. Extinction by numbers. Nature 403, 843–845.

QGIS Development Team, 2021. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org

Quensière, J., 1994. La pêche dans le Delta central du Niger: cartes hors-texte. KARTHALA Editions.

Ralph, C.J., Scott, J.M., 1981. Estimating numbers of terrestrial birds. Cooper Ornithological Society Lawrence.

Raimond, C., Sylvestre, F., Zakinet, D., Moussa, A., RAIMOND, C., 2019. Le Tchad des lacs. IRD Éditions.

Ramsar, C., 2004. The list of wetlands of international importance. RAMSAR Secretariat: Gland, Switzerland.

Ramsey, F.L., Wildman, V., Engbring, J., 1987. Covariate adjustments to effective area in variable-area wildlife surveys. Biometrics 1–11.

Rieu, L., 2005. Etude du commerce et de la consommation de viande de brousse dans un centre urbain d'Afrique centrale: Berbérati, République Centrafricaine. Rapport de DESS. Projet GEPAC, Montpellier, France.

Robinson, J., Bennett, E.L., 2000. Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press.

Rosenstock, S.S., Anderson, D.R., Giesen, K.M., Leukering, T., Carter, M.F., 2002. Landbird counting techniques: current practices and an alternative. The Auk 119, 46–53.

Ross, C., 2003. Survey and census methods: population distribution and density. Field and laboratory methods in primatology.

Sanderson, F.J., Donald, P.F., Pain, D.J., Burfield, I.J., Van Bommel, F.P., 2006. Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. Biological conservation 131, 93–105.

Sartoretto, E., Tomassi, A., Karpe, P., 2017. Analyse comparative des cadres juridiques régissant la gestion de la faune par les collectivités locales en Afrique centrale. Diversités et limites. FAO.

Saunier, M., Raimond, C., Ambar, B.A., 2019. Les «territoires d'eau» ou comment gérer les ressources halieutiques dans les espaces lacustres? Les lac Fitri et Iro.

Sayre, M.W., Atkinson, R.D., Baskett, T.S., Haas, G.H., 1978. Reappraising factors affecting Mourning Dove perch cooing. The Journal of Wildlife Management 884–889.

Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J.A., Botella, F., 2010. Agricultural ponds as alternative habitat for waterbirds: spatial and temporal patterns of abundance and management strategies. European Journal of wildlife research 56, 11–20.

Semeki, J., Vermeulen, C., 2015. Problématique de la viande de brousse en Afrique centrale: cas de la concession forestière de Nteno à Oshwe, RDC.

Shekar, M., Yazbeck, A., Hasan, R., Bakilana, A., 2016a. Population and Development in the Sahel.

Singh, J., 2002. The biodiversity crisis: a multifaceted review. Current Science 638–647.

Sollmann, R., Gardner, B., Williams, K.A., Gilbert, A.T., Veit, R.R., 2016. A hierarchical distance sampling model to estimate abundance and covariate associations of species and communities. Methods in Ecology and Evolution 7, 529–537.

Strait, L., Sloan, N., 1974. Life table analysis for the White Pelican. Inland Bird Banding News 46, 20.

Strindberg, S., Buckland, S.T., 2004. Zigzag survey designs in line transect sampling. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics 9, 443–461.

Swanson, T.M., 1998. The economics and ecology of biodiversity decline: the forces driving global change. Cambridge University Press.

Taylor, B.L., Wade, P.R., De Master, D.P., Barlow, J., 2000. Incorporating uncertainty into management models for marine mammals. Conservation Biology 14, 1243–1252.

Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R., Marques, T.A., Burnham, K.P., 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology 47, 5–14.

Trolliet, B., Girard, O., Benmergui, M., Schricke, V., Boutin, J., Fouquet, M., Triplet, P., 2008. Oiseaux d'eau en Afrique subsaharienne: Bilan des dénombrements de janvier 2007. Faune Sauvage 279, 4–11.

Trolliet1a, B., Girard1a, O., Benmergui1b, M., Schricke1c, V., Triplet, P., 2006. Oiseaux d'eau en Afrique subsaharienne.

UNPP [Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat], 2006. World Population Prospects : The 2004 Revision and World Urbanization Prospects : The 2003 Revision. http://esa.un.org/unpp.

van Dijk, J.G., Duijns, S., Gyimesi, A., de Boer, W.F., Nolet, B.A., 2012. Mallards feed longer to maintain intake rate under competition on a natural food distribution. Ethology 118, 169–177.

Van Gils, J., P. Wiersma, D. A. Christie, E. F. J. Garcia, and P. F. D. Boesman, 2020. Black-tailed Godwit (Limosa limosa), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

Van Turnhout, C., Voslamber, B., Willems, F., Van Houwelingen, G., 2003. Trekgedrag en overleving van Grauwe Ganzen Anser anser in de Ooijpolder. Limosa 76, 117–122.

van Velden, J., Wilson, K., Biggs, D., 2018. The evidence for the bushmeat crisis in African savannas: a systematic quantitative literature review. Biological Conservation 221, 345–356.

Van, V.N., Nasi, R., Abernethy, K., Fargeot, C., Kuempel, N., Ndong, O.A.M., Ringuet, S., 2012. Le rôle de la faune dans le cadre de la sécurité alimentaire en Afrique centrale: une menace pour la biodiversité?

Van Zegeren, K., Wilson, J., 1999. Bird catching around Lake Chilwa, Malawi. Ostrich 70, 246–247.

Vheiye, G.M., Massamba, J., Massamba, A., Silou, T., 2011. Consommation de la viande de brousse dans la zone du parc national de Conkouati-Douli, Congo (Brazzaville): nature du gibier et modalités de consommation. Tropicultura 29, 131–137.

Vickery, J.A., Ewing, S.R., Smith, K.W., Pain, D.J., Bairlein, F., Škorpilová, J., Gregory, R.D., 2014. The decline of A fro-P alaearctic migrants and an assessment of potential causes. Ibis 156, 1–22.

Vielliard, J., 1972. Recensement et statut des populations d'Anatidés du Bassin Tchadien. Cah. ORSTOM, sér. Hydrobiol 85–100.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997a. Human domination of Earth's ecosystems. Science 277, 494–499.

Wade, P.R., 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Marine Mammal Science 14, 1–37.

Walther, B.A., 2016. A review of recent ecological changes in the Sahel, with particular reference to land-use change, plants, birds and mammals. African Journal of Ecology 54, 268–280.

Warren, P., Baines, D., 2011. Evaluation of the distance sampling technique to survey red grouse Lagopus lagopus scoticus on moors in northern England. Wildlife Biology 17, 135–142.

Wegge, P., Storaas, T., 2009. Sampling tiger ungulate prey by the distance method: lessons learned in Bardia National Park, Nepal. Animal Conservation 12, 78–84.

Wetlands International., 2021. "Waterbird Population Estimates" . Retrieved from wpe.wetlands.org on Wednesday 21 Jul 2021

Wilson, D.M., Bart, J., 1985. Reliability of singing bird surveys: effects of song phenology during the breeding season. The Condor 87, 69–73.

Williams, E.T., Beilfuss, R.D., Dodman, T., 2003. Status survey and conservation action plan for the Black Crowned Crane Balearica pavonina. Wetlands International.

Worm, B., Duffy, J.E., 2003. Biodiversity, productivity and stability in real food webs. Trends in Ecology & Evolution 18, 628–632.

Wymenga, E., Kone, B., van der Kamp, J., Zwarts, L., 2002. Delta intérieur du Niger. Ecologie et gestion durable des ressources naturelles.

Yalikun, T., Raimond, C., Kemsol, A., Zakinet, D., Schuster, M., Sylvestre, F., 2017. Variabilité des crues et des paysages du Fitri depuis les grandes sécheresses des années 1970-80: plus ou moins de ressources pour les riverains du lac? Presented at the Recherches croisées sur les Écosystèmes Lacustres Tchadiens.

Zwarts, L., Bijlsma, R.G., Van der Kamp, J., Wymenga, E., 2012. Living on the edge: wetlands and birds in a changing Sahel. BRILL.

Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M., Garthe, S., 2009. Bycatch in gillnet fisheries–an overlooked threat to waterbird populations. Biological Conservation 142, 1269–1281.

ANNEXES

Annexe 1 : Fonction clé, P-value du test de Goodness of fit (test du X^2) et covariables des modèles d'estimations des effectifs des 24 espèces/groupes d'espèces étudiées.

Nom latin	Key function	Goodness of fit Pvalue	Covariable
Balearica pavonina	haz.herm0	0.2381401	Hab + LogSize
Plectropterus gambensis	haz.poly0	0.349975	Obs + Size + Year
Alopochen aegyptiaca	hn.herm0	0.4794513	1
Anatidae spp	haz.herm0	0.4065078	LogSize + Obs
Ardea spp. (White)	haz.herm2	NA	LogSize + Obs
Threskiornis aethiopicus	hn.cos2	0.1341784	Obs + Year
Dendrocygna viduata	haz.herm2	NA	Obs + LogSize + FD
Sarkidiornis melanotos	haz.herm2	NA	Year + LogSize + Hab
Microcarbo africanus	haz.cos0	0.4725838	Year_count
Ardea spp. (Grey)	haz.herm0	0.9049931	LogSize + Obs
Calidris pugnax	haz.cos0	0.8008822	Obs + LogSize + Hab
Himantopus himantopus	haz.cos0	0.1388764	Year + Size
Vanellus spp.	hn.herm0	0.5191293	Year
Chlidonias spp.	hn.herm0	0.6668979	Year
Larus spp *	haz.cos0	0.2585497	FD
Pelecanus spp	haz.herm0	0.3244561	FD + Hab + Size + Year
Mycteria ibis	haz.cos0	0.7758862	FD
Circus aeruginosus	haz.cos0	0.915763	Obs + Size
Anastomus lamelligerus	haz.herm0	0.4673249	Obs + Size+ Hab
Platalea alba	haz.cos0	0.1360367	Obs + Year
Ardeola ralloides	haz.herm0	0.9942108	Obs
Spatula querquedula	haz.cos0	0.8570352	LogSize + Year_count
Limosa limosa	haz.cos0	0.7794015	Area
Oiseaux d'eau	haz.herm2	NA	LogSize + Gen_asp + Obs + Year

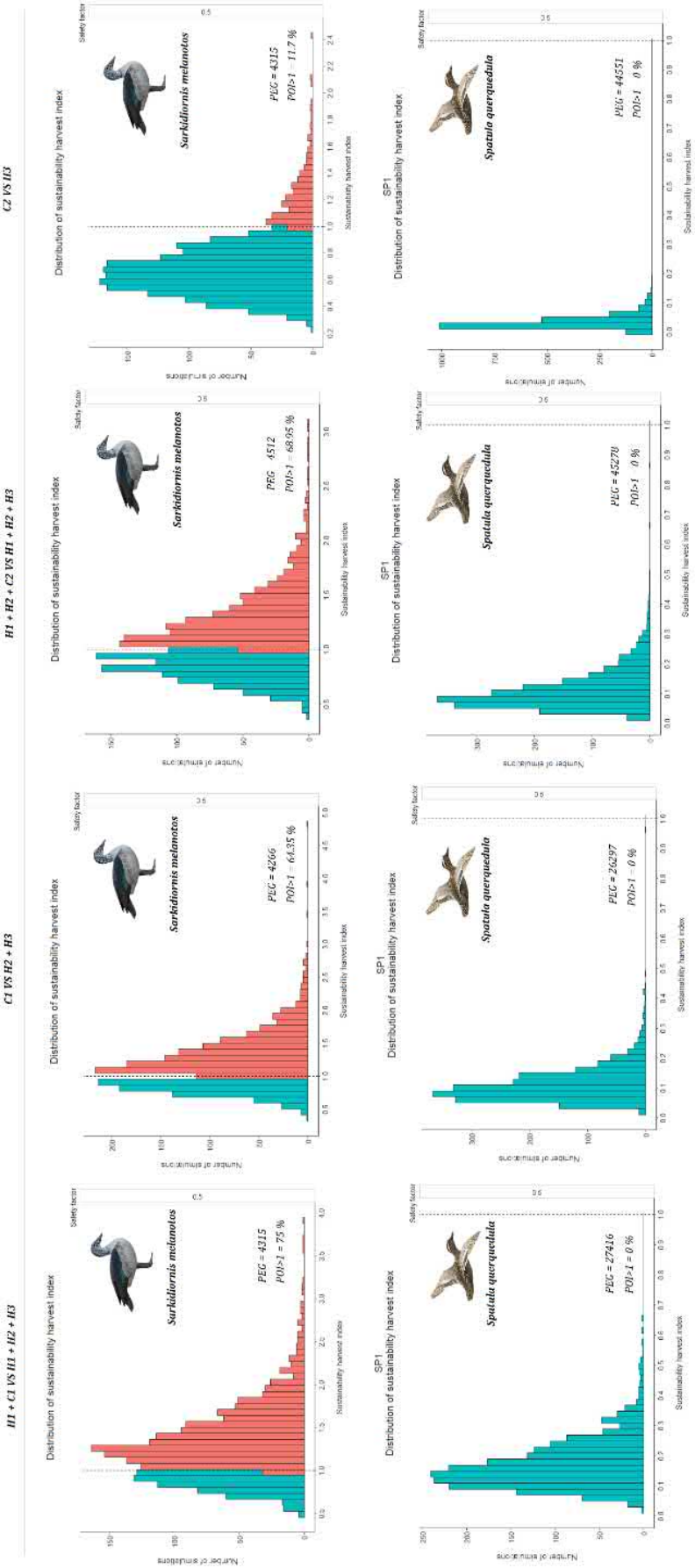
Annexe 2 : Ecart-types associés aux variations moyennes du PEG pour les 5 paramètres démographiques étudiés pour 3 espèces : *Sarkidiornis melanotos, Dendrocygna viduata et Plectropterus gambensis* (NA pour les variations non testées).

PEG	***Paramètres***	***Variation positive***	***Variation négative***
Sarkidiornis melanotos	S	0.725	0.773
	SD.S	0.607	NA
	Alpha	0.662	0.529
	Pop.Size (N)	0.524	0.673
	SD.N	0.669	NA
Dendrocygna viduata	S	0.525	0.422
	SD.S	0.427	NA
	Alpha	0.488	0.412
	Pop.Size (N)	0.481	0.456
	SD.N	0.419	NA
Plectropterus gambensis	S	0.463	0.456
	SD.S	0.440	NA
	Alpha	0.485	0.416
	Pop.Size (N)	0.481	0.457
	SD.N	0.402	NA

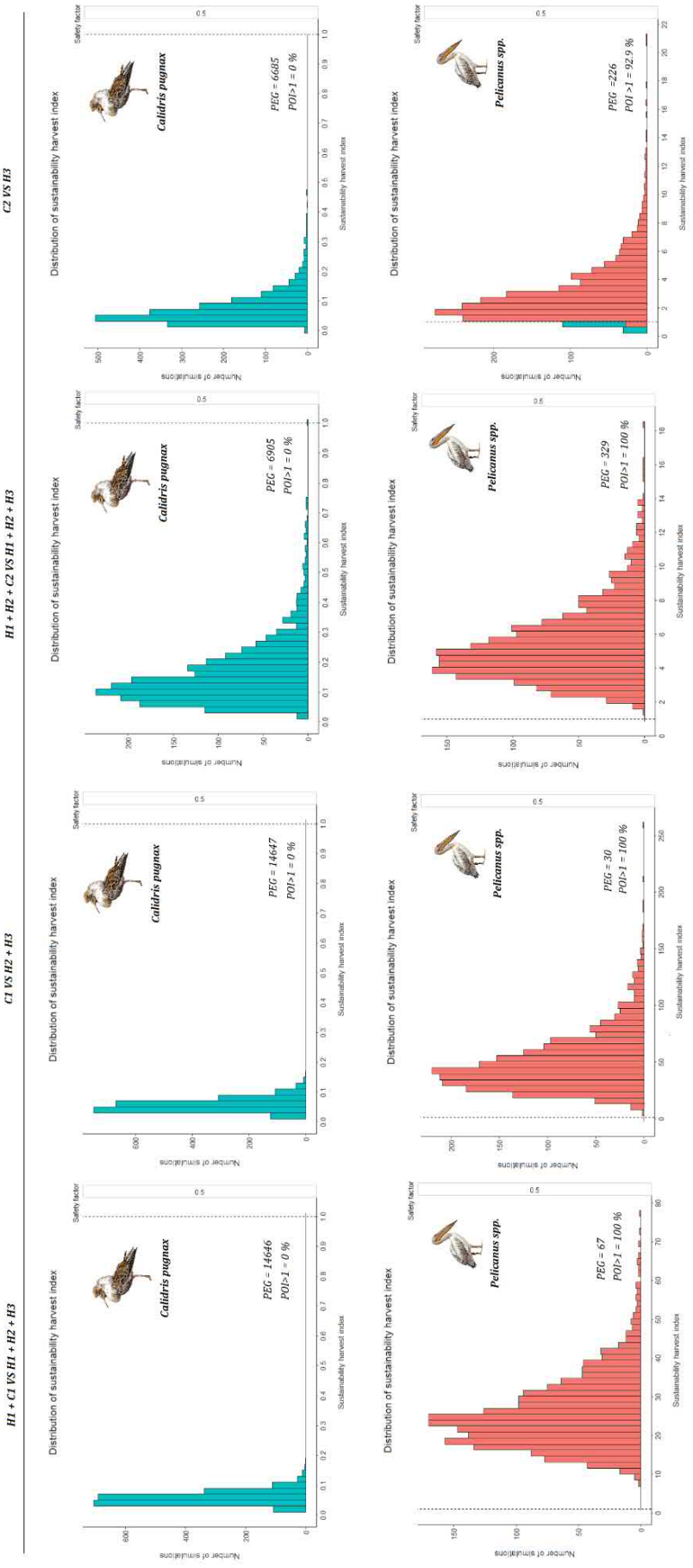
Annexe 2.bis : Ecart-types associés aux variations moyennes du SHI pour les 5 paramètres démographiques étudiées pour 3 espèces : *Sarkidiornis melanotos, Dendrocygna viduata et Plectropterus gambensis (*NA pour les variations non testées).

SHI	***Paramètres***	***Variation négative***	***Variation positive***
Sarkidiornis melanotos	S	0.548	4.244
	SD.S	0.695	NA
	Alpha	0.687	2.406
	Pop.Size (N)	0.959	2.326
	SD.N	0.708	NA
	Harvest	0.679	2.307
	SD.Harvest	0.698	NA
Dendrocygna viduata	S	0.389	0.689
	SD.S	0.462	NA
	Alpha	0.39	2.266
	Pop.Size (N)	0.602	2.098
	SD.N	0.457	NA
	Harvest	0.477	2.431
	SD.Harvest	0.485	NA
Plectropterus gambensis	S	0.336	2.691
	SD.S	0.519	NA
	Alpha	0.427	2.674
	Pop.Size (N)	0.563	2.03
	SD.N	0.402	NA
	Harvest	0.444	2.389
	SD.Harvest	0.448	NA

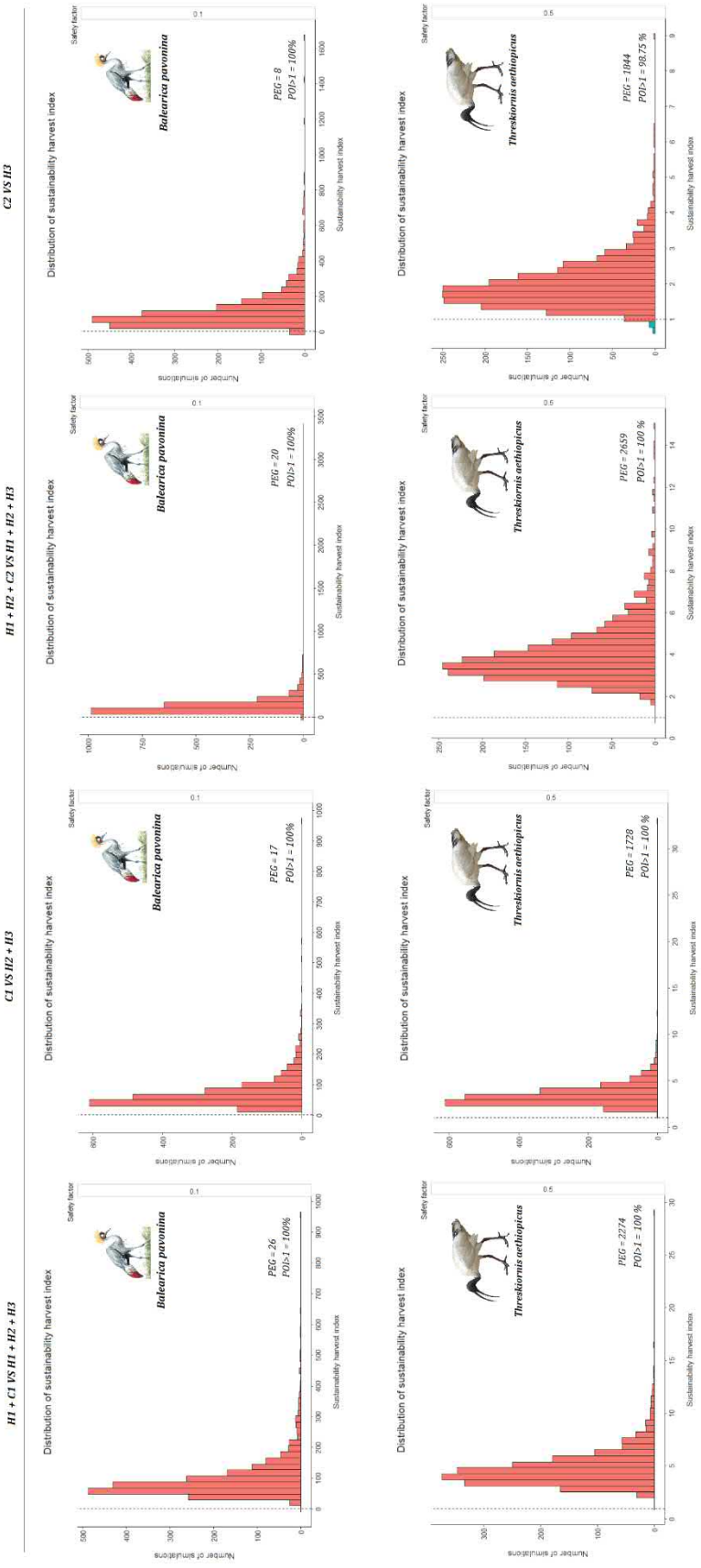
Annexe 3 : Distributions des indices de durabilité estimés pour *Sarkidiornis melanotos* (en haut) et *Spatula querquedula* (en bas) (PEG : Potentiel Excess Growth ; POI>1 : Proportion d'itération du SHI>1).



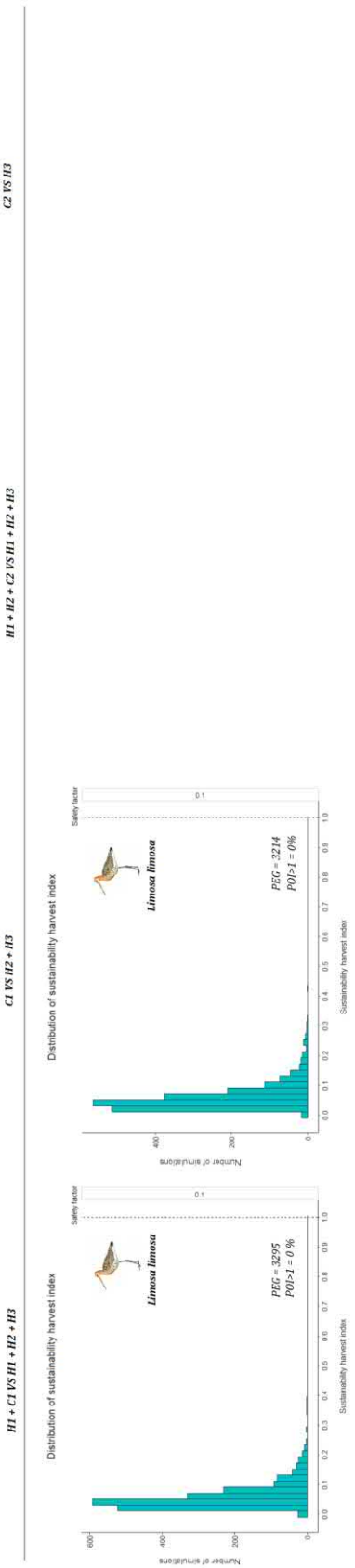
Annexe 4 : Distributions des indices de durabilité estimés pour *Calidris pugnax* (en haut) et *Pelecanus spp.* (en bas) (PEG : Potentiel Excess Growth ; POI>1 : Proportion d'itération du SHI>1)



Annexe 5 : Distributions des indices de durabilité estimés pour *Balearica pavonina* (en haut) et *Threskiornis aethiopicus* (en bas) (PEG : Potentiel Excess Growth ; POI>1 : Proportion d'itération du SHI>1).



Annexe 6 : Distributions des indices de durabilité estimés pour *Limosa limosa* (PEG : Potentiel Excess Growth ; POI>1 : Proportion d'itération du SHI>1). Les deux derniers scenarios sont manquants car l'estimation des effectifs de mars (C2) comportait une trop forte incertitude, ils n'ont donc pas été étudiés.



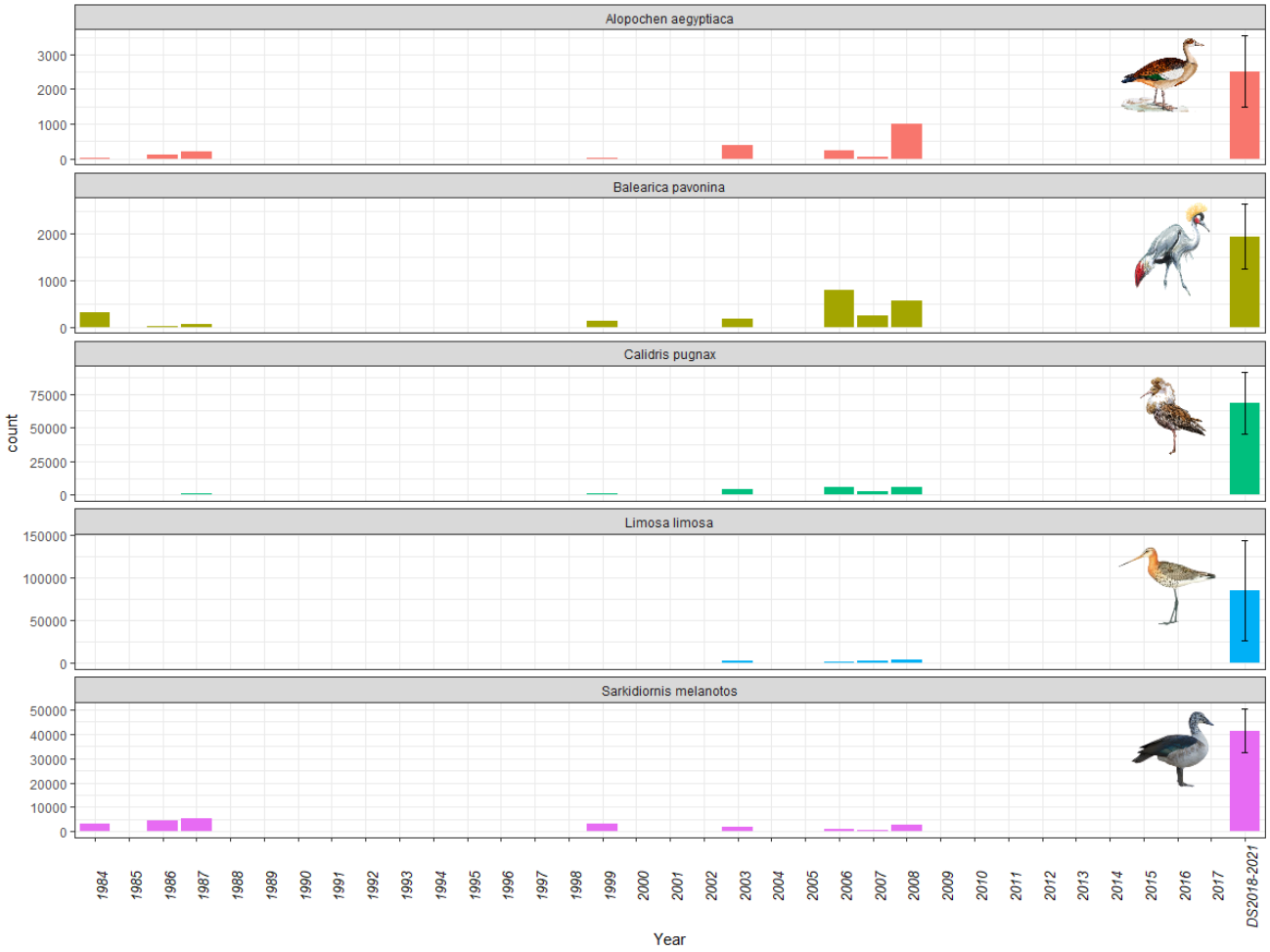
Annexe 7 : Synthèse des analyses de durabilité de prélèvements pour les 9 espèces d'oiseaux d'eau étudiées (**M1** : *H1 + C1 VS H1 + H2 + H3* ; **M2** : *C1 VS H2 + H3* ; **M3** : *H1 + H2 + C2 VS H1 + H2 + H3* ; **M4** : *C2 VS H3 ; PEG : Potentiel Excess Growth ; LC2.5 : Percentile à 2.5% ; LC97.5 : Percentile à 97.5% ; SHI : Sustainable Harvest Index ; POI>1 :* Proportion des itérations du SHI supérieur à 1 (i.e. non durable).

	M1						M2						M3						M4					
	PEG	*LC2.5*	*LC97.5*	*SHI*	*LC2.5*	*LC97.5*	*POI>1*	*PEG*	*LC2.5*	*LC97.5*	*SHI*	*LC2.5*	*LC97.5*	*POI>1*	*PEG*	*LC2.5*	*LC97.5*	*SHI*	*LC2.5*	*LC97.5*	*POI>1*	*PEG*	*LC2.5*	*LC97.5*	*POI>1*
Plectropterus gambensis	2583	1751	3674	7.765	5.061	11.722	100	1956	1204	2981	6.32	3.65	10.083	100	3041	1945	4452	6.645	4.2	10.17	100	2027	1047	3569	3.898	1.8	7.152	100
Balearica pavonina	26	8	52	93.63	34.579	244.643	100	17	4	37	71.908	20.515	217.251	100	20	6	41	130.807	44.393	365.671	100	8	1	22	114.474	19.777	416.614	100
Dendrocygna viduata	42483	28538	61369	1.115	0.738	1.612	67.3	38147	24455	57657	0.720	0.447	1.099	6.1	77272	41936	131256	0.645	0.342	1.093	4.9	70851	36223	127780	0.253	0.124	0.458	0
Spatula querquedula	27416	10331	57735	0.174	0.059	0.395	0	26297	9885	55879	0.112	0.041	0.248	0	45278	14057	110151	0.114	0.032	0.287	0	44551	12684	106338	0.033	0.008	0.096	0
Limosa limosa	3295	774	10121	0.060	0.011	0.189	0	3214	848	9192	0.058	0.012	0.173	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Sarkidiornis melanotos	4315	2324	7023	1.2820	0.6970	2.2260	75.05	4266	2329	7179	1.1760	0.6170	2.1100	64.35	4512	2371	7551	1.2250	0.6390	2.2870	68.95	4315	2339	7036	0.712	0.352	1.278	11.7
Threskiornis aethiopicus	2274	1167	3405	4.671	2.733	8.441	100	1728	892	2590	3.386	2.002	6.234	100	2659	1318	4110	4.048	2.316	7.704	100	1844	894	2922	1.987	1.062	3.930	98.7
Calidris pugnax	14646	7246	26302	0.058	0.027	0.112	0	14647	7492	26502	0.058	0.027	0.111	0	6905	1856	18298	0.156	0.039	0.428	0	6685	1755	17887	0.076	0.015	0.246	0
Pelecanus spp	67	37	113	25.589	12.291	46.667	100	30	12	64	49.004	16.401	111.762	100	329	158	606	5.411	2.367	10.539	100	226	81	516	3.113	0.737	8.738	92.9

Annexe 8 : Prélèvements estimés sur les 3 périodes de pêche pour les 9 espèces d'oiseaux d'eau étudiées.

Nom latin	Nom vernaculaire	H1 (+/-SD) (01/11 - 8/02)	H2 (+/-SD) (08/02 - 16/03)	H3 (+/-SD) (16/03 - 31/06)
Plectropterus gambensis	Oie-armée de Gambie	7660 (1252)	4465 (334)	7234 (1202)
Balearica pavonina	Grue couronnée	1112 (328)	331 (43)	536 (156)
Microcarbo africanus	Cormoran africain	37311 (2510)	14794 (485)	23922 (1765)
Dendrocygna viduata	Dendrocygne veuf	19520 (1822)	9986 (497)	16153 (1793)
Spatula querquedula	Sarcelle d'été	1483 (512)	1310 (171)	1107 (389)
Limosa limosa	Barge à queue noire	0	70 (16)	59 (36)
Sarkidiornis melanotos	Canard à bosse	494 (230)	1764 (140)	2851 (504)
Threskiornis aethiopicus	Ibis sacré	4448 (955)	2086 (121)	3377 (438)
Calidris pugnax	Combattant varié	0	415 (51)	351 (115)
Pelecanus spp	Pélicans	371 (128)	661 (112)	562 (258)
X	Oiseux d'eau	78699 (729)	53978 (176)	87625 (1275)

Annexe 9 : Estimation de l'abondance de 5 espèces d'oiseaux d'eau sur le lac Fitri entre 1984 et 2021 (comptage total entre 1984 et 2017 et échantillonnage de DS entre 2018 et 2021).



Annexe 10 : Liste des espèces groupées par classe pour les analyses de *distance sampling* (certaines espèces ont été groupées en fonction de leur appartenance phylogénétiques, car seules, le nombre de détection était trop faible).

Groupe d'espèces	Nom latin
Canards paléarctiques	*Anas acuta, Spatula clypeata, Anas crecca, Spatula querquedula*
Hérons blancs	*Ardea alba, Ardea brachyrhyncha, Ardeola ralloides, Bubulcus ibis, Egretta garzetta*
Hérons gris	*Ardea cinerea, Ardea melanocephala, Nycticorax nycticorax*
Vanneaux	*Vanellus senegallus, Vanellus spinosus*
Mouettes & Goélands	*Larus cirrocephalus, Larus fuscus, Larus ridibundus*
Pélicans	*Pelecanus onocrotalus, Pelecanus rufescens*
Sternes	*Chlidonias hybrida, Chlidonias leucopterus*

Annexe 11 : Méthode de classification d'habitats

Hypothèses

Nous supposons ici que la visibilité et ainsi la détection des oiseaux dépend de la couverture végétale. En effet, il est évident de penser qu'un habitat ouvert permettrait d'augmenter la probabilité d'observer un objet et pourrait représenter une source importante de variation de la probabilité de détection (*Nichols et al., 2000*). De plus, il a été démontré que l'abondance en oiseaux d'eau était fortement corrélée à la superficie de la surface en eau (*Froneman et al., 2001*). Nous pouvons ainsi émettre l'hypothèse que la probabilité de détection est supérieure en habitats ouverts, où la surface en eau est plus étendue qu'en habitats fermées, dont la surface est principalement occupée par des strates de végétation.

Méthode

Le traitement et les analyses des images ont été réalisés à partir du logiciel QGIS 3.16 (*QGIS Development Team, 2021*).

Des images Landsat 8 ont été téléchargées sur le site de l'USGS (https://earthexplorer.usgs.gov/) en sélectionnant les images avec une couverture nuageuse inférieure à 5%, permettant ainsi une meilleure visibilité des objets, les nuages constituant un obstacle majeur à la télédétection (*Asner, 2001 ; Eberhardt et al., 2016*).

Après plusieurs essais de classifications supervisées non satisfaisants, une classification par arbre de décision des habitats présents sur le lac a été réalisée en utilisant trois paramètres :

- **Water ratio index** (WRI; *Mukherjee & Samuel, 2016*) permettant de différencier les surfaces en eau des autres habitats (Green : Visible green Band ; Red : Visible red Band ; NIR : Near Infrared Band ; SWIR2 : Shortwave Infrared 2 Band) :

$$WRI = \frac{GREEN\ (B3) + RED\ (B4)}{NIR\ (B5) + SWIR2\ (B6)}$$

- La **bande 7 du raster LANDSAT 8** visant à discriminer le sol nu de la végétation ;

- **Soil Advanced Vegetation Index** (SAVI; *Huete, 1988*) dans le but de différencier la végétation de type forêt et de type marais (où L est une valeur constante égale à 0,5) :

$$SAVI = \frac{(1+L)(NIR + RED + L)}{(NIR + RED + L)}$$

La classification par arbre de décision permet de discriminer des catégories d'objets en fonction d'un critère préalablement établi par une arborisation successive de décisions. Dans notre cas, ces critères sont basés sur les valeurs spectrales de bandes.

Dans un premier temps, une valeur du WRI supérieure à 1 a permis d'identifier les habitats type « eau libre », sans végétation.

Dans le cas où les zones concernées ont un indice WRI <1, la valeur de la bande 7 du RASTER Landsat 8 a permis de discriminer les habitats en sol nu des habitats en végétation. Sont alors considérés comme sols nus, les pixels dont la valeur de cette bande est supérieure à 13000.

La dernière décision concerne la différenciation de végétation par le SAVI. Ainsi, les pixels dont la valeur du SAVI est supérieure à 0.35 ont été classés en marais. A l'inverse, si elle est inférieure à 0.35, le pixel sera considéré comme étant de la forêt.

Pour éviter une mauvaise classification de certains pixels isolés, un filtre majoritaire a été appliqué au résultat. Il permet de regrouper les pixels isolés au sein d'un groupe de pixels homogènes de radius prédéfini (ici 4 pixels), permettant ainsi de réduire le bruit du résultat final.

La validité terrain du résultat est basée sur les données récoltées sur place par les observateurs présents sur la zone d'étude sur cette période (Pierre DEFOS DU RAU ; Jean-Yves MONDAIN MONVAL - OFB).

Annexe 12 : Différenciation des différentes périodes de pêche entre le 1er novembre et le 30 juin.

