

Interactions humains – oiseaux d'eau : Usages des populations d'oiseaux d'eau par les communautés locales des principales zones humides sahélo-sahariennes : vers une gestion durable ?

Christophe Deniau

▶ **To cite this version:**

Christophe Deniau. Interactions humains – oiseaux d'eau : Usages des populations d'oiseaux d'eau par les communautés locales des principales zones humides sahélo-sahariennes : vers une gestion durable ?. Ecologie, Environnement. AgroParisTech, 2022. Français. NNT : 2022AGPT0005 . tel-04062309

HAL Id: tel-04062309
https://pastel.hal.science/tel-04062309

Submitted on 7 Apr 2023

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

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

AgroParisTech

NNT: 2022AGPT0005

THESE DE DOCTORAT

pour obtenir le grade de

Docteur d'AgroParisTech

Spécialité : Sciences de l'environnement

École doctorale n°581
Agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES)

par

Christophe DENIAU

Interactions humains – oiseaux d'eau : Usages des populations d'oiseaux d'eau par les communautés locales des principales zones humides sahélo-sahariennes : vers une gestion durable ?

Directeur de thèse : **Denis GAUTIER**
Co-directeur de thèse : **Raphaël MATHEVET**

Thèse présentée et soutenue à Montpellier, le 28 avril 2022

Composition du jury :

Christine RAYMOND, Directrice de recherche, CNRS	Présidente
Laurent GODET, Directeur de recherche, CNRS	Rapporteur & Examinateur
Pascal MARTY, Professeur, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne	Rapporteur & Examinateur
Jacques TROUVILLIEZ, Chercheur, AEWA	Examinateur
Denis GAUTIER, Chercheur (HDR), CIRAD	Directeur de thèse
Raphaël MATHEVET, Directeur de recherche, CNRS	Co-Directeur de thèse

UPR 105 – Forêts et Sociétés
CIRAD Campus international de Baillarguet
34398 Montpellier cedex 5

Table des matières

Table des matières 2

Liste des figures 6

Liste des tableaux 8

Abstract 9

Résumé 10

Résumé substantiel ..... Erreur ! Signet non défini.

Liste des acronymes 11

Remerciements 13

Chapitre 1: Introduction générale 15

1. Contexte 16

1.1. Migrations d'oiseaux afro-paléarctiques et menaces sur la biodiversité 16

1.2. Enjeux de conservation : de Ramsar et l'AEWA au projet RESSOURCE 21

2. Concepts clés pour la compréhension de l'utilisation des oiseaux d'eau 24

2.1. Couloirs de migration et populations migratrices 25

2.2. Socio-écosystèmes, services écosystémiques et contributions de la nature 26

2.3. Biodiversité, chasse et viande de brousse 27

2.4. Dépendance à la ressource, filière de viande de brousse et durabilité de l'utilisation 30

2.5. Gouvernance, savoirs et gestion adaptative 33

3. Cadre méthodologique pour l'analyse de l'utilisation des oiseaux d'eau 36

3.1. Cadre général d'analyse : l'approche SES 36

3.2. Mesure et caractérisation de l'utilisation des oiseaux d'eau 38

4. Objectif de l'étude et questions de recherche 42

5. Sites d'étude : les zones humides sahélo-sahariennes et leurs communautés humaines 45

5.1. Le delta du fleuve Sénégal : un SES transformé 45

5.2. Le delta intérieur du Niger : un site important pour l'utilisation d'oiseaux d'eau dans un contexte de transition socioéconomique et écologique 48

5.3. Le lac Tchad : un carrefour cosmopolite de savoirs, de pratiques et de migrations dans un contexte de changements 51

5.4. Le lac Fitri : une enclave attractive en termes de ressources naturelles, mais à la gouvernance fragilisée 54

5.5. Le Khor Abu Habil : un oued temporaire vital, fragile et peu connu 57

5.6. Les lacs Burullus et Manzala : les SES les plus anthropisés présentant une intense utilisation d'OE 59

6. Organisation de la thèse 65

Chapitre 2 - Flyways to hell? An empirical assessment of Palearctic migratory waterbird harvest practices in key wetlands of Sahel-sub-saharan Africa 67

1. Introduction 70

2. Methodology 72

2.1. Case study areas 72

2.2. Hunting definition and typology 72

2.3. Sampling strategy and effort 73

2.4. Questionnaire and harvest intensity proxy estimate 73

2.5. Data collection, processing and analysis 74

3. Results 75

3.1. Global waterbird harvest intensity estimates 75

3.2. Main harvested waterbird families and species 75

3.3. Hunting and trapping characteristics 79

4. Discussion and future directions 80

5. Conclusion 84

Chapitre 3 - Wildlife and Livelihoods: dependence of human populations on waterbirds in the Sahel-saharan wetlands 86

1. Introduction 90

2. Methodology 91

2.1. Case study area 91

2.2. Sampling design 92

2.3. Questionnaire design 92
2.4. Data collection, processing and analysis 93
3. Results 94
3.1. Prevalence of practices, temporalities, flows, species and value 94
3.2. Value chain organization, agents and drivers 97
4. Discussion and perspectives 100
Chapitre 4 - From local to global management: a first overview of the local ornithological knowledge on waterbirds in sahel-saharan wetlands 105
1. Introduction 108
2. Methodology 109
2.1. Case study areas 110
2.2. Sampling efforts 110
2.3. Questionnaire 110
2.4. Data collecting, processing, and analysis 111
3. Results 111
3.1. Response rates analysis 111
3.2. Analysis of response contents 114
3.3. Comparison of local, scientific, and political knowledge 116
4. Discussion and future directions 118
5. Conclusion 122
Chapitre 5 - Synthèse, discussion et conclusion 123
1. Synthèse des résultats 125
1.1. Caractérisation des prélèvements et description de la pratique 125
1.2. Estimation du niveau de dépendance alimentaire et économique aux oiseaux d'eau et leur contribution 126
1.3. Importance des savoirs locaux selon les contexte d'utilisation dans la perspective d'une gestion adaptative 127
2. Discussion générale 127

2.1. De l'estimation des prélèvements du Sud et du Nord : migrer du cadre strictement positiviste à celui de la science post-normale ? 128

2.2. L'approche socio-écosystémique et l'analyse de la chaîne d'approvisionnement pour estimer la dépendance 130

2.3. Les savoirs locaux comme révélateur des pratiques d'utilisation et de leur gouvernance 132

3. Perspectives et conclusions 135

3.1. Perspectives de recherche et gestion adaptative 135

3.2. Conclusion générale 139

Références 141

Annexes 158

Liste des figures

Figure 1 : (a) Les domaines biogéographiques et (b) les couloirs de migration majeurs (Wetlands international 2012)..... 16
Figure 2 : Gradient de diversité d'espèces pour les oiseaux d'eau nicheurs des zones humides intérieures (471 espèces) montrant les aires de résidence, de reproduction et de non-reproduction, au niveau mondial et en Afrique. L'échelle de couleurs représente le nombre d'espèces, les figurés en lignes vertes localisent les aires protégées et en lignes jaunes les aires de haute diversité (d'après Williamson et al., 2013)..... 17
Figure 3 : Schéma conceptuel de la méthode mise au point pour pondérer l'estimation du prélèvement annuel dans le temps (fréquence et saisonnalité) (d'après Degez, 2018) 40
Figure 4 : Schéma conceptuel des indicateurs ciblés par l'analyse et leurs interactions (C. Deniau)... 42
Figure 5 : Schéma conceptuel illustrant l'organisation thématique de la recherche abordée dans cette thèse (C. Deniau) 44
Figure 6 : Localisation des sites d'études (M.-L. Degez)..... 45
Figure 7 : Zone d'étude et villages échantillonnés dans le delta du fleuve Sénégal (Sénégal) (C. Deniau) 46
Figure 8 : Espace non irrigué au Nord du parc national des oiseaux du Djoudj (C. Deniau, 2019)..... 47
Figure 9 : Casier rizicole aménagé pour la Compagnie agricole de Saint-Louis (CASL) au sud du parc national des oiseaux du Djoudj (crédit photo: C. Deniau, 2019) 47
Figure 10 : Canal d'irrigation alimentant les casiers de la CASL (Crédit photo: C. Deniau, 2019)..... 47
Figure 11 : Motopompes installées pour l'irrigation de casier rizicoles à Diadiam (Crédit Photo: C. Deniau, 2019) 47
Figure 12 : Émissaire artificiel nommé « sathal Hamedina » (en maure) près du parc national des oiseaux du Djoudj, aménagé afin de recevoir les eau utilisées pour la riziculture (crédit photo : C. Deniau, 2019) 48
Figure 13 : Zone d'étude et villages échantillonnés dans le delta intérieur du Niger (Mali) (Crédit : C. Deniau, 2018) 49
Figure 14 : Marigots près de la ville de Kona pendant la période d'enquête en saison sèche (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2018) 49
Figure 15 : De gauche à droite: Pirogue de pêcheur près de la ville de Mopti au bord du fleuve Niger, poisson séché avant leur vente et tisserant de tapis en roseaux (crédits photos: CIRAD-RESSOURCE, 2018)..... 50
Figure 16: Zone d'étude et villages échantillonnés sur les rives du lac Tchad (C. Deniau) 52

Figure 17 : De gauche à droite: Production maraîchère et céréalières sur les rives exondées du lac Tchad (Crédits photos: CIRAD-RESSOURCE, 2018) 53
Figure 18 : Zone d'étude et villages échantillonnés sur les rives du lac Fitri (Tchad) (C. Deniau) 55
Figure 19 : Zone de pâturage sur les rives du lac Fitri accueillant également un groupe d'ibis sacrés (Threskiornis aethiopicus) (Crédits photos: CIRAD-RESSOURCE, 2018)..... 56
Figure 20 : Zone d'étude et villages échantillonnés dans le Khor Abu Habil (Soudan) 57
Figure 21 : Mare formée par la crue dans le Khor Abu Habil (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2018) 58
Figure 22: Localisation des lacs Burullus et Manzala (C. Deniau) 59
Figure 23 : Localisation du site d'étude et des villages échantillonnés au lac Burullus 59
Figure 24 : Photos illustrant l'activité de pêche dans le lac Burullus (Crédit photos: CIRAD-RESSOURCE, 2019)..... 60
Figure 25 : Photo illustrant l'envahissement par les roseaux et leur utilisation par les populations locales (Crédits photos: CIRAD-RESSOURCE, 2019) 61
Figure 26 : Site d'étude et villages échantillonnés au lac Manzala 62
Figure 27 : Etablissement familial situé sur un ilot dans le lac Manzala (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2019) 62
Figure 28 : Vue sur le lac Manzala depuis la route reliant Port Saîd à Damietta sur le cordon dunaire séparant le lac de la mer Méditerannées (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2019) 63
Figure 29 : Felouque utilisée pour la pêche au lac Manzala (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2019) 63
Figure 30 : Graphical representation of the comparison tests of the overall response rates and their grouping according to the significance of their difference (a) all themes together according to the sites and (b) all sites together according to the themes. 112
Figure 31 : Interviewees' representations of waterbirds by site according to users (TRUE) and non-users (FALSE)..... 114
Figure 32 : Average number of harvested waterbirds per individual based on perceptions of abundance and trends in waterbird populations for IND 116
Figure 33 : Projection of the first two axes of the multi-factor analysis on site-specific explanations for user-perceived changes in waterbird populations..... 118
Figure 34 : Schéma conceptuel des perspectives de recherche appliquée à la gestion adaptative de l'utilisation des oiseaux d'eau dans les zones humides sahélo-sahariennes (C. Deniau) 137

Liste des tableaux

Tableau 1 : Zones mondiales de grande diversité pour tous les oiseaux d'eau nichant à l'intérieur des terres (d'après Williamson et al., 2013) 17
Tableau 2 : Ensemble des services écosystémique produits par les oiseaux d'eau d'après Green et Elmberg (2014) 19
Tableau 3 : Définitions des différents types de chasse (d'après Roulet, 2004) 29
Tableau 4 : Percentage per site of waterbirds harvested per family (quantity of individuals)..... 76
Tableau 5 : Proportion of species and birds harvested according the IUCN status and population trend estimation and the proportion of migratory waterbirds. 78
Tableau 6 : Percentage of techniques used by sites 79
Tableau 7 : Proportion of respondents by waterbirds use types..... 95
Tableau 8 : Total quantities used, annual mean by respondent and proportions between Palearctic and Afrotropical 96
Tableau 9 : Mean price (per piece and weight) for each main species and family sold per site and global 97
Tableau 10 : Mean protein intake from waterbirds (WB) meat per day by household (± standard deviation and confidence interval) 99
Tableau 11 : Response rates per site and per theme determined on the basis of average proportions of knowledge responses per item (questions) 112
Tableau 12 : Comparison tests of response mean rates across all sites and per sites by themes between users and non-users 113
Tableau 13 : (a) Average response rate across all themes by site and results of inter-practice comparison tests and (b) correlation coefficients and their significance for the average response rate per individual for all themes and the estimated annual quantities they use, according to the practices they declared..... 113
Tableau 14 : Species diversity cited by interviewees and identified by experts and international organizations..... 117

Human – Waterbird interactions: Uses of waterbird populations by local communities in major Sahelo-Saharan wetlands: towards sustainable management?

Abstract

Every year millions of Afro-Palaectic waterbirds migrate between Eurasia and the Sahelo-Saharan wintering wetlands. However, international counts show a decline in some populations. Causes have been identified such as habitat degradation and hunting. However, very few studies have been carried out on these wintering areas and even fewer on the human use of the "waterbird" resource. As part of an international project to improve knowledge of waterbirds and their rational use for the benefit of communities and their environment in the South of the Sahara, the objective of this thesis was to design and carry out a first exploration of the uses and practices in these sub-Saharan wintering areas. We conducted a questionnaire survey of 2200 people in the seven main wetlands in Senegal, Mali, Chad, North Sudan and Egypt. We were able to estimate that the prevalence of collecting and its intensities vary greatly between sites. Some sites primarily target Afrotropical species that are present all year round, while others have a mix of Palaearctic and Afrotropical species. Anatidae are strongly harvested at all sites and Rallidae especially in Egypt. These are mainly waterbird species of least concern for the IUCN. Although it is difficult to estimate the sustainability of these harvests, their relative prevalences and intensities are low and raise questions about the balance in the sharing of this avifauna between the Saharan-Sahelian band and the North, where harvests are carried out by essentially leisure hunting. Indeed, we have been able to show that use in the South meets food and economic needs, which partly explains the variability of the harvest. The coverage of animal protein needs, the economic value generated by the sale, the structuring of certain supply chain and the complementary nature of use during periods of vulnerability reflect the significant level of dependence of user populations on this available, accessible and appreciated resource. This dependence of local communities on birdlife also led us to the interest of estimating the knowledge of users. We found that knowledge levels were related to the contexts of use. Users' ornithological knowledge is consistent with scientific knowledge and their perceptions of the situation are equally organised. However, knowledge on legal aspects and on migration and resource sharing issues with the North is low in all sites. This exploratory research has produced a framework of general knowledge and has highlighted hotspots of use and dependence on waterbirds. This initial work invites to complement this knowledge with studies and monitoring of the sustainability of use through approaches involving local populations and transdisciplinary. Indeed, through their practices and knowledge, users are an essential element to be considered and integrated into adaptive management policies for this borderless resource and biodiversity.

Keywords: Waterbirds, Sahelo-Saharan wetlands, hunting, environmental justice, contributions, dependence, bushmeat, ornithological knowledge, adaptive management.

Résumé

Chaque année des millions d'oiseaux d'eau afro-paléarctiques migrent entre l'Eurasie et les zones humides d'hivernage sahélo-sahariennes. Cependant, les comptages internationaux révèlent une diminution de certaines populations. Des causes ont été mises en évidence, telles que la dégradation des habitats et la chasse. Or, très peu d'études portent sur ces zones d'hivernage et encore moins sur l'utilisation humaine de la ressource « oiseaux d'eau ». Dans le cadre d'un projet international d'amélioration de la connaissance sur les oiseaux d'eau et leur utilisation rationnelle au bénéfice des communautés et de leur environnement au sud du Sahara, l'objectif de cette thèse était alors de concevoir et réaliser une première exploration des usages et pratiques dans ces zones d'hivernage sub-sahariennes. Nous avons réalisé une enquête par questionnaire auprès de 2 200 personnes dans les sept principales zones humides au Sénégal, au Mali, au Tchad, au Soudan du Nord et en Égypte. Nous avons pu estimer que la prévalence et l'intensité de la pratique de prélèvement sont très variables selon les sites. Certains prélèvements ciblent avant tous les espèces afrotropicales présentes à l'année, d'autres mélangent espèces paléarctiques et afrotropicales. Les anatidés sont fortement prélevés sur tous les sites et les rallidés surtout en Égypte. Ce sont principalement des espèces d'oiseaux d'eau de préoccupation mineure pour l'UICN. Bien qu'il soit difficile d'estimer la durabilité de ces prélèvements, leurs prévalence et intensité relatives sont faibles et questionnent l'équilibre du partage de cette avifaune entre la bande saharo-sahélienne et le Nord (particulièrement l'Europe) où s'effectue des prélèvements par une chasse essentiellement de loisir. En effet, nous avons pu mettre en évidence que l'utilisation au Sud (ici la région Sahélo-saharienne) répond à des besoins alimentaires et économiques expliquant en partie la variabilité des prélèvements. La couverture des besoins en protéines animales, la valeur économique dégagée par la vente, la structuration de certaines filières et la complémentarité de l'utilisation durant les périodes de vulnérabilité traduisent le niveau de dépendance non négligeable des populations utilisatrices à la ressource disponible, accessible et appréciée. Cette dépendance des communautés locales vis-à-vis de l'avifaune nous a amenés à nous intéresser aux savoirs des utilisateurs. Nous avons ainsi constaté que les niveaux de connaissances étaient liés aux contextes d'utilisation. Les savoirs ornithologiques des utilisateurs sont cohérents avec les savoirs scientifiques et leurs perceptions de la situation aussi organisées que ces derniers. Cependant, les connaissances sur les aspects juridiques et sur les enjeux migratoires et de partage de la ressource avec le Nord sont faibles dans tous les sites. Cette recherche exploratoire a produit un cadre de connaissances générales et a permis de mettre en évidence des points chauds d'utilisation et de dépendance aux oiseaux d'eau. Ce premier travail invite à compléter ultérieurement ces connaissances par des études et suivis de la durabilité de l'utilisation à travers des approches transdisciplinaires impliquant les populations locales. En effet, par leurs pratiques et savoirs, les utilisateurs constituent un rouage essentiel à considérer et à intégrer dans les politiques de gestion adaptative de la ressource, qui constitue une biodiversité sans frontières.

Mots-clés : oiseaux d'eau, zones humides sahélo-sahariennes, chasse, justice environnementale, contributions, dépendance, viande de brousse, savoirs ornithologiques, gestion adaptative.

Liste des acronymes

AEWA : Accord international sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie

AFD : Agence française de développement

CBLT : Commission du bassin du lac Tchad

CIRAD : Centre de coopération internationale de recherche agronomique pour le développement

CMS : Convention sur la conservation des espèces migratrices

DFS : Delta du fleuve Sénégal

DIN : Delta intérieur du Niger

FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture

FFEM : Fond français pour l'environnement mondial

IPBES : Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques

IWC : International waterbird census

KAH : Khor Abu Habil

LE : Livre égyptienne

LEK : Local ecological knowledge (ou savoirs écologiques locaux)

LOK : Local ornithologica knowledge (ou savoirs ornithologiques locaux)

LT : Lac Tchad

OE : Oiseaux d'eau

ONG : Organisations non gouvernementales

ONU : Organisation des Nations unies

PNUE : Programme des Nations unies pour l'environnement

PoAA : Plan d'action de l'AEWA pour l'Afrique

RESSOURCE : Renforcement de l'expertise en Afrique subsaharienne sur les oiseaux et leur utilisation rationnelle pour les communautés et leur environnement

RHN : Relations humains nature

SE : Services écosystémiques

SES : Socio-écosystème

SWM : Sustainable Wildlife Management Programme (Programme de gestion durable de la faune sauvage)

UE : Union européenne

UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

ZHSS : Zones humides sahélo-sahariennes

Remerciements

Les remerciements… Après toutes ces saisons de recherche, de projet et de rencontres à travers ces couloirs et continents, par où et qui commencer ? C'est pour moi le dernier exercice de cette thèse et non le plus facile. Alors j'espère n'oublier personne en vol.

Commençons par le doux nid des basses vallées angevines, ma famille et mes amis qui m'ont toujours soutenu durant ces 15 dernières années de migrations, d'abord vers la Guinée puis à la reprise des études jusqu'à ce travail de thèse. Merci à vous mes chers parents de m'avoir permis de voler de mes propres ailes mues par la curiosité et l'imagination. Merci à ma sœur Inès, mon frère Matthieu, à Clémentine et Ludo, et mon Rémie de m'avoir encouragé à continuer le voyage en toute confiance

Et puis, les vents des hivers 2015 et 2016 m'emmenèrent à Montpellier où je trouvais mon trio d'encadrants, Sébastien Le Bel, mon responsable de projet, puis mes directeurs de thèse, Denis Gautier et Raphaël Mathevet. Un immense merci à tous les trois pour votre accompagnement, votre soutien, votre patience et votre compréhension lors des moments de doute, des zones de « turbulence », m'évitant ainsi d'exploser en plein vol durant ce long périple. Merci de m'avoir transmis la méthode et le savoir-faire qui me permettront de voler de tout mon zèle.

Dans cette zone de halte migratoire qu'est l'Hérault je me dois aussi de remercier toute la communauté de l'Unité Forêts et Sociétés du Cirad qui m'a accueilli, conseillé, soutenu et offert de son temps. Un très grand merci pour toutes ces discussions passionnantes et enrichissantes, ces questionnements et ces rires. J'ai beaucoup appris auprès de vous. Au plaisir pour de futures envolées ! Et un merci particulier à Guillaume (C), le maître de R, merci pour ta patience concernant notre jeu de données et son traitement qui nous aura fait perdre quelques plumes.

Et puis l'Hérault c'est aussi d'autres oiseaux, emblématiques, au statut de conservation des plus élevés, mes amis, que je remercie aussi pour leur soutien, leur écoute, leur aide, leur rassurance et leur inspiration. Un très grand merci à vous Pascal, Véro, Tibo, Arthur, Jérôme, Rondelle, Colas, Noémie, Hugo et tant d'autres...

Et puis, plein de RESSOURCE, à tire-d'aile, nous avons gagné nos zones de recherches hivernales où nous avons découvert tant de personnes qui ont contribué à l'éclosion de tant d'idées, d'interrogations, de pistes et de remises en question nécessaires. Merci à toutes et à tous pour l'ensemble de ce travail conséquent accompli ensemble, votre courage et détermination sans lesquels la collecte des données et leur mise en perspective à la base de cette thèse n'auraient pu être réalisées. Alors une volée de très grands mercis à Audrey Mbagogo Koumbrait et Maxime Rotoudjimbaye Betoloum et leur équipe non seulement pour le travail énorme accompli mais aussi pour tous ces bons moments au Tchad ; merci à Saada Naile et son équipe pour le travail dans le Khor et leur accueil lors de cette très belle découverte que fut le Soudan ; merci à Seynabou Diouf et Labaly Touré pour leur accueil et leur aide indispensable dans le delta du fleuve Sénégal ; Choukrane à vous Ayman Hamada et Mohammed Taalab et toute l'équipe pour votre travail et notre séjour inoubliable dans les lacs du Delta du Nil ; merci enfin à Bouba Fofana, Mory Diallo et les membres de leur équipe pour leur accueil et leur travail non sans risque, réalisé avec tout leur professionalisme et précaution dans le delta intérieur du Niger. Sans vous, rien de tout ceci n'aurait été possible. Merci également aux partenaires officiels étatiques de chaque pays, à leurs points focaux et aux partenaires techniques du projet de la

zone paléarctique et afrotropicale qui ont contribué à affiner la réflexion et le travail de recherche sur notre problématique commune.

Merci aussi au CIRAD et à l'école doctorale ABIES pour leur accueil et toutes les formations auxquelles j'ai pu participer.

Enfin, merci à Sylvie, Faizan et Claire qui m'ont aidé à finir la rédaction, la traduction, la présentation et les touches ésthétiques des dernières minutes nocturnes et matinales.

Merci à vous toutes et tous de m'avoir permis de prendre la hauteur nécessaire pour arriver à destination.

Je vous souhaite une bonne lecture et bon vol !

Chapitre 1: Introduction générale



"*Conscious that* *waterbird flyways are biological systems of migration paths that directly link sites and ecosystems in different countries and continents;*
Recalling that *the conservation and wise-use of waterbirds is a shared responsibility of nations and peoples and a common concern of human-kind; (...)*"

Déclaration d'Edimburg, Conférence internationale sur la conservation des oiseaux d'eau et leur utilisation durable, tenue à Edimbourg du 3 au 8 avril 2004

1. Contexte

1.1. Migrations d'oiseaux afro-paléarctiques et menaces sur la biodiversité

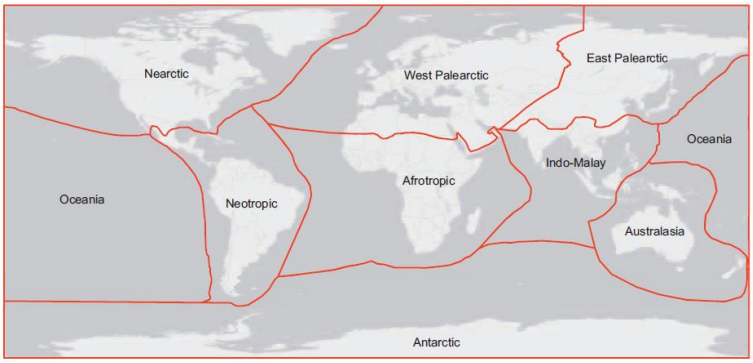
1.1.1 Les différents couloirs migratoires et zones à haute diversité

Chaque année, des milliards d'oiseaux migrent dans un va-et-vient saisonnier entre les sites de reproduction eurasiatiques et les zones d'hivernage africaines (Hahn *et al.*, 2009). Même s'il est encore difficile de quantifier le nombre réel d'individus par espèce et leurs voies de migration, on estime que sur les 1 593 espèces migratrices paléarctiques (selon les définitions de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage ou Convention de Bonn (CMS) et de BirdLife International, et en excluant les espèces marines et côtières, les espèces nomades et les migrants altitudinaux), 360 espèces sont des oiseaux d'eau (OE) (Kirby *et al.*, 2008). Ce sous-groupe comprend de nombreux anatidés (canards, oies, cygnes), échassiers (barges), ciconiidés (cigognes, marabouts, tantales, jabirus, becs-ouverts), gruidés (grues), ardeidés (hérons, aigrettes), pélécanidés (pélicans) et phalacrocoracidés (cormorans) (Bolduc et Afton, 2008). La migration entre l'Eurasie et l'Afrique s'effectue selon trois voies de migration (Figure 1) : « Atlantique Est », « Europe centrale – mer Noire – mer Méditerranée » et « Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est » (Folliot *et al.*, 2018 ; Wetlands International, 2012).

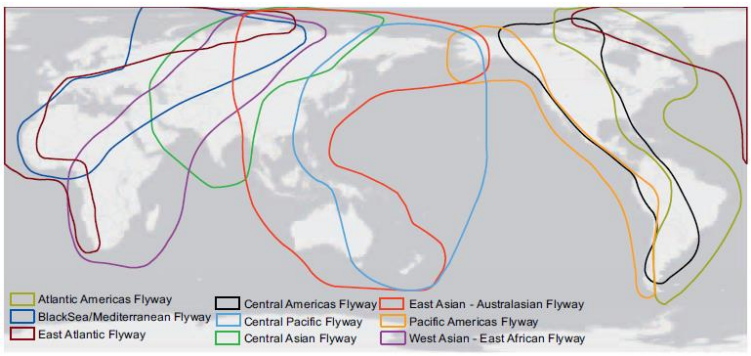
Figure 1 : (a) Les domaines biogéographiques et (b) les couloirs de migration majeurs (Wetlands international 2012)

Les oiseaux d'eau sont des espèces écologiquement dépendantes des zones humides, habitat pour lequel elles ont développé une grande variété d'adaptations (Bolduc et Afton, 2008). Les espèces

(a)



(b)



afrotropicales, celles qui ne migrent pas en Eurasie pour leur reproduction, occupent également un grand nombre de zones humides côtières et à l'intérieur des terres, temporaires ou permanentes, sur tout le continent africain. Elles se sont adaptées à la grande variabilité des changements saisonniers et environnementaux en jouant sur la mobilité (sédentarité ou migrations intra-africaines) (Dodman et Diagana, 2006).

Les oiseaux d'eau constituent un groupe animal d'une riche diversité spécifique répartie à travers le globe. Cependant, cette richesse est plus importante dans certaines régions, en particulier en Afrique de l'Est et Afrique sahélienne (Williamson *et al*., 2013) (Figure 2).

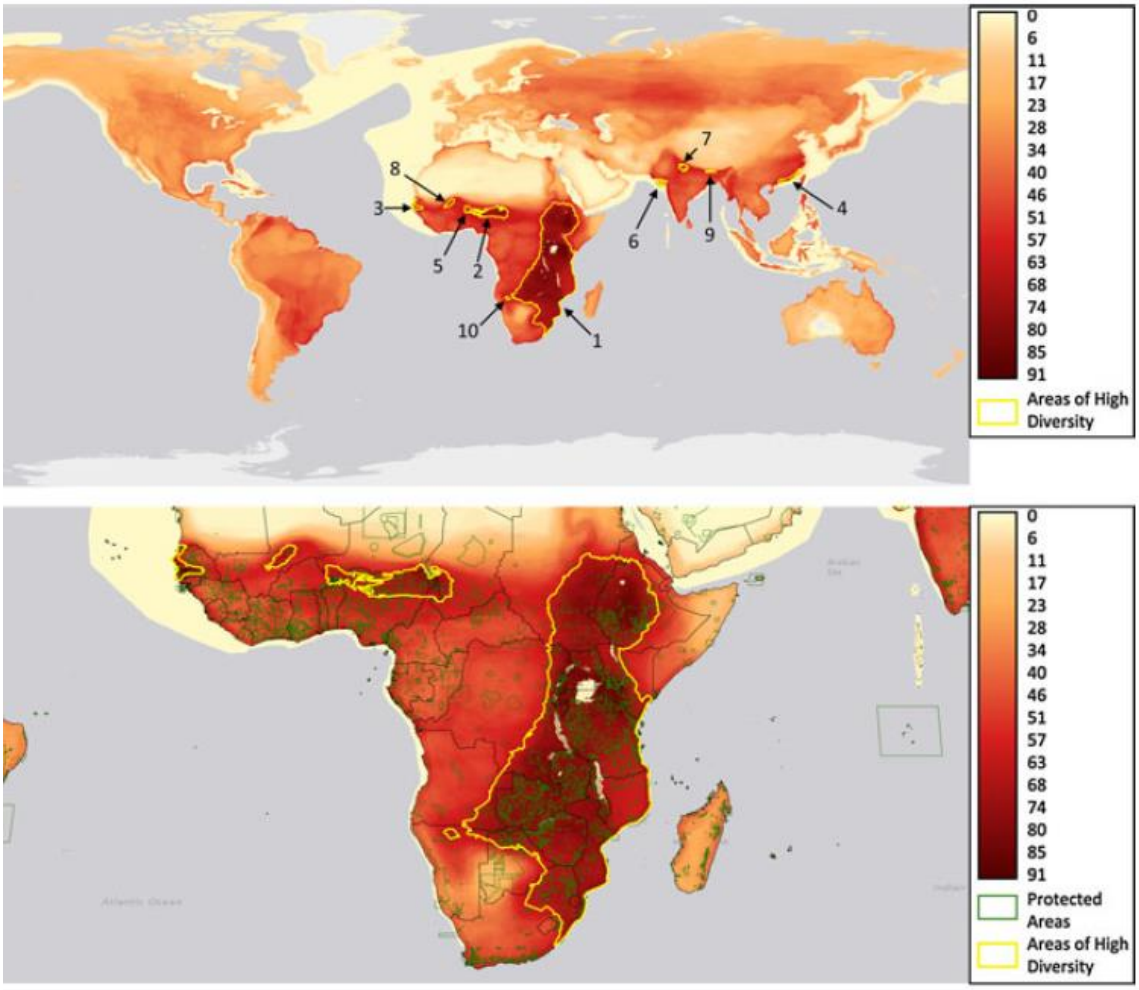


Figure 2 : Gradient de diversité d'espèces pour les oiseaux d'eau nicheurs des zones humides intérieures (471 espèces) montrant les aires de résidence, de reproduction et de non-reproduction, au niveau mondial et en Afrique. L'échelle de couleurs représente le nombre d'espèces, les figurés en lignes vertes localisent les aires protégées et en lignes jaunes les aires de haute diversité (d'après Williamson et al., 2013).

En effet, sur les dix principales zones à haute diversité relevées par Williamson *et al*. (2013), 10 pays du Sahel sont cités, dont le Sénégal, le Mali, le Tchad et le Soudan (Tableau 1).

Tableau 1 : Zones mondiales de grande diversité pour tous les oiseaux d'eau nichant à l'intérieur des terres (d'après Williamson et al., 2013)

Nombre total d'espèces	Pays	Richesse spécifique	Aires (1 000 km²)
138	Soudan, Sud Soudan, Éthiopie, Kenya, Ouganda, Rwanda, Burundi, République démocratique du Congo, Tanzanie, Zambie, Zimbabwe, Mozambique, Botsawana, Swaziland et Afrique du Sud	63-91	6 421
91	Nigéria, Tchad et Cameroun	63-80	335

83	Sénégal et Gambie	63-75	66
78	Chine	62-70	95
77	Niger et Nigéria	63-67	78
76	Inde	63-69	56
76	Inde	63-68	53
73	Mali	63-70	52
71	Inde	63-67	15
70	Namibie	63-67	15

Les oiseaux d'eau afro-paléarctiques hivernent en grande partie dans les zones humides sahélo-sahariennes (ZHSS) dont les trois majeures sont le delta du fleuve Sénégal (DFS) au Sénégal, le delta intérieur du Niger (DIN) au Mali et le lac Tchad (LT) au Tchad (Beintema et Vessern, 1999 ; ONCFS, 2008) (Figure 3).

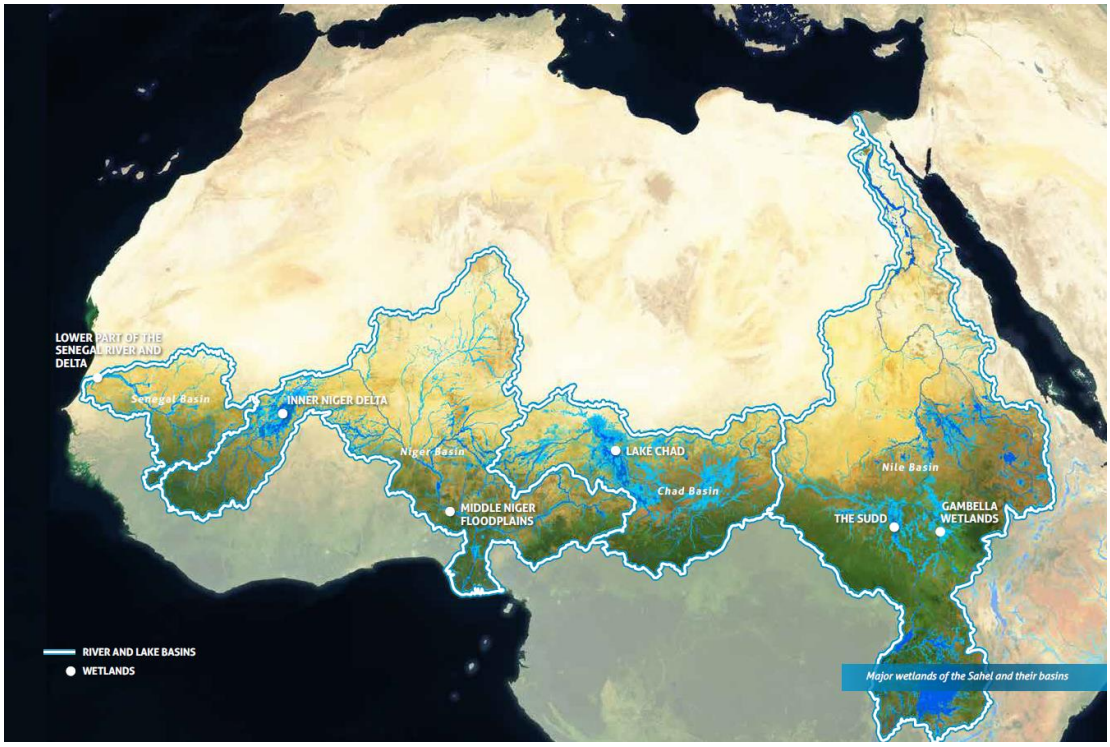


Figure 3 : Bassins versants des principales zones humides sahélo-sahariennes (d'après Wetlands International, 2017)

Le domaine biogéographique afrotropical (Figure 1) abrite la seconde plus grande part des populations d'oiseaux d'eau après le domaine néotropical. Même s'il est biologiquement plus riche, le domaine paléarctique est plus vaste et diversifié en habitats (Wetlands International, 2012). L'estimation des populations d'oiseaux afro-paléarctiques et afrotropicaux reste un vrai défi et dépend des réseaux de scientifiques et bénévoles capables de recenser et d'analyser des données et de produire des connaissances sur la distribution, la dynamique et l'écologie de ces espèces. Cependant, les petites populations ont tendance à être associées aux régions tropicales, tandis que les grandes populations sont plus fréquentes dans les régions tempérées (Wetlands International, 2012). Il nous est difficile de déterminer si ces différences sont le résultat de facteurs biogéographiques ou d'une science ornithologique et de ses attentions et efforts de comptage historiquement plus importants au Nord. Les populations sans estimation appartiennent principalement aux rallidés (53 % de toutes les

populations d'oiseaux d'eau sans estimation), suivis des ardeidés (16 %) et des laridés (8 %) (Wetlands International, 2012).

1.1.2 Les services écosystémiques rendus par les oiseaux d'eau

Les oiseaux d'eau contribuent au fonctionnement actuel des zones humides qu'ils occupent en assurant certaines fonctions écologiques et en fournissant des bénéfices écosystémiques (biophysiques, socio-économiques et socioculturels) aux populations humaines (Bagstad *et al*., 2018; Bellisario, 2018 ; Green et Elmberg, 2014a ; Holopainen *et al.*, 2018) : approvisionnement (viande, plumes, etc.), soutien (dispersion et diversité des propagules végétales et animales, cycle des nutriments, bio-indicateurs, etc.), régulation (lutte contre les ravageurs, etc.) et culture (chasse récréative, écotourisme et observation des oiseaux, etc.) (Tableau 2).

Tableau 2 : Ensemble des services écosystémiques produits par les oiseaux d'eau d'après Green et Elmberg (2014)

Catégorie	Services écosystémiques	Taxons	Références
Approvisionnement	Viande	Anatidés	Kremar *et al.* (2010)
	Plumes pour vêtements et ornements	Anatidés, hérons, autres	Green et Figuerola (2005) ; Frisch *et al.* (2007)
Support	Dispersion des propagules animales	Anatidés, foulques	Green et Figuerola (2005) ; Frisch *et al*. (2007)
	Dispersion des propagules végétales	Anatidés, limicoles	Green et al. (2002b) ; Klein et al. (2008) ; Brochet *et al*. (2009)
	Cycle des nutriments	Oies, cormorans	Iacobelli et Jefferies (1991) ; Gauthier *et al*. (2006) ; Kameda *et al*. (2006)
	Stimulation de la productivité primaire	Oies	Cargill et Jefferies (1984) ;, Bazely et Jefferies (1985) ; Nolet (2004)
	Stimulation de la décomposition	Canards	Bird *et al*. (2000) ; van Groeningen *et al*. (2003)
	Diversité végétale	Cygnes	Bodelier *et al*. (2006)
	Diversité animale	Anatidés, autres	Fabricius et Norgren (1987) ; Georgiev *et al*. 2005, 2007)
	Protection contre les prédateurs	Oies	Fabricius et Norgren (1987) ; Allard et Gilchrist (2002)
	Bioindicateurs de plantes	Anatidés, foulques	Elmberg *et al.* (1993) ; Wicker et Endres (1995) ; Green *et al.* (2002a)
	Bioindicateurs d'animaux	Anatidés	Elmberg *et al.* (1993, 2010) ; Gunnarsson *et al*. (2004)
	Bioindicateurs de nutriments / contaminants	Hérons, grèbes, canards	Fasola *et al.* (1998) ; Nummi *et al.* (2000) ; Burger et Eichhorst (2007)
Régulation	Contrôle des nuisibles	Canards	Hamilton *et al.* (1994) ; Teo (2001) ; Miles *et al.* (2002)
	Surveillance des maladies	Canards	Munster *et al*. (2005) ; Wallensten *et al*. (2007) ; Ziegler *et al.* (2010)
	Changements de régime des zones humides	Cormorans	Leah *et al*. (1980) ; Dirksen *et al*. (1995)
Culture	Chasse récréative	Anatidés	Losey et Vaughan (2006) ; Grado *et al*. (2011) ; Withey et van Kooten (2011)
	Observation des oiseaux	Oies	MacMillan et Leader-Williams (2008)
	Écotourisme	Oies	Edgell et Williams (1992)
	Espèces phares de la conservation	Anatidés, flamants	Kear (1990) ; Galicia et Baldassarre (1997)
	Art	Flamants, autre	Mas (2000) ; Arnott (2007)

1.1.3 Déclin des populations d'oiseaux d'eau

Les populations de migrateurs afro-paléarctiques déclinent depuis quelques décennies *(Morrison et al.*, 2010 ; Zwarts *et al.*, 2018). En effet, malgré leur forte capacité d'adaptation, 40 % de ces espèces migratrices diminuent (Merken *et al.*, 2015). Les migrateurs de longue distance hivernant dans les zones ouvertes et sèches du Sahel semblent décliner davantage que ceux de courte distance (entre 1980 et 2009, près de 23 % de diminution pour 40 % à 70 % des espèces d'oiseaux d'eau) (Kirby *et al*., 2008 ; Vickery *et al*., 2014). Mais la variabilité des effectifs observée pour les espèces afro-paléarctiques dans certains pays européens et les facteurs associés ne sont pas entièrement évalués et compris pour toutes les espèces migratrices à longue distance (Van Turnhout *et al*., 2010). Le continent africain affiche le second taux de diminution des populations afrotropicales et paléarctiques (181) après l'Asie (193) et devant l'Europe (98) (Figure 4) (Wetlands International, 2012).

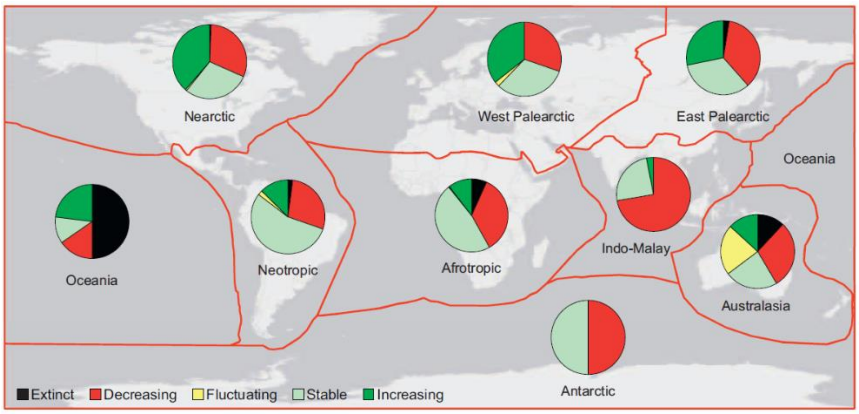


Figure 4 : Tendances des populations dans les principaux domaines biogéographiques (d'après Wetlands International 2012)

Concernant la migration Afrique-Eurasie, il y a une quinzaine d'années, les populations aux tendances connues utilisant le couloir de migration « Atlantique Est » semblaient dans un état plus satisfaisant que celles empruntant les deux autres couloirs. En effet, 37 % de celles utilisant le couloir le plus occidental était en diminution, contre 65 % de celles empruntant le couloir « Europe centrale – mer Noire – mer Méditerranée » et 53 % de celles utilisant le couloir « Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est (Stroud *et al*., 2006). Cependant, il est important de souligner que la connaissance est meilleure pour les populations utilisant le couloir « Atlantique Est ». Malgré les difficultés pour obtenir des données robustes de comptage sur l'ensemble des espèces et de leurs populations, les deux familles les plus importantes en termes de population au niveau global sont également les plus menacées : les rallidés (28 %) et les anatidés (19 %), suivis par les scolopacidés (8 %), les ardéidés (7 %), les laridés (6 %), les phalacrocoracidés (6 %) et les gruidés (6 %) (Wetlands International, 2012). D'après les statuts de protection de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) attribués aux espèces, les gruidés et les phalacrocoracidés sont principalement composés d'espèces vulnérables et sont avec les rallidés les familles ayant le moins d'espèces dans la catégorie « préoccupation mineure » (Figure 5).

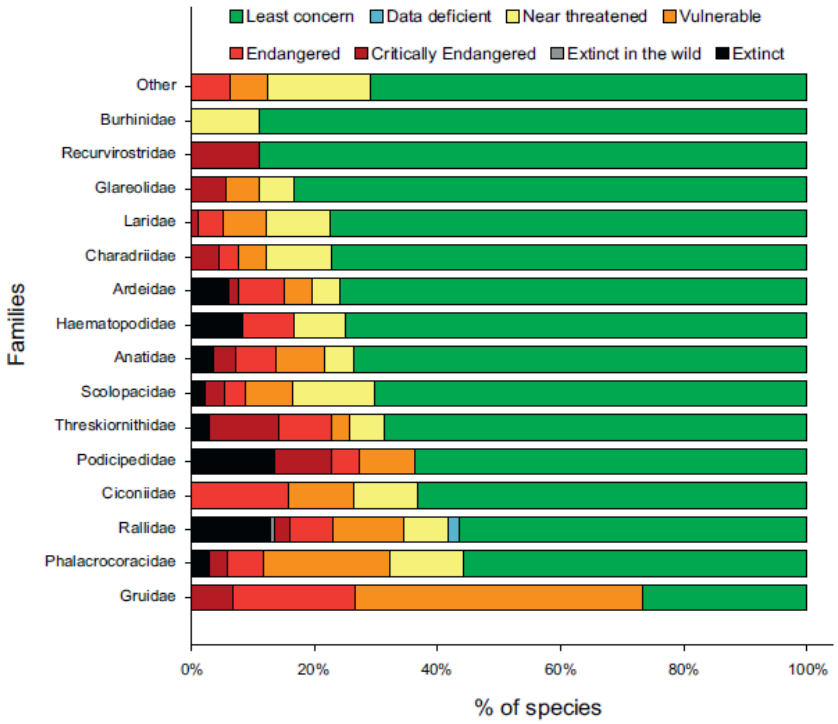


Figure 5 : Statuts de l'UICN (Liste rouge) des familles principales. Les couleurs se rapportent aux statuts suivants : Vert=Préoccupation mineure ; Bleu=Données insuffisantes ; Jaune=Quasi menacée ; Orange= Vulnérable ; Rouge= En danger ; Rouge foncé=En danger critique ; Gris=Éteinte à l'état sauvage ; Noir=Éteinte (d'après Wetlands International 2012)

De nombreux facteurs ou menaces peuvent expliquer les déclins observés, les principaux étant le changement d'habitat et la chasse (Vickery et al., 2014). Selon les experts scientifiques, le maintien de la qualité des zones humides, en particulier leur connectivité le long des couloirs de migration (Merken *et al.*, 2015), est fortement menacé. Leur forte dégradation actuelle sur l'ensemble du globe est liée aux activités humaines telles que l'agriculture, l'urbanisation, la pollution, l'artificialisation qui frappent les populations d'OE (Williamson *et al.*, 2013). Les zones humides sahélo-sahariennes ne sont pas exemptes de tels changements, causés par la réalisation de projets de développement économiques pas toujours adaptés ou la construction de structures hydrauliques pour l'agriculture irriguée (Walther, 2016 ; Wetlands International, 2017).

Le second facteur identifié est l'intensité de la chasse et de l'utilisation des oiseaux d'eau, qu'elle soit pour la subsistance ou le loisir *(*Kanstrup*, 2006 ;* Kirby *et al., 2008 ;* Madsen *et al., 2015b ;* Vickery *et al.*, 2014). Des facteurs planétaires tels que le changement climatique, la gouvernance et les politiques de gestion des ressources naturelles sont également à prendre en compte (Amano *et al.*, 2017 ; Gaget *et al.*, 2018 ; Holopainen *et al.*, 2018 ; Lemoine *et al.*, 2007 ; Ramírez *et al.*, 2018). Bien entendu, l'ensemble de ces facteurs globaux ou régionaux et les contraintes locales agissent en synergie, comme par exemple le changement climatique et les changements d'habitats ayant des effets variables sur les populations (Morrison *et al.*, 2010).

1.2. Enjeux de conservation : de Ramsar et l'AEWA au projet RESSOURCE

Face à ces menaces et enjeux écologiques de conservation (concernant à la fois les oiseaux d'eau et les habitats) et de contribution aux besoins humains (utilisation durable de la ressource) (Lenten, 2006), la communauté scientifique et les gouvernements se sont organisés dans les années 1970. Tout d'abord, la Convention de Ramsar, signée en 1971 à Ramsar en Iran par 165 pays, soit 90 % des États

membres de l'Organisation des Nations unies (ONU), et entrée en vigueur en 1975[1], visait la conservation des zones humides d'importance internationale. Ces zones humides, parmi les écosystèmes les plus menacés au monde (Boere *et al.*, 2006), sont l'habitat dont dépendent les oiseaux d'eau, migrateurs ou non, ce qui fut une motivation majeure pour son adoption (Lewis, 2016a). En 1995 fut signé l'Accord international sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (AEWA). Pensé et porté dès 1988 par les Pays-Bas, ce traité intergouvernemental s'élargit à partir de 1999 lorsqu'il dépassa les 14 États signataires requis (Boere *et al.*, 2006; Boere et Lenten, 1998). Cet accord international a été élaboré dans le cadre de la CMS et est administré par le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE). Complémentaire de la Convention de Ramsar, l'AEWA vise non seulement la conservation des OE migrateurs et de leurs habitats le long des couloirs de migration Afrique – Eurasie, mais aussi promeut leur utilisation durable par les populations humaines (Boere et Lenten, 1998).

En 2004, eut lieu la Conférence sur les oiseaux d'eau du monde à Edimbourg en Écosse. Parrainée par les Pays-Bas et le Royaume-Uni, elle réunissait 456 participants originaires de 90 pays et des organisations internationales telles que la CMS et l'AEWA. Cette conférence rappelait notamment que les oiseaux d'eau représentent une « *ressource internationale* », que la condition d'une conservation efficace des zones humides est la conjugaison « *des politiques nationales à long terme à une action internationale coordonnée* » (Déclaration d'Edimbourg, 2004). Elle recommandait de « *multiplier les efforts interétatiques de conservation des populations d'oiseaux d'eau et de leurs habitats* », et appelait à une action urgente pour « *stopper et inverser la perte et la dégradation des zones humides* » et « *renforcer les réseaux de sites clés pour les oiseaux d'eau le long de toutes les voies de migration* ». Enfin, cette déclaration soulignait l'importance de concilier conservation et développement en demandant « *instamment qu'une priorité particulière soit accordée au renforcement des capacités en matière de conservation de la voie de migration dans les pays et territoires dont les institutions et ressources* sont *limitées, étant donné que l'utilisation judicieuse des oiseaux d'eau et des zones humides est importante pour le développement durable et la réduction de la pauvreté* ».

Aujourd'hui, l'AEWA compte 80 Parties contractantes (sur 119 pays appartenant à l'aire couverte par l'accord), dont 42 d'Eurasie et 38 d'Afrique (Figure 6), couvrant 255 espèces. Il constitue une « *avancée vers une plus grande collaboration internationale* » pour relever les défis de conservation au niveau des voies de migration (Johnson *et al*., 2018). L'AEWA reconnaît également le rôle potentiel des oiseaux d'eau dans la sécurité alimentaire et socio-économique des populations sahéliennes[2]. Pour la période 2019-2027, l'accord s'est doté d'un plan stratégique organisé selon cinq objectifs : (i) renforcer la conservation ; (ii) renforcer la durabilité de l'utilisation des OE sur l'ensemble des voies de migration ; (iii) établir et maintenir le long des voies de migration un réseau cohérent et complet d'aires protégées et autres sites ; (iv) veiller à ce que l'étendue et la qualité des habitats soient satisfaisantes pour les OE ; (v) garantir et renforcer les connaissances, les capacités, la reconnaissance et les ressources nécessaires pour que l'accord atteigne ses objectifs de conservation (UNEP-AEWA, 2018).

Pour la région africaine, l'AEWA a adopté lors de sa 4e réunion des Parties la Résolution 4.9 soutenant l'Initiative africaine pour la conservation des oiseaux d'eau migrateurs et de leurs habitats en Afrique, dans le but de promouvoir la mise en place de l'AEWA sur le continent. Cette résolution mentionne la

[1] https://www.ramsar.org/fr/a-propos-de-la-convention-sur-les-zones-humides

[2] https://www.unep-aewa.org/en/news/birds-and-people-improving-food-security-and-management-waterbirds-across-sahel

rédaction d'un plan d'action de l'AEWA pour l'Afrique (PoAA). Ce PoAA sert de cadre opérationnel pour la mise en œuvre du plan stratégique de l'AEWA en Afrique.

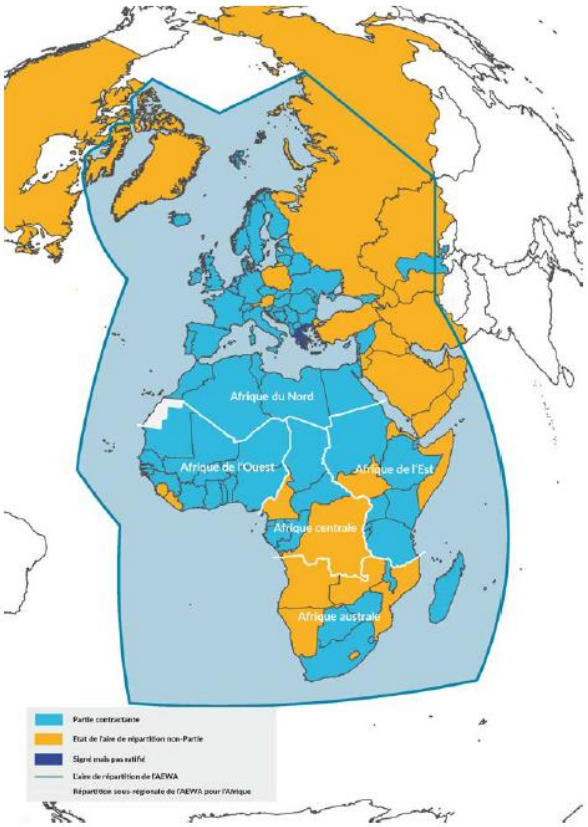


Figure 6 : Carte de l'aire de répartition de l'AEWA montrant les sous-régions d'Afrique (en date du 1er septembre 2019) (d'après UNEP/AEWA, 2018)

C'est dans le cadre du PoAA que, face aux défis posés par la conservation et le développement dans la région sahélo-saharienne, fut conçu en 2016 le projet RESSOURCE (acronyme français pour « Renforcement de l'expertise en Afrique subsaharienne sur les oiseaux et leur utilisation rationnelle pour les communautés et leur environnement »). Ce projet est soutenu financièrement par l'Union européenne (UE), le Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM) et est piloté par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Il fut intégré en 2018 dans le *Sustainable Wildlife Management (SWM) Programme* soutenu par le même bailleur (l'UE) et également coordonné par la FAO. Le projet prend place dans les zones humides identifiées comme majeures pour l'hivernage des populations d'oiseaux d'eau migrateurs paléarctiques : le delta du fleuve Sénégal au Sénégal, le delta intérieur du Niger au Mali, les lacs Tchad et Fitri au Tchad, le Khor Abu Habil au Soudan, les lacs Burullus et Manzala dans le delta du Nil et le lac Nasser en Égypte (Figure 7). Ce dernier site n'a pas été intégré dans l'étude pour des raisons thématique et logistique.

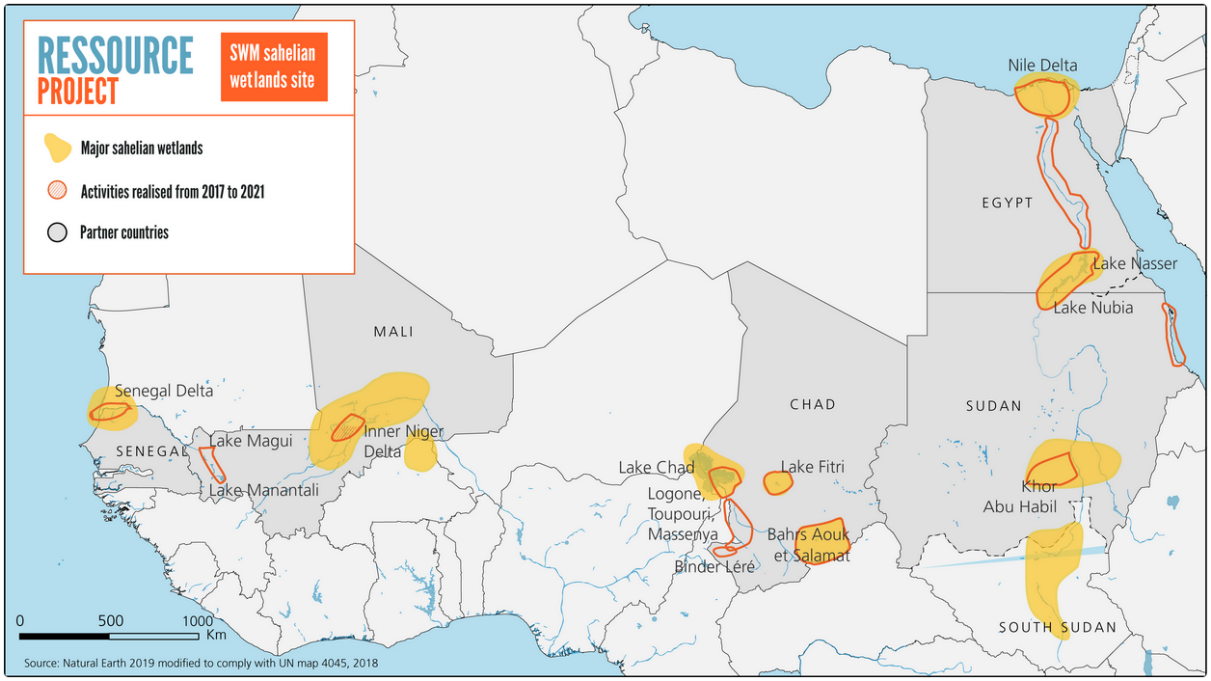


Figure 7 : Ensemble des zones humides et sites d'intervention du projet RESSOURCE[3]. Les sites non-mentionnés dans le texte et apparaissant sur la carte sont des sites annexes qui n'ont pas fait l'objet d'études à travers l'ensemble des composantes du projet. (https://www.swm-programme.info/fr/ressource-project)

Le projet est organisé selon six composantes : (1) le suivi de populations d'oiseaux d'eau ; (2) la conservation des habitats ; (3) l'impact socioéconomique de l'utilisation des oiseaux d'eau ; (4) le renforcement des capacités locales/nationales ; (5) la traduction de l'AEWA dans les cadres juridiques nationaux ; (6) la coordination du projet. Les objectifs de la composante 3 sont orientés vers la connaissance autour de l'utilisation de la ressource : (1) définir la nature des interactions entre l'homme et les oiseaux d'eau ; (2) vérifier et caractériser l'existence d'une utilisation des oiseaux d'eau (acteurs, mécanismes, échelle et facteurs) ; (3) mesurer la dépendance des populations sahéliennes à cette ressource (bénéfices et contribution à la sécurité alimentaire) ; (4) estimer les impacts socio-économiques de l'utilisation des oiseaux d'eau dans la région ; (5) déterminer l'impact de l'utilisation sur la population d'oiseaux d'eau (estimation de la pression sur les espèces).

Ainsi, les recherches effectuées au cours de cette thèse se sont-elles concentrées sur la composante 3 attribuée au Cirad en raison de ses compétences scientifiques en termes d'analyse des systèmes de gestion des ressources naturelles dans les environnements tropicaux. Le Cirad est également membre du consortium du SWM Programme. L'auteur a participé de manière opérationnelle au travail de conception, de mise en place et de réalisation des activités de production de connaissances autour de l'utilisation de la ressource « oiseaux d'eau » qui sert de base à ses activités de recherche académique.

2. Concepts clés pour la compréhension de l'utilisation des oiseaux d'eau

Afin d'une part de concevoir un cadre méthodologique adapté à l'estimation de l'importance de l'utilisation des oiseaux d'eau en zone sahélo-saharienne et des enjeux liés à cette utilisation et d'autre part de comprendre les mécanismes d'interaction « humains – oiseaux d'eau » intervenant, il convient de définir les concepts clés que nous utiliserons. En effet, étant donné la complexité du processus

[3] https://www.swm-programme.info/ressource-project

d'exploitation et de gestion des oiseaux d'eau dans les zones humides sahélo-sahariennes, une cause unique ne semble pas être à l'origine de la problématique à considérer et l'analyse de cette dernière doit faire appel à un ensemble de concepts aux liens tout aussi complexes (Ostrom, 2007).

2.1. Couloirs de migration et populations migratrices

Le concept de couloirs de migration est défini comme « *les systèmes biologiques des voies de migration qui relient directement les sites et les écosystèmes de différents pays et continents* (…) » et plus précisément « *l'ensemble de l'aire de répartition d'une espèce d'oiseau migrateur (ou de groupes d'espèces apparentées ou des populations distinctes d'une même espèce) à travers laquelle elle se déplace chaque année des zones de reproduction aux zones de d'hivernage, y compris les lieux intermédiaires de repos et d'alimentation ainsi que la zone à l'intérieur de laquelle les oiseaux migrent* » (Boere et Stroud, 2006). En anglais, nous utilisons le terme *flyway*. Ce concept, utilisé pour définir le statut des populations d'oiseaux d'eau (Folliot *et al*., 2018), est la toile de fond de notre étude des pratiques d'utilisation dans l'espace et dans le temps.

De fait, cela implique de définir ce qu'est une espèce migratrice et comment comprendre le terme « hivernage ». Nous reprendrons pour notre étude les définitions de Dodman et Diagana (2006). Ainsi, la notion d'espèce migratrice comporte une dimension à la fois géographique, physique et humaine, dans le sens où elle correspond à « *la totalité de la population ou toute partie géographiquement distincte de la population d'une espèce ou d'un taxon inférieur d'animaux sauvages, dont une proportion importante des membres franchit de manière cyclique et prévisible une ou plusieurs frontières juridictionnelles nationales* ». Par conséquent, le terme ne qualifie pas seulement les espèces aux mouvements afro-paléarctiques, mais peut également être attribué aux espèces afrotropicales aux migrations intra-africaines (continentales, côtières et insulaires) en fonction des patterns météorologiques (précipitations). Cette notion d'espèce migratrice peut prêter à confusion car elle peut couvrir plusieurs cas pour ce qui concerne les espèces afrotropicales aux populations moins bien connues. En effet, celles-ci peuvent être des espèces « nomades » ou des « disperseurs » aux déplacements irréguliers plus ou moins prévisibles et longs d'une zone humide à l'autre. D'autres espèces peuvent être qualifiées *a contrario* de « résidentes » ou « sédentaires » et ont en réalité des migrations régulières intra-africaines. D'autres encore peuvent comprendre à la fois des populations migratrices et sédentaires distinctes. Quant au terme « hivernage » (*wintering* en anglais), synonyme ici de « non-reproduction » (*non-breeding* en anglais) pour les espèces afro-paléarctiques, il est utilisé pour les espèces résidantes en Afrique durant l'hiver septentrional. Ce concept d'espèce migratrice peut également poser problème dans le contexte africain puisqu'il y a deux hivers à des périodes différentes en Afrique du Nord et Australe et pas d'hiver dans les tropiques, comme c'est le cas dans la zone d'étude sahélienne.

Une dernière notion importante est celle de « population d'oiseaux d'eau ». En effet, si les interactions « humains-oiseaux d'eau » peuvent être conditionnées par les facteurs biologiques de migration et des couloirs, elles peuvent aussi dépendre de l'état et de la dynamique des populations. Ainsi, Wetlands International (2012) définit une population d'oiseaux d'eau comme « *un assemblage distinct d'individus qui ne connaît pas d'émigration ou d'immigration importante* ». C'est pourquoi les estimations des populations, élément clé pour déterminer leur état et leur dynamique, sont opérées dans les aires de reproduction et de préférence pendant la période de non-reproduction pour les espèces paléarctiques, voire selon les cas dans les sites de halte le long du couloir de migration (Madsen *et al.*, 2015a). Dans le cas de l'estimation des espèces afrotropicales, c'est le recensement

international des oiseaux d'eau (IWC) qui est utilisé, pour lequel les comptages ont lieu au mois de janvier. Une fois ces données obtenues, il convient d'estimer le taux de croissance annuel sans facteur limitant, autre information clé pour l'évaluation de la durabilité de l'exploitation des espèces. Il y a donc un très fort enjeu concernant l'obtention des données de taille de population, en particulier pour les espèces rares, en danger ou difficiles à étudier, pour lesquelles elles sont souvent incomplètes (Niel et Lebreton, 2005).

Ces notions et leurs enjeux sur la connaissance pour la conservation seront utilisées tout au long de notre travail sur l'utilisation des oiseaux d'eau en termes de disponibilité de la ressource aviaire et de sa variabilité et nous permettrons ainsi de faire le lien avec les pratiques.

2.2. Socio-écosystèmes, services écosystémiques et contributions de la nature

Nous emploierons le concept de socio-écosystème (SES) pour identifier les sites d'étude. En effet, dans cette approche, l'humain fait partie intégrante de l'écosystème avec lequel il interagit (Berkes, 2004). Ce concept permet de mettre en évidence la présence d'une société et d'un écosystème entretenant un ensemble d'interdépendances entre leur composante humaine et leurs composantes biophysiques et biologiques non humaines (Anderies *et al*., 2004). Dans ce système d'interactions réciproques, l'écosystème permet à l'humain de subvenir à ses besoins matériels et immatériels, humain qui en retour exerce des influences directes et/ou indirectes sur cet écosystème, impactant la capacité de celui-ci à fournir ces services (Ostrom, 2009). En cela, les zones humides sahélo-sahariennes peuvent être considérées comme des socio-écosystèmes desquels les diverses sociétés y vivant tirent leurs moyens de subsistance et qu'elles influencent par leurs pratiques *(*Nyong *et al., 2007* ; Stephenson *et al.*, 2020 ; Walther, 2016 ; Wetlands International, 2017).

Ces relations complexes entre écosystèmes et humains sont très largement étudiées et évaluées depuis une vingtaine d'années à travers les services écosystémiques (SE) définis comme « *les avantages que les individus tirent des écosystèmes. Il s'agit notamment des services d'approvisionnement tels que la nourriture et l'eau ; des services de régulation tels que la régulation des inondations, la sécheresse, la dégradation des sols et les maladies ; des services de soutien tels que la formation des sols et le cycle des nutriments ; et des services culturels tels que les services récréatifs, spirituels, religieux et autres avantages non matériels* » (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). C'est à travers cette grille de lecture, offrant un cadre adapté aux ressources transfrontières (López-Hoffman *et al.*, 2010), que Green et Elmberg (2014) ont décliné l'ensemble des services écosystémiques fournis par les oiseaux d'eau, comme vu précédemment.

Cependant, le concept de services écosystémiques fait l'objet de critiques sur le plan méthodologique et épistémologique soulevées par les membres de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) (Peterson *et al*., 2018). Il y a en effet une difficulté méthodologique, voire conceptuelle, à embrasser la valeur totale des SE du fait des différences d'échelles entre les processus écologiques, sociologiques, culturels et économiques et de la complexité de leurs interactions (Barnaud *et al*., 2011 ; de Groot *et al*., 2010 ; Guerry *et al*., 2015 ; Huntsinger et Oviedo, 2014 ; Setten *et al.*, 2012). Les SE n'ont été mesurés et analysés que principalement à travers leurs dimensions tangibles, c'est-à-dire biophysique (stocks et flux) (Fischer-Kowalski et Rotmans, 2009) et économique (valeur financière marchande le long de filières) (Daniel *et al.*, 2012). Les aspects socio-culturels de ces services perçus par les personnes et groupes sont en particulier moins présents dans la littérature (Fischer et Eastwood, 2016 ; Plieninger *et al*., 2013) et les

services culturels restent les parents pauvres des évaluations des SE. Les raisons du manque d'étude sur ces services dits « intangibles » sont liées à la complexité de leur évaluation : définition, collecte, analyse, intégration et interprétation de valeurs abstraites, non marchandes, subjectives et diverses (Fischer et Eastwood, 2016 ; Gould *et al*., 2014). Le Millenium Ecosystem Assessment (2005) définit cependant ces SC comme « *les avantages non matériels que les gens obtiennent des écosystèmes par l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, la réflexion, les loisirs et l'expérience esthétique, y compris, par exemple, les systèmes de connaissances, les relations sociales et les valeurs esthétiques* ». Chan *et al*. (2012), en voulant davantage appuyer sur la manière dont ces valeurs sont produites, ont proposé la définition plus inclusive suivante : les SC sont « *les contributions des écosystèmes aux avantages non matériels (par exemple, les capacités et les expériences) qui découlent des relations entre l'homme et l'écosystème* ». En 2018, Diaz *et al*. ont proposé l'utilisation du concept de « contributions de la nature aux populations » pour remplacer celui des SE. Ce concept admet que derrière toutes les relations « humains – nature » (RHN), matérielles ou immatérielles, la culture est centrale (Díaz *et al*., 2018). Cette approche intègre plus facilement les concepts et théories issues des sciences humaines et sociales afin d'améliorer l'étude, l'évaluation de ces relations et d'intégrer la dimension humaine dans la planification de l'utilisation des ressources (Díaz *et al.*, 2018 ; Peterson *et al*., 2018).

Le concept de « contributions des oiseaux d'eau » aux populations humaines d'un point de vue matériel (alimentation et commerce) et immatériel (connaissances issues de l'expérience de vivre à leur contact) nous permettra de caractériser l'utilisation des oiseaux d'eau par les populations humaines riveraines dans chaque socio-écosystème et son contexte en intégrant davantage de notions issues des sciences humaines et sociales. Nous pourrons également nous projeter davantage vers des propositions de gestion adaptative et intégrée de la ressource (Mathevet et Guillemain, 2016).

2.3. Biodiversité, chasse et viande de brousse

La biodiversité est l'une des conditions majeures des contributions écosystémiques. En effet, pour la Convention sur la diversité biologique (CDB), ces services, ou contributions, sont à la base du bien-être et du développement des communautés humaines (Convention sur la Diversité Biologique, 2020). C'est pourquoi elle s'est fixée trois objectifs[4] : (1) la conservation de la diversité biologique ; (2) l'utilisation durable de celle-ci ; (3) le partage équitable des avantages en résultant (GTZ, 2008). La CDB, dans son article 2, définit la diversité biologique comme la « *variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes* ». Concernant les milieux arides et semi-arides, la CDB identifie les principales pressions exercées sur la biodiversité, qui sont selon elle les suivantes : la conversion des habitats ; la mauvaise gestion de l'eau et des sols ; le changement climatique ; les espèces envahissantes ; la chasse et l'agriculture non durables (Convention sur la Diversité Biologique, 2020). La conservation de la biodiversité cible les espèces, communautés et écosystèmes auxquels nous pouvons ajouter les phénomènes et processus écologiques et évolutifs (Salafsky *et al.*, 2008). Cette biodiversité peut faire l'objet de menaces directes définies comme « *les activités ou processus humains immédiats qui ont provoqué, provoquent ou pourraient provoquer la destruction, la dégradation et/ou l'altération de la biodiversité (par exemple, la pêche ou l'exploitation forestière non durables)* » (Salafsky *et al*., 2008). Ces menaces sont elles-mêmes le résultat de facteurs

[4] https://www.un.org/fr/observances/biological-diversity-day/convention

sociaux, économiques, politiques, institutionnels et/ou culturels, ayant des effets négatifs comme la demande sur les marchés (menaces indirectes), ou positifs tels que des politiques d'aménagement et d'utilisation durables des paysages et des ressources naturelles favorables à la conservation (opportunités) (Salafsky *et al*., 2008).

La chasse, selon sa forme et sa réglementation, peut donc être soit une menace directe si la pression est importante au point que certaines espèces n'ont pas la possibilité de se reproduire suffisamment, soit une opportunité quand elle répond aux besoins humains sans compromettre la pérennité des espèces d'oiseaux d'eau. De ce fait, la chasse est une pratique multifacette et complexe (Roulet, 2004). Sa problématique est fortement liée au territoire et les solutions sont basées sur « *une connaissance détaillée de la chasse, des modèles, de l'écologie des espèces chassées et des conditions culturelles, économiques et politiques locales* » (Bennett et Robinson, 2000). Il existe plusieurs types de chasse qu'il convient de définir et de caractériser avant toute analyse des pratiques.

Tout d'abord, Nasi *et al*. (2008) définissent la chasse comme « *le prélèvement de toute espèce sauvage, dans la nature, par quelque moyen et à quelque fin que ce soit. Les animaux sauvages sont chassés pour la nourriture, les trophées (le plus souvent les peaux, les dents, les bois et les cornes), les médicaments et autres usages traditionnels (la plupart des parties dures et molles du corps), et comme animaux de compagnie (surtout les primates, les oiseaux et les reptiles)* ». Le dictionnaire Larousse la définit comme « *l'action de chasser, de guetter ou de poursuivre les animaux pour les prendre ou les tuer* », du verbe « chasser », défini comme l'action de « *guetter et poursuivre une proie pour la capturer* », provenant lui-même du latin *captare* signifiant « *chercher à prendre* »[5]. Derrière cette dernière définition, contrairement à celle de Nasi *et al*. (2008) ne faisant référence qu'aux moyens et objectifs, se cache la notion d'intention, qui peut être un facteur antécédent au comportement ou à la pratique de la chasse ou du simple prélèvement (Hrubes *et al.*, 2001). En effet, comme nous le verrons dans notre cas, les prélèvements peuvent être accidentels et opportunistes lors de la pêche dans la zone humide. Dans ce cas, il n'y a pas de traque ni d'intention de prélever un oiseau d'eau. Nous parlerons alors d'un prélèvement (*harvest* en anglais), contrairement au cas où l'individu cherche à capturer ou chasser (*hunt* en anglais) un oiseau d'eau par quelque moyen et pour quelque objectif que ce soit.

Comme le souligne Roulet (2004), l'étude de la chasse demande de considérer une complexité plus importante qu'une simple réduction à un objectif utilitaire ou sportif. La chasse peut en effet couvrir d'autres fonctions qu'il convient d'analyser sous différents angles : écologique (impact sur la dynamique des populations), alimentaire (couverture des besoins du foyer, valeur nutritive et gustative), cognitive (savoirs et techniques qu'elle produit), économique (importance micro au niveau du revenu du foyer et macro par les flux générés au sein de filières plus ou moins organisées), socio-culturelle (rôle de la chasse dans l'organisation de la société et des relations entre individus et groupes, place des acteurs impliqués et leur rôle), politique (organisation de la gouvernance autour de la ressource) et symbolique (représentation de la pratique, de la nature, du lien avec l'humain, expressions artistiques). Ainsi, selon les contextes, cette diversité de fonctions montre à quel point la pratique de la chasse peut être considérée comme un « *mode d'utilisation primordial* » pour de nombreuses sociétés (Roulet, 2004).

[5] https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/chasser/14872

Il existe deux grandes catégories de chasse qui sont la chasse sportive et la chasse de subsistance (Tableau 3). Pour notre étude, devant le faible poids de la chasse touristique, notamment dû à la présence de groupes terroristes induisant une forte insécurité et une interdiction d'activités impliquant des étrangers, nous avons ciblé l'étude de la chasse de subsistance ou « *chasse pour la viande de brousse* » (Roulet, 2004). Celle-ci se compose de deux sous-catégories de pratiques : la chasse d'autoconsommation pour laquelle le prélèvement a une fonction avant tout alimentaire, et la chasse commerciale dont la fonction est économique. Bien entendu, dans les deux cas, les fonctions citées plus haut (écologique, alimentaire, etc.) sont à considérer de manière transversale.

Tableau 3 : Définitions des différents types de chasse (d'après Roulet, 2004)

<table>
<tr><th colspan="2">Type de chasse</th><th>Définition</th></tr>
<tr><td rowspan="2">La chasse pour la « viande de brousse » :

« notion générique maintenant passée dans le vocabulaire africaniste courant pour qualifier principalement la chasse pratiquée par les populations rurales et/ou urbaines africaines et se déclinant selon deux types »</td><td>La chasse d'autoconsommation</td><td>« prélèvements effectués par des chasseurs dans un but exclusif de consommation du gibier dans un cercle proche et sans qu'il y ait de transaction financière »</td></tr>
<tr><td>La chasse commerciale</td><td>« chasse ayant pour but la production de viande au travers des filières de commercialisation de viande de brousse », « permettant de dégager une plus-value ».</td></tr>
<tr><td rowspan="3">La chasse sportive :

« mode d'exploitation de la faune sauvage ayant pour finalité l'obtention d'un ou plusieurs trophées d'animaux sélectionnés, généralement pratiqué par des chasseurs touristes occidentaux accompagnés de guides de chasse et pisteurs professionnels, et répondant à des règles déontologiques propres au caractère prédateur et sportif de l'activité. »</td><td>« grande chasse »</td><td>« chasse aux grands mammifères dont les animaux prestigieux et dangereux »</td></tr>
<tr><td>« moyenne chasse »</td><td>« chasse de mammifères de taille moyenne »</td></tr>
<tr><td>« petite chasse »</td><td>« chasse aux petits mammifères et plus spécifiquement au gibier à plumes »</td></tr>
</table>

Il est également nécessaire de considérer l'existence ou non d'une chasse coutumière de confrérie dans nos sites d'étude, c'est-à-dire une « *profession, toute une vie, avec ses secrets, ses codes de conduite, ses génies, ses interdits, etc.* » pratiqué par les « *grands chasseurs-magiciens, détenteurs des secrets de la brousse* » (Mariko, 1981). Bien que celle-ci n'ait pas été très étudiée dans les zones soudaniennes ni sahéliennes, du moins dans la partie francophone de cette dernière, quelques études et ouvrages ont été produits entre les années 1960 et la fin des années 1990 sur ce sujet. Elle fait l'objet d'un regain d'intérêt depuis les années 2000 pour son rôle dans la sphère politique et sur la question de la légitimité du pouvoir (Arseniev, 2007). Cette littérature, qui met en évidence la chasse comme une entité socioculturelle importante dans la vie sociale et spirituelle des communautés, avec ses mythes, ses contes, sa morale, sa structure et ses rituels, ne se situe quasiment que dans le monde mandingue, c'est-à-dire au Mali, en pays Bambara, au Burkina Faso et au Niger (Cissé, 1994 ;

Kedzierska-Manzon, 2014 ; Mariko, 1981). L'existence d'une confrérie ancienne de chasseurs traditionnels au lac Tchad, au sein des Kotokos du Nord-Cameroun, sur la rive sud du lac Tchad, est également rapportée (Adam, 2020).

C'est en très grande partie de la chasse de subsistance, et éventuellement dans le contexte de la chasse traditionnelle, qu'est issue la viande de brousse. Ce concept est défini par Nasi *et al*. (2008) comme « *tout mammifère terrestre non domestiqué, oiseau, reptile et amphibien prélevé pour l'alimentation. Les insectes, les crustacés, les larves, les mollusques et les poissons sont exclus de cette définition* (…), (car) *ce sont les grands vertébrés qui constituent la majorité de la biomasse animale sauvage terrestre consommée par les humains* ». Nous pouvons donc considérer les oiseaux d'eau sauvage comme étant une viande de brousse à partir du moment où ils sont prélevés pour l'alimentation et/ou le commerce. Si tout ou partie du prélèvement est vendu, nous parlerons du commerce des oiseaux d'eau comme d'un commerce de faune sauvage caractérisé par « *le transport et la vente d'animaux sauvages d'une manière qui nécessite souvent des investissements en capital, qui s'effectue généralement sur de longues distances (plus grandes que ce qu'un chasseur pourrait parcourir en une journée) et qui implique des intermédiaires ou des revendeurs qui ne sont pas des chasseurs eux-mêmes (…) et également vendue localement entre les villageois* » (Nasi *et al.,* 2008). Il existe donc plusieurs types d'utilisation, de commercialisation de la viande de brousse, reflétant les différents contextes de dépendance à la ressource.

2.4. Dépendance à la ressource, filière de viande de brousse et durabilité de l'utilisation

2.4.1. La notion de dépendance à la ressource

L'état de la biodiversité sauvage est fortement lié à la sécurité alimentaire et aux moyens de subsistance dans les contextes où les populations humaines sont dépendantes de leur écosystème pour leur alimentation et leur source de revenu en ayant peu d'alternatives (Nasi *et al*., 2008). Il convient donc de bien cerner cette notion de dépendance pour la compréhension des interactions entre communautés humaines et populations d'oiseaux d'eau.

La littérature sur la dépendance aux ressources naturelles est principalement axée sur des approches macroéconomiques. En effet, la mesure de cette dépendance correspond à la part des rentes tirées des ressources naturelles dans le produit intérieur brut régional ou national, c'est-à-dire qu'elle est liée à l'importance des autres activités dans l'économie du territoire. Les rentes correspondent aux revenus perçus par ce territoire par le biais de l'utilisation d'une ressource naturelle (Brunnschweiler et Bulte, 2008 ; Shahbaz *et al*., 2019). L'étude de la dépendance aux ressources naturelles, portant généralement sur les ressources minières, s'inscrit dans la problématique de l'impact de l'abondance, de la dépendance et des rentes issues des ressources naturelles sur la croissance économique et le capital humain, dans le but de valider ou non la théorie de la malédiction des ressources naturelles affectant les organisations socio-économiques et la qualité des institutions (Bergmann *et al*., 2016 ; Hardin, 1968 ; Kim et Lin, 2017 ; Mavrotas *et al.*, 2011 ; Shao et Yang, 2014). Bien que cette approche puisse être pertinente pour notre étude à l'échelle régionale et nationale, nous n'aurons pas les moyens en termes de données pour nous y inscrire à l'échelle locale de nos sites mais garderons ces notions en toile de fond pour la discussion finale, en particulier lors de la comparaison entre les différentes activités ayant cours dans nos zones humides d'études, à savoir l'agriculture, la pêche et l'élevage.

À notre échelle, la perte en richesse spécifique d'un écosystème diminue néanmoins sa capacité à fournir des services écosystémiques ou contributions et, *in fine*, peut affecter la dépendance des populations humaines à la biodiversité (Isbell *et al*., 2017). Notons également que les économies des pays de la région sahélo-saharienne, en particulier subsaharienne, sont fortement dépendantes des ressources naturelles, car peu industrialisées, et présentent un capital humain (éducation et santé) peu valorisé ou investi (Sun, 2018). Nous comprendrons par « capital humain » les « *nombreuses formes différentes de connaissances et de compétences personnelles* » permettant la production de biens (Ostrom et Ahn, 2007). À l'origine, la dépendance est « *le rapport de liaison étroit entre quelque chose et ce qui le conditionne, le régit* »[6], ou, en anglais « *the situation in which you need something or someone all the time, especially in order to continue existing or operating* »[7]. Nous avons donc ici les notions de liens déterminants entre deux unités, de besoins, de durabilité et de règles d'utilisation inscrites dans un continuum temporel et organisationnel.

Le terme de dépendance peut paraître ambigu et son existence difficile à démontrer en-dehors de cette dimension macro-économique du fait de la multiplicité de ses facettes et échelles spatiales, temporelles et institutionnelles (Allebone-Webb, 2009 ; Isbell *et al*., 2017 ; Tadadjeu *et al*., 2020). Cependant, certaines études portant sur les pratiques d'utilisation de la viande de brousse (consommation, vente et production) ont pu démontrer des niveaux de dépendance à cette ressource en milieu rural et urbain (Bharucha et Pretty, 2010 ; Milner-Gulland et Bennett, 2003). De plus, la dépendance à la viande de brousse peut être influencée par de nombreux facteurs écologiques, géographiques, socio-économiques et politiques, tels que l'abondance, la localisation, l'accessibilité de la ressource et le niveau de richesse des populations humaines (de Merode *et al*., 2004 ; Van Gils *et al*., 2019). Or, la complexité des situations et du concept de dépendance lui-même ne permet pas de l'expliquer simplement par l'une ou l'autre de ces variables, en particulier par la simple opposition pauvreté/non-pauvreté (Brown et Williams, 2003). Ainsi, nous utiliserons le terme de dépendance pour caractériser le lien – plus ou moins étroit selon les situations – entre les communautés humaines des zones humides et les oiseaux d'eau conditionnant le maintien des fonctions écologiques, socio-économiques et culturelles (dynamiques des populations d'oiseaux d'eau, contributions aux besoins matériels et immatériels humains) et considérerons les facteurs d'influence susmentionnés.

2.4.2. Les filières de viande de brousse

Concernant plus précisément la dépendance « matérielle » économique à la ressource, si la chasse est réalisée à des fins commerciales, la demande sur le marché (vente directe ou indirecte) peut également constituer un facteur aux effets négatifs ou positifs sur la ressource selon l'impact sur les populations d'oiseaux d'eau et selon l'organisation propre de cette filière (règle d'utilisation, redistribution des rentes) (Salafsky *et al*., 2008). Ainsi, l'étude et la compréhension de la structure de la chaîne de commercialisation (*market chain*) et des fonctions de chacun de ses maillons est une démarche cruciale pour la formulation de recommandations à des fins de gestion durable de l'utilisation de la ressource sauvage et d'éclairage despolitiques de conservation (Nielsen *et al*., 2016 ; van Vliet *et al*., 2012 ; Vitekere *et al*., 2021). Cette chaîne, ou filière (*commodity chain*), peut être définie comme « *l'ensemble des activités et des relations dans et autour de la production, de l'échange, du transport et de la distribution d'une marchandise particulière* » (Ribot, 1998 *in* Cowlishaw *et al.*, 2005).

[6] https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/d%C3%A9pendance/23742
[7] https://dictionary.cambridge.org/fr/dictionnaire/anglais/dependence

Deux approches principales sont couramment employées pour les analyses de filières de viande de brousse :

i. L'analyse de la chaîne d'approvisionnement (*supply chain*), composée par les populations d'espèces sauvages, les chasseurs, les négociants et les consommateurs, associée aux informations sur le contexte politique, social, économique et écologique. La chaîne d'approvisionnement est constituée de trois niveaux de transactions : le chasseur qui vend ou non aux grossistes ou détaillants sur les marchés, échoppes ou à domicile, qui vendent à leur tour aux consommateurs de tout type. Cette analyse intègre des données sur les quantités, les lois et la gestion (Vitekere *et al*., 2021) ;
ii. L'analyse de la chaîne de valeurs (*value chain*) consiste à identifier la filière en retraçant la production jusqu'à la consommation par étapes distinctes, chaque étape représentant un stade de la production ou « nœud de la chaîne de valeur ». Cette analyse décrit la structure, les acteurs et le fonctionnement des filières, les flux et la valeur économique des espèces commercialisées, fournit des informations sur la distribution du pouvoir et de la valeur (rente) le long de la filière et aborde ainsi la question de la place des acteurs (Mitchell et Coles, 2011 ; Van Vliet *et al*., 2019). Cette approche permet d'axer la recherche sur la production (*harvesting*), la transformation (*processing*), le transport, la distribution et la vente de viande de brousse, ainsi que de mettre en évidence les problèmes de gouvernance (Nielsen *et al.*, 2016).

Dans le cadre de notre étude, nous nous inscrirons dans une analyse de la chaîne d'approvisionnement afin d'évaluer la structure de la filière et de comprendre les dynamiques, objectif et intensité d'utilisation, les types d'acteurs impliqués (Figure 8), et ce toujours dans l'optique de déterminer le niveau de dépendance à la ressource « oiseaux d'eau ».

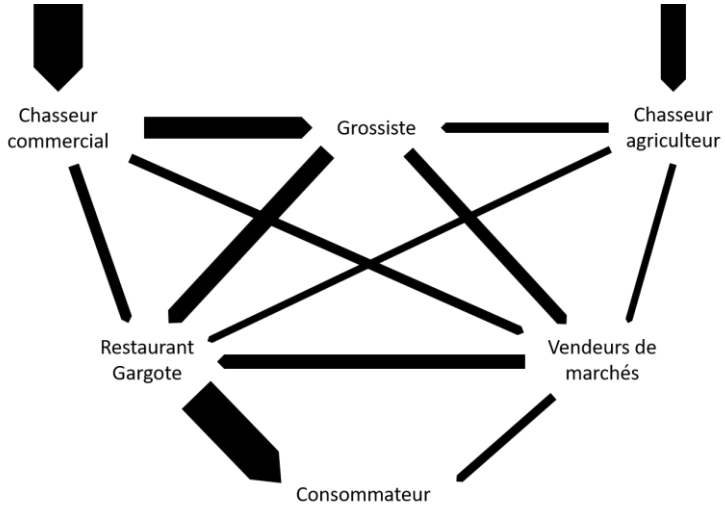


Figure 8 : Exemple d'un schéma de structure d'une filière et des liens entre ses opérateurs. L'épaisseur des flèches est proportionnelle au volume de biomasse commercialisée (d'après Cowlishaw et al., 2005)

2.4.3. La durabilité écologique, sociale et économique des prélèvements

L'un des objectifs de la thèse étant d'évaluer la durabilité des prélèvements et des filières d'utilisation liées, il convient également de définir la notion de « durabilité » et sa déclinaison pour les dimensions écologique, sociale et économique. L'article 2 de la Convention sur la diversité biologique la définit comme « *l'utilisation des éléments constitutifs de la diversité biologique d'une manière et à un rythme qui n'entraînent pas leur appauvrissement à long terme, et sauvegardent ainsi leur potentiel pour satisfaire les besoins et les aspirations des générations présentes et futures* ». En ce qui concerne les durabilités écologique, sociale et économique, Nasi *et al*. (2008) montrent que la durabilité écologique réside dans le fait que « *les prélèvements durables ne doivent pas être supérieurs à la production, et les populations récoltées ne doivent pas être réduites à des densités telles qu'elles ne puissent plus remplir leur rôle écologique, par exemple en tant que pollinisateurs, disperseurs de graines, prédateurs et brouteurs* ». Dans le cas de la durabilité sociale, ils constatent que « *les avantages de la vie sauvage pour les communautés locales sont vastes et diversifiés. Ils jouent un rôle important en répondant à de nombreuses demandes sociales* ». Ils concluent donc que « *les perturbations anthropiques de la faune sauvage (des activités industrielles aux activités de chasse locales) ainsi que les décisions politiques doivent être gérées de manière à maintenir ou à accroître ces avantages* ». Enfin, la durabilité économique de l'utilisation implique que « *les populations récoltées ne doivent pas être réduites à des densités telles qu'elles cessent de remplir leur rôle économique, à savoir assurer des moyens de subsistance durables aux populations dépendantes* ». Ces notions de durabilité écologique, sociale et économique accompagneront nos analyse et réflexion sur la réalité actuelle et future de l'utilisation des oiseaux d'eau et sa gestion dans les zones humides d'étude.

2.5. Gouvernance, savoirs et gestion adaptative

La durabilité de l'utilisation d'une ressource dans un socio-écosystème complexe nécessite de considérer le(s) système(s) de gouvernance impliqué(s) dans le(s) processus d'interaction avec la ressource décrit(s) précédemment (Ostrom, 2007). Le dictionnaire Larousse définit le concept de gouvernance comme l'« *art de gouverner indépendant de l'autorité étatique. (Soucieuse de souplesse, de transdisciplinarité et du respect des enjeux environnementaux, elle repose sur la participation de*

différents acteurs de la société civile.) »[8]. Provenant de l'anglais *governance*, ce terme « *désigne les modalités par lesquelles un pouvoir administre un objet (une entreprise ou un territoire)* »[9]. Il revêt une dimension spatiale, regroupant l'ensemble des modalités et acteurs impliqués dans la gestion de cet espace, de l'échelle locale à l'échelle globale. D'après Pitseys (2010), la gouvernance « *évoque le plus souvent une définition plus flexible de l'exercice du pouvoir, reposant sur une plus grande ouverture du processus de décision, sa décentralisation, la mise en présence simultanée de plusieurs statuts d'acteurs*. (…) *La gouvernance recouvre aujourd'hui les types d'organisation et les institutions politiques les plus divers, superposés aux formes plus traditionnelles d'action publique* ». Enfin, elle constitue « *toutes les activités des agents ou de groupes sociaux, politiques, économiques, administratifs, qui contribuent par des efforts ciblés à orienter, guider ou contrôler certains aspects ou certaines dimensions particulières d'un système ou d'une socio-économie* » (Paquet, 2000 *in* Pitseys, 2010). Enfin, selon Dietz *et al*. (2003), la gouvernance est « *l'ensemble des structures et des processus par lesquels les personnes dans les sociétés prennent des décisions et partagent le pouvoir* ».

Ainsi, appliqué à l'étude des socio-écosystèmes et à l'analyse de l'utilisation et de la gestion des ressources naturelles, un système de gouvernance peut être défini comme un système comprenant des relations entre un gouvernement et d'autres organisations et institutions qui gèrent une ressource ou un espace, les règles spécifiques liées à l'utilisation de cette ressource ou cet espace ainsi que la manière dont les règles de gestion/utilisation sont créées pour permettre une action collective (Folke *et al*., 2005a ; Ostrom, 2009). Ce système de gouvernance peut être pour sa part influencé par les caractéristiques mêmes de la ressource dont il régule l'utilisation : « *la taille et la capacité de charge du système de ressources, la mesurabilité de la ressource, la disponibilité temporelle et spatiale des flux de ressources, la quantité de stockage dans le système, le fait que les ressources se déplacent (comme l'eau, la faune et la plupart des poissons) ou sont stationnaires (comme les arbres et les plantes médicinales), la vitesse à laquelle les ressources se régénèrent et la manière dont les différentes technologies de récolte affectent les modèles de régénération* » (Ostrom *et al*., 1999). Plus spécifiquement, la gouvernance environnementale « *dépend d'informations fiables et de qualité sur les stocks, les flux et les processus au sein des systèmes de ressources gouvernés, ainsi que sur les interactions homme – environnement qui affectent ces systèmes* » (Dietz *et al.*, 2003). Concernant les interactions entre les oiseaux d'eau et les communautés humaines dans nos différents socio-écosystèmes d'étude, ce concept de gouvernance nous permettra de mieux comprendre le cadre politique de la dynamique d'utilisation en œuvre : les liens gouvernement – acteurs locaux, ainsi que les règles d'utilisation (code de chasse, droit coutumier) et leur applications et respects.

Le concept de gouvernance dans un SES renvoie non seulement aux savoirs détenus par les acteurs ayant à décider, agir et partager ensemble, mais également au statut de ces connaissances et de ceux qui les détiennent dans la société, notamment dans un objectif de combinaison afin de mieux comprendre et gérer le système complexe dans une approche holistique (Berkes *et al*., 2003 ; Raymond *et al*., 2018). Bien qu'il nous faille définir ce qu'est un savoir, l'importance ici est donc d'identifier et de définir les différents types de savoirs issus de différents types de production qui nous intéressent : les savoirs empiriques locaux et les savoirs scientifiques, tous pouvant avoir trait à l'écologie.

Ainsi, d'après Jodelet et Haas (2007), les savoirs « (pourvoient) *les informations qui font l'objet d'un processus de traitement aboutissant à des structures ou des réseaux de conservation de ces*

[8] https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/gouvernance/37692
[9] http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/gouvernance

informations en mémoire. Ces structures et réseaux (que certains qualifient de représentations mentales), seront réactivés pour traiter les nouvelles informations qui surgissent de situations nouvelles ou inconnues, ou sont imposées par les tâches à accomplir ou la structure de l'environnement ».

Les savoirs scientifiques « *du latin "scientia" qui signifie "connaissance"* (et qui) *désigne toute connaissance ou pratique systématique enregistrée. Cela donne lieu à la méthode scientifique, qui se concentre sur les principes ou processus d'étude convenus, y compris la fiabilité et la validité* » (Raymond *et al.*, 2010). Ce sont des connaissances dites formelles « *qui existent sous une forme écrite (c'est-à-dire codifiée, y compris numérique ou graphique) et catégorique et qui sont largement accessibles (…)* (et) *passées par un ensemble de règles strictes et universellement acceptées qui la qualifient pour un usage particulier* » (Fabricius *et al.*, 2006).

Les savoirs culturels (locaux), basés davantage sur l'expérience personnelle ou collective, sont des connaissances cumulatives sur plusieurs générations et transmises par apprentissage social, permettant aux individus et sociétés de s'adapter à de nombreux environnements (Fazey *et al.*, 2006 ; Reyes-García *et al*., 2016).

D'après Olsson and Folke (2001), la connaissance écologique « *est un lien essentiel entre les systèmes sociaux et écologiques qui peut être utilisé pour interpréter et répondre aux signaux de changement des écosystèmes* ». Ainsi, les auteurs définissent les connaissances écologiques locales (*local ecological knowledge* ou LEK) comme les « *connaissances détenues par un groupe spécifique de personnes sur leurs écosystèmes locaux. Parce qu'elles sont qualifiées d'"écologiques", elles concernent les interactions entre les organismes et entre les organismes et leur environnement* ». Ils soulignent également trois points importants :

i. Les LEK peuvent être un mélange de connaissances scientifiques et pratiques ;
ii. Les LEK sont spécifiques au site ;
iii. Les LEK comportent souvent une composante de croyance.

Berkes *et al*. (2000) définissent les savoirs écologiques traditionnels (*traditionnal ecological knowledge* ou TEK) comme « *un corpus cumulatif de connaissances, de pratiques et de croyances, évoluant selon des processus d'adaptation et transmis de génération en génération par transmission culturelle, sur la relation des êtres vivants (y compris les humains) les uns avec les autres et avec leur environnement* ». Notons que les LEK diffèrent des TEK « *dans le sens de la continuité historique et culturelle de l'utilisation des ressources* » (Olsson et Folke, 2001).

Nous nous servirons donc de ces termes pour désigner les savoirs des scientifiques et experts internationaux sur les oiseaux d'eau et les zones humides et les savoirs des acteurs locaux non académiques et non-experts. Cependant les deux types de savoirs, scientifiques et expérientiels, souvent mis en opposition, peuvent être complémentaires (Fazey *et al*., 2006). À ce titre, l'IPBES cherche à développer un cadre de travail sur les questions de biodiversité non seulement équilibré entre pays du Nord et du Sud mais également combinant les « sciences » naturelles et sociales avec les savoirs traditionnels et autochtones et par extension locaux (Borie et Hulme, 2015).

Cette combinaison dynamique de multiples formes de connaissances, en particulier scientifiques et locales (non académiques), dans un objectif d'amélioration de la gestion des écosystèmes et de leurs ressources est à la base de la gestion adaptative (Berkes *et al.*, 2000 ; Olsson et Folke, 2001 ; Raymond

et al., 2010). En effet, la gestion adaptive (*adaptive management*) a pour objectif la gestion des ressources naturelles en augmentant la connaissance et en réduisant l'incertitude (Rist *et al*., 2013). Elle peut être considérée comme une méthode intégrée plus réaliste face à la complexité des SES pour la gestion de l'utilisation des ressources (Folke *et al*., 2005a). Sa qualité adaptative provient de la reconnaissance du caractère imprévisible, imprédictible et changeant des écosystèmes, de l'adaptabilité des sociétés évoluant en fonction de ces variations imprévisibles et intègre les processus écologiques d'utilisation et de renouvellement (Berkes *et al.*, 2000). La gestion adaptative, en tant qu'« *analogue scientifique du savoir écologique traditionnel* », place également l'apprentissage social (dans une approche itérative par essais/erreurs) au centre des stratégies d'adaptation des sociétés à l'incertitude et aux changements ainsi que des pratiques assurant leur résilience (Berkes *et al*., 2000 ; Lynch *et al.*, 2022 ; Ostrom, 2007). Non seulement ce type de gestion semble pertinent dans la zone semi-aride sahélo-saharienne, conséquente en termes d'incertitudes (climat, précipitations, dynamiques humaines et aviaires), mais il a été mis en œuvre avec succès côté européen dans l'archipel du Svalbard pour la gestion de la chasse de l'oie à bec court (*Anser brachyrhynchus*), espèce uniquement paléarctique (Madsen *et al*., 2017). En cela, la gestion adaptative constitue l'une des perspectives de notre étude en termes d'objectif pratique et appuie l'analyse des savoirs des acteurs locaux, en particulier des utilisateurs de la ressource.

3. Cadre méthodologique pour l'analyse de l'utilisation des oiseaux d'eau

Pour obtenir une image complète de la dynamique des oiseaux d'eau dans les ZHSS et des facteurs expliquant cette dynamique, il serait pertinent d'étudier non seulement les prélèvements, mais également l'état de l'habitat et son influence sur les populations. Cependant, notre étude porte sur la seule utilisation, son importance et sa caractérisation depuis les prélèvements jusqu'à la consommation, et ses enjeux socio-économiques, alimentaires et culturels autour de la dépendance matérielle et des savoirs produits.

3.1. Cadre général d'analyse : l'approche SES

Elinor Ostrom (2007, 2009) nous offre un cadre d'analyse général des socio-écosystèmes complexes et des interactions entre sociétés et ressources auquel nous pouvons nous référer pour notre étude et son contexte (Figure 9). Elle identifie huit grandes variables qu'elle décompose en un ensemble de sous-variables théoriques, elles-mêmes décomposables en de multiples niveaux (Figure 10).

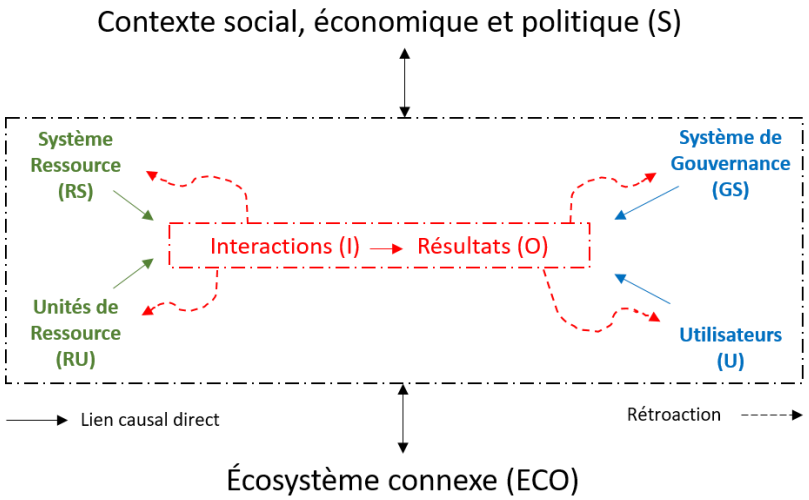


Figure 9 : Cadre d'analyse multitâche d'un socio-écosystème (d'après Ostrom, 2007)

Le cadre présenté ici permet d'analyser comment les composantes du système, que sont (i) un système de ressources (dans notre cas : une zone humide, une pêcherie), (ii) les unités de ressources générées par ce système de ressources (les oiseaux d'eau, le poisson, l'eau, la végétation aquatique), (iii) les utilisateurs de ce système de ressources (agriculteurs, pêcheurs, chasseurs) et (iv) le système de gouvernance, affectent et sont affectés par leurs interactions et leurs résultats de celles-ci à un moment et un endroit particulier. Ce cadre permet également de considérer les variables socioéconomiques, politiques et écologiques du contexte dans lequel le SES étudié s'intègre et par lequel il est influencé (échelles régionale et internationale).

En fonction de la situation, de la question de recherche et des possibilités de collecte de données (logistique, accessibilité), il convient de décliner et de sélectionner certaines variables et sous-variables habituellement observées et d'explorer leurs interactions possibles avec des variables négligées afin d'obtenir des « *solutions créatives et productives à des problèmes difficiles* » (Ostrom, 2007). En effet, du fait de la complexité des interactions entre les unités sociales et écologiques et au sein de chacune d'elles, leur étude et diagnostic demandent de considérer de multiples variables, la non-linéarité des phénomènes multiéchelles changeants et ainsi de déterminer « *les combinaisons de variables qui affectent les incitations et les actions des acteurs sous divers systèmes de gouvernance* » (Ostrom, 2007).

Contexte social, économique et politique (S)

S1 - Développement économique. S2 - Tendances démographiques. S3 - Stabilité économique.
S4 - Politiques gouvernementales d'implantation/peuplement. S5 - Incitations commerciales. S6 - Organisation des médias.

Système de Ressources (RS)

RS1- Secteur (par exemple, eau, forêts, pâturages, poissons)
RS2- Clarté des limites du système
RS3- Taille du système de ressources
RS4- Installations construites par l'homme
RS5- Productivité du système
RS6- Propriétés d'équilibre
RS7- Prévisibilité de la dynamique du système
RS8- Caractéristiques de stockage
RS9- Emplacement

Système de Gouvernance (GS)

GS1- Organisations gouvernementales
GS2- Organisations non gouvernementales
GS3- Structure de réseau
GS4- Systèmes de droits de propriété
GS5- Règles opérationnelles
GS6- Règles de choix collectif
GS7- Règles constitutionnelles
GS8- Processus de contrôle et de sanction

Unités de Ressource (RU)

RU1- Mobilité des unités de ressources
RU2- Taux de croissance ou de remplacement
RU3- Interaction entre les unités de ressources
RU4- Valeur économique
RU5- Taille
RU6- Signes distinctifs
RU7- Distribution spatiale et temporelle

Utilisateurs (U)

U1- Nombre d'utilisateurs
U2- Caractéristiques socioéconomiques des utilisateurs
U3- Historique de l'utilisation
U4- Localisation
U5- *Leadership* /entrepreneuriat
U6- Normes/capital social
U7- Connaissance du SES/modèles mentaux
U8- Dépendance à l'égard des ressources
U9- Technologie utilisée

Interactions (I) -> Résultats (O)

I1- Niveaux de prélèvement des divers utilisateurs
I2- Partage de l'information entre les utilisateurs
I3- Processus de délibération
I4- Conflits entre utilisateurs
I5- Activités d'investissement
I6- Activités de lobbying

O1- Mesures de la performance sociale
(par exemple, efficacité, équité, responsabilité)
O2- Mesures de la performance écologique
(par exemple, surexploitation, résilience, diversité)
O3- Externalités vers d'autres SES

Écosystèmes connexes (ECO)

ECO1- Modèles climatiques. ECO2- Modèles de pollution. ECO3- Flux d'entrée et de sortie du SES focal.

Figure 10 : Exemples des variables de second niveau dans le cadre d'analyse d'un socio-écosystème (SES). Le cadre n'énumère pas les variables dans un ordre d'importance, car leur importance varie selon les études (Ostrom 2009)

Au cours de notre recherche exploratoire, nous nous sommes concentrés sur l'estimation et la caractérisation des unités de ressources générées, ainsi que sur les connaissances et pratiques des utilisateurs des ressources. Nous nous sommes également intéressés aux facteurs pouvant affecter les incitations des utilisateurs au sein d'un ensemble de règles issues des systèmes de gouvernance locaux ou macros pouvant eux-mêmes affecter les interactions et leurs résultats dans le temps. Certaines variables étant difficiles d'accès, et face aux contraintes inhérentes aux moyens (temps et financements) et contextes des sites, nous n'avons pu mesurer qu'un certains nombres d'indicateurs nous permettant néanmoins un premier niveau de caractérisation et de compréhension des dynamiques globales et locales.

3.2. Mesure et caractérisation de l'utilisation des oiseaux d'eau

Afin de renseigner les différentes variables nécessaires à la compréhension de l'utilisation des oiseaux d'eau dans leur SES, nous avons organisé l'étude selon trois mesures : la mesure des prélèvements ; la

mesure de l'utilisation globale et de la dépendance à la ressource ; la mesure de l'importance des savoirs des acteurs locaux.

3.2.1 Mesurer les prélèvements

La mesure des prélèvements d'espèces animales sauvages est un exercice difficile et un véritable défi, en particulier lorsque les pratiques sont jugées illicites par le cadre légal (Nuno *et al*., 2013). Il ne semble pas y avoir de méthode prédéfinie, chaque démarche d'estimation dépendant du contexte écologique, social et culturel en plus du modèle biologique étudié (mammifères, poissons, oiseaux, reptiles). Cependant, il existe deux grandes méthodes : le suivi en direct et prolongé dans le temps des chasseurs (Rist *et al.*, 2010) et la méthode par questionnaire direct ou indirect anonyme basé sur la mémoire (Gavin *et al*., 2010 ; Nuno *et al*., 2013 ; Whytock *et al*., 2018). Or, nous ne possédions pas au début de l'étude d'informations quant à la prévalence de la pratique de chasse et d'utilisation dans la population et ne connaissions ni les territoires ni les acteurs que nous envisagions de suivre. Face à ces contraintes et afin de réaliser un diagnostic standard pour tous les sites, nous avons décidé d'utiliser la méthode par questionnaire et de renseigner les variables de base nécessaires pour évaluer l'échelle, l'importance, la prévalence, la saisonnalité et les déterminants socio-économiques de la pratique (Gavin *et al*., 2010) :

- Identité des ressources (espèces) ;
- Techniques utilisées ;
- Lieux d'activité ;
- Caractéristiques de l'acteur (socio-économiques et culturelles) ;
- Objectif(s) du prélèvement (incitations) ;
- Saison/fréquence ;
- Quantité ;
- Participants à la chasse.

Toujours en raison de la méconnaissance de la prévalence, nous avons opéré par un échantillonnage aléatoire de villages et de ménages, détaillé plus avant dans l'article 1 du chapitre 2. Nous avons également dû développer notre propre méthode de quantification du prélèvement avec un questionnaire adapté au contexte d'utilisation des oiseaux d'eau. Ainsi, sur la base des variables « quantités », « fréquence » et « saison », nous avons estimé la quantité annuelle en pondérant la quantité unitaire (quantité prélevée estimée pour chaque session de chasse ou prélèvement) par l'unité de la fréquence de session et sa durée dans l'année (Figure 11).

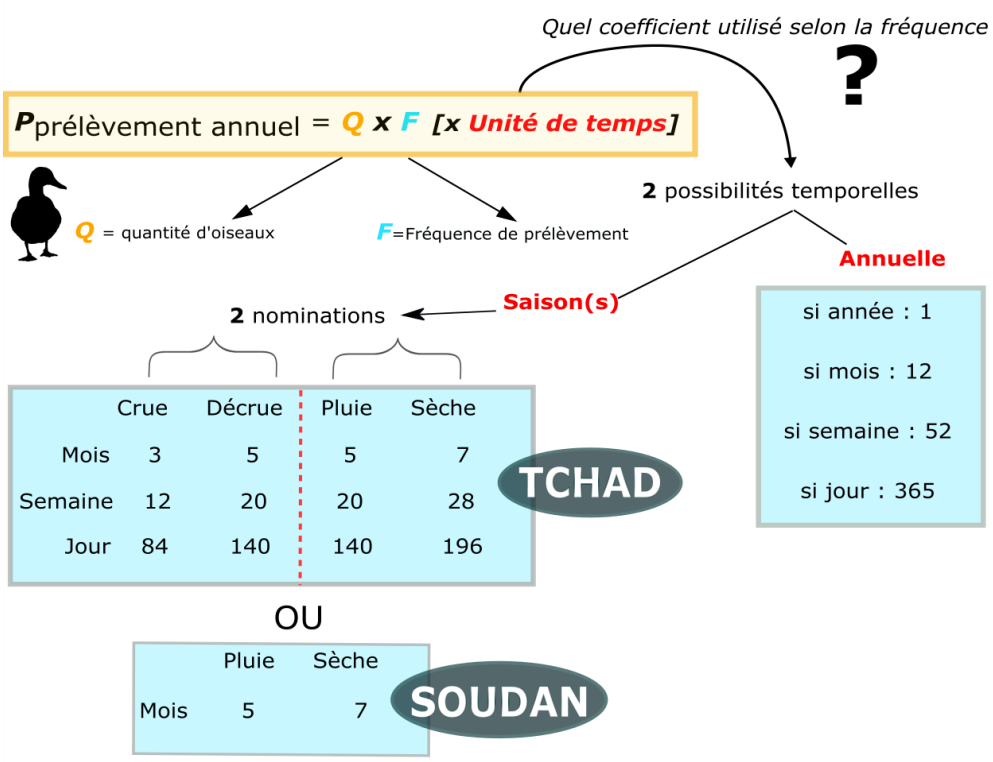


Figure 3 : Schéma conceptuel de la méthode mise au point pour pondérer l'estimation du prélèvement annuel dans le temps (fréquence et saisonnalité) (d'après Degez, 2018)

3.2.2 Mesurer l'utilisation post-prélèvement et estimer la dépendance à la ressource

Afin de mieux comprendre les motivations et l'incitation aux prélèvements des OE par les acteurs, nous avons décidé de caractériser leurs pratiques situées après le prélèvement le long d'un continuum d'utilisation plus ou moins long, comprenant la vente, l'achat et la consommation. La mesure de leur intensité dans la perspective de ressources alternatives disponibles et accessibles (revenu et offre alimentaire) nous permet d'estimer le niveau de dépendance socio-économique et alimentaire des populations enquêtées aux OE. Ce type d'étude peut utiliser deux méthodes : soit les entretiens directement auprès des chasseurs, soit le suivi des marchés sur place (van Vliet *et al.*, 2012). La faiblesse de la seconde méthode tient au fait qu'elle ne fournit pas toujours de données détaillées, non seulement sur l'origine du produit (si le bassin d'approvisionnement est très étendu) et la méthode de prélèvement, mais également sur le comportement du chasseur, qui est une information nécessaire pour estimer la durabilité de l'utilisation (Crookes *et al.*, 2005). Et parce que les préleveurs peuvent consommer ou vendre directement à leur entourage une partie variable du gibier, les quantités présentes sur le marché ne correspondent pas toujours à celles prélevées, celles-ci pouvant être bien plus importantes (Fa *et al.*, 2002). Comme dans le cas des prélèvements, ne connaissant ni le type d'utilisation/de filière, ni les lieux de vente (marché, restaurants, vente à domicile), ni la prévalence de chaque pratique, nous avons décidé d'utiliser le même questionnaire pour enquêter sur les pratiques d'utilisation des personnes du même échantillon. Afin de s'adapter au mieux au cadre d'une approche « chaîne d'approvisionnement » sans alourdir le protocole, nous avons construit le questionnaire autour des variables habituellement renseignées par une telle approche de la filière (Cowlishaw *et al.*, 2005) :

- Espèce ;

- Quantité ;
- Unité ;
- Prix de vente, d'achat à l'unité ;
- Fréquence de vente/achat, consommation ;
- État du produit (transformé ou non) ;
- Acheteur ;
- Vendeur/fournisseur ;
- Origine vendeur ou acheteur ;
- Origine du produit (nom de la zone humide si possible) ;
- Raison(s) de la transaction.

Avec cette méthode hydride, mobilisant les deux cadres d'analyse (celui des socio-écosystèmes et de l'approche de la filière), nous avons ainsi pu estimer des proxys de quantité annuelle vendue, achetée et consommée par ménage (de la même manière que cela a été fait pour les prélèvements) et des flux globaux d'oiseaux d'eau et d'argent par site et pratique. Ces données nous permettent de déterminer une typologie de filières en fonction des intensités et des objectifs d'utilisation. Cependant, ces estimations ne peuvent pas fournir de suivi le long de la filière pour un même produit car chaque étape n'est pas renseignée par le même répondant, ce qui ne nous permet pas de connecter directement chaque étape avec des pratiques. Mais cela n'était pas l'objectif de cette étude exploratoire.

3.2.3 Mesure des connaissances autour de l'oiseau d'eau et de son utilisation

Si nous n'avons pas étudié directement le système de gouvernance pour chacun des sites tel que proposé dans l'approche d'Ostrom (2007), nous nous sommes intéressés aux connaissances des utilisateurs et ce, à l'échelle de l'ensemble de l'échantillon. Pour ce faire, nous avons utilisé une méthode mixte qualitative et quantitative sur la base d'entretiens semi-directifs par le biais d'un questionnaire et porté une attention particulière à la construction des questions et leur traduction dans la langue du site d'étude (Iskandar *et al.*, 2021, 2016 ; Tarakini *et al.*, 2018). Nous avons incorporé au questionnaire une partie sur les connaissances locales écologiques, ornithologiques, juridiques et cynégétiques. L'utilisation d'une telle méthode systématique par question factuelle permet une description quantifiable des connaissances par analyse statistique. C'est donc à travers les savoirs des utilisateurs que nous avons pu aborder le thème de la gouvernance en comparant leurs savoirs juridiques et le cadre réglementaire appliqué sur leur territoire de vie et de pratique.

L'enjeu de notre recherche sur ces savoirs est (i) d'identifier les connaissances par types d'acteurs, (ii) de déterminer leur niveau de consensus au sein du même groupe d'acteurs et (iii) d'évaluer la correspondance entre les types de savoirs afin de déterminer les potentielles divergences de compréhension des mécanismes en œuvre à différentes échelles (Tarakini *et al.*, 2018). En effet, dans les zones humides de notre étude se trouve une pluralité d'acteurs (de l'utilisation et de la conservation) ayant des savoirs diversifiés (académiques et/ou empiriques) acquis différemment. L'enquête doit permettre à l'individu de formuler et formaliser des phénomènes vécus/vus et de se les remémorer en lien avec son capital cognitif (culturel). Chez l'humain, toute chose vécue est une expérience et toute expérience est pensée et produit des indicateurs qui permettent d'évaluer le savoir ainsi constitué (Jodelet et Haas, 2007). De cette manière, les éléments remémorés lors de

l'enquête intègrent aussi bien des connaissances factuelles (apprentissage) que des opinions, jugements, impressions et perceptions sur le vécu par rapport à la zone humide, aux oiseaux, à la chasse et à la loi. Dans le cadre de notre recherche, nous convenons que les représentations et perceptions sont les mêmes objets et regroupons dans la catégorie « Savoirs » les perceptions et opinions (Fernández-Llamazares *et al.*, 2016).

4. Objectif de l'étude et questions de recherche

Cette recherche vise l'amélioration de la compréhension des interactions entre les humains et les oiseaux d'eau dans les principales zones humides d'hivernage sahélo-sahariens et une meilleure appréhension de l'impact des prélèvements d'OE sur les populations d'oiseaux migrateurs, ainsi que de l'impact de l'utilisation des OE sur les populations humaines. Cet objectif est guidé plus précisément par la problématique de l'utilisation des OE et par la question centrale : « Quels sont l'importance des prélèvements des oiseaux d'eau des zones humides sahélo-sahariennes par les populations locales, leur intérêt pour les populations humaines, leur impact sur les populations d'oiseaux d'eau migrateurs et quels sont les enjeux de gestion et de conservation de la biodiversité associés ? ». Nous avons donc ciblé les trois indicateurs clés que sont les niveaux de prélèvement, le niveau de dépendance à la ressource et la connaissance des acteurs issues de cette utilisation (Figure 12).

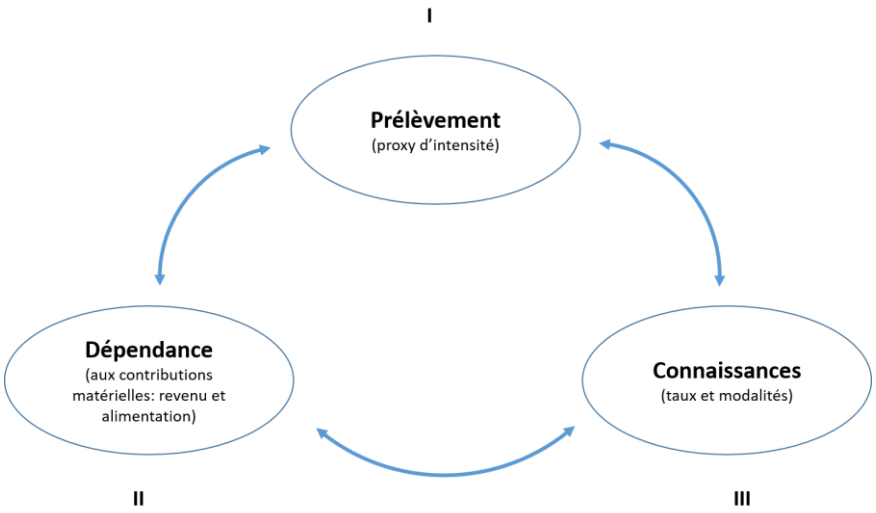


Figure 4 : Schéma conceptuel des indicateurs ciblés par l'analyse et leurs interactions (C. Deniau)

Les interactions humains – OE et leurs caractéristiques dans le contexte des différentes zones humides sont centrales dans notre étude. Afin de les étudier au mieux, nous avons opté pour l'analyse des socio-écosystème d'Ostrom à laquelle nous avons intégré une analyse de filière commerciale, complété par une analyse des savoirs. Dans le but de répondre à notre question de recherche principale, cette thèse a donc été organisée en trois axes et sous-objectifs correspondant respectivement aux chapitres 2, 3 et 4 du manuscrit (Figure 13) :

1. **SO1 : Caractériser les prélèvements et leurs enjeux :**
    - Estimer les quantités globales, par chasseur, par espèce, par type (afrotropical, migrateur paléarctique, intermédiaire) ;

- Actualiser les données anciennes existantes et en produire de nouvelles dans les sites inconnus ;
- Questionner les responsabilités de part et d'autre du couloir de migration sur l'utilisation partagée des oiseaux d'eau ;

2. **SO2 : Estimer le niveau de dépendance (alimentaire et économique) à la ressource « oiseaux d'eau » des populations humaines utilisatrices**
    - Estimer les quantités commercialisées par espèce ;
    - Estimer la valeur monétaire des espèces et les flux totaux induits ;
    - Caractériser la structure des filières et leur importance ;
    - Déterminer la dynamique saisonnière et la complémentarité des activités ;
    - Estimer l'importance alimentaire de cette source de protéine animale ;
    - Expliquer les intensités de prélèvement et d'utilisation.
3. **SO3 : Estimer l'importance des savoirs locaux écologiques, ornithologiques, juridiques et cynégétiques selon les contextes d'utilisation**
    - Estimer les taux de réponse entre utilisateurs et non-utilisateurs ;
    - Évaluer les modalités de réponse selon les types d'acteurs et de pratiques ;
    - Comparer les connaissances sur l'état des populations et leurs facteurs explicatifs par rapport aux connaissances scientifiques et politiques ;
    - Évaluer les enjeux de gouvernance autour des savoirs locaux.

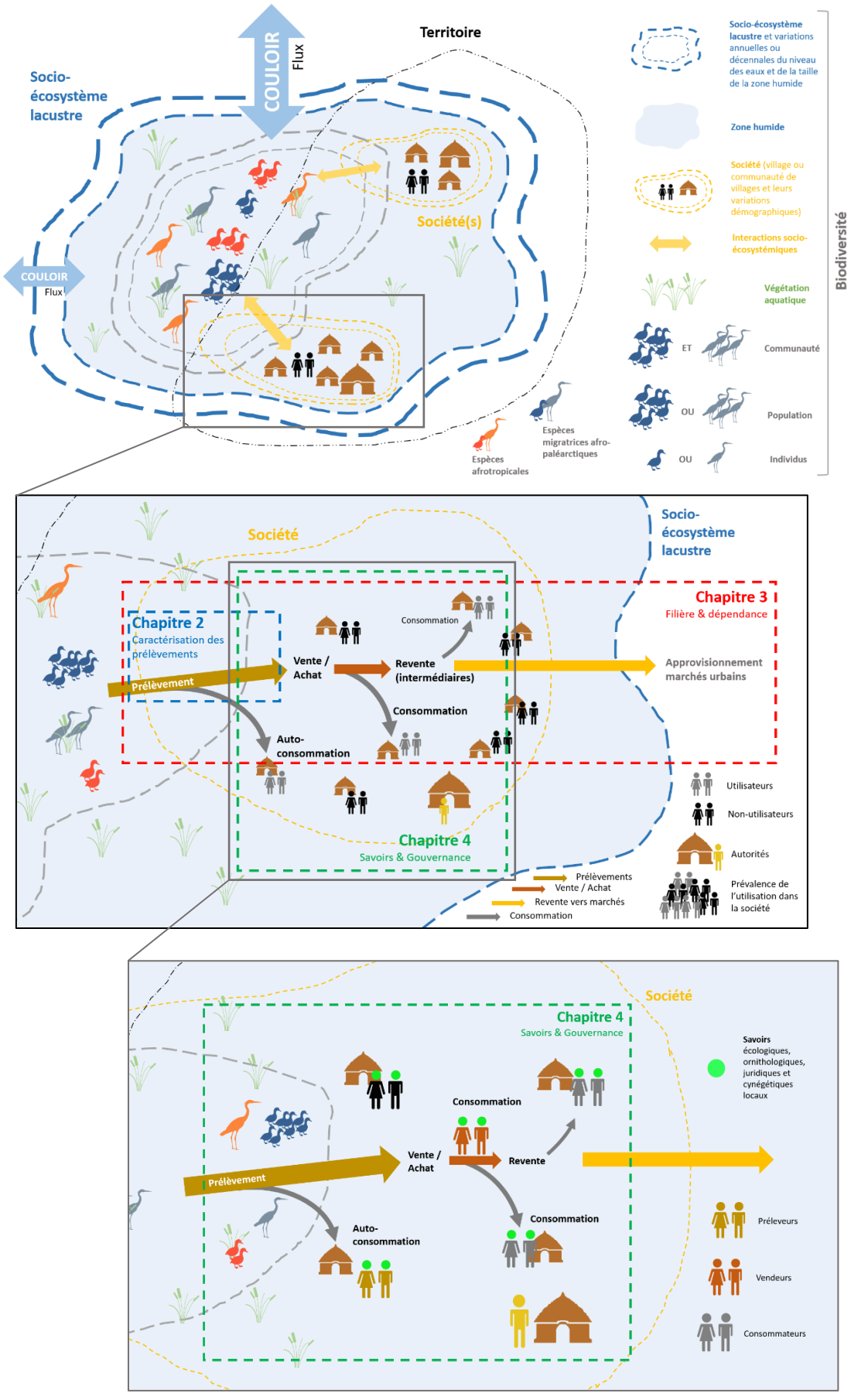


Figure 5 : Schéma conceptuel illustrant l'organisation thématique de la recherche abordée dans cette thèse (C. Deniau)

5. Sites d'étude : les zones humides sahélo-sahariennes et leurs communautés humaines

L'étude a été mise en œuvre dans les sept principales zones humides d'hivernage de cinq pays (Figure 14) : le delta du fleuve Sénégal au Sénégal, le delta intérieur du Niger au Mali, les lacs Tchad et Fitri dans le bassin du lac Tchad au Tchad, la plaine d'inondation du Khor Abu Habil au Soudan, les lacs Burullus et Manzala dans le delta du Nil en Égypte. Cinq de ces sites appartiennent au Sahel, une région semi-aride située entre le Sahara hyper-aride au nord et la savane africaine également appelée « zone soudanienne » au sud (Sinclair et Fryxell, 1985). Cette diversité de lieux et de situations mérite une présentation synthétique de leurs contextes écologiques, économiques, politiques et socio-culturels propres et des enjeux liés. Bien entendu, nous n'avons pas la prétention de pouvoir synthétiser l'ensemble de la riche histoire et dynamique spatiale de tous ces sites, mais nous avons sélectionné les éléments qui nous semblent importants pour le contexte de l'utilisation des oiseaux d'eau.

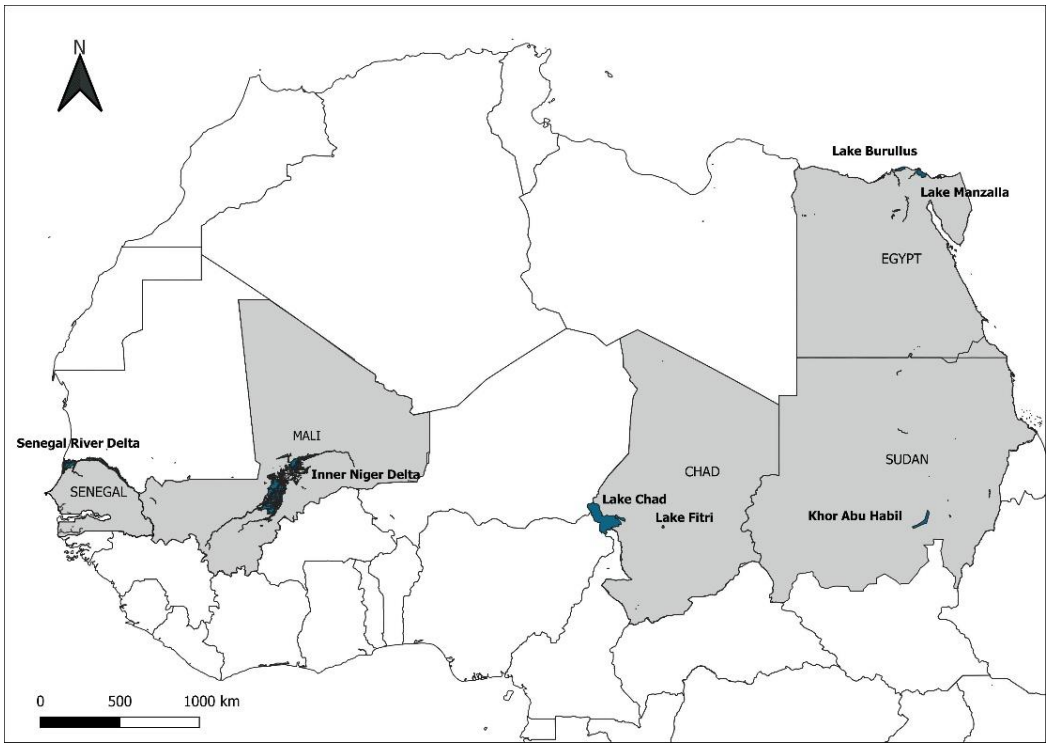


Figure 6 : Localisation des sites d'études (M.-L. Degez)

5.1. Le delta du fleuve Sénégal : un SES transformé

Le delta du fleuve Sénégal (DFS) couvre environ 5 000 km² à cheval entre le Sénégal et la Mauritanie (Triplet *et al.*, 2010) (Figure 15). Il s'agit d'une zone humide côtière essentielle dans la région aride du Sahel occidental. À l'origine, la crue annuelle du fleuve Sénégal dépendait principalement des précipitations durant la saison des pluies dans le Fouta Djallon guinéen de juin à septembre (Michel et Sall, 1984). La saison des pluie dans la zone du DFS est entre juillet et septembre, suivie par une saison sèche froide d'octobre à février puis par une saison sèche chaude de mars à juin (Ceuppens et Wopereis, 1999). Un barrage a été construit au milieu des années 1980 au niveau du village de Diama afin d'empêcher l'intrusion d'eau salée en amont lors des marées et d'améliorer les terres agricoles du bas delta, la plaine du delta fournissant environ 10 % des terres arables du Sénégal (Triplet et Yésou, 2000). Un ensemble d'édifices hydrauliques pour l'irrigation agricole a été construit depuis les

années 1950 pour les cultures. Ces aménagements ont des conséquences sur la salinité de l'eau, le régime hydrologique et l'assèchement des sols, ainsi que sur le paysage du delta(Figures 8, 9, 10, 11 et 12) (Michel et Sall, 1984 ; Triplet *et al*., 2010).

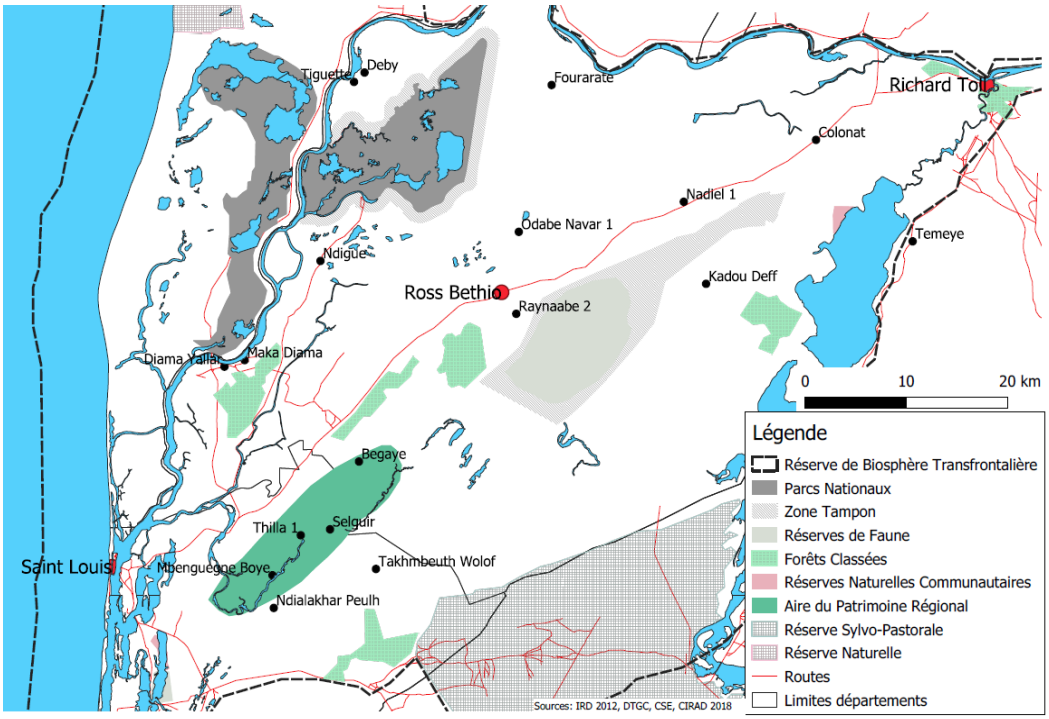


Figure 7 : Zone d'étude et villages échantillonnés dans le delta du fleuve Sénégal (Sénégal) (C. Deniau)

La culture irriguée du riz (*Oryza sativa*) dans le DFS est en très fort développement depuis plus d'une vingtaine d'années avec un potentiel de production élevé (Busetto *et al*., 2019 ; Ceuppens et Wopereis, 1999 ; SAED, 2001). Ses enjeux économiques et de sécurité alimentaire nationaux lui valent le soutien non seulement du gouvernement mais également de bailleurs internationaux (USAID, AFD, JICA, GTZ)[10]. Cette transformation du delta en zone de production rizicole pose des problèmes de cohabitation avec les oiseaux granivores, dont certaines espèces d'oiseaux d'eau à la base de conflits (de Mey *et al*., 2012 ; Pernollet *et al*., 2015). L'érosion côtière et les inondations croissantes menacent les activités et les établissements humains, mais aussi plusieurs zones humides importantes pour la biodiversité et les moyens de subsistance locaux. Celles-ci sont aussi menacées par le développement très important d'espèces envahissantes comme le typha (*Typha australis*) (Triplet *et al*., 2014).

[10] https://www.afd.fr/fr/carte-des-projets/soutenir-la-riziculture-dans-la-vallee-du-fleuve-senegal



Figure 8 : Espace non irrigué au Nord du parc national des oiseaux du Djoudj (C. Deniau, 2019)



Figure 9 : Casier rizicole aménagé pour la Compagnie agricole de Saint-Louis (CASL) au sud du parc national des oiseaux du Djoudj (crédit photo: C. Deniau, 2019)



Figure 10 : Canal d'irrigation alimentant les casiers de la CASL (Crédit photo: C. Deniau, 2019)



Figure 11 : Motopompes installées pour l'irrigation de casier rizicoles à Diadiam (Crédit Photo: C. Deniau, 2019)



Figure 12 : Émissaire artificiel nommé « sathal Hamedina » (en maure) près du parc national des oiseaux du Djoudj, aménagé afin de recevoir les eaux utilisées pour la riziculture (crédit photo : C. Deniau, 2019)

Le DFS est le troisième sanctuaire hivernal clé après le Delta Intérieur du Niger et le lac Tchad pour les oiseaux d'eau (Triplet *et al*., 2014), et plusieurs zones protégées y ont été créées pour conserver sa riche biodiversité, comme le parc national des oiseaux du Djoudj au Sénégal et le parc national du Diawling en Mauritanie (Figure 15) (Miehe *et al*., 2010 ; Triplet *et al*., 2019). Il est situé sur le couloir de migration « Atlantique Est » et le couloir « mer Méditerranée – mer Noire ». Le DFS est le site le plus régulièrement dénombré pour les oiseaux d'eau en Afrique de l'Ouest. La sarcelle d'été (*Spatula querquedula*), le canard pilet (*Anas acuta*) et le dendrocygne veuf (*Dendrocygna viduata*) représentent régulièrement 90 % des dénombrements de mi-janvier (Triplet *et al*., 2010).

Culturellement, le delta du fleuve Sénégal est principalement habité par les ethnies Wolofs, Peuls, Toucouleurs et Maures. Si à l'origine elles pratiquaient l'agropastoralisme pluriactif et extensif (agriculture, élevage et pêche) avec une activité dominante pour chaque ethnie, aujourd'hui l'ensemble de la population se tourne vers une exploitation intensive des ressources naturelles (Kamara, 2013). En effet, les transformations profondes engagées dans la seconde moitié du XX^{e} siècle et intensifiées de nos jours par l'urbanisation et la conversion du bas delta du fleuve Sénégal en zone de production irriguée et industrielle ont entraîné des modifications démographiques et des changements dans les pratiques agricoles, socio-économiques et alimentaires (Cour, 2004 ; Girard *et al*., 2019 ; Kamara, 2013). Ainsi, bien que les oiseaux et les oiseaux d'eau en particulier aient certainement été prélevés et consommés par les anciennes générations comme rapporté par certains informateurs sur le terrain ou par Vincke *et al.* (1985) concernant l'ethnie Sereer dans la région voisine de Fatick, aucune étude ne rapporte une telle utilisation de nos jours sur le DFS.

Néanmoins, ce site accueille tous les ans, en fonction du contexte sanitaire (grippe aviaire, covid) et sécuritaire, des centaines de touristes chasseurs principalement français. En effet, si la chasse locale ne semble pas être active, la chasse touristique est un secteur d'activité non négligeable pour une dizaine d'entreprises (camps de chasse) privées (Deniau *et al.*, 2017).

Enfin, le Sénégal est doté d'un code de la chasse datant de 1986 : la loi n° 86-04 du 24 janvier 1986 portant code de la chasse et de la protection de la faune. Certaines espèces sont protégées, comme le pélican blanc (*Pelicanus onocrotalus*), l'ibis sacré (*Threskiornis aethiopicus*), l'ibis falcinelle (*Plegadis falcinellus*), la spatule d'Afrique (*Platalea alba*), la cigogne blanche (*Ciconia ciconia*), le héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*), l'aigrette garzette (*Egretta garzetta*) et la grue couronnée (*Balearica pavonina*) pour les principales. L'oie armée de Gambie (*Plectropterus gambensis*) et l'oie d'Égypte (*Alopochen aegyptiacus*) sont les seuls anatidés à avoir un statut de protection, même partiel.

5.2. Le delta intérieur du Niger : un site important pour l'utilisation d'oiseaux d'eau dans un contexte de transition socioéconomique et écologique

Le delta intérieur du Niger (DIN) au Mali, s'étendant sur 58 000 km², est constitué de zones humides fluviales, de lacs et de plaines d'inondation au centre du Mali (Figures 13 et 14) (Liersch *et al*., 2013).

Le DIN est le second site d'hivernage pour des millions d'OE migrateurs afro-paléarctiques, situé sur le couloir de migration « mer Noire – mer Méditerranée » et connecté avec le couloir « Atlantique Est » pour certaines espèces de limicoles (ONCFS, 2008 ; Wymenga, 2003). Les niveaux d'eau et la durée des inondations sont déterminés par la saison humide, qui dure de juillet à septembre (la saison sèche durant d'octobre à juin), par la variabilité des précipitations, mais aussi par les activités humaines en lien avec la gestion des périmètres irrigués (Zwarts *et al.*, 2005). Ces activités, telles que l'agriculture irriguée et pluviale, le pâturage, la récolte de bois de chauffage, la pêche et la chasse, déterminent l'utilisation des terres en fonction de la disponibilité de l'eau (Brondeau, 2011).

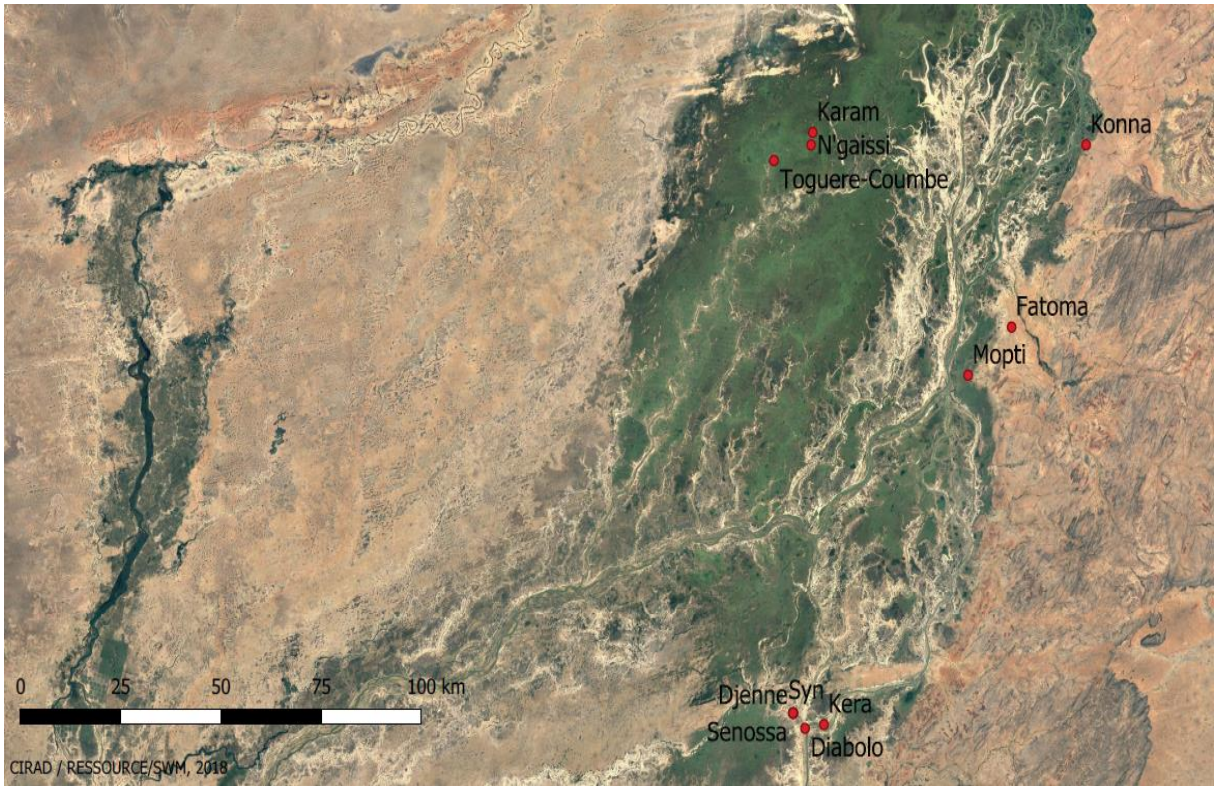


Figure 13 : Zone d'étude et villages échantillonnés dans le delta intérieur du Niger (Mali) (Crédit : C. Deniau, 2018)



Figure 14 : Marigots près de la ville de Kona pendant la période d'enquête en saison sèche (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2018)

Cette zone humide est essentielle pour les agriculteurs, les pêcheurs, les pasteurs nomades et artisans (Figure 15) (Wymenga, 2003). Cependant, suite aux grandes sécheresses et face à la diminution des prises, la pêche est devenue pour 40 % des pêcheurs une activité secondaire, et 35 % de ces même pêcheurs ont décidé de diversifier leurs activités économiques en s'orientant vers l'agriculture, le commerce et le transport, entraînant des modifications de leurs pratiques alimentaires et des règles sociales (Fossi *et al*., 2012). L'étude des formations végétales montre que sur les 27 associations élémentaires de végétaux, 17 sont dans les plaines d'inondation et les rizières du delta, reflétant ainsi l'importance du riz dans les paysages aquatiques du delta (Marie, 2002). Tout comme ce qui s'est passé dans le DFS voisin, le gouvernement malien a décidé il y a une dizaine d'années de faire du DIN un espace ouvert aux investissements agro-industriels nationaux et étrangers, privés et publics (Brondeau, 2013).



Figure 15 : De gauche à droite: Pirogue de pêcheur près de la ville de Mopti au bord du fleuve Niger, poisson séché avant leur vente et tisserant de tapis en roseaux (crédits photos: CIRAD-RESSOURCE, 2018)

Considéré comme la « Mésopotamie nigérienne » par sa richesse écologique et sa situation géographique (Gallais, 1968), le delta intérieur du Niger est habité par plus d'un million de personnes appartenant à plus d'une dizaine de groupes ethniques, concentrées dans les grands villages et villes comme Mopti et Djenné ou dispersées dans des campements sur l'ensemble de la zone humide (Wymenga, 2003). Les Bozos, les Peuls, les Bambaras, les Markas et les Somonos sont les principaux groupes que l'on peut retrouver dans les villages, reflétant les vagues successives de peuplement attirées par les ressources offertes par le DIN (Diakite, 1986 ; Gallais, 1968). Traditionnellement, l'utilisation des ressources naturelles produites par l'écosystème du DIN reposait sur un système complexe de règles nommé « Dina » (Wymenga, 2003). Historiquement, la Dina (*Diina*), littéralement « religion » ou « foi en l'Islam », est l'Empire théocratique peul fondé en 1812 lors de l'invasion peul du delta, alors occupé par les pêcheurs Bozos et les Nonos Marka, et se terminant en 1868. Correspondant à une politique d'installation et de sédentarisation des Peuls, elle organisa la société, accentua l'islamisation et codifia les transhumances (Barrière et Barrière, 2002). De nos jours, la Dina fait encore référence pour légitimer la propriété d'une portion de fleuve ou de terre et régler les conflits devant les représentants locaux du droit positif (Barrière et Barrière, 1995). Elle reste donc un code crucial pour la gestion des ressources naturelles du delta, dont l'exercice revient à des individus et groupes particuliers en fonction de leur nature : les chefs de village, Amiris et/ou Dioros, gèrent les ressources en général et les pâturages en particulier ; le chef de village peul gère les terres ; les Bozos et Somonos gèrent l'eau et la pêche (Wymenga, 2003). La coexistence avec le droit positif national, donnant l'État propriétaire des terres et accompagné par la politique de décentralisation entamée en

1999, ne semble pas sans problème et demanderait un travail de mise en cohérence fructueux (Benjamin, 2008 ; Wymenga, 2003).

Comme nous l'avons mentionné précédemment, il existe une confrérie de chasseurs initiés, les donsos ou dosos, représentants de la chasse traditionnelle et de ses règles dans la culture mandingue. Arseniev (2007) présente parfaitement ce qu'est et ce que doit être un chasseur donso :

> « Les Bambaras affirment que « *celui qui chasse n'est pas forcément chasseur* ». En effet, « *être chasseur* » (***donso***) signifie avant tout « *appartenir à l'association des chasseurs* (***donso-ton***) ». À son tour, appartenir à cette dernière implique de se soumettre aux règles de la chasse traditionnelle et de reconnaître le pouvoir magique sur soi-même des divinités des chasseurs, Saane et Kontron. Ces dernières régissent au sommet la vie de la brousse et de ce fait influent sur l'activité de chaque association de chasseurs. Être ***donso***, cela veut dire être un « *connaisseur* » de la brousse, de sa vie naturelle et surnaturelle, participer à la transcendance de l'univers, devenir le dépositaire de forces magiques et avoir un droit de vie et de mort sur les êtres vivants. Cela veut dire aussi se mettre au service de la société, la protéger contre tout mal, maintenir l'ordre social et assurer la subsistance des siens en leur procurant du gibier. »

Il ne semble pas que l'utilisation des OE dans le DIN corresponde à ce type de chasse et que sa gestion réponde au code des donsos. En effet, les études menées par Wetlands International entre 1999 et 2012 montrent que les OE font l'objet de prélèvements s'élevant entre plusieurs dizaines à plusieurs centaines de milliers d'OE et sont surtout opérés par les pêcheurs (Kone *et al*., 2006 ; Maiga *et al*., 2012 ; Wymenga, 2003). Environ 90 % de ces captures ont pour objectif la commercialisation du gibier en direction des grands marchés du delta, notamment de Mopti et Djenné, pour une valeur monétaire de plusieurs dizaines à centaines de millions de Francs CFA (Sultanian et van Beukering, 2008 ; Wymenga, 2003).

Enfin, le Mali possède un code de la chasse et la liste des espèces d'oiseaux d'eau utilisables a été actualisée en 2019 par le décret n° 2019-0887-P-RM du 5 novembre 2019. Parmi les 20 espèces d'oiseaux d'eau et les deux familles intégralement protégées, nous trouvons l'aigrette garzette, la grande aigrette (*Ardea alba*), la cigogne blanche, les flamants (*Pheonicopterus sp.*), la grue couronnée, le héron garde-bœufs, l'ibis sacré, les pélicans (*Pelicans sp.*) et la spatule d'Afrique.

5.3. Le lac Tchad : un carrefour cosmopolite de savoirs, de pratiques et de migrations dans un contexte de changements

Le lac Tchad couvre environ 16 000 km² (25 000 km² pendant la période des hautes eaux avant les grandes sécheresses des années 1970) et se situe dans la partie centrale du Sahel (Figure 16) (Raimond *et al*., 2019). C'est un lac endoréique avec une grande variabilité de sa surface inondée selon les saisons et les années du fait de sa très faible profondeur (Olivry, 1996). La saison sèche s'étend d'octobre à mai et la saison des pluies de juin à septembre (Raimond *et al*., 2019). Il est alimenté à 95 % par les fleuves Logone et Chari venant du sud, qui après avoir traversé une partie de l'Afrique centrale se rejoignent à N'Djamena (Lemoalle et Magrin, 2014). Malgré les difficultés de recensement de la population humaine, on estime que le lac fournit des terres, des ressources naturelles et de l'eau douce pour environ 30 millions de personnes vivant dans les quatre pays environnants (Cameroun, Tchad, Niger et Nigeria) et 2 millions sur un premier cercle de 100 km de rayon (Lemoalle et Magrin, 2014). Le lac Tchad de notre site d'étude accueille une trentaine d'ethnies, dont principalement des Arabes,

des Kanems, des Kouris, des Haoussas et des Kotokos (Lemoalle et Magrin, 2014). Zone humide d'importance internationale pour les oiseaux d'eau en tant que premier site d'hivernage subsaharien, le lac Tchad est situé sur le couloir « mer Noire – mer Méditerranée » et à la limite occidentale du couloir « Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est » (ONCFS, 2008). Il abrite une grande biodiversité menacée par la surexploitation générale, l'extraction d'eau et le changement climatique (Lemoalle et Magrin, 2014).

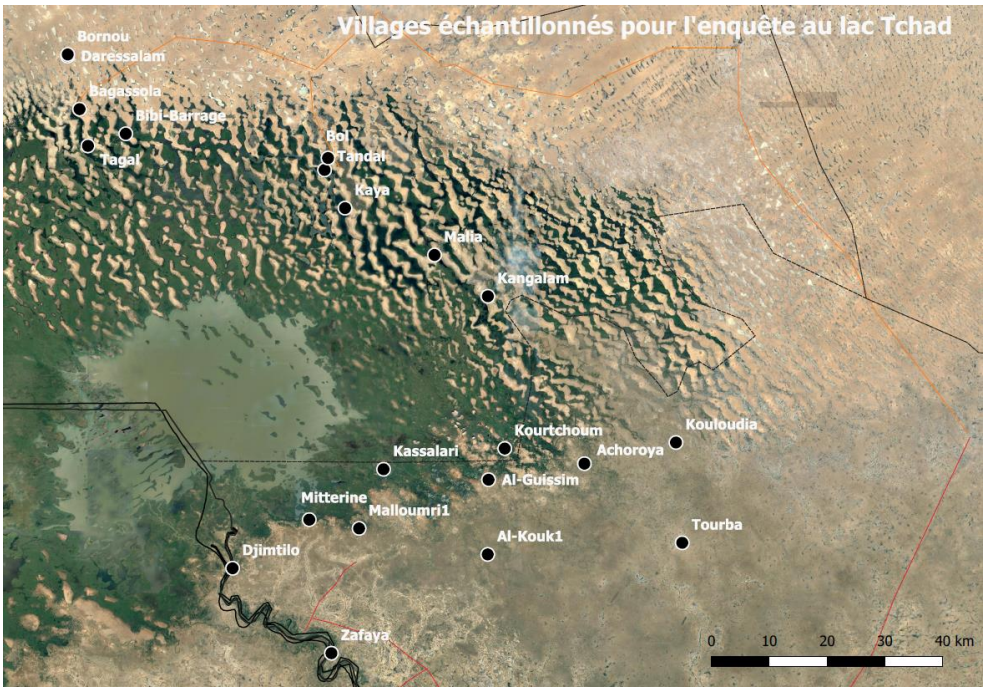


Figure 16: Zone d'étude et villages échantillonnés sur les rives du lac Tchad (C. Deniau)

La viande et le poisson ont une place importante dans l'alimentation des Tchadiens (respectivement 13,4 et 5,8 kg/an/personne) (Demsou *et al*., 2005). La pêche au lac Tchad est donc une activité majeure et une opportunité d'emploi accessible, d'autant plus qu'elle est informelle pour les populations d'N'Djamena et Bol (principalement masculines) (Demsou *et al*., 2005). On y pêche à la palangre, une ligne de 100 à 200 mètres de long sur laquelle sont disposés des hameçons et fixée par une perche aux berges. En 2000, le lac produisait 43 % du poisson de la région, mais cette production diminue du fait de la réduction de la surface en eau et de la baisse de la ressource. Elle est estimée aujourd'hui entre 50 000 et 100 000 tonnes/an (Demsou *et al*., 2005 ; Lemoalle et Magrin, 2014). La filière du poisson frais ne bénéficie pas de structure de conditionnement réfrigérée ni de structure de transport encore optimales, même si l'on observe des évolutions, dont une chaîne commerciale spécialisée sur un axe entre la capitale et le sud du lac assurée à 85 % par les mareyeuses (Demsou *et al*., 2005). Bien que le secteur reste rémunérateur, la diminution de la production pousse les acteurs à aller puiser la ressource halieutique dans d'autres zones du pays, telles que le lac Fitri (Lemoalle et Magrin, 2014). De plus, la dimension internationale de cet espace aquatique rend difficile l'application de la règlementation commune entre les quatre États membres de la Commission du bassin du lac Tchad (CBLT) et par là même le contrôle des permis et prélèvements de poisson (Demsou *et al*., 2005). Cependant, bien que la pêche soit une activité importante dans le lac Tchad, elle n'en représente que 0,5 % des actifs, bien loin derrière l'agriculture et l'élevage, regroupant 82,5 % (Demsou *et al*., 2005).

Les berges riches du lac, inondées une partie de l'année, ont de tout temps offert aux populations riveraines la possibilité de pratiquer des activités agricoles, notamment maraîchères et céréalières (Figure 17), jouant un rôle majeur dans l'alimentation des villes et pour l'emploi des populations (Rangé et Abdourahamani, 2014). Avec au départ des digues traditionnelles sur les rives sud du lac bloquant l'eau des crues jusqu'au temps des récoltes, détruites par la suite en consultation avec les pêcheurs, le lac a fait l'objet dans les années 1970-1980 d'une grande politique d'aménagement de polders dans les cordons interdunaires de l'est, puis à nouveau dans les années 2000 (Lemoalle et Magrin, 2014 ; Raimond *et al*., 2019 ; Rangé et Abdourahamani, 2014). Cette période de transition hydro-agricole s'est déroulée au moment de la transition du lac étendu vers le petit Tchad (période de diminution de la surface) pendant laquelle les grandes sécheresses ont poussé les populations de la région à s'installer dans les nouvelles plaines inondables du lac, ainsi découvertes, pour y pratiquer l'agriculture et induisant *in fine* une forte augmentation de la population et de la demande sur les marchés des denrées (Lemoalle et Magrin, 2014 ; Rangé et Abdourahamani, 2014). L'axe identifié précédemment entre le sud du lac et la capitale sert aussi à la circulation des productions maraîchères (Rangé et Abdourahamani, 2014). L'ensemble des chaînes de commercialisation des productions agricoles et halieutiques se situe au sein du secteur informel. Même si certaines productions sont la spécialité de certaines ethnies, la complexification des flux rend ces organisations sociales moins évidentes (Lemoalle et Magrin, 2014).

De plus, un panier d'autres ressources, dites « accessoires » en tant qu'aliments complémentaires et moyen de diversification des revenus, mais principalement vouées à l'autoconsommation, est à considérer : chasse, cueillette et vannerie (Lemoalle et Magrin, 2014). La chasse aux oiseaux d'eau est mentionnée dans une moindre mesure, mais la littérature et les connaissances que l'on en a sont




lacunaires et méritent des recherches approfondies en priorisant l'acquisition de connaissances, la conservation de la biodiversité et le développement (Lemoalle et Magrin, 2014).

Figure 17 : De gauche à droite: Production maraîchère et céréalières sur les rives exondées du lac Tchad (Crédits photos: CIRAD-RESSOURCE, 2018)

La conversion des terres en surfaces agricoles couplée à la forte immigration de population a posé la question du partage des terres et de la gestion du foncier, produisant un système particulier de règles spécifiques et adaptées pour l'accès et l'usage des différentes ressources du lac, comme l'eau, le poisson, les terres cultivables, les pâturages et les arbres (Lemoalle et Magrin, 2014). Ces règles d'usage renforcent le poids du pouvoir coutumier sur l'usage des ressources, pouvoir représenté par une chefferie dont l'autorité s'exerce sur un territoire reconstruit sur la base de l'organisation coloniale et post-coloniale. En effet, ce sont des pouvoirs qualifiés de « *néo-traditionnels tirant leur légitimité de l'histoire précoloniale et devant leur influence actuelle aux interrelations complexes développées avec*

les États coloniaux puis indépendants » (Lemoalle et Magrin, 2014). Ainsi, différents sultanats se superposent au découpage administratif, tels que ceux de Mani (Kotokos), Karal (Arabes), Bol (Kouris et Boudoumas des îles) et Mao (Kanembou) (Magrin *et al*., 2009). Cependant, la non-reconnaissance de ces chefferies par l'ensemble de la population dans un contexte de multiplicité des formes de pouvoir et d'autorité, d'enjeux d'appropriation du territoire, d'accès et d'usage des ressources dans un espace tel que le lac Tchad, soumis à une pression démographique importante, aboutit à de fréquents conflits d'accès et d'usage (Magrin *et al*., 2009). Notons également, comme c'est le cas pour le DIN, que la politique de décentralisation des années 1990 a encore complexifié cette situation de superposition des territoires de différentes natures en un même lieu et rendu difficile la mise en cohérence des cadres de régulation (Magrin *et al*., 2009).

Concernant la chasse plus particulièrement, tout comme c'est la cas dans le DIN, il existe dans la région du Nord-Cameroun une confrérie traditionnelle de chasseurs Kotokos dont le chef est intronisé par le sultan et dignitaire de la cour, qui applique les rites initiatiques faisant de l'individu un chasseur (Adam, 2020). Ce chef décide des dates de chasse, règle les conflits et prend les armes en temps de guerre (Adam, 2020). Nous ne savons pas si une telle confrérie, kotoko ou autre, existe également du côté tchadien et auquel cas, si elle encadre la chasse des oiseaux d'eau.

Pour résumer une partie de la situation du lac Tchad en termes d'utilisation des ressources naturelles, de savoirs locaux et de pratiques dans laquelle l'utilisation des oiseaux d'eau s'insère, nous reprendrons ce paragraphe de Rangé et Abdourahamani (2014) :

> « La rapidité du développement du lac s'explique surtout par la capacité des sociétés riveraines et nouvellement arrivées à mobiliser les savoirs venus d'autres zones humides en les faisant circuler à travers les réseaux familiaux, amicaux et de voisinage ou les marchés. Du fait de conditions favorables d'accès aux ressources, des populations, aux origines géographiques et culturelles très diversifiées, ont pu se rencontrer dans l'exploitation des mêmes milieux. Le lac Tchad constitue un système cosmopolite dont la vitesse de développement s'explique par la diversité des sources d'innovations et le dynamisme local des échanges de pratiques, de savoirs et d'outils. »

Enfin, le Tchad possède son code de la chasse sous forme de la loi n°14-PR-2008 et du décret n° 14-63. Cependant, la liste des espèces chassables ou protégées date de 1963. Une seule espèce d'oiseaux d'eau est mentionnée comme intégralement protégée, le bec en sabot (*Balaeniceps rex*). Plusieurs espèces sont partiellement protégées : le héron garde-bœufs, l'aigrette garzette, l'aigrette intermédiaire (*Ardea intermedia*), la grande aigrette, le marabout (*Leptoptilos crumenifer*), tous les pélicans et le jabiru d'Afrique (*Ephippiorhynchus senegalensis*).

5.4. Le lac Fitri : une enclave attractive en termes de ressources naturelles, mais à la gouvernance fragilisée

Le lac Fitri, deuxième lac du Tchad par sa superficie, couvre environ 3 000 km² et est situé au centre du pays (Figure 18) (Dagou *et al*., 2005). Le régime des eaux de ce lac endoréique peu profond est alimenté par le bahr Batha arrivant par l'Est et dépend du régime des pluies (Yalikun *et al.*, 2019). De même que dans le cas du lac Tchad, la saison sèche s'étend d'octobre à mai et la saison des pluies de juin à septembre (Raimond *et al.*, 2019). Reconnu internationalement comme une zone humide

importante pour les oiseaux d'eau, ce lac est également une réserve de biosphère de l'Unesco depuis 1989. Il est également sur le couloir « mer Noire – mer Méditerranée » et le couloir « Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est » (ONCFS, 2008). Le lac Fitri fait partie des « *grands oubliés des politiques agricoles* », n'ayant pas fait l'objet des aménagements hydro-agricoles des années 1970 et 1980 (Raimond *et al*., 2019). Contrairement au lac Tchad, le lac Fitri n'est pas un site de grandes productions agricoles et halieutiques dirigées vers les marchés des centres urbains régionaux (Raimond *et al*., 2019). L'agriculture et la pêche complètent les besoins originellement supportés par les cheptels qui ont toujours profité des pâturages lacustres (Figure 19) (Raimond *et al*., 2019). Le lac Fitri soutient des pêcheries productives et d'importants pâturages saisonniers, ainsi qu'une faune riche notamment en espèces afrotropicales, pendant les sécheresses régionales (Bémadji et Mbaye, 2019 ; Raimond et Zakinet, 2019). Bien qu'il soit difficile d'obtenir des chiffres exacts et des informations contextuelles, la situation d'insécurité qui prévaut au lac Tchad en lien avec la présence du groupe terroriste de boko haram a provoqué des déplacements de populations vers le lac Fitri, et notamment de pêcheurs (Raimond *et al.,* 2019).

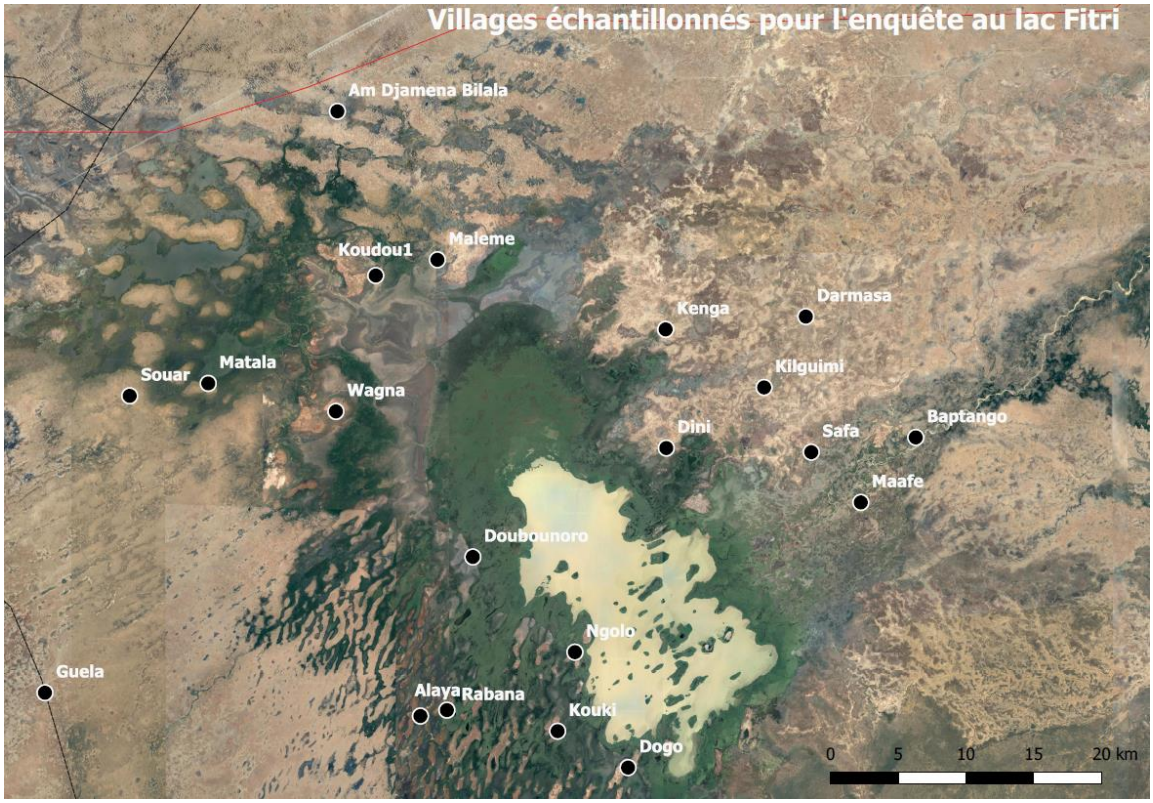


Figure 18 : Zone d'étude et villages échantillonnés sur les rives du lac Fitri (Tchad) (C. Deniau)

Depuis les grandes vagues de sécheresse des années 1972-73 puis 1983-1984, et inversement au lac Tchad, le lac Fitri se situe dans une phase de régime hydrique plus important et fournit ainsi davantage de ressources pastorales (fourrage dont les bourgoutières), agricoles et halieutiques (Raimond *et al*., 2019). Ces activités sont pratiquées pendant la saison sèche dans cette zone humide périphérique en extension (Raimond *et al.*, 2019). Le lac Fitri est une zone humide très attractive pour certaines populations de pêcheurs dont certaines viennent de loin du fait de ses ressources halieutiques considérables, populations qui s'y installent pour pratiquer une pêche intensive vouée à la commercialisation bien qu'utilisant des techniques traditionnelles (Dagou *et al*., 2005). Les pêcheurs utilisent des pirogues monoxyles pour se déplacer et leur principale technologie de capture est le

palangre portant environ un millier d'hameçons, les pointes constituant une barrière infranchissable (Dagou *et al.*, 2005).



Figure 19 : Zone de pâturage sur les rives du lac Fitri accueillant également un groupe d'ibis sacrés (Threskiornis aethiopicus) (Crédits photos: CIRAD-RESSOURCE, 2018)

Le lac Fitri est habité par sept groupes ethniques mais est largement dominé par les Boulalas ou Bilalas. Il est compris dans le territoire du sultanat bilala, pouvoir fort et centralisé qui gère depuis le XVI^{e} siècle l'accès des populations aux ressources lacustres et en règle les conflits. Le sultan du Fitri réside à Yao, le chef-lieu de la région du lac Fitri (Raimond et Zakinet, 2019). Le lac Fitri est donc un socio-écosystème lacustre « *basé sur la multifonctionnalité et la pluriactivité régies par des règles ancestrales négociées entre acteurs* » (Raimond et Zakinet, 2019). Cependant, soumis aux transformations démographiques, socio-économiques et institutionnelles, le système politique traditionnel n'arrive plus à faire face à la multiplication des conflits entre agriculteurs, éleveurs et pêcheurs, révélant une crise de gouvernance profonde (Raimond et Zakinet, 2019). S'il fut ignoré pendant de nombreuses décennies, le lac Fitri se voit désormais intégré à l'économie nationale par l'intervention de projets de développement sur le territoire « coutumier » et, plus concrètement par une route goudronnée entre Ati et N'Djamena passant au nord du lac (Raimond et Zakinet, 2019). Malgré l'accroissement de la production de ressources, la dernière évaluation de la réserve de biosphère de 2016 attire l'attention sur la pression anthropique grandissante, la population ayant doublé entre 1989 et 2009 (Raimond et Zakinet, 2019). Une série de menaces ont été mises en évidence (Raimond et Zakinet, 2019) : l'extension des superficies de sorgho ; la diffusion très rapide des cultures maraîchères ; l'accroissement des cheptels ; la réduction des complémentarités entre sédentaires et transhumants ; la sédentarisation des éleveurs en bordure du lac ; l'arrivée de nouveaux pêcheurs professionnels ; l'arrivée massive d'orpailleurs ; l'affaiblissement du pouvoir du sultanat bilala et la remise en cause des anciennes règles d'accès aux ressources naturelles ; l'émergence de nouveaux pouvoirs, de la part des services déconcentrés de l'État et des organisations non gouvernementales (ONG). Quant à l'utilisation des oiseaux d'eau, nous n'avons trouvé aucune étude antérieure en faisant mention au lac Fitri.

Le lac fait donc face à un affaiblissement et à une perte de légitimité du pouvoir coutumier, à l'augmentation des conflits sur la gestion des ressources naturelles autour du lac et à l'augmentation de la pression sur ces mêmes ressources impactant la sécurité foncière, alimentaire et sociale à l'origine des conflits. Cette situation demande à repenser la gouvernance du socio-écosystème lacustre du Fitri et les liens entre le pouvoir coutumier local, l'État et les usagers (Chauvin *et al.*, 2020 ; Raimond *et al.*, 2020).

Enfin, tout comme le lac Tchad, le lac Fitri est soumis à la loi n° 14-PR-2008 et au décret n° 14-63 et le règlement sur la chasse qu'ils comprennent. La liste des espèces chassables ou protégées est donc la même, datant de 1963.

5.5. Le Khor Abu Habil : un oued temporaire vital, fragile et peu connu

La plaine d'inondation du Khor Abu Habil (KAH) au Soudan est située dans la zone semi-aride de la partie sud du Soudan. C'est l'un des plus grands cours d'eau saisonnier du pays, prenant sa source dans les Monts Nuba dans l'État du Sud-Kordofan (Elfaig *et al*., 2016). Plus de 16 000 km² de zones humides sont inondés de juillet à octobre durant et après la saison des pluies sur 150 km de long et se terminent par un cône deltaïque dunaire (complexe dunaire semi-aride de Tendelti) rejoignant le Nil blanc (Figure 20) (Elfaig *et al.*, 2016). Elle fournit à la population humaine locale des terres appropriées pour l'agriculture, le pâturage, la pêche et la chasse (Abdalla, 2009 ; Elfaig *et al*., 2016). Cette zone humide, formée par le complexe dunaire temporairement inondé, constitue un habitat de reproduction et d'hivernage essentiel pour les oiseaux d'eau en générant des centaines de mares temporaires de tailles variables (Figure 21). Le KAH est situé sur le couloir « Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est » et à la limite orientale du couloir « mer Noire – mer Méditerranée » (ONCFS, 2008).

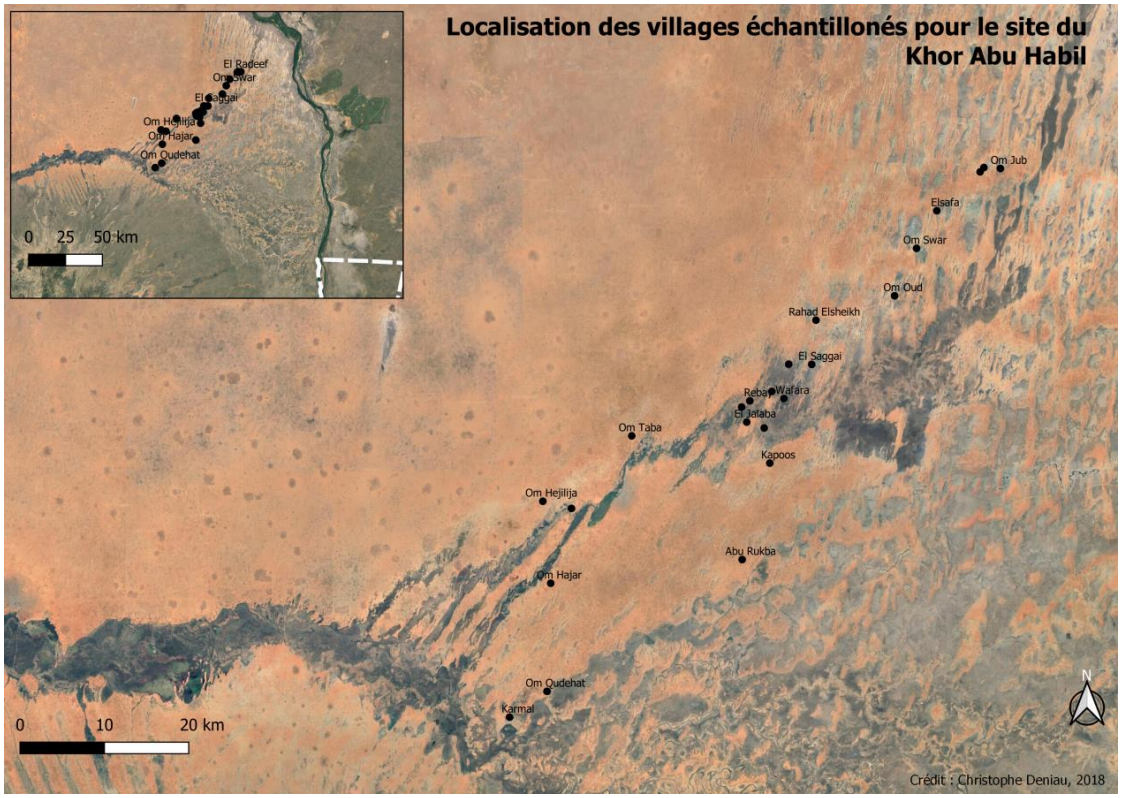


Figure 20 : Zone d'étude et villages échantillonnés dans le Khor Abu Habil (Soudan)



Figure 21 : Mare formée par la crue dans le Khor Abu Habil (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2018)

La principale activité dans la zone est l'agriculture, pratiquée dans les oueds ou khor, qui est de deux types : une agriculture pluviale sur les berges et une agriculture irriguée par les crues dans le khor (Eltom Elhaja *et al*., 2017 ; Seifelislam-Schreiber *et al*., 2019). Les terres agricoles peuvent être dédiées au pâturage au cours de la même année, montrant une complémentarité temporelle entre les activités et l'écosystème particulier des oueds, complémentarité très flexible car variant selon les pluies, pluies dont les activités humaines et les OE dépendent à leur tour (Seifelislam-Schreiber *et al*., 2019).

Cependant, bien qu'autrefois très riche, la biodiversité du KAH a subi des changements radicaux (Elfaig *et al*., 2016), dont les raisons principales sont les fréquentes sécheresses depuis les années 1970, les variations pluviométriques, le surpâturage, la mauvaise utilisation des terres, des couverts végétaux (herbes et arbres) renforçant l'érosion éolienne et la chasse excessive (Elfaig *et al*., 2016 ; Eltom Elhaja *et al.*, 2017). Une enquête auprès d'un échantillon de la population a également révélé la disparition de 55 % des espèces mammaliennes répertoriées, mais aussi d'oiseaux d'eau tels que la cigogne blanche (*Ciconia ciconia*), le pélican blanc (*Pelecanus onocrotalus*) et la grue cendrée (*Grus grus*). Ils perçoivent également la diminution du héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) (Elfaig *et al*., 2016).

Le KAH est habité par une cinquantaine d'ethnies et principalement par les Gawammas, Kenanas, Jowanas, Ahamdas et Jimies. Nous n'avons pas trouvé d'informations dans la littérature sur les systèmes d'organisation locaux, notamment pour la gestion des ressources naturelles. De même, concernant l'utilisation des oiseaux d'eau, il n'existe pas d'études sur les pratiques. Très peu de littérature sur le socio-écosystème du KAH est disponible.

Enfin, le Soudan possède également son code de la chasse, faisant partie du Wildlife conservation and National Parks Act de 2003 qui définit les termes de la chasse et comporte la liste des espèces protégées. Parmi les espèces d'oiseaux complètement protégées, se trouvent cinq espèces d'oiseaux d'eau : l'ibis chauve (*Geronticus eremita*), le bec en sabot, le flamant rose (*Phoenicopterus roseus*), le jabiru d'Afrique et la spatule d'Afrique. Toutes les aigrettes, le marabout d'Afrique, la cigogne blanche, la cigogne épiscopale (*Ciconia episcopus*) et toutes les espèces d'ibis, sauf l'ibis chauve, sont quant à elles des espèces protégées.

5.6. Les lacs Burullus et Manzala : les SES les plus anthropisés présentant une intense utilisation d'OE

Le lac Burullus est un lac côtier d'eau saumâtre peu profond situé dans le delta du Nil (Figures 22 et 23). D'une longueur de 60 km et d'une largeur moyenne de 11 km, il couvre environ 420 km² dont 370 km² d'eau libre (Tharwat et Hamied, 2000). Situé sur les couloirs de migration « mer Noire – mer Méditerrannée » et « Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est », ce lac constitue un site d'hivernage très important pour des centaines de milliers d'oiseau d'eau paléarctiques tels que le canard siffleur (*Anas penelope*), le canard souchet (*Spatula clypeata*), le fuligule milouin (*Aythya ferina*) et la foulque macroule (*Fulica atra*) (Tharwat et Hamied, 2000).



Figure 22: Localisation des lacs Burullus et Manzala (C. Deniau)

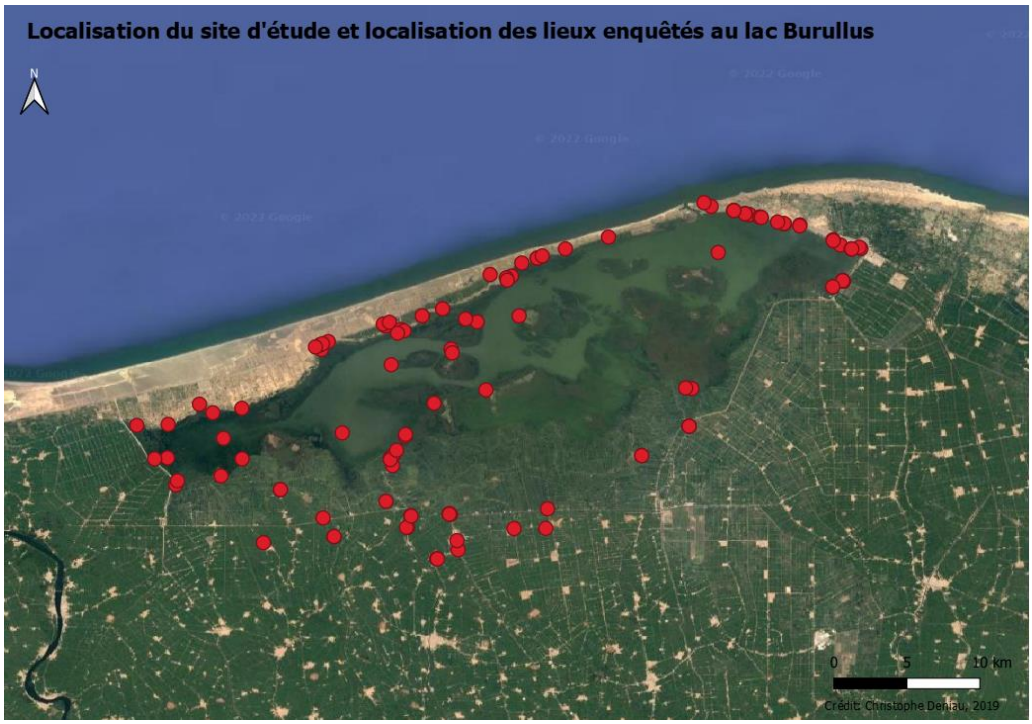


Figure 23 : Localisation du site d'étude et des villages échantillonnés au lac Burullus

Cependant, le lac semble vivre une phase de réduction (- 30 % entre 1994 et 2000) (Tharwat et Hamied, 2000). Il n'est plus soumis à la dynamique des inondations du Nil (fin d'été et automne) depuis la construction du barrage d'Assouan et il est essentiellement alimenté par les eaux de drainage au sud, fortement chargées en engrais agricoles et nutriments, et par un canal d'eau saumâtre entraînant une diminution de la salinité (Tharwat et Hamied, 2000). Le lac a été soumis dans cette même zone sud a une poldérisation importante.

En termes d'exploitation des ressources naturelles, la pêche est la principale activité économique et



Figure 24 : Photos illustrant l'activité de pêche dans le lac Burullus (Crédit photos: CIRAD-RESSOURCE, 2019)

source de revenu pour des dizaines de milliers de personnes et de familles, pour une production de plusieurs dizaines de milliers de tonnes (Figure 24). Les trois principales méthodes de pêche sont le *trammel net*, le *gawabie* et le *hosha* (Zingstra, 2013). Cependant, cette production tend vers une forte diminution en passant de 55 300 tonnes en 1999 à 41 000 tonnes en 2011 (0,9 tonnes/an par pêcheurs en 2000 contre 2 tonnes/an en 1993) (Zingstra, 2013). La taille des poissons a également diminué. Cette baisse de production qualitative et quantitative a eu pour effet une diminution des revenus. Elle a pour principale raison l'enrichissement en nutriments impactant, plus que la diminution de la salinité, la production primaire de l'écosystème (Zingstra, 2013). En réponse à cette diminution ont été développés des étangs aquacoles pour l'élevage et la production de poisson. Selon les pêcheurs, le lac et leurs activités sont menacés pour de multiples raisons : l'important développement des zones de pêche privées, de l'aquaculture et le drainage des étangs à poissons ; la pollution de l'eau due aux huit canaux de drainage déversant les eaux usées agricoles, sanitaires et industrielles ; l'envahissement par les roseaux et autres plantes invasives (Figure 25) ; les pratiques abusives des pêcheurs et la mauvaise

application de la loi (Zingstra, 2013). En comparaison de la pêche, l'agriculture y est peu productive, peu rentable et donc peu développée (Zingstra, 2013)

Activité ancestrale remontant à l'époque dynastique du temps des pharaons, la chasse au gibier d'eau est pratiquée sous deux formes : la chasse commerciale et la chasse sportive (Elhalawani, 2015; Goodman et Meininger, 1989). L'activité a principalement lieu pendant l'hiver lorsque les populations d'oiseaux d'eau augmente du fait de la présence des hivernants paléarctiques (Tharwat et Hamied, 2000). La chasse commerciale, illégale notamment depuis le classement du lac en zone protégée en 1983 par l'État égyptien, se pratique principalement par piégeage (filet) et par les populations de pêcheurs pour être vendue aux intermédiaires des marchés de Rosetta et Alexandria, ainsi qu'à ceux de plus petits marchés autour du lac (Goodman et Meininger, 1989 ; Zingstra, 2013). Le prélèvement d'oiseaux d'eau au lac Burullus était estimé il y a une quarantaine d'année entre 28 000 et 57 600 individus (Goodman et Meininger, 1989). Bien que la valeur économique produite par cette exploitation ne soit pas significative au niveau national par rapport aux autres activités, elle représentait au début des années 2010 une source saisonnière de revenu complémentaire pour les



Figure 25 : Photo illustrant l'envahissement par les roseaux et leur utilisation par les populations locales (Crédits photos: CIRAD-RESSOURCE, 2019)

familles la pratiquant (Zingstra, 2013). Le maintien de cette activité, qui s'est accrue depuis la révolution de 2011, tiendrait en plusieurs facteurs : la pauvreté ; la tradition ; le manque de sensibilisation à l'environnement ; le manque de connaissances juridiques et l'insuffisance de l'application de la loi (Zingstra, 2013).

Pour la législation égyptienne, nous n'avons pas trouvé de liste d'espèces d'oiseaux d'eau protégées, mais une liste d'espèces chassables est disponible dans un rapport de la CMS-UNEP de 2016 faisant un état des lieux des outils juridiques encadrant la chasse et le piégeage d'oiseaux, dans le texte de la loi n° 4 de 1994 portant sur l'environnement et amendée par la loi n° 9 de 2009 (UNEP-CMS, 2016). Les espèces chassables sont principalement des anatidés : le canard pilet (*Anas acuta*), le canard colvert (*Anas platyrhynchos*), le tadorne de Belon (*Tadorna tadorna*), la sarcelle d'hiver (*Anas crecca*), le fuligule milouin (*Aythya ferina*), le canard souchet (*Spatula clypeata*), le guligule morillon (*Aythya fuligula*), le canard chipeau (*Anas strepera*), le canard siffleur (*Anas penelope*), l'oie d'Égypte (*Alopochen aegyptiacus*). Nous trouvons aussi les galinulles et foulques, la bécassine sourde (*Gallinago media*), la bécassine des marais (*Gallinago gallinago*) et le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*).

Voisin du lac Burullus, le lac Manzala est également un lac saumâtre côtier s'étendant sur 65 km de long et une largeur maximale de 49 km pour une superficie d'environ 700 km², tendant elle aussi à diminuer (Figures 22 et 26) (Shaltout et Galal, 2007). Ce lac, de son ancien nom lac Tanis, est le plus

grand des lacs du delta du Nil et il s'est vu relié au canal de Suez par un canal de navigation. La population humaine est éparpillée en une multitude de concentrations, de 10 000 personnes à des regroupements familiaux en îlots (Figure 27) (Shaltout et Galal, 2007). La métropole de Port Saïd se trouve sur sa rive nord-est, la ville de Damietta au nord-ouest et une raffinerie de pétrole est située entre les deux sur le cordon dunaire séparant le lac de la mer Méditerranée aménagé d'une route goudronée reliant Port Saïd à Damietta (Figure 28).

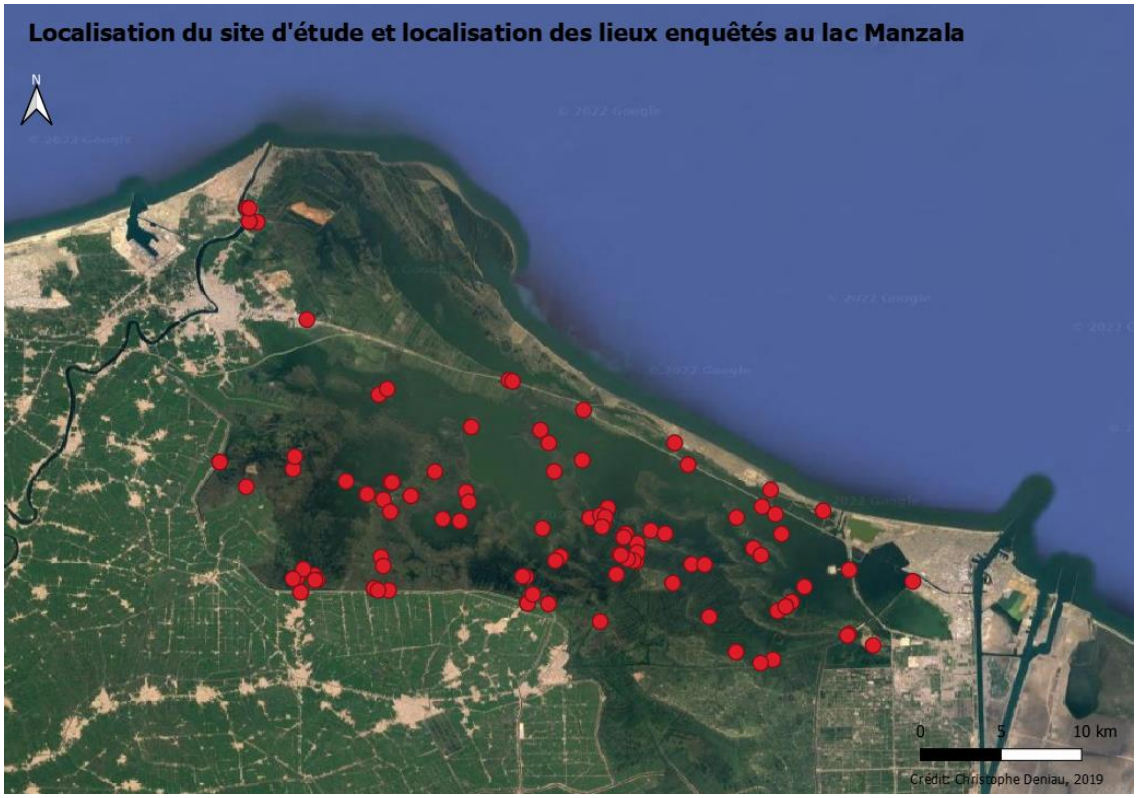


Figure 26 : Site d'étude et villages échantillonnés au lac Manzala



Figure 27 : Etablissement familial situé sur un ilot dans le lac Manzala (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2019)



Figure 28 : Vue sur le lac Manzala depuis la route reliant Port Saîd à Damietta sur le cordon dunaire séparant le lac de la mer Méditerannées (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2019)

Situé également sur les couloirs de migration majeurs « mer Noire – mer Méditerrannée » et « Asie de l'Ouest – Afrique de l'Est », ce lac représente un lieu de halte et d'hivernage pour les oiseaux d'eau important par sa production primaire et sa fourniture en nourriture, en particulier pour les foulques macroules (*Fulica atra*), canards souchet (*Spatula clypeata*) et tadornes de belon (*Tadorna tadorna*) (Elhalawani, 2015 ; Shaltout et Galal, 2007 ; Zahran *et al*., 2015). Un comptage de 1990 y recensait 234 000 oiseaux d'eau (40 % du total du delta) (Shaltout et Galal, 2007).

C'est le lac le plus productif d'Égypte pour la pêche : celle-ci représente de loin la principale activité économique pour les populations (Figure 29). Elle se pratique sur 70 % de la surface par la technique de l'*hoscha*, méthode permettant la production la plus élevée (Shaltout et Galal, 2007).



Figure 29 : Felouque utilisée pour la pêche au lac Manzala (Crédit photo: CIRAD-RESSOURCE, 2019)

Cependant, tout comme le lac Burullus, le lac Manzala souffre d'un fort enrichissement en nutriments par les drains situés au sud, poussant vers l'eutrophisation du milieu (augmentation en phosphate et nitrate et diminution en oxygène) (Shaltout et Galal, 2007 ; Zahran *et al.*, 2015). De plus, l'attractivité

du lac pour ses ressources halieutiques a augmenté la pression démographique, notamment sur les parties gagnées sur le lac et le long des canaux de drainage, voyant les conditions sanitaires fortement se dégrader (contamination chimiques industrielles et agricoles liquides et gazeuses) (Shaltout et Galal, 2007). Cette dégradation environnementale impacte également les populations d'oiseaux d'eau dont les recensements d'il y a une trentaine d'années montraient une diminution de nombreuses espèces, telles que chez les foulques, le fuligule milouin (*Aythya ferina*) et le canard souchet (Shaltout and Galal, 2007).

Ajoutée à la dégradation de l'habitat, la chasse aux oiseaux d'eau vivrière et commerciale exerce une pression supplémentaire sur les populations aviaires (Mullié et Meininger, 1983). Cette activité très ancienne est encore d'actualité (Elhalawani, 2015). Une estimation des prélèvements pour la période entre 1979 et 1986 se situait entre 112 500 et 149 000 oiseaux d'eau (Goodman et Meininger, 1989). Un suivi des marchés de 1930 rapporte que le fuligule milouin et le fuligule morillon (*Aythia fuligula*) représentaient 38 % des espèces présentes sur les étals alors qu'ils ne représentent plus que 6 % pour les suivis de marchés opérés il y a une quarantaine d'années. Cela est certainement dû à la diminution de leurs populations (Mullié et Meininger, 1983). Ces auteurs montrent aussi que les principales espèces utilisées étaient pour 40 % des échassiers. Avec un prix de vente estimé à l'époque entre 3 Livres égyptiennes (LE) et 3,5 LE, ils estimaient la valeur totale annuelle des ventes d'oiseaux d'eau sur les marchés du lac Manzala entre 0,24 % et 0,34 % de celle du poisson (entre 60 000 et 85 000 LE de l'époque). Ils distinguent également deux types de préleveurs :

- Les pêcheurs pratiquant la capture d'oiseaux d'eau comme activité secondaire, dirigée vers l'autoconsommation, représentant la catégorie dominante et probablement moins de 2 000 personnes ;
- Les pêcheurs prélevant à plein temps durant l'hiver, représentant une catégorie plus faible (moins d'une centaine de personnes) mais à l'intensité de prélèvements plus importante, dépendant de cette activité qui est génératrice de la plus grande part de leur revenu annuel.

Henein (2006) décrit une ancienne technique de chasse nommée *Al-Tasnît*, le terme « *tasnît* » signifiant « l'écoute ». Cette pratique était très répandue à l'époque parmi les chasseurs (*sannât*) là où les populations d'oiseaux d'eau étaient très importantes. Elle consistait à attendre le crépuscule pour se mettre dans l'eau, la tête camouflée avec une cagoule noire (*wiss*), et localiser le gibier par l'écoute des cris et bruissement des ailes. Arrivé suffisamment proche de la proie, le chasseur attrape l'oiseau par les pattes, le coule d'un coup sec et l'égorge sous l'eau avec un couteau. Aujourd'hui, cette pratique peut encore être observée mais elle n'est pas à la base des captures importantes réalisées.

Enfin, l'Égypte est dotée de la loi n°4 de 1994 sur l'environnement comprenant le règlement de la chasse sur le territoire national auquel sont soumis les deux lacs égyptiens de notre étude.

6. Organisation de la thèse

Cette thèse de doctorat est organisée en cinq chapitres. Le premier chapitre correspond à l'introduction et le dernier à la conclusion générale. Les trois chapitres intermédiaires se rapportent à trois articles scientifiques publiés ou soumis, qui correspondent aux trois sous-objectifs définis précédemment : (1) caractérisation des prélèvements ; (2) estimation du niveau de dépendance à la ressource ; et (3) estimation de l'importance des savoirs locaux en vue d'une gestion adaptative. Nous commençons par caractériser le premier processus apparent d'interaction que sont les prélèvements, puis analysons de façon détaillée les utilisations et dépendances expliquant ces prélèvements, pour terminer au grain plus fin des connaissances écologiques, ornithologiques, cynégétiques et juridiques des utilisateurs (et non-utilisateurs) que nous pensons révélatrices de ces interactions.

Ainsi, le chapitre 2, correspondant à l'article « *Flyways to hell? An empirical assessment of palearctic migratory waterbird harvest practices in key wetlands of sahel-sub-saharan Africa* », est un point de départ nous ayant permis d'estimer l'intensité des prélèvements par espèce et par site selon qu'elles soient afrotropicales ou migratrices afro-paléarctiques. C'est dans cette partie que nous tentons de déterminer l'impact des prélèvements sur les populations d'oiseaux d'eau. Cette première étape de caractérisation de la pratique de prélèvement nous permet d'entamer une discussion autour du partage de la responsabilité de la gestion des oiseaux d'eau entre l'Europe et l'Afrique sahélienne.

Une fois les prélèvements caractérisés, nous cherchons dans le chapitre 3, correspondant à l'article intitulé « *Wildlife and Livelihoods: Dependence of Human Populations on Waterbirds in the Sahel-Sub-Saharan Wetlands* », à expliquer leurs variations précédemment mises en évidence. Pour cela, nous estimons la contribution des oiseaux d'eau à la subsistance matérielle des populations locales. En analysant les filières de commercialisation et l'importance des oiseaux d'eau dans l'alimentation, nous pouvons préciser la nature de l'utilisation et l'importance de la ressource dans le bien-vivre des populations utilisatrices. Cela nous amène également à replacer cette importance et les filières d'approvisionnement dans leur contexte par site, à les comparer aux autres activités (agriculture, pêche et élevage) et à identifier les alternatives disponibles et accessibles.

La caractérisation des prélèvements et la mise en évidence des dépendances alimentaires et économiques placées dans une perspective de gestion durable nous amènent enfin, dans le chapitre 4, à explorer l'importance des savoirs écologiques, ornithologiques, juridiques et cynégétiques des utilisateurs et non-utilisateurs compris dans notre échantillon de population. Dans cette partie, correspondant à l'article intitulé « *From local to global management: a first overview of the local ornithological knowledge on waterbirds in sahel-saharian wetlands* », nous comparons et évaluons la complémentarité entre les savoirs locaux et les savoirs scientifiques et politiques. Ces éléments d'analyse participent à la réflexion sur la mise en place d'une gestion adaptative de l'utilisation des oiseaux d'eau dans les zones humides sahélo-sahariennes.

Enfin, après avoir analysé les trois aspects clés permettant de comprendre les interactions entre les populations humaines locales et les populations d'oiseaux d'eau dans une perspective de gestion adaptative, le chapitre 5 présente une synthèse des résultats, une discussion et mise en perspective suivie de la conclusion générale de la thèse.

Comme présenté dans la partie de description des sites étudiés, ces terrains pourtant essentiels pour les oiseaux d'eau et la préservation de la biodiversité sont méconnus sur le plan des aspects socio-

écosystémiques qui nous intéressent (socio-culturels, ornithologiques, cynégétiques et juridiques). La recherche présentée dans ce manuscrit vise à combler une partie de cette méconnaissance. Comme précisé en partie 1.2, cette thèse a pris place dans un projet international, c'est-à-dire contraint par son cadre logique et le fonctionnement de l'expertise internationale. Il est également important de souligner la grande difficulté d'accès aux terrains (sécurité, isolement et praticabilité) ainsi que l'impact de la pandémie de covid-19 et la désorganisation associée. Ces éléments de contexte ont guidé et expliquent en grande partie les choix méthodologiques qui seront discutés dans le chapitre 5.

Chapitre 2 - Flyways to hell? An empirical assessment of Palearctic migratory waterbird harvest practices in key wetlands of Sahel-sub-saharan Africa




Faux canards utilisés dans le delta du Nil pour attirer les canards sauvages et tir d'un chasseur sur un oiseau d'eau au lac Fitri (crédits photos : CIRAD-RESSOURCE, 2019)

Reproduit de l'article:
Deniau, C.P., Mathevet, R., Gautier, D., Besnard, A., Cornu, G., Le Bel, S., 2022. Flyways to hell? An empirical assessment of Palearctic migratory waterbird harvest practices in key wetlands of Sahel-sub-Saharan Africa. Biol. Conserv. 265, 109419. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109419

Résumé de l'article

Chaque année, des millions d'oiseaux d'eau paléarctiques migrent entre l'Eurasie et les zones humides d'hivernage de la région sahelo-saharienne. Les recensements internationaux montrent que ces populations sont en déclin, en particulier les migrateurs sur les longues distances à destination des zones humides d'hivernages. Bien que la chasse soit reconnue comme la deuxième cause de déclin après la dégradation de l'habitat le long des voies de migration, les études sur les prélèvements d'oiseaux d'eau dans les principales zones humides d'hivernage africains sont quasi-inexistantes sinon anciennes. Seuls les sites du delta intérieur du Niger au Mali dans les années 2000 et les lacs Burullus et Manzala dans le delta du Nil en Egypte dans les années 1980 ont fait l'objet d'études sur les prélèvements et les quantités vendues sur les marchés.

Pour combler ce manque d'information ou dans l'objectif de la réactualiser, nous avons mené une enquête sur la chasse dans les sept principales zones humides sahélo-sahariennes pendant la saison d'hivernage répartis au Sénégal, Mali, Tchad, Soudan et Egypte. Sur la base d'un questionnaire socio-économique quantitatif et qualitatif semi-directif, nous avons caractérisé la pratique de chasse ou de capture en estimant différents indicateurs comme les quantités prélevées par espèces annuelles et par individus, les techniques, les variations saisonnières, les raisons auprès d'un échantillon aléatoire.

Les résultats indiquent que le prélèvement d'oiseaux d'eau est une pratique répandue dans les zones de recherche. Les intensités varient selon les sites : quasiment inexistantes dans le delta du fleuve Sénégal, très marginale dans le Khor Abu Habil au Soudan, non négligeable dans les lacs tchadiens en particulier au lac Fitri et intense dans le delta intérieur du Niger et les deux lacs égyptiens. Selon les sites, les prélèvements vont de la prise opportuniste à la chasse spécialisée. Les Rallidés et les Anatidés sont les deux principales familles ciblées, et les espèces afrotropicales étaient plus chassées que les espèces paléarctiques pour 60%. Familles, espèces et catégories sont également propres aux sites tels que la sarcelle d'été (paléarctiques) dans le DIN, l'oie armée de Gambie (afrotropicale) pour le lac Fitri et la foulque macroule (paléarctiques) pour le lac Manzala. En outre, 90% de la quantité totale estimée concerne des espèces ayant un statut de péoccupation mineure dans la liste rouge de l'UICN. Malgré les niveaux élevés de prélèvement sur les sites maliens et égyptiens, le prélèvement total semble se situer à un niveau inférieur à celui des sites européens. Il est dans une très grande proportion à destination de la consommation dans tous les sites et dans une moindre mesure pour le commerce dans le DIN, le lacs Burullus et Manzala et le lac Fitri.

Les résultats de cette première enquête menée à cette échelle sont cohérents avec les résutlats des études antérieures réalisées au Mali et en Egypte en termes d'espèces, d'intensités et d'objectifs et identifie un nouveau site d'importance qu'est le lac Fitri. Ils soulignent également que les oiseaux d'eau migrateurs ne représentent qu'une certaine partie de l'alimentation ou des revenus des populations du Sahel comparativement aux afrotropicaux. Il n'y a que dans le DIN qu'une espèce de migrateur afropaléarctique est fortement prélevée et pouvant présenter un danger du fait de sa population estimée en diminution mais au statut de préoccupation mineure. Cependant, la méthodologie utilisée et adaptée à de tels objectifs et sites d'étude ne permet pas de pouvoir extrapoler les résultats à l'ensemble des territoires s'il est possible de les tracer ou conscrire. Toutefois, étant donné les résultats sur la prévalence de la pratique de prélèvement et les statuts des populations des espèces prélevées, il ne semble pas que leur capture réprésente une menace forte sur les popualtions des espèces migratrices et afropaléarctiques. Afin d'assurer à la fois une exploitation durable et environnementalement juste de part et d'autre des couloirs de migration, les efforts internationaux

de conservation doivent donc significativement intégrer les besoins matériels et immatériels des populations humaines sahélo-sahariennes. Pour ce faire, il est nécessaire que tous les pays s'engagent dans une approche collaborative de conservation et de gestion sur l'ensemble de l'aire de migration.

Flyways to hell? An empirical assessment of Palearctic migratory waterbird harvest practices in key wetlands of Sahel-sub-saharan Africa

Christophe P. Deniau [a,*], Raphaël Mathevet [b], Denis Gautier [a], Aurélien Besnard [b], Guillaume Cornu [a], Sébastien Le Bel [a]

[a] Cirad, UPR Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France

[b] CEFE, Univ Montpellier, CNRS, EPHE-PSL University, IRD, 1919, Route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5, France

Abstracts

Each year, millions of Palearctic waterbirds migrate between Eurasia and the wintering wetlands of the Sahel- Sahara region. International censuses show these populations are declining. Although hunting is recognised as the second cause of decline after habitat degradation along flyways, waterbird harvesting in the African wintering region remains overlooked. To fill this information gap, we conducted a hunting survey in the seven main Sahel-Saharan wetlands during the wintering season. Based on a socioeconomic, knowledge and off-take questionnaire, we estimated an annual harvesting level proxy per respondent. The results indicated that waterbird harvesting is a widespread practice in the research areas. Based on site, harvesting occurred from opportunistic and food off-take to specialised and commercial hunting. Rallidae and Anatidae were the targeted families, and Afrotropical species were more hunted than Palearctic species. Moreover, most of the targeted species had a "least concern" status in the IUCN red list of threatened species. Despite the high harvesting levels of the Malian and Egyptian sites, the total off-take seemed to occur at a lower level than at sites in Europe. This first survey conducted on this scale underlined that migratory waterbirds represent only a limited part of the food or income of the Sahel-Saharan human population. In order to secure both sustainable harvesting and environmental justice, international conservation efforts at the flyway level should implement a meaningful integration of Sahel-Saharan population cultural and subsistence needs and should engage all countries in a collaborative conservation and management approach across the entire migratory range.

Keywords: Palearctic migratory waterbirds, Sahel, Wetlands, Hunting and harvesting practices, Wildlife management, Environmental justice

1. Introduction

For conservation biologists (Vickery et al., 2014) and NGOs (BirdLife International, 2007), the message widely reported in the media[11] has been clear for several years: bird migration to Africa has always been risky, but in recent decades, the pressure of illegal and indiscriminatory capture, especially with mist nets along the coastline, is threatening the existence of many species because of its unprecedented magnitude. Is it to the point of making the African migration a journey to hell? If this

[11] The Guardian (2015). *Conservationists appalled at illegal killing of 25m birds a year in the Mediterranean*. August 26, 2015.

is a well-documented process for the North African coast and migratory land birds (Emile W. and Dereliev, 2014), what is the process like for waterbirds?

Every year, billions of birds link Europe and Africa by migrating between their breeding areas in the Palearctic region and their wintering areas in the Sahel-Sub-Saharan region (Hahn et al., 2009). It is estimated that among the 1593 Palearctic migratory species,[12] 360 species are waterbirds (Kirby et al., 2008). This subgroup includes many Anatidae (ducks, geese, swans), waders (godwits), Ciconiidae (storks and cranes), Rallidae (rails, coots, crakes, gallinules), Gruidae (cranes), Ardeidae (herons, egrets), and Pelecanidae (pelicans). Migration between Europe and Africa occurs along three migratory axes: the East Atlantic, the Central Europe-Black Sea-Mediterranean and the West Asian flyways (Folliot et al., 2018). This African-Eurasian connection provides benefits for humans and ecosystems (Bagstad et al., 2018; Bellisario, 2018; Green and Elmberg, 2014b; Holopainen et al., 2018). Nevertheless, for the period between 1970 and 2000, the Afro-Palearctic long-distance migratory species wintering in the Sahelian drylands have sharply or severely declining populations, more than those of short-distance or resident migrants (Kirby et al., 2008; Vickery et al., 2014). The main threatened families are Rallidae (-28%) and Anatidae (-19%). The African region has the second highest level of declining populations of Afrotropical and Palearctic waterbirds (181), with less than Asia (193) but more than Europe (98) (Wetlands International, 2012). To explain this decrease, much of the literature has highlighted physical and human drivers such as habitat degradation and loss due to climate variability and land-use change in connection with development policies and governance impacts from local to global scales (Amano et al., 2017; Gaget et al., 2018; Holopainen et al., 2018; Lemoine et al., 2007; Ramírez et al., 2018). These environmental concerns are a key issue of international waterbirds conservation coordinated by the African Eurasian Waterbirds Agreement (AEWA). However, the migration corridors are still barely properly identified and the national contexts are very diverse from both a social-economic and law perspectives. Wetland loss or quality degradation due to anthropogenic pressures such as urbanisation or farming development along the migration corridors necessary for stopovers are major threats (Merken et al., 2015; Vickery et al., 2014). More specifically, for example, it has been shown that the critical decline in black tailed godwit populations is due to habitat change related to intensive agriculture in European breeding areas. This led to increased predation on chicks but also to a decrease in food resources, thus increasing juvenile mortality (Schekkerman et al., 2009). However, there is very little evidence that habitat changes in the wintering areas have had a negative impact on these populations, particularly water and rice developments in the SRD and IND (Gill et al., 2007). Studies in African part are very rare and non-specific. Based on a study in Senegal considered to be representative of the Sahelian rangelands as a whole, Zwarts et al. (2018) show that 1.5 to 2.0 billion birds of all types have lost their habitat in half a century. Also, harmonizing national regulatory frameworks for land-use planning and biodiversity protection in the North and South, in line with multilateral agreements, is a huge challenge (Johnson et al., 2018).

However, very few studies have focused on the second factor, hunting, particularly in the main nonbreeding grounds, i.e., the Sahel- Saharan Region (Kirby et al., 2008; Madsen et al., 2015b; Salafsky et al., 2008; Vickery et al., 2014). The existing studies in Egypt (Elhalawani, 2015; Goodman and Meininger, 1989; Meininger and Mullié, 1981; Mullié and Meininger, 1983), Mali (Kone et al., 2007; Maiga et al., 2012; Wymenga, 2003), Senegal (Vincke et al., 1985) and West Africa (Roux, 1990) are

[12] According to the Convention of the Migratory Species (CMS) and BirdLife International definitions, excluding marine and coastal, nomadic species and altitudinal migrants

relatively old, have not been updated, and some lack detailed data on harvesting levels by species, socioeconomic dimensions and drivers. However, these previous studies showed that hunting and trapping practices and harvest intensities were highly variable and diverse and that the social-ecological context mattered (Ostrom, 1990). Even if we know through these studies that some species are specifically harvested in distinctive areas (Vickery et al., 2014), no recent global study has measured the level of harvesting and demonstrated its impact on wintering populations, especially at the local to regional levels, mainly due to the lack of reliable data. This information is key to achieving the twin objectives of transboundary biodiversity conservation and human well-being through the sharing, wise use and management of these renewable natural resources between European and African countries (Kark et al., 2015; López-Hoffman et al., 2010). However, in this context, it is also critical to consider this southern subsistence activity in the framing of local, national and international access rules in relationships with northern recreational hunting or population control activity. The development, implementation and enforcement of any management plan, regulations and policies are environmental justice issues (Kipriyanova et al., 2021; Lehtinen, 2009; Schlosberg, 2004), as they need fair treatment and the meaningful involvement of the local people involved in the harvest, consumption or trade of waterbirds.

In this paper, our aims were to (*i*) characterise waterbird harvesting in terms of quantities by species and ultimately by type (Palearctic or Afrotropical) and conservation status and (*ii*) describe hunting and trapping (techniques, seasons, reasons). First, we briefly present our case study sites and the methods used to collect data in each country. Second, we explore the main outcomes of our first analysis of the harvest levels for each species and wetland along the Sahel-Saharan strip. Finally, we discuss the main implications of our results for both national and international public policies of adaptive management and conservation of migratory waterbirds.

2. Methodology

2.1. Case study areas

The study was implemented in 2018 and 2019 in seven main wintering wetlands in five countries (Fig. 6 and Appendix 2.1). These wetlands are the Senegal River Delta (SRD) in Senegal, the Inner Niger Delta (IND) in Mali, the lakes Chad and Fitri (LD and LF) in the Lake Chad basin (LCB) in Chad, the Khor Abu Habil (KAH) floodplain in Sudan, and the lakes Burullus and Manzala (LB and LM) in the Nile Delta (ND) in Egypt. Five of these sites belong to the Sahel, a semiarid region situated between hyper-arid Sahara in the north and the African savannah also called the “Sudan zone” in the south (Sinclair and Fryxell, 1985).

2.2. Hunting definition and typology

According to Roulet (2004), we can define four main types of hunting: (i) self-consumption hunting as “local hunting (all species, especially medium and small game), for consumption within the family and close circle (food and sociocultural value)”; (ii) local commercial hunting as “hunting by villagers for supplemental income (often part of the same action as self-consumption hunting)”; (iii) tourism hunting as “small hunting” as “tourist hunting of game birds, warthog is often associated with it”; and (iv) living animal sale as “harvest of animals for sale for the purpose of captive breeding”.

The importance of tourism hunting that occurs in the SDR and LC is negligible for a variety of reasons (Degez et al., 2018). To our knowledge, two commercial hunting units for tourists have been running in Lake Chad since the increasing actions of the jihadist terrorist organisation of Boko Haram. In the SRD, 13 land leasing agreements are included in 8 hunting units, but despite the limited data collected on this hunt, it does not seem to exceed approximately 7000 individuals per season for an average of 300 tourist hunters (Degez et al., 2018). In Egypt, there is one commercial sport hunting on Lake Nasser, but this was not integrated in the study due to feasibility within the time frame of the study. Moreover, in the context of insecurity, as in Chad and Mali, hunting tourism is very low.

2.3. Sampling strategy and effort

To match the waterbird wintering season, surveys were conducted from January to April 2018 in sub-Saharan countries (equivalent to the dry season) and from July to October 2019 in Egypt. Each study area was defined according to previous studies for the sake of comparison or administrative limit layers, including wetlands. In this survey, we added a limit based on the distance from which we considered that harvesting in the area no longer takes place or is no longer connected to the wetland. For the IND in Mali, access to the villages was difficult due the high level of insecurity. For Egypt, the spatial configurations of villages within and around the lakes made the initial basic sampling by village difficult. Many family settlements (not considered villages) are scattered on islands. Therefore, a total of 118 villages and more than 50 Egyptian settlements were sampled for a total of 2240 people interviewed in 206 days. After cleaning, 2189 interviews were usable (Appendix 2.2).

According to the geospatial data available and the logistical and funding constraints, we decided to choose 20 villages per site by crossing the available population census, existing academic fieldwork and studies, and the connection to the lake. As a result, we randomly selected 20 villages where we were sure the activities were connected, oriented, and shaped by the wetland within a radius of 10 km (for KAH, SRD, LB, LM) to 30 km (for LC and LF) depending on the geographical configuration of the region. Then, for each selected village, we carried out an exhaustive census of households with the customary authorities and then randomly drew households to interview; we interviewed the head of household regardless of whether he was a hunter or gatherer (i.e., as we do not know the population of hunters or the importance of the practice within the society, and in order to understand the hunting pressure in a context of high diversity and multi-fold activities within a family according to seasons, we did this random selection within the general population without stratification, (Elmqvist and Olsson, 2006). To make it easier to answer the questionnaires, the survey remained anonymous. Each national ministry of environmental affairs in the five countries authorised these survey campaigns. In each village, the research team met the chief, sultan and all local authorities to present the objectives of the survey and obtain their authorization. The names of the villages were also anonymised to avoid any conflict with any public agency.

2.4. Questionnaire and harvest intensity proxy estimate

Data collection was based on a standardised questionnaire. The survey mixed a qualitative and quantitative approach and was split into two main parts: the characteristics of actors and their hunting practices/ trapping and the harvesting level. The first part contained a set of basic sociodemographic, socioeconomic, dietary and cognitive questions. Questions on food habits and representations of waterbirds were used as a means to obtain information on waterfowl use. If the respondents mentioned waterbirds in their diet list or if his social representation of waterbirds was food or income,

we questioned the origin of the game meat, and if it was from its own harvesting, we used the second part of the questionnaire related to off-take per species. This part included the following questions (per species): harvested species name, harvested reason, species choice reason, harvesting period, moment of the day, harvesting frequency, quantity harvested per session, and harvest techniques. We extrapolated this off-take information over a year through the average session frequency per unit of time and then adjusted it to the duration of the practice in the year. So, these memory-based estimates are an approximation of what is taken in the year 2017 +- 1 year. Also, in the question relative to hunting production activity, we ask them if they perceive an increasing or decreasing of harvesting for the last ten years. Despite a legal national framework for hunting in all countries, waterbird harvesting through hunting or trapping remains an informal and illicit activity for many people, whether for commercial purposes or for family consumption. Because we asked questions about activities that may have been illegal that could lead to fear, suspicion and incrimination, the interviews mixed direct and indirect questions (Whytock et al., 2018) and used triangulation (e.g., questions about social representation of waterbirds and household food habits). Old and recent literature has listed other sources of bias, such as memory bias or prestige bias (Atwood 1956 in Vernon, 1978), the rounding up of the respondent estimation of his seasonal bag (approximately 5%), or a nonresponse bias due to a null harvest that drives the potential hunter to not answer (Aubry and Guillemain, 2019). For all these reasons (representativeness, memory bias and nonresponse), for this exploratory study, we aimed to estimate a proxy of harvest intensity relative to our sample size and not a spatially extrapolable and exhaustive estimate of the overall harvesting at the regional scale. This proxy allowed us to make relative intersite comparisons in obtaining information on the species mainly harvested, the relative intensity of harvesting composed by the quantity, frequency and duration of harvesting. Because these wetlands provide habitats for Palearctic and Afrotropical waterbirds, a conservation approach must focus on both (Green 1996 in Williamson et al., 2013), and our survey integrated both. The questionnaire was designed according to a collaborative and iterative process where project members drafted, reviewed and tested the final questionnaire.

2.5. Data collection, processing and analysis

In each country, a national consultant was recruited to finalize the adaptation of the questionnaire to the local context (multiple choice items, lexicon and translation in local languages). Then, the first author trained a team of interviewers in the same way in all the sites to preserve the homogeneity and consistency of the study over the entire Sahelo-Saharan strip (objective and interest of the questions, translation of questions and key words, way of interviewing, method used to determine the quantities of birds used, etc.). The teams were mainly composed of alumni from social sciences and natural sciences. Experienced officers from the national administration partners were also selected to complete the teams.

The collection protocol was based on the use of the KoBoCollect smartphone application (https://www.kobotoolbox.org/). A specific one-week training was organised for interviewers, aiming to present the key topics and to describe and adapt the questionnaire to the local context. A test phase was organised, giving rise to a second version that was retested before validation and its field deployment. In addition to the digital questionnaire downloaded on the smartphone, they used a notebook for specific quotations. They corrected and completed all forms before sending them on the KoBoToolBox web platform where the data could be downloaded. A final cleaning was performed using the free software RStudio, and correspondence tables were used to record the raw data.

To estimate bird harvesting at each site, an elementary method was developed according to the context of the study. The quantities per species and session estimated by the interviewees were multiplied by the frequency of sessions according to the unit of this frequency (day, week, month, year) and reported to the duration of harvesting time (annual or specific seasons) to adjust the different annual harvesting levels. This method allowed us to obtain a harvesting intensity proxy by species but also per individual involved in this practice at different scales, i.e., intra-site and inter-site scales.

To ensure the accuracy of the bird name quoted, we systematically used the images of the West African WB ornithological guide (Girard, 2003) with the respondents. We also elaborated a nomenclature of all local names in the different languages (French, English, Arabic). Finally, tests for normal distribution and homogeneity of variances of raw and transformed data indicated a need to use nonparametric tests (Siegel and Castellan, 1988). Harvest levels were statistically compared between places using chi-square tests or Kruskal-Wallis tests (R Core Team, 2018).

3. Results

We present the global harvest intensity estimated, the harvesting intensity proxy estimated per species and wetland, and the main features of hunting practices.

3.1. Global waterbird harvest intensity estimates

Hunting bags were very different according to each site (Appendix 2.3). The harvests could be nearly marginal (SRD, KAH) to thousands of off-take (IND, LF, LC). The estimated annual total of harvested waterbirds in our sample was c.185,000 individuals. The wetlands with the most important hunting harvests were LB and LM in Egypt, with c.73,000 and c.47,500 individuals, respectively, followed by IND with c.29,000 individuals and LF with c.23,500 individuals. In the SDR, only two people out of 296 answered our questionnaire. Food hunting is almost non-existent in this area, excluding the occurrence of sporadic harvesting. Hunting concerned more tourists and commercial hunting units.

In terms of harvesting pressure, there was also a difference between sites: those with a high level of harvesting and a low number of respondents (IND, LM, LF), those with a high level of harvesting and a high number of practitioners (LB), and wetlands with a low level of harvesting and a low number of respondents (LC, KAH) (Appendix 2.3). In terms of number, the highest level of respondents for hunting questions was from the ND with 53% of the sample in LB and 15% for LM, followed by LCB with 16% for LC and 13% for LF and finally 4.4% for IND and KAH with very different harvesting rates.

3.2. Main harvested waterbird families and species

Forty-three bird species were declared harvested (Appendix 2.4). LB presented the highest diversity of birds (22), followed by LM (18), LC (11), LF and IND (10), and KAH (7). Rallidae (3 species, 45.1% of the total harvest bag, mostly common moorhen) and Anatidae were the most harvested families (16 species, 39.3%, mostly garganey, *Anas querquedula*), followed by Phalacrocoracidae (2 species, 4.9%, cormorant sp.), Ardeidae (6 species, 4.1%, cattle egret, *Bubulcus ibis*) and Scolopacidae (3.9%, godwit) (Table 4). Species from the family Phonenicopteridae (0.01%, greater flamingo, *Phoenicopterus roseus*) were marginally harvested. As expected, there was specificity between sites. Rallidae represented c.75% and c.50% of the off-take in LB and LM, respectively, while Anatidae accounted for over 90% of the off-take in LC and LF and was the main harvested family in the IND and KAH.

Table 5 shows that most of the harvested species were of low biodiversity conservation concern according to IUCN status (90%). There was one Afrotropical "vulnerable" species in the KAH (African woollyneck, *Ciconia episcopus*) and one in LC and LF (black crowned crane, *Balearica pavonina*); additionally, there was one Palearctic species in LB and LM (common pochard, *Aythya ferina*). The black tailed godwit (*Limosa limosa*) in the IND was the only "near threatened" species of global off-take. Moreover, 34% of the harvested species populations were estimated to be "increasing" and 29% were "decreasing" (according to the IUCN red list). It was in the IND where a large part of the off-take (more than 80%) was from a decreasing population, in contrast to LC and LF where 80% to 85% of the populations are increasing. For LB and LM, the distribution of the harvested population trend was more variable, with nearly 50% stability in LB and 36.6% increasing in LM.

Tableau 4 : Percentage per site of waterbirds harvested per family (quantity of individuals)

Family	Inner Niger Delta	Lake Chad	Lake Fitri	Khor Abu Habil	Lake Burullus 2019	Lake Manzala
Anatidae	**42,1**	**91,8**	**95,9**	**69,2**	**17,7**	**30,9**
Anhingidae	9,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Ardeidae	9,2	1,7	0,0	0,0	6,2	0,5
Ciconidae	0,0	0,0	1,6	**18,8**	0,0	6,1
Gruidae	0,0	3,7	0,1	0,0	0,0	0,0
Pelecanidae	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,5
Phalacrocoracidae	**14,0**	2,0	0,0	0,0	0,1	9,9
Phoenicopteridae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Podicipedidae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0
Pteroclidae	0,0	0,0	0,0	6,1	0,0	0,0
Rallidae	0,1	0,0	2,4	0,0	**75,3**	**47,7**
Scolopacidae	**25,2**	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Threskiornithidae	0,4	0,0	0,0	5,9	0,7	0,3

Palearctic species represent c.40% of the total harvested quantity (inter-site). We observed a clear distinction between sites according to Palearctic and Afrotropical proportions (Table 5). LB and LM showed the highest proportions of Palearctic waterbirds in the species choice (more than 50%). The IND presented the same proportion as LC, was less than the KAH with 25% of the species choice, and the Malian site had the highest proportion of Palearctic individuals harvested intra-site (60%), followed by LM (55%) and LB (42%). However, more than 75% of the total Palearctic waterbirds were harvested in LB and LM and 23% were harvested in the IND. In contrast, the LC, LF and KAH off-takes targeted more Afrotropical species (between 90 and 100%).

The main harvested species are common moorhen (*Gallinula chloropus*) (24%), common coot (*Fulica atra*) (12%), garganey (10%), white-faced whistling duck (*Dendrocygna viduata*) (9%) and spur-winged goose (*Plectropterus gambiensis*) (7%) (Appendix 2.5). There were also specific hunted species based on sites. More than 90% of the total harvested white-faced whistling ducks (i.e., a total of c.14,600 birds) and spur-winged geese (i.e., c.12,200 birds) were hunted in Lake Chad and Lake Fitri. Almost all vulnerable black crowned cranes (i.e., 376 ind.) were harvested at LC and LF. In IND, the main hunted species were Palearctic, e.g., garganay with 9,972 individuals (96% of the total harvested Garganeys), followed by black-tailed godwit (7,264 ind., 99%), sedentary African darter (2,580 ind., 99%) and

western cattle egret (2,280 ind., 83%). In Egypt, LB and LM hunted most of the Palearctic ducks, e.g., 45.5% of the total harvested garganeys, 100% of the 5,574 northern pintails, 5,367 of the common pochards, 3,540 of the northern shovelers (*Spatula clypeata*) and 2,208 of the mallards (*Anas platyrhynchos*). LB and LM harvested 93% of the total harvested Rallidae (i.e., 54,935 birds and 22,689 birds, respectively). Common moorhen was mainly harvested at LB (78%, 35,324 ind.) and LM (21%, 45,027 ind.) like common coots and purple swamphen.

Tableau 5 : Proportion of species and birds harvested according the IUCN status and population trend estimation and the proportion of migratory waterbirds.

				IND		LC		LF		KAH		LB		LM		TOTAL	
Status	**Description**	**n species**	**%**	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
LC	Low concern	39	90,7	18.751	65,2	8.526	87,7	23.318	99,0	1.762	89,1	69.180	94,9	45.912	96,6	167.449	**90,8**
VU (P)	Vulnerable (Palearctic)	1	2,3									3.735	5,1	1.632	3,4	5.367	2,9
VU (A)	Vulnerable (Afrotropical)	2	4,7			361	3,7	12	0,1	190	9,6					563	0,3
NT	Near threatened (M)	1	2,3	7.264	25,2											7.264	3,9
Decreasing		19	44,2	23.440	**81,5**	656	6,7	3.820	16,2	190	9,6	10.470	14,4	14.718	31,0	53.294	28,9
Increasing		13	30,2	2.425	8,4	8.231	**84,7**	18.934	**80,4**	1.438	**72,7**	14.478	19,9	17.418	**36,6**	62.924	**34,1**
Stable		5	11,6	150	0,5			576	2,4	324	16,4	35.463	**48,6**	9.942	20,9	46.455	25,2
Unknown		6	14,0									12.504	17,1	5.466	11,5	17.970	9,7
Percentage of palearctic species cited					15,4		14,3		9,1		25,0		77,3		55,6		
Percentage of palearctic individuals harvested (intra-site)					59,9		1,8		0,8		9,6		41,8		54,9		
Percentage on the total of palearctic WB harvested (inter-site)					23,2		0,2		0,3		0,3		41,0		35,1		

LB harvested 60% of the hunted Ardeidae of the region, e.g., 100% of the 2,454 squacco herons (*Ardeola ralloides*) and 1,821 of the grey herons (*Ardea cinerea*), while LM harvested 77% of the hunted Ciconidae, e.g., 91% of the 3,154 white storks; and 52% of the total harvested Phalacrocoracidae of the region (e.g., 98% of the 4,788 great cormorants (*Phalacrocorax carbo*)). Most of the spoonbills were harvested in Egypt (72%, 600 ind.). In KAH, the main harvested species were white-faced whistling ducks (1,016 ind.), Ciconidae (all 190 harvested African woollynecks and 112 African openbills (*Anastomus lamelligerus*)), 352 spur-winged geese and 117 spoonbills.

3.3. Hunting and trapping characteristics

The techniques used for hunting were very diverse according to the sites and species (Table 6). The number varied between 3 (KAH) and 9 (LM). The main technique used was trapping, particularly in KAH, LM and LC. Exceptions were for the IND with nets and the LF with hooks, even if traps were the second technique cited. Call device was only used in Egypt as poison in LF. Trapping was the technique used for a large number of species, between 4 (IND) and 15 (LM). Poison in LF seemed to be the main technique due to the use of traditional rifles. Except for KAH, people used a variety of techniques per species even if some allowed them a higher harvested quantity according to the species, such as trapping for the spur-winged goose and rifle for the white-faced whistling duck in LC. In LF, hooks were the technique with the highest level of harvesting for these two species. The highest level of individual harvest resulted from the use of nets for harvesting black-tailed godwits, cormorants and garganays in the IND (≥ 20), nets and rifles for white-faced whistling ducks in LC (≥ 20), nets for white-faced whistling ducks in KAH (≥ 25) and hooks for moorhens in LM (≤8).

Tableau 6 : Percentage of techniques used by sites

	Inner Niger Delta	**Lake Chad**	**Lake Fitri**	**Khor Abu Habil**	**Lake Burullus**	**Lake Manzala**
Net	**38,6**	18,6	15,3	1,7	4,5	1,4
Shotgun	18,1	22,2	0,5	5,1	**34,8**	3,9
Hook	2,3	20,4	**25,4**	-	10,9	11,2
Trap	20,5	**25,7**	16,3	**93,1**	10,1	**28,9**
Slingshot	4,5	5,3	5,3	-	-	-
Call device	-	-		-	3,9	15,1
Poison	-	-	0,5	-	-	-
Torch and stick	6,8	-	16,3	-	3,6	14,2
Hand/Moult	-	2,7	9,6	-	-	-
Mansaab	-	-	-	-	12,7	2,1

Most of the time, hunting occurred during the daylight for Sahelian wetlands in the IND (50%), LC (74.8%), LF (60%), and KAH (80%) but largely at night in Egypt, LB (80%) and LM (66%). The hunting season was different according to the sites and species, particularly between the IND and LC and LF. In the IND, black-tailed godwit was hunted mainly during December, January and February, the wintering season. Usually, no hunting occurred during the lowest levels of the Niger River (from March to July), except for the harvest of spur-winged geese. In LC, the hunting of the white-faced whistling ducks occurred during this period of low water levels. In LF, the nonhunting season extends from August to October for the spur-winged and fulvous ducks. However, during the low-water season, July was a key hunting period for both Chadian lakes. Concerning the KAH, the only period mentioned for hunting was from April to August, and high rainfall may increase the hunting period as well as the cropping and harvesting period for the main agricultural productions, such as sesam, sorghum, peanut, and bean

(October, November). Finally, in Egypt, the main hunting season for all species was from September to October for the two lagoons, even if hunting occurred year round.

According to the answers, hunting was driven first by the necessity of food at all sites (>70%). The marketing dimension followed this motivation (ranging between 28% in LC to 53% in the IND). Per species, we obtained the same tendencies with more details for 3 sites (IND, LC and LF). For the IND, the main reason for species choice was the low cost of the main harvested species (garganay, black-tailed godwit and cormorant). Garganay was also defined as "nutritive". These last two characteristics seem to stimulate the "demand" that can drive harvesting. In LC, "demand" also seemed to be a strong driver for harvesting, particularly for the two main species used, spur-winged goose and white-faced whistling duck. Interviewees mainly underlined that nutritive and taste were the reasons for this demand. Moreover, symbolic and aesthetic dimensions must be considered. For instance, the black crowned crane is trapped and breeds as an ornamental waterbird that brings happiness to people. Finally, in LF, despite the higher diversity of answers, accessibility and availability were largely mentioned as facilitating hunting activity.

The majority of the interviewees practised agriculture and fishing, generally self-consuming and marginally selling killed birds. In the vast wetland areas of the sites in Mali and Sudan, probably due to low human densities and infrastructure availability, self-consumption prevailed. Wild meat constituted more than 20% of the meat consumption of interviewees in the IND but also in LC and LF. Nevertheless, approximately 20% of the people who hunted were exclusively commercial hunters.

4. Discussion and future directions

This work was the result of a major empirical survey and is unprecedented in terms of its geographical scope and means used to collect the information. Below, we first discuss the methodological limitations, the waterbird harvest assessment results, and the main practices in use; additionally, we focus on North-South harvesting-level comparisons before ending with a set of recommendations.

First, from a methodological point of view, it is important to highlight three limits. The first is based on the fact that hunting is often an informal and illegal activity that remains difficult to explore and understand (Mathevet and Mesléard, 2002; Nuno et al., 2013). Information based on self-reported data is therefore difficult to collect and cross-check . Moreover, Jihadism in the Sahel and political tensions hamper scientific monitoring and biodiversity conservation. This socio-political situation hinders the knowledge of harvesting and consumption chains in many regions important for waterbirds. Second, many parameters could not be considered because either the relative data do not exist or they are not sufficiently reliable, updated or available (human demography and village census, ratio of hunters or gatherers, population dynamics of palearctic and Afrotropical species, period of presence on the study sites). Despite these limitations, we designed a basic method adapted to each site but standardised at the regional level to produce the targeted information and to be able to make comparisons. As we are dealing with an estimated average, we assume that what has been estimated at time *t* is extrapolable and adjustable to the duration of the activity in the year, as detailed by the interviewee of each site. However, as we investigated in the main wintering wetlands with high concentrations of waterbirds, we cannot robustly extrapolate in space (i.e., at each country level). These biases make any North-South comparison along the flyway difficult. We are therefore talking about the current situation for a given sample without being able to reflect any trend for the moment.

We were starting from almost zero, particularly for four sites (SRD, LC, LF and KAH) for which we had no basic data. Our results now make it possible to set up and coordinate appropriate monitoring with a more precise view of the dynamics of harvesting for each site and for the whole Sahelo-Saharan Region. The third limitation relies on the choice of a standardised questionnaire approach; it tends to erase the details of the social and cultural practices and relationships that could be determining drivers in consumption patterns and choices. Such quantitative surveys should be systematically combined with qualitative socio-ethnological surveys.

Regarding the recognition of WBs by the respondents, the results show a consistency that validates the identification of species (we remove some obvious mistakes from the analysis). The only bias that may remain is that respondents could only cited the main species they remembered. It is likely that they forget some species. This is a usual problem for this type of exercise as Guillemain et al. (2016) have faced during their survey for the 2013-2014 hunting season in France based on a memory-based questionnaire. Overall, we observed that the respondents had their own knowledge of WBs, and that this knowledge is not hierarchical in relation to other knowledge of different natures. Of course, an ethno-linguistic study would allow us to learn more about the local classification and categorisation of species (Garine et al., 2013) and to characterise local ornithological knowledge (LOK). For instance, in Lake Fitri, three Palaearctic species were grouped together under the same name “Norgorno”, but this did not affect the results, since it is largely the Afro-tropical species that are collected there and distinctly named. Aiming to assess if the respondents deliberately avoided naming protected species, we also questioned the legal knowledge of the interviewees. The main outcome is that the rules of positive law are not well known on the ground. Moreover, our results are consistent with the limited existing data. Finally, because of the organisation of the questionnaire, the explanations and the attitude of the interviewers, few people were afraid to answer. Those who were afraid to talk were not forced to answer to the questionnaire and were not included in (which does not affect the percentage of respondents to the questions on collection practice, or prevalence).

Second, we observe great diversity in the levels of harvest and hunting pressure between sites. Our results are in line with those from the existing literature for Egypt and Mali (Mullié and Meininger, 1983; Kone et al., 2007; Wymenga, 2003) but are new for Chad and Sudan. If some mean harvesting estimate per individual (and their standard deviation) seems too overestimated, particularly in the IND, LF and LM, we must remember that we are addressing year-round hunting activity more or less focused on food and commercial needs. However, they do not consider the off-take from existing commercial hunting units for foreign tourists, which may constitute the bulk of the hunting harvest in Senegal (Degez et al., 2018) with c. 7000 waterbirds and in Egypt but without a specific study (BirdLife International, 2006).

Concerning the main species collected, our results are in line with pre-existing studies (Elhalawani, 2015; Goodman and Meininger, 1989; Meininger and Mullié, 1981; Mullié and Meininger, 1983; Kone et al., 2007; Wymenga, 2003). We can highlight that Palearctic species represent more than 55% - or 42% depending on the site – of the hunted species in the ND and 60% of those in the IND. Seventy-six percent of the total harvest of Palearctic waterbirds is carried out only in the ND and 23% is in the IND, underlining the importance of these two sites for these migrants. Several lessons can be drawn from these results: (1) the existence of two migratory flyways along which people take the available species (Kirby et al., 2008) is well observed. Thus, in the central zone (Chad and Sudan), mainly Afrotropical Anatidae are taken, whose populations are increasing, while in the eastern migratory axis (in Egypt)

mainly Palearctic Anatidae are hunted, whose populations are decreasing; (2) Egyptian sites are thus the main places for the hunting of Palearctic ducks, in particular garganeys, common teals and pochards, northern pintails and shovelers; (3) the IND is also the main site for the taking of two important Palearctic species: garganey and black-tailed godwit; (4) the Chad and Sudan sites mainly harvest Afrotropical (resident or short migrants) species whose populations are increasing; (5) 90% of the harvested species have a "Low Concern Conservation" status according to the IUCN. A set of recommendations could therefore be proposed. In general, the 19 harvested species whose populations were declining and the 6 species whose trends were not clearly identified could be specifically monitored in the main wintering wetlands. More specifically, awareness-raising campaigns could be combined with more detailed studies of both garganey and black-tailed godwit hunting at the IND to rapidly restore a more favourable conservation status. Similarly, efforts should be made to assess, reduce or stop the taking of species classified as vulnerable by the IUCN, such as the black-crowned crane in Chad, the African wollyneck in Sudan, and the common pochard, northern pintail and shoveler in Egypt, whose population sizes are declining.

Third, according to Petrozzi (2018), bird taxa do not represent an important proportion of the bushmeat in general in Africa and our results are in line with this statement. There are very few if any studies of terrestrial or water bird hunting in general in the Sahel. Guinea fowls and quails are the main terrestrial species harvested (pers. obs.). In the context of wetlands, the main taken or exposed species are anatidae and rallidae. As everywhere, availability, capturability, accessibility, nutritional and gustatory qualities may contribute to local hunting pressure on land and waterbirds. This "hunting" practice seems to be determined by many factors. Our results show situations shifting between two use systems: (*i*) an opportunistic use of a variable natural resource (Palearctic or Afrotropical) according to climatic, hydrological and economic drivers to answer in a complementary or substitutional manner to food needs; (*ii*) an organised and specialised hunting system supplying markets and the function of a demand. Overall, the summary study of the drivers is to be developed, but we can already emphasise that the main reason for harvesting is self-consumption, even though sales are very widespread. The choice of species is explained by a compromise among abundance, catchability, weight and food interest. In general, in line with the FAO studies[13], the interviewed people would consume wild duck because there would not be enough meat, such as chicken, from domestic breeding on the local market in the Sahel region or because it is considered too expensive. Furthermore, bird catches with fishing nets are easy opportunities to obtain wild bird meat in addition to fish. Defining the cultural, sociodemographic and economic drivers of these practices by multivariate analysis is the next step of our study. The challenge could be to identify common patterns in a multisite study across the Sahel-Saharan region and its multicultural, economic and legal contexts.

Fourth, not only it is difficult to obtain good estimates of Palearctic and Afrotropical population size and trends in the North and South, but it is more difficult to obtain unbiased and precise estimates on hunting pressure through the total amount of harvest numbers in Europe (Guillemain et al., 2016; Hirschfeld et al., 2019; Johnson et al., 2018; Mathevet and Mesléard, 2002) and the number of people involved (Hirschfeld et al., 2019) (Appendix 2.6). Thus, obtaining robust data in southern countries, especially in the Sahel, remains challenging, as we have experienced in this work. We are confronted to the problem of spatial extrapolation, especially for important sites such as IND, LF, LB and LM as described above. Determining the sustainability of harvesting was one of our initial objectives using

[13] http://www.fao.org/3/ak771f/ak771f00.pdf

the Maximum Population Growth Rate method (Lormée et al., 2020; Niel and Lebreton, 2005), which is well suited for data-poor contexts. This is one of the limitations of our study and certainly an unattainable goal in such study area. Therefore, a long-term participatory monitoring of harvesting should follow our exploratory study. The first phase of participatory management can thus be the determination of the size of the resource withdrawn by involving local and national actors in order to dispel any fear of repression or punishment. Numerous methods exist today, such as the Management-Oriented Monitoring System or MOMS method (Mbaiwa, 2015). This would allow us to estimate local removals more comprehensively and realistically, to identify trends and to evaluate the harvesting sustainability. Our study shows the limits of an initiative involving only "exogenous" experts who have no control over the dynamics of local resource use.

Nevertheless, we can observe that the Palearctic species targeted in Europe are not the same as those in the SSWW (Appendix 2.6): if the Europeans seem to hunt more mallard and common teal, with increasing or stable population, it is the garganey, with a decreasing population, that is mainly caught exclusively in the IND, LB and LM. In addition, although it is difficult to define for each species the precise reason for its population decline, hunting pressure along migration flyways and on breeding and wintering sites is the second most important threat after habitat change (Kirby et al., 2008). Almost half of the populations of huntable species in Europe are in decline (Madsen et al., 2015b) as well as in our study areas. Indeed, 45% of species harvested in SSWW have populations estimated by the IUCN to be in decline, while the trend is reversed in terms of numbers of individuals harvested per species. In addition, more than half of the Palearctic species caught in the surveyed SSWW belong to populations estimated to be declining (almost entirely caught in IND and ND), while almost three quarters of the Afrotropical species caught belong to stable or increasing populations (mainly in LCB). So, should conservation efforts be concentrated in Europe, where Palaearctic birds breed, or in the SSWW or along the entire flyway? Should efforts be concentrated on habitat conservation or hunting regulation ?

Due to the variability of inter- and intra-site contexts and variables influencing the practice, it is difficult to extrapolate our estimate to the whole population. However, it seems difficult to imagine that there could be as many hunters in Sahelian areas as in Europe. From these points, our first outcomes lead us to think that the hunting harvest level in the South appears low compared to the Afrotropical and Palearctic waterbird populations of the main targeted species, at least not more than the North off-takes. Therefore, before imposing or building any new constraints on the use of waterbirds on local human populations that are vulnerable in terms of health and economics in difficult environments, it is advisable to reflect on the recreative hunting practices of European countries (including Russia, a country that has not ratified the AEWA and hosts a large proportion of Palaearctic breeding birds). Of course, quantifying hunting sustainability is complex and challenging (Boere et al., 2006; Brochet et al., 2016; Lormée et al., 2020), and this work does not assess all parts of this topic. Because waterbirds are obviously an important source of protein for locals, we should avoid basic assessment of hunting sustainability, as any overly conservative rules may rapidly impact the livelihoods and wellbeing of local resource users. However, we should also avoid any overexploitation in the context of both human demography and social inequitable growth. To meet the objectives of the AEWA, we need to address the issue of environmental justice in terms of recognition, access and sharing of a borderless resource. This creates a link notably by responding in the North to the mainly recreational needs of a formal hunt, mainly using guns, and in the South to the needs of food and/or economic subsistence through an informal if not illegal hunt, mainly using nets and traps.

Finally, we recommend a set of future studies to build a more robust picture of the situation in each key wetland. It is crucial to better characterise the practices, revenues and off-take of private hunting in Chad and Egypt. It is also important to locally assess food hunting in relation to the regulation of species that can cause crop damage, especially in rice fields, as identified in Senegal (Elphick, 2010). In the context of the AEWA, a participatory science mechanism could be implemented for each site to (1) better understand the local stakeholders' interplay and characterise the economic sectors based on waterbirds and (2) better measure the level of harvesting with a participatory monitoring mechanism. It would also be interesting to study local ornithological knowledge and assess the level of species recognition error and (3) better integrate hunting activity and wetlands into land-use planning policies. Such an approach would make it possible to foresee the development of adaptive management of exploited populations in Europe and Africa as recommended by the AEWA (Boere et al., 2006) and fair management leading to wise use of wetlands in general, in line with the recommendations of the Ramsar Convention.

5. Conclusion

Overall, our main results suggest that the migration from the Palearctic to the Sahelo-Saharan wintering wetlands is probably not a flyway to hell. The answer to our open question is much more nuanced. Our results show that waterbird harvesting is widespread and occurs at high levels in Egypt and Mali. The results also reveal that most of the harvested species are not Palearctic or that they involve stable or increasing populations of species of less concern to the IUCN. This work also shows the importance of waterbirds for the livelihood and wellbeing of some local people. From that perspective, some species, such as garganey, black-tailed godwit, black-crowned crane and common pochard, appear to be potentially impacted by local hunting, although this result remains to be studied in detail. It remains important and urgent to quantify hunting sustainability to further assess the conservation status of the species and populations affected as well as the contribution of the African hunting harvest and its socioeconomic, cognitive and cultural drivers. Biodiversity and livelihood are threatened by current harvesting trends mainly in Egypt but also in Europe. It is necessary to implement participatory monitoring programs for the hunting levels and numbers of species and populations in each of the studied sites to foster the development of genuine adaptive and wise management at the scale of the sites and of all the countries concerned by the migratory routes. We believe that this paper will be a step towards a stewardship approach based on greater international collaboration to meet the numerous challenges of conservation at a flyway level (Johnson et al., 2018; Mathevet et al., 2018).

Chapitre 3 - Wildlife and Livelihoods: dependence of human populations on waterbirds in the Sahel-saharan wetlands



Photos illustrant un groupe d'oiseaux d'eau sauvages (dendrocygnes veufs) de leur lieu de vie à leur utilisation et transformation (Crédits photos : CIRAD-RESSOURCE, 2019 et Triplet et al. (2021)

Reproduit de l'article:

Deniau, C.P., Mathevet, R., Gautier, A., Cornu, G., Le Bel, S., (2022 submitted). Wildlife and Livelihoods: Dependence of Human Populations on Waterbirds in the Sahel-saharan Wetlands. Conservation Biology

Résumé de l'article

Nous avons mis en évidence que les prélèvements d'oiseaux d'eau afrotropicaux et afropaléarctiques dans les zones humides sahélo-sahariennes sont pratiqués avec différents niveaux d'intensité selon les sites. A partir des caractéristiques de ces prélèvements en termes d'espèces nous avons également discuter du partage des responsabilités de l'utilisation et de la gestion des oiseaux d'eau le long des couloirs de migrations entre les parties prenantes. Afin de comprendre la variablité de ces prélèvements nous avons caractérisé l'utilisation post prélèvement de la venaison et estimer le niveau de dépendance alimentaire et économique.

Nous avons mené une enquête par questionnaire sur les modalités d'utilisation de cette ressource dans les 7 principales zones humides sahélo-sahariennes (ZHS) afin de déterminer si le niveau de dépendance humaine vis-à-vis des contributions des oiseaux d'eau à leurs conditions de vie matérielles explique cette variabilité d'intensité de prélèvement.

A l'échelle de toutes ces zones humides, nos résultats montrent que les prévalences des pratiques dans l'échantillon total correspondent aux résultats précédents sur les prélèvements. La pratique la plus répandue est la consommation qui s'élève jusqu'à 80% pour les lacs du delta du Nil. Les oiseaux d'eau, notamment les Anatidés et les Rallidés, représentent une ressource complémentaire et un substitut utile en termes de régime alimentaire, couvrant en moyenne 50% des besoins journaliers en protéines pour près de 42% de l'échantillon enquêté. Ils constituent un aliment apprécié pour ses valeurs nutritionnelles et gustatives et une ressource de choix en termes d'accessibilité et de disponibilité, notamment durant toute l'année pour les oiseaux d'eau afrotropicaux. Ils constituent également une source de revenu complémentaire appréciable, notamment en période de faible production piscicole. L'organisation des filières commerciales correspond aux sites ayant la plus forte intensité d'utilisation et indique l'importance de la ressource dans les économies locales. Avec un prix de vente moyens de 2,5 ± 0,5€ pièce pour les principales espèces d'anatidés, ceux-ci représentent 71% du flux monétaire de ventes total. Si l'espèce la plus chere est l'oie armée de Gambie avc 3,5€ (la plus communément prélevées dans les sites sub-sahariens), c'est la sarcelle d'été qui est la plus rentable au poids avec 9€/kg et générant le cash-flow le plus élevé pour 61% dans le delta intérieur du Niger. Notons que les valeurs les plus élevées pour chaque espèce sont dans les sites où elles sont les plus vendues. Le niveau d'utilisation, la rentabilité et les alternatives très faibles ou inexistantes à l'origine de cette dépendance alimentaire et économique expliquent en partie les variations de l'intensité de la récolte.

Ces résultats suggèrent la nécessité d'un suivi plus détaillé de la chaîne d'approvisionnement et de la consommation des ménages, et peuvent contribuer à améliorer la gestion des ressources et les politiques internationales de conservation des oiseaux migrateurs, telles que celles menées dans le cadre de l'AEWA et de Ramsar. Cette dépendance, bien que variable selon les sites, demande également d'étudier l'organisation des sociétés et communautés qui interagissent avec cette ressource. Comprendre les relations de gouvernance entre acteurs et avec la ressource ainsi que les savoirs liés, partagés, distribués entre ses partie-prenantes constitue une étape nécessaire pour comprendre plus finement la dynamique de ce système « oiseau d'eau – humains ».

Wildlife and Livelihoods: Dependence of Human Populations on Waterbirds in the Sahel-saharan Wetlands.

Christophe P. Deniau [a,*], Raphaël Mathevet [b], Denis Gautier [a], Guillaume Cornu [a], Sébastien Le Bel [a]

[a] Cirad, UPR Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France

[b] CEFE, Univ Montpellier, CNRS, EPHE-PSL University, IRD, 1919, Route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5, France

Abstracts

Waterbird harvesting in the Sahelo-Saharan wetlands takes place with different levels of intensity depending on the wintering sites. We conducted a survey by questionnaire on the modalities of use of this resource in the 7 main Sahelo-Sub-Saharan wetlands (SSSWs) to determine whether the level of human dependence on waterbird contributions to living conditions explains this variability. At the scale of these SSSWs, waterbirds, notably Anatidae and Rallidae, represent a complementary resource and a useful substitute in terms of diet, covering on average 50% of the daily protein requirements for nearly 42% of the survey sample. They are a food appreciated for their nutritional and taste values and a resource of choice in terms of accessibility and availability, especially during the whole year for Afrotropical waterbirds. They also provide a valuable additional source of income, particularly during periods of low fish production. The organization of commercial supply chains corresponds to the sites with the highest intensity of use and indicates the importance of the resource in the local moral economies. The level of utilization and the very low or non-existent alternatives at the root of this food and economic dependence explain in part the variations in the intensity of harvesting. These results suggest the need for more detailed monitoring of the supply chain and household consumption, and may contribute to improving resource management and international migratory bird conservation policies, such as those carried out within the framework of AEWA and Ramsar.

Keywords: bushmeat, waterfowl, Africa, Migratory bird, Supply chain, Hunting and harvesting practices

1. Introduction

The harvesting of waterbirds by human populations living along the shores of large Sahelo-Sub-Saharan wetlands (SSSWs) has been the subject of a recent study (Deniau et al., 2022). This study showed very heterogeneous levels of total and individual harvests between sites within the sampled population. It also shows the diversity and specificity of the catches in terms of choice of species, particularly between those of the "Afrotropical" or "Palearctic migrant" categories. To explain these variations in the intensity of use, we propose to explore and determine the modalities and importance of household uses of waterbirds hunted in these sites, particularly food and trading uses (Schulte-Herbrüggen et al., 2013). This knowledge is needed to estimate the sustainability of the use of the resource, particularly in light of the key conventions ratified by these states, such as the African-Eurasian Migratory Waterbird Agreement (AEWA) and the Ramsar Convention (Boere et al., 2006), which recognize the potential role of waterbirds in contributing to the food and socio-economic security of Sahelian populations.

Overall, animal protein consumption remains a challenge in Africa, particularly in West and Central Africa, mainly in terms of access but also in terms of dietary patterns (ACET, 2014). Meat and meat products, generally complementing staple foods, account for a very small share of food energy needs in Sub-Saharan Africa, and this consumption increases with education, income, and urbanization (Oniang'o et al., 2003). Other socio-cultural variables (e.g. beliefs, customs) may also influence household food choices (preferences, sharing, distributions) (Oniang'o et al., 2003). Similarly, specific food taboos may condition the use of certain species and restrict them to particular practices and individuals (e.g. ceremonial, learning) (Meyer-Rochow, 2009). In urban areas, where purchasing power is higher than in rural areas, the consumption of animal products (meat, fish, milk) can reach 30% (Bricas et al., 2013). In addition, these urban centers can capture the dietary practices of populations from rural areas who originally grew food crops based on self-consumption, which have now become commercial. These food and commercial crops are the basis of more or less intensive and structured supply chains whose viability depends on production capacity (Bricas et al., 2013; Dongmo et al., 2012).

Bushmeat is "the meat of any wild animal killed for subsistence or commercial purposes" (ACET, 2014) and includes mammals and birds as well as reptiles and amphibians (Nasi et al., 2008). It is seen as a source of animal protein and an important component of the diet of many communities in Africa to the point of being the focus of specific supply chains (Bennett and Robinson, 2000; Booth, 2021; Van Vliet and Nasi, 2008). With about 30 gr of protein per 100 gr of meat, bushmeat is generally recognized as being higher in protein and vitamins and lower in fat than domestic meat (Ntiamoa-Baidu, 1997; Oduntan et al., 2016). Its use for commercial and income-generating purposes is recognized as a major component of the rural informal economy (ACET, 2014; Bahuchet, 2000; Booth, 2021; de Merode et al., 2004) In general, it is difficult to estimate the economy and consumption of bushmeat due to its generally illicit nature. However, some characteristics and control variables have been listed such as livelihoods and food preferences (ACET, 2014). Preferences for this type of meat may be related to the fact that it is considered better for health, having more taste, or even medicinal qualities (van Vliet and Mbazza, 2011). For the poorest households, bushmeat represents the largest share of income and consumption, especially during periods of food shortage and hunger (ACET, 2014; de Merode et al., 2004; Nasi et al., 2008; Schulte-Herbrüggen et al., 2013). Thus, a portion of the population may be dependent on bushmeat for their diet. Despite the difficulty of evaluating formally this food intake in people's diet and their economic dependence on this food (dynamics of use, reasons, availability of

alternatives especially in periods of vulnerability), its knowledge remains essential to improve the vision and action of wildlife management and conservation policies (Allebone-Webb, 2009).

The importance of bushmeat as a source of food and income has been extensively studied throughout the African continent except for the Sahel-Saharan area (Allebone-Webb, 2009; Bharucha and Pretty, 2010; Milner-Gulland and Bennett, 2003). Indeed, there are very few if any studies on bushmeat use in this region and in particular on waterbirds, which are regarded as the least important taxon in bushmeat terms in West and Tropical Central Africa (Petrozzi, 2018). Green and Elmberg (2014) listed a range of ecosystem services provided by waterbirds, including Anatidae for their meat and the economic impact of their exploitation through hunting in the Western world (USA and Europe), but nothing or so few for Sub-Saharan Africa. However, according to Deniau et al. (2022), waterbird harvesting in SSSWs is not trivial, and it can be hypothesized that it improves the living conditions of some human populations in these regions, or even makes them dependent on this resource all or part of the year. Although some studies have been conducted in the Nile Delta and the Inner Niger Delta, they are old or not sufficiently detailed (Elhalawani, 2015; Kone et al., 2006; Maiga et al., 2012; Mullié and Meininger, 1983; Wymenga, 2003). For instance, for IND, Kone et al. (2002) in Wymenga et al (2003) reported that 90% of the harvested waterbirds are sold and Sultanian and van Bukering (2008) estimated around 50 000€ the total direct use value for consumption. It is, therefore, necessary to better understand the pattern, dynamics of flows and actors that organize the supply chain from harvest to consumption of waterbirds, in particular, to be able to propose relevant actions for sustainable management and conservation of the species at stake (Cowlishaw et al., 2005; Nielsen et al., 2016; Van Vliet et al., 2019).

Our study aimed to explain variations in harvesting intensity by determining the modalities and importance of the use of the waterbird resource along the supply chains analyzed for each site. To do this, we described the utilization in terms of prevalence, flows of goods and money, species, temporal variations, actors, profitability, coverage of protein needs, and reasons given by the survey respondents. We examined the following three hypotheses: (i) waterfowl harvesting and use intensities are positively correlated with perceived accessibility and preference for the waterfowl resource for its nutritive and lucrative value; (ii) harvesting intensity is greater the more food-insecure the period; and (iii) it is an available and favoured source of animal protein in areas where alternatives are almost non-existent. We present below the study sites, our sampling effort, our questionnaire survey method, and the performed analyses. We then present the main results and suggest some perspectives.

2. Methodology

2.1. Case study area

The study was implemented in 2018 and 2019 in seven major wintering wetlands in five countries (Figure 6 and Appendix 2.1). These wetlands are the Senegal River Delta (SRD) in Senegal, the Inner Niger Delta (IND) in Mali, Lakes Chad and Fitri (LC and LF) in the Lake Chad Basin (LCB) in Chad, the Khor Abu Habil Floodplain (KAH) in Sudan, and Lakes Burullus and Manzala (LB and LM) in the Nile Delta (ND) in Egypt. Five of these sites belong to the Sahel, a semi-arid region between the hyper-arid Sahara in the north and the African savannah is also known as the Sudanian zone in the south (Sinclair

and Fryxell, 1985). Because the use of waterbirds by local people is almost non-existent in the SRD (Deniau et al. 2022), we do not include it in this paper.

2.2. Sampling design

To correspond to the wintering season of West Palearctic migratory waterbirds (a constraint related to the project on which this study was contingent, see Acknowledgements section), surveys were conducted from January to April 2018 in the Sub-Saharan countries (equivalent to the dry season) and from July to October 2019 in Egypt. Each study area was defined based on the few previous studies for comparison purposes, administrative boundaries, or wetland boundaries. For the IND in Mali, access to villages was difficult due to high levels of insecurity. For Egypt, the spatial configuration of villages in and around the lakes made it more difficult to sample by the village as originally envisioned. Indeed, many family settlements (not considered as villages) are scattered on islands.

Based on available geospatial data, logistical and financial constraints, we randomly selected 20 villages per site within a radius of 10 km (for KAH, SRD, LB, LM) to 30 km (for LC and LF) by cross-referencing available population census, existing academic work and studies, and connection to the lake. We. For each village selected, we conducted an exhaustive census of households with the customary authorities and then drew lots to select the households to be interviewed; we interviewed the household head, whether he or she was a hunter or not. Since we did not know the population of hunters or the prevalence of the practice in society, and to understand the use of waterbirds in a context of great diversity and multiplicity of activities within a household depending on the season, we proceeded with this random selection within the general population without stratification (Elmqvist and Olsson, 2006). To facilitate the response to the questionnaires, the survey remained anonymous. Each national ministry of environmental affairs in the five countries authorized the survey campaigns. In each village, the survey team met with the chief, the sultan, and all local authorities to present the objectives of the survey and obtain their permission. The names of the villages and ethnic groups were also anonymized to avoid conflict with any government agency.

A total of 118 villages and over 50 Egyptian settlements were surveyed for a total sample of 2,240 people interviewed over 206 days. After cleaning, 2,189 interviews were analytically usable (Appendix 2.2).

2.3. Questionnaire design

The first objective of the questionnaire submitted to the respondents was to estimate the food and economic importance of the "waterfowl" resource for the households. Based on the estimates of these contributions, the declared reasons, and the availability of alternative options (i.e. access to other sources of animal protein), this questionnaire was intended to estimate the level of dependence on the resource (Allebone-Webb, 2009). The questions were also designed to assess the prevalence of these practices in the sample (Nuno et al., 2013), the amount of waterbirds used, the relative proportion and frequency in the diet, the coverage of the average daily per capita animal protein intake, and the average annual cash flow and the income derived. The questionnaire was also designed to characterize the profile of the respondents through a series of potentially explanatory variables: age, length of residence in the village, mother tongue, household size, household metabolic energy requirements, dietary diversity, income-generating activities, and diversity of activities. Using the commodity chain approach (Bowen-Jones et al., 2003; Cowlishaw et al., 2005; Nielsen et al., 2016; Van

Vliet et al., 2019), all of the information thus produced allowed us to draw the contours, structure, and dynamics of the commodity chain organized according to flows (products, services, financial) and operations (technical such as processing) around agents for each site. To be sure to capture information on the entire value chain, we organized the questionnaire according to 4 practices or stages of the value chain: collection, sale, purchase, and consumption.

Data collection was based on a standardized questionnaire for all sites. The survey mixed a qualitative and quantitative approach and was divided into two main sections: the characteristics of the respondents and the description of their practices. The first part contained a set of socio-demographic, socioeconomic, dietary, and cognitive questions. Questions on the main foods consumed by the household and representations of waterbirds were used to obtain information on their use. If respondents mentioned waterbirds in their list of foods or if their social representation was food, additional questions on consumption characteristics were asked (weekly frequency, average amount per meal, price, season, reasons, supply). This section on food is not a complete study of the sociology of food or a nutritional study such as a 24h recall or a Food Frequency Questionnaire organized by food families. However, it does allow a first estimation of the relative importance of WBs compared to other foods by the frequency of quotation, the weekly consumption frequency, and the annual consumption duration. In the case where the origin of waterfowl consumption was "purchase", we asked about the characteristics of the purchase by species (location, frequency, average quantity per purchase, season, type of seller, purchase price, reasons). In the case where the purpose of the waterbird collection was a sale (all or part), we asked about the characteristics of sale by species (location, average frequency, average quantity per sale, type of buyer and its purpose, sale price, reasons).

Because we asked questions about activities that may have been potentially illegal, possibly still common, and that could raise fear of punishment by environmental officials, suspicion, and incrimination, the interviews mixed direct and indirect questions (Nuno et al., 2013; Whytock et al., 2018) and proceeded by triangulation. The literature on self-reported hunting and harvest estimation identified sources of bias, such as memory bias (Atwood 1956 *in* Vernon, 1978), with the respondent overestimating his or her seasonal hunting bag (about 5%), or a non-response bias due to a zero harvest that causes the potential hunter not to respond (Aubry and Guillemain, 2019). We consider this bias to be also present for sale, purchase, and consumption. For all these reasons (representativeness, recall bias, and nonresponse), for this initial exploratory study, we aimed to approximate a usage intensity proxy relative to our sample size and not a spatially extrapolated and comprehensive estimate of overall usage at the regional scale. These proxies allowed us to make relative comparisons between sites. The questionnaire was therefore designed in a collaborative and iterative process where study members drafted, reviewed, and tested the final questionnaire.

2.4. Data collection, processing and analysis

In each country, a national consultant was recruited to finalize the adaptation of the questionnaire to local cultural and linguistic contexts. The first author then trained a team of interviewers in all sites to maintain the homogeneity and consistency of the study across the Sahel-Saharan band. The teams were composed mainly of former students in social and natural sciences, as well as trained and selected administrative staff. The collection protocol was based on the use of the KoBoCollect smartphone application (https://www.kobotoolbox.org/). A specific one-week training session was organized for the investigators, aiming at presenting the key themes, describing and adapting the

questionnaire to the local context, and appropriating the tool. A test phase was organized, resulting in a second version of the questionnaire that was re-tested before validation and deployment in the field. The interviewers also used a notebook for specific quotes. They corrected and completed all forms before sending them to the KoBoToolBox web platform where the data could be uploaded. Final cleaning was performed using RStudio software.

To estimate the consumption, sale, and purchase of waterbirds at each location, a simple method was established. The quantities per species and session estimated by the respondents were multiplied by the frequency of sale, purchase, and meal according to the unit of that frequency (day, week, month, year) and related to the duration of the practice time (yearly or specific seasons) to adjust the different annual quantities used and the relative amount of money earned or spent. This method allowed us to obtain a proxy of the intensity of utilization by species but also by individuals involved in these practices at different scales, i.e. intra-site and inter-site. Weight equivalents were calculated on a rate of 70% plucked and emptied (Mullié & Meininger, 1983) and meat equivalents on the ratio of 50% meat and offal without carcass (Laisse et al., 2019). To obtain the protein value, we reported the daily weight of waterfowl meat obtained at 27.5% protein (Albrechtsen et al., 2005). To obtain the daily protein coverage of the household, we related this intake to the total requirement obtained by summing the requirements per number of individuals in the household per age class as recommended by FAO-WHO (children 0-10 years =20.3 grams; youth 11-18 years = 54.8 grams; adults >18 years = 50.2 grams averaging men and women).

For the description of the individuals and the determination of explanatory variables, we used 4 synthetic variables: (*i*) the coefficient of residence duration in the village, which is the ratio between the length of time lived in the village and the age of the person; (*ii*) the energy requirement of the household defined by a coefficient derived from the energy requirements established by the FAO and WHO (sum of the ratio of average energy/protein requirements by age class); (*iii*) dietary diversity corresponding to the number of aliments cited by the respondent as the most frequently consumed; (*iv*) diversity of activities understood as the number of income-generating activities of the respondent.

Finally, tests of normal distribution and homogeneity of variances of the raw and transformed data indicated the need to use non-parametric tests (Siegel & Castellan 1988). Means and frequencies of these variables were statistically compared between users and non-users and then consumers and non-consumers between locations using Student's, Welch's, and chi-square tests (R core team, 2015).

3. Results

3.1. Prevalence of practices, temporalities, flows, species and value

Except for LC, waterfowl consumption tops the list of harvest-related uses (12.5-94%), followed by purchase (11-71%) and sale (lowest response rate) (Table 7). The highest values of prevalence for the 3 post-harvest practices encountered in this supply chain are in ND (up to 73% for LB and 94% for LM). Lake Fitri shows significant results (from 10% to 37%), followed by IND (from 8 to 12%) and finally Lake Chad (from 2 to 10%) and KAH (from 1% to 4%), where sales and purchases are almost non-existent. The use of the resource can have an impact on a few dozen people to more than a thousand people, if

we count the members of the respondents' households in each practice, especially for Lake Fitri and the lakes of the ND.

Tableau 7 : Proportion of respondents by waterbirds use types

		IND (n=249)	LC (n=259)	LF (n=240)	KAH (n=343)	LB (n=400)	LM (n=402)
Harvesting	Proportion of respondents (n respondants)	4,4% (11)	15,8% (41)	12,9% (31)	4,4% (15)	53,2% (213)	14,7% (59)
Selling	Proportion of respondents (n respondants)	8,5% (23)	9,6% (25)	10,4% (25)	1% (3)	15,25% (61)	11,2% (45)
	Total individual involved (sum of family size)	208	232	331	22	322	111
Purchase	Proportion of respondents (n respondants)	11% (27)	13,5% (35)	24,2% (58)	0	45% (180)	71% (285)
	Total individual involved (sum of family size)	180	207	519	0	947	1176
Consumption	Proportion of respondents (n respondants)	12,5% (31)	1,9% (5)	36,6% (88)	3% (9)	72,75% (291)	94% (378)
	Total individual involved (sum of family size)	265	41	898	81	1475	1040

According to the duration calendars that were obtained (Appendix 3.1), waterbird use occurs year-round for the 4 high utilization sites: LM, LB, IND, and LF. For the three West African sub-Saharan sites, the use intensifies during the extended rainy season, which is the period of lowest production, especially of fish. For IND, while waterbird hunting is more prevalent from December to February, sales and consumption are more prevalent from March to July, with a lower level of continuity for sales until September. The same phenomenon can be observed for LC, with a slight time lag between harvesting (earlier) and sales, all of which are spread out from March to October. Similarly, for LF, although use occurs continuously throughout the year, the highest reported periods are from June to October. For KAH, despite the low response rate, the period of highest harvest corresponds to the same period as the 3 previous ones, with uniform annual consumption and few sales declared for the period of lowest agricultural and fisheries production from March to April. We thus observe a complementarity with the other productions, in particular of fish, declared weaker at these periods. For the ND lakes, removals and sales are mainly declared during the wintering period of Palearctic birds for annual consumption.

In terms of total quantities of all species (Table 8), the largest volumes sold, purchased, and consumed are in ND, particularly in Lake Manzala. The smallest quantities are in LC and KAH. Concerning the number of respondents over a year, these quantities vary more strongly for sales, with significant standard deviations. The average quantity sold per individual is largely greater in LM, followed by half by the Inner Niger Delta, then more than half by LB and LF, and finally 2/3 by LC. Conversely, the average quantities purchased are much greater in the IND, followed by the two Chadian lakes. The average annual quantity consumed per respondent doubles between the two extreme sites, ranging from 133 at LC to 330 waterbirds at IND and a stable intermediate level of nearly 200 waterbirds for LF, LB, LM, and KAH. Converted into weight, these numbers also show great variability. Lake Fitri has the highest harvested and purchased biomass (32 and 14 tons respectively), LM has the highest biomass sold and eaten (34 and 55 tons).

Tableau 8 : Total quantities used, annual mean by respondent and proportions between Palearctic and Afrotropical

		IND	LC	LF	KAH	LB	LM
Harvesting	Total quantity harvested	28.771	9.720	23.546	1.977	72.933	47.544
	Mean annual quantity harvested per respondents	2.615	231	760	132	342	806
	IC	[416 ; 4815]	[135 ; 339]	[506 ; 1013]	[68 ; 196]	[342 ; 539]	[261 ; 1351]
	Palearctic/ Afrotropical proportion	60%/40%	2%/98%	1%/99%	10%/90%	42%/58%	55%/45%
	Weight equivalent (tonnes)	9	8	32	2	19	22
Sale	Total quantity sold	54 396	7 432	19 658	960	58 290	106 194
	Mean annual quantity sold per respondents	2 720 ± 2 465	297 ± 630	786 ± 1 385	-	971,5 ± 2453	4617 ± 9129
	IC	[3 800 ; 1 639]	[544 ; 50]	[1 329 ; 243]	-	[1587 ; 356]	[7284 ; 1950]
	Palearctic/ Afrotropical proportion	69% /31%	1% / 99%	0 / 100%		64% / 36%	71% / 29%
	Weight equivalent (tonnes)	18	5	23	0,5	16	34
Purchase	Total quantity purchased	14 757	4276	13 680	0	36 918	49 712
	Mean annual quantity purchased per respondent	615 ± 1209	214 ± 456	244 ± 140	0	83 ± 107	66 ± 97
	IC	[1 098 ; 131]	[365 ; 63]	[280 ; 208]	0	[99 ; 67]	[77 ; 54]
	Palearctic/ Afrotropical proportion	89% / 11%	0 / 100%	1% / 99%	0	72% / 28%	25% / 75%
	Weight equivalent (tonnes)	5	3	14	3	11	11
Consumption	Total quantity consumed	9894	664	18996	2.385	101 896	138 284
	Mean annual quantity consumed per respondent	330 ± 608	133 ± 114	223 ± 246	183 ± 271	156 ± 164	191 ± 218
	IC	[544 ; 116]	[232 ; 33]	[275 ; 172]	[331 ; 35]	[175 ; 137]	[213 ; 169]
	Weight equivalent (tonnes)	3	0.5 ?	23.5	2	30	55

Based on reported prices, the annual cash flow from sales at all sites combined is estimated for our sample at about 600,000€ and from purchases at about 188,000€ (Appendix 3.2). The total cash flow for sales is greater at LM and IND (> 200,000€ with 46% of the total amount at LM), intermediate at LB, and low in the two Chadian lakes (> 30,000€). However, the value of the annual rent, although also very important for LM and IND, is not negligible for LF and LB for flows that are 3 times more important for LB. For purchases, Lakes Burullus and Manzala have the highest and almost similar amounts (36% each), followed by IND (21%) and the lowest again for the two Chadian lakes (1% and 6%). However, IND spends more per person, almost 6 times more than LM. In terms of consumption, the two lakes in ND are well ahead with about 200,000€ spent, followed by LF with 50,000€. Although the amount spent per respondent for waterbirds consumption is almost identical on all sites with about 650€, KAH being marginal, it rises to almost 1,000€ for LM.

Anatidae accounts for nearly two-thirds of sales and purchases on average per site, almost all for Chadian lakes, and constitute more than half of total inter-site sales. (Appendix 3.3). The *Rallidae* comes in second place with an average of one-third of sales and purchases per site, including 97% of sales in the Nile Delta lakes. The most sold and purchased species are Garganey (*Spatula querquedula*), White-faced whistling duck (*Dendrocygna viduata*), and Spur-winged goose (*Plectropterus gambensis*) for *Anatidae* and Common moorhen (*Gallinula chloropus*), Eurasian coot (*Fulica atra*), and Western swamphen (*Porphyrio porphyrio*) for *Rallidae*. Each site seems to have its preferred species. In terms

of sales numbers, the Garganey represents 45% at IND, White-faced whistling duck 60% at LC, Spur-winged goose 31.5% at LF, Common moorhen 31% at LB, and Western swamphen 18.5% at LM.

Tableau 9 : Mean price (per piece and weight) for each main species and family sold per site and global

	IND		LC		LF		LB		LM		Global mean price		Family mean price	
	Piece	/Kg	Piece	/Kg	Piece	/Kg	Piece	/Kg	Piece	/Kg	Piece	/Kg	Piece	/Kg
Garganey	1,6	**6,2**			3,0	11,8	2,2	8,6	2,7	10,4	2,4	**9,2**		
Spur-winged goose	**6,1**	1,2	2,9	0,6	2,0	0,4					**4,1**	0,8	2,5	4,0
White-faced whistling duck	0,8	1,4	2,7	5,2	1,4	2,6					1,1	2,0		
Common coot	2,0	3,0					2,0	3,0	1,9	2,7	2,0	2,9		
Purple swamphen	1,1	1,5					1,1	1,5	1,7	2,4	1,3	1,8	1,3	2,6
Common moorhen	0,4	1,9			0,4	1,9	1,0	4,4	1,0	4,4	0,7	3,1		

The average sale price per piece of the three *Anatidae* is almost twice that of the three *Rallidae* (2.5 ± 0.5€ vs. 1.1 ± 0.6€) and 1.5 times by weight (4.4 €/kg vs. 2.8 €/kg) (Table 9). *Anatidae* represents 71% of the total cash flow of sales and generates an average annual cash flow per intersite respondent of 3,900 ± 5,676€ compared to 1,859 ± 3,711€ for *Rallidae*. With an average weight of nearly 5kg and the highest average price per piece (about 3.7 ± 2€ with a maximum of 6€ at the IND and a minimum of 2€ at the LF), the Spur-winged goose increases the average weight of *Anatidae* but is not the most profitable species compared to the Garganey which remains the most expensive species by weight all sites combined with an average selling price of about 9€/kg. The Garganey generates the highest annual cash flow from inter-site sales with approximately €194,330 of which 61% is sold at the IND (where its price is lowest). The Spur-winged goose, commonly sold at IND, LC, and LF, accounts for only 19,000€ or 3% of the total cash flow, 55% of which is at LF. The White-faced whistling duck, also sold at these 3 sites, generates a cash flow of about 17,400€ (2.8%). Its highest average price is at the LC where it is most sold. For the Common moorhen, although it is the most sold species at LB, it represents only 3.9% of the total cash flow and is in second place behind the Eurasian coot. Finally, for the latter, only sold in the ND, it represents a total flow of about 60,400€ (10%). In the LM, the Western swamphen, although the main species sold, is only in third place after the Garganey and the Northern pintail (*Anas acuta*).

In the IND and the two lakes of the ND, the Palearctic waterbirds are largely the main selling item (between 60 and 71%). In the LC and LF, it is the Afrotropical waterbirds with almost 100% for both sales and purchases. In terms of population, according to the IUCN Redlist, 42% of the birds sold belong to species whose populations are estimated to be decreasing, with a maximum of 92% in the IND (due to the Garganey) and between 20% and 40% for the other sites. For LC and LF, 80% and 61% of the sales are made with species with increasing estimated populations. Finally, 96% of the quantities sold concern species whose populations are evaluated as being of low concern (LC).

3.2. Value chain organization, agents and drivers

Two categories of more or less structured supply chains can be distinguished (Appendix 3.4): supply chains oriented towards trade (between 55% and 84% of harvesting targets), and up to two-thirds of sales-oriented towards intermediaries and processing (IND, LM, and LF); and supply chains mainly oriented towards self-consumption (50% to 100%) or at least a lower level of commercialization

through direct sales from the harvesters (LB, LC, and KAH). The most trade-oriented chain with a structured and organized processing chain is IND.

Regarding the profile of the agents, the "harvesters" (H) (Appendix 3.5) are about 40 years old with no significant distinction from the "non-harvesters" (NH), except at the LM where they are significantly younger (p=0.043). Although the coefficient averages of time spent in the village appear to be lower for the Hs, they are not significantly so. In terms of mother tongue, we observe significant differences only for IND (p=0.03) with a fisherman ethnicity and KAH (p=0.007 and p=1.45e-5). If we weigh household sizes by energy needs by age class, those in P are significantly more energy-intensive for LC (p=0.046) and LB (p=0.009). Also, Hs cite significantly more food at IND (p=0.0004), LC (p=0.0096) and LB (p=3.13e-6). Finally, concerning economic activities, we observe a significant difference across all sites, with Hs not only resorting to more activities to generate their income but combining significantly more agriculture, fishing, and hunting for the West African sites (p<0.05), with livestock for KAH (p<0.05) and more strongly fishing for LB and LM (p<0.05). A very small and insignificant portion mentions only hunting as their only activity. It should be noted that the proportion of fisher-farmers is significantly higher among the Hs for IND, LC, and LF. It thus seems that there is a link between harvesting and fishing, but not only driven by fishing alone.

For the profile of sellers (Appendix 3.6), the significant differences show that in the IND, sellers are mainly of two fishing ethnic groups and with a significantly larger proportion for one (p=0.0025), listed significantly more types of food than non-sellers, cited hunting as an income-generating activity associated with agriculture (p=0.0054) and fishing (p=0.0142), and had significantly more activities (p=0.0328). In the 2 LCB sites, the significant difference is more on the activity where selling is more associated with farming and fishing (p=0.0024) for LC, and farming associated with hunting (p=3.2e-5) and fishing-hunting combination (p=0.0239*). For LB, the size of the sellers' families is significantly smaller (p=1.2e-5) but also more energy-demanding (p=2.1e-4) with less diversity of foods cited (p=1.1e-5). In terms of activities, there are significantly more hunters in the sellers (p=2.9e-6) and hunters associated with fishing (p=6.05e-11) with a greater diversity of activities (p=4.9e-5). Finally, for LM, the significantly different variables are those related to activities with sellers more associated with hunting and fishing (p=1.7e-42) and livestock (p=1.46e-7). Sellers also have significantly more activities (p<2.2e-16).

Finally, IND consumers (Appendix 3.7) are younger (p=8.2e-7) with a lower residence time coefficient (p=5.6e-5), with no ethnic difference, have more food diversity (p=1.8e-9), and are more fisher-farmer (p=0.0066). At LC, consumers have a higher food diversity (p=0.0002) and also combine more fishing and farming (p=0.0336). In the PMQ, it is more the activity variables that are significant, with consumers being more present in the "agriculture-fishing" combination (p=0.0381) and having a greater diversity of activities (p=0.0015). This is the only site where the diversity of foods cited is not greater. At KAH, consumers are significantly younger (=0.019) and associate more with agriculture, hunting, and breeding (p=1.7e-5). At LB families are larger (p=5.1e-5), have a greater diversity of foods (p<2.2e-16) as well as a diversity of activities (p=0.0091). Finally, LM consumers are older (p=1.6e-5), have lived less time in the place (p=0.0416), have less food diversity (p=0.0021), and are more fishermen (p=0.0032).

Waterbirds represent an opportunity for both harvesters and sellers to increase the diversity of livelihood activities for the majority of sites (less in KAH and LB) by being coupled with hunting and

fishing. The waterbird is eaten in the households that have the highest dietary diversity. The use of the resource is not automatically linked to a particular category or ethnicity, except in Mali with one fishing ethnic group and in KAH where two ethnic groups are more involved in harvesting and another more involved in consumption. Energy demand and household size are more important for LB.

For the individual economic aspect, the estimated total monetary flows about the number of respondents indicate non-negligible average annual gross profit, some of which show the importance of the sector. These amounts are highest in IND and LM with more than 10,000€ per year, followed by LB and LF with intermediate amounts of more than 1,000€. For the three French-speaking sites for which we obtained an estimate of the share of the commercial activity of the EOs in the income, it does not exceed 50% for 72% except for IND where a third estimates it between 50 and 75%. For the level of coverage of needs, 55% estimate that the sale of waterbirds covers up to 25% with a peak in IND at 83% of respondents, while for LC half estimate it up to 50%. Half of the respondents estimate the share of fishing in the income between 25 and 50% followed by 50 to 75% for 31% of respondents, which places it in the second position after agriculture with 40% estimating it between 50 and 75% of income. In terms of covering needs, fishing and agriculture cover, according to 41% and 46% of respondents respectively, between 25 and 50% of needs. Finally, it should be noted that the average annual expenditure on water birds for consumption is almost the same in all the sites: between 600 and 700€ except for LM where it is higher (nearly 1,000€).

In terms of diet, waterfowl are eaten 1.3 ± 0.8 times per week on average for all sites together. For IND, LC, and LF, the frequencies are 2 times per week, but 2 times less than fish, milk, and bread (Appendix 3.8). Similarly, while in the IND respondents eat other meats nearly twice as often as waterfowl, in the LC and LF the frequencies are almost identical. For the ND, the weekly consumption frequency is half that of the other sites, about 1 day.

We were able to estimate an average daily protein coverage per household provided by waterbirds of about 0.5 ± 0.3 for 42.3% of the waterbird consumer sample, with a maximum for LF at 0.7 ± 1.35 and a minimum at IND at 0.26 ± 0.4 (Table 4).

Tableau 10 : Mean protein intake from waterbirds (WB) meat per day by household (± standard deviation and confidence interval)

	IND	**LC**	**LF**	**KAH**	**LB**	**LM**
Poids estimé OE reconstitué	327	767	1252	993	299	402
Mean daily WB meat weight consumed per household	294 ± 554,5	279 ± 239	767 ± 848	532 ± 796	320 ± 389	886 ± 642
IC	[492 ; 95]	[488 ; 70]	[948 ; 586]	[1003 ; 61]	[367 ; 273]	[755 ; 530]
Mean daily protein weight from WB consumed per household	81 ± 152,5	77 ± 66	211 ± 233	146 ± 219	88 ± 107	177 ± 244
IC	[135 ; 26]	[134 ; 19]	[261 ; 161]	[276 ; 17]	[101 ; 75]	[208 ; 146]
Theorical household protein daily needs	344 ± 138,5	541 ± 440	421 ± 254	345 ± 184	273 ± 131	188 ± 78
IC	[394 ; 295]	[926 ; 155]	[475 ; 364]	[454 ; 236]	[289 ; 257]	[198 ; 179]
Household daily protein cover rate from WB meat	0,26 ± 0,4	0,3 ± 0,39	0,57 ± 0,63	0,73 ± 1,35	0,34 ± 0,45	0,9 ± 1,1
IC	[0,4 ; 0,11]	[0,64 ; 0]	[0,7 ; 0,4]	[1,53 ; 0]	[0,39 ; 0,28]	[1 ; 0,8]

In terms of supply, 2 groups can be distinguished: the IND, LB, and LM group and the LCB group. In the first, "market" and "purchase" are mentioned by 40% for the IND, 57% for the LB, and 67% for the LM. In the LCB, "Hunting" and "Lake" are mentioned by 60% and 42.5% respectively. Thus, in the first group, commercial hunting appears to dominate, while in the latter, subsistence hunting is the primary source of waterbirds.

According to the answers given by the interviewees regarding the reasons for selling, buying, and/or consuming waterbirds, it appears that many motivations are depending on the practice and the sites, although some of them are common (Appendix 3.9). Thus, the main reasons are nutritional value, especially for IND and LCB, and taste for LCB and ND, especially for consumption. The fleshy and fatty aspect stands out for sale and consumption on almost all sites. Profitability is only mentioned for sale in the two LCB lakes. Food preferences are shown for sale at IND and consumption at LF, especially for children, and at ND. For example, the main motives given in the IND for choosing Garganey as the species sold are that it is popular with consumers because it is "fatty" and cheap.

4. Discussion and perspectives

Our results show that the economic and food contribution of the waterfowl resource remains relative across sites and explains some of the variability in offtakes. The sites with the highest levels of prevalence and flows of goods and money are those highlighted by the hunting bags: ND lakes, IND, and, to a lesser extent but also shaped by selling, LF. The contribution of waterbirds to the food security of the local human population is discussed below, particularly as a complement to other productive activities, followed by the organization of the supply chain and the species targeted, depending on the existence of alternatives such as poultry farming, before we conclude with future research perspectives.

Despite memory bias and the risk of overestimating the quantities harvested, sold, purchased, and consumed, we were able to obtain annual estimates. These may seem enormous, even unrealistic. This is why they should be taken more as an estimate of an order of magnitude, an estimate of the scale, of the economic importance of the activity in order to understand the dependence that it can generate. However, in comparison with other human activities in these wetlands, in terms of gross annual income or overall annual flow, the orders of magnitude seem equivalent and not negligible for an activity that occurs year-round.

Waterfowl contribute to the food security of nearly half of the sample as a quality, complementary or alternative food that is highly praised for its nutritional value and taste, thereby contributing to the dietary diversity of households in most sites. Waterbirds are a cheap, available and accessible food. Although the frequency of and reasons for consumption do not indicate a "vital" dependency on this resource, waterbirds can contribute as much as 50% of the daily animal protein coverage for households that eat them. Thus, while usually waterbirds do not form a significant part of West African bushmeat (Petrozzi, 2018), they are an important and common food resource for people living close to the shores of some of these wetlands. While not everyone eats them, nor do they do so every day, for the few that do eat them, even once or twice a week, they do represent a substantial if not indispensable source of diet. This resource is largely harvested year-round at all sites, and more intensively during the wintering period in the IND and the period of lower fish and crop productions, generally during the rainy season for all Sub-Saharan sites. Waterbirds then supplement the shortfall

in income through sale and consumption. However, while the reasons for selling and consuming wild waterbird meat are consistent with the reasons given for the use of bushmeat in general, namely nutritional value, taste, and availability, both practices appear to be equally dependent on the local socio-economic context. Common to all study sites, the decline in fish resources seems to lead fishermen to supplement or even substitute their harvest with waterbirds for at least 25% of their activities, a nexus between the state of fisheries and bushmeat exploitation already highlighted elsewhere in the literature (Bharucha and Pretty, 2010; Brashares et al., 2004). The estimated incomes are comparable to those of other activities. They are of the same level or even higher than agriculture and fishing, even though they are declared as secondary in the composition of the total income. In the IND, rice cultivation, which is mostly for subsistence, brings in an average net income of 168 € (671 €/ha) annually (Fossi et al., 2012). Fishing yielded an average gross income in 1991 of between 300€ and 960€ per year (Laë and Weigel, 1994). However, the decline in the quality and quantity of the fish stocks, which has greatly reduced revenues over the last twenty years, has led to a diversification of activities for 90% of fishermen and a change in food practices (Fossi et al., 2012). Also, the problems of conditioning, transportation, and processing of fish strongly constrain the chain, unlike waterbirds that can be transported alive. This shift towards waterbird exploitation potentially explains the increasing importance of this activity in income formation and a fluctuating growth in the quantities and intensity of waterbirds sold over the last twenty years (Wymenga, 2003). In addition, there is the potential for increased demand for this affordable, available, and quality meat in urban centers. For the LC, fisheries remain remunerative (annual income estimated at between 1,500€ and 3,500€), and although their income is decreasing, waterbirds also represent a complementary income (Demsou et al., 2005). In the LF, the annual income of a fisherman has been estimated at c.900€ for a professional and c.500€ for a *bilala* fisherman who is a member of a group (Dagou et al., 2005). Although the activity is believed to be profitable, it also appears to suffer from a problem of product distribution. Given the estimated average annual income of over 1169€, it appears that the waterbird trade may be attractive to a portion of the population in the LF. Finally, regarding ND, although fishing is a source of income for 250,000 to 300,000 people and a source of protein for 600,000 people, there is a notable decrease in the quantity and quality of fish and logically a decrease in the revenues and proteins available on the markets (Zingstra, 2013). In a context of multi-activity as an adaptation strategy in response to needs in the Sahel arid region, these interactions between different supply chains could explain the variations in waterfowl harvesting and consumption beyond the fluctuations in the size of wintering populations, which have been poorly assessed up to now despite the monitoring efforts undertaken over the last twenty years (Gautier et al., 2016; ONCFS, 2008; Reardon et al., 1988).

The waterbirds value chain seems to be well organized in the IND, LM, and LF, with a higher proportion of brokers. The IND shows a greater emphasis on processing, particularly in terms of purchases, two-thirds of which involve transformed items. The time lag between harvest and sale (later demand) may explain the use of a transformation chain for the conservation of products. The high intensity of purchases and the low share of consumption concerning the importance of sales and the objective of harvesting suggest a supply chain that is not located in our rural study area. The analysis of harvests for this site showed that waterbirds were the object of a specialized commercial hunting activity intended more to supply the urban markets of Mopti and Bamako. This may also be the case for the LC given the lack of responses on consumption. Indeed, since the capital N'Djamena is only two hours drive away, sales and purchases may also be targeted to the urban market, even if the harvests are more oriented towards self-consumption. However, it appears that the market for LF is local. The

estimated quantities are of the same order for both sales and consumption, although those for purchases are lower. Self-consumption directly from the harvest may explain this difference. Finally, for the ND lakes, the estimated quantities eaten are greater than the quantities sold and purchased. As before, it is thus possible that direct self-consumption of the harvest may explain this difference, particularly for Lake Burullus, while Lake Manzala is oriented towards purchases, probably from the markets (Mullié & Meininger, 1983).

The profitability of *Anatidae*, certainly related to their weight and flavor, seem to explain their large share in the overall hunting bag. The target species vary over time as in IND with new families such as the *Anhingidae* and *Phalacrocoracidae*, two families that are very similar in appearance, and the choice of the Garganey, a Palearctic species, in ND that did not appear on the markets 40 years ago (Goodman & Meininger, 1989; Mullié & Meininger, 1983). It is now an open question whether these variations in choice are a function of the status of waterbird populations and their trend. While it seems difficult to explain the high level of harvest of Garganey at this time other than the reason given by respondents for the taste and quality of the meat, we suggest that the primary choice of Afrotropicals provides a year-round and abundant resource. This in no way reflects the sustainability of the use. The main families used correspond to those threatened, i.e. *Rallidae* (-28%) and *Anatidae* (-19%) (Kirby et al., 2008; Vickery et al., 2014). However, the most used species are those with minor concerns and growing populations for the IUCN. Thus, they appear to be productive at this time and, for some, available and accessible year-round, particularly Afrotropicals such as White-faced whistling duck and the Spur-winged goose. The use of some of the more common or abundant species can reduce trade in them, if necessary, without the need for protection measures (van Vliet & Mbazza, 2011). The only widely used species, i.e., in the IND and ND, with estimated LC but declining populations is the Garganey. It should be noted that the flagship species at each site (the most widely used) are also the most traded (Spur-winged goose at Fitri, Garganey at IND, and White-faced whistling duck at LC).

The other common feature among the countries included in the study is the very low level of poultry sector development and domestic bird protein supply on the markets. The almost non-existent, if not very low, supply, particularly in the sub-Saharan region, especially of ducks, and the rising external market prices (by unit and even more so by weight) seem to be pushing sellers and consumers toward available and accessible wild poultry substitutes that fill a growing demand. For IND, wild Anatidae are cheaper than domestic chicken by kg, the supply of which is almost non-existent on rural markets, but at least as expensive by weight if not more so for Garganey. In 2012, the chicken was selling for between 3€ and 6€ apiece and was rising between 2001 and 2009 from nearly 2€ to 4€ per kg (Traoré, 2013). In Chad, the poultry industry is said to be very limited (Logténé, 2010). The selling price of broiler chicken in the N'Djamena area is between 7.6€ each or 4.3€/kg and 2.3€ each (Logténé, 2010). The supply of domestic ducks is very low or even non-existent. However, a few sales have taken place at prices between 3.4€ and 4.6€ each (Logténé, 2010). The price of wild Anatidae is, therefore, lower than that of farmed poultry in both lakes. Finally, Egypt has the highest production and consumption per household of farmed poultry, both chickens and ducks (Hosny, 2008; Nagar and Ibrahim, 2007). The average price of a chicken is 3€ and 1.6€/kg. For both lakes, with an average unit selling price for Anatidae of about 3€ per piece and by weight of about 6€, and for Rallidae (the most sold family) of 1.5€ and by weight of about 3.5€, wild Anatidae meat is found to be as expensive per piece as chicken and two to four times more expensive by weight. We did not obtain any market data for Sudan. Thus, the link between domestic and wild poultry, but also with fish, partly conditions the use of waterfowls

and needs to be carefully considered in the organization of food supply chains in order to avoid shocks if there is a move to ban wild meat (Booth, 2021).

A growing portion of human populations bordering SSSWs show dependence on waterbirds and biodiversity, which depend on local ecosystems and at larger spatiotemporal scales, those over which "global extinctions are progressing" and which need to be addressed in terms of policy and conservation for migratory species (Isbell et al., 2017; Kark et al., 2015). While our study has opened up avenues of inquiry, commercial chain tracking and household consumption tracking such as food frequency questionnaires would further refine our estimates and multi-scale view of resource use and dependence. In the study areas, the use of waterbirds represents a real opportunity to meet the food and economic needs of local populations living in SSAs during periods of vulnerability, as well as throughout the year. Thus, an ever-growing proportion of local human populations appear to be increasingly dependent on the economic and food contributions of Afrotropical and Palearctic waterbirds. Although this resource dependence remains difficult to quantify, as it depends on the local context and is influenced by biophysical (hydrology and waterbird and fish population dynamics) and economic factors (national and international poultry markets), it is necessary for policymakers and experts to integrate it into their regional, national and international species management and conservation programs. Indeed, political support is crucial for biodiversity conservation, as is local ecological knowledge, especially for bushmeat management (Bharucha & Pretty, 2010). Finally, to better understand the phenomenon of dependence and measure its impact on resource management, it is also necessary to know how the human societies involved, the community, the group that depends on it, are organized, and to understand how power within that organization and dependence interact to manage resource use (Bergmann et al., 2016; Davis and Adam Cobb, 2010) and embrace ecological solidarity (Mathevet et al., 2018, 2010). Societies that depend on a resource for their livelihood and possess the freedom to organize their rules of use share a common perception of the benefits of those rules and norms, as well as the impacts of their practices on the resource, the environment, and other individuals (Ostrom et al., 1999). For this reason, and because waterbirds may not only represent a material contribution but also an immaterial one (aesthetic, spiritual, inspirational), it seems necessary to study these representations and local knowledge to define the social or even anthropological status of this resource in order to significantly improve its multi-scale management (Köhler et al., 2019).

Chapitre 4 - From local to global management: a first overview of the local ornithological knowledge on waterbirds in sahel-saharan wetlands





"*C'était presque une question superflue. En effet, tous les chasseurs initiés savent que la tourterelle est la messagère des dieux de la brousse. Aussi, dès qu'elle lance son premier cri, le chaseur cesse-t-il toute action pour se mettre à l'écoute* ».

Amadou Hampaté BA

« L'étrange destin de Wagrin »

Reproduit de l'article:

Deniau, C.P., Mathevet, R., Gautier, A., Cornu, G., Le Bel, S., (2022, Manuscript under working process – soon submitted). From local to global management: a first overview of the local ornithological knowledge on waterbirds in sahel-saharan wetlands. Ambio

Résumé de l'article

Les oiseaux d'eau représentent pour une partie des populations riveraines des grandes zones humides sahélo-sahariennes une ressource non-négligeable selon les sites. Face aux enjeux de gouvernance et de conservation, la mise en évidence d'une dépendance alimentaire et économique à cette biodiversité sans frontière pose la question de l'importance des connaissances des utilisateurs sur cette ressource et leur pertinence vis-à-vis des savoirs scientifiques et politiques.

A travers une étude interdisciplinaire par questionnaire semi-directif standardisé dans les sept principales zones humides sahélo-sahariennes, nous avons collectés des informations sur les savoirs ornithologiques, écologiques, juridiques et cynégétiques locaux. Nous avons ainsi pu évaluer les taux de réponses, leurs modalités, les comparer entre utilisateurs et non-utilisateurs, entre pratiques au sein des utilisateurs ainsi qu'aux autres systèmes de savoirs.

Nos résultats montrent que les taux de réponses sont plus importants dans les sites d'utilisation majeurs, c'est-à-dire dans le delta intérieur du Niger, au lac Fitri puis dans le delta du Nil. Ils sont significativement plus importants auprès des utilisateurs, en particulier des préleveurs et vendeurs. Les savoirs écologiques sur la zone humide de vie et ornithologiques sont plus importants que les juridiques, largement inconsistants. Ce résultat révèle les problèmes de gouvernance et la difficulté d'harmoniser le droit national positif et les règles coutumières pour certaines encore appliquées dans les sites malien et tchadiens. Les familles et espèces les plus citées sont les plus utilisées, soit les anatidés (oie armée de gambie, dendrocygne veuf, sarcelle d'été), et les rallidés (poule d'eau). Les savoirs ornithologiques, organisés dans l'espace en fonction des pratiques, sont cohérents et consistants avec les savoirs scientifiques. Les perceptions des abondances, tendances et compréhensions des menaces concordent avec la littérature scientifique et sont le reflet des situations socio-écosystémiques vécues dans chaque site. Cependant, le manque de capital social entre les utilisateurs et la perception d'une utilisation libre, sans condition d'accès, à l'impact positif, d'une ressource disponible représente un risque.

Ainsi, non seulement les utilisateurs connaissent leur ressource, mais leurs savoirs peuvent largement contribuer à mieux connaître les populations d'oiseaux, notamment là où les sciences ont une faible accessibilité comme au Tchad et dans le delta intérieur du Niger. En effet, ils peuvent également compléter et alimenter les savoirs scientifiques et être intégrer aux savoirs politiques pour améliorer la gestion locale et renforcer l'efficacité de la conservation internationale.

From local to global management: a first overview of the local ornithological knowledge on waterbirds in sahel-saharian wetlands

Christophe P. Deniau [a,*], Raphaël Mathevet [b], Denis Gautier [a], Guillaume Cornu [a], Sébastien Le Bel [a]

[a] Cirad, UPR Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France

[b] CEFE, Univ Montpellier, CNRS, EPHE-PSL University, IRD, 1919, Route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5, France

Abstracts

Waterbirds are a natural resource for some of the populations living along the seven main Sahelo-Saharan wetlands. The evidence of food and economic dependence on this borderless resource raises the question of its knowledge by the users and of its relevance to both scientific and political knowledge. Using an interdisciplinary approach based on standardized semi-structured questionnaires, we collected information on local ornithological, ecological, regulation and hunting knowledge. Our results show that ornithological and ecological knowledge are more important than regulation one. The most cited families and species are the most used, i.e. Anatidae and Rallidae. Perceptions of abundances, trends and threats are consistent with the scientific literature. However, the lack of social capital and the perception of a free access and use of this resource are critical. Users' knowledge could usefully complement scientific knowledge and policy design to improve local management and enhance the effectiveness of international biodiversity conservation efforts.

Keywords: Adaptive management, Africa, Biodiversity conservation, Hunting, Palearctic migratory waterbirds, Wildlife management.

1. Introduction

In the context of a recent study on the use of waterbirds by human populations living in the large Sahel-Saharan wetlands, we were able to highlight a food and socio-economic dependence on the wild birds that winter or stay in these regions for a part of the local human populations (Deniau et al., 2022). These outcomes questioned the sustainability of these use patterns but also their integration into local, national, and regional management policies within an international biodiversity conservation framework such as the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), which currently has 82 contracting parties. The literature emphasizes that the ecological knowledge of local stakeholders derived from their practices and uses can contribute to adaptive management approaches by helping to design more effective and relevant conservation actions (Berkes et al., 2000; Berkes and Folke, 1995). There is a relationship between a community's level of dependence on a resource for its livelihood, the sustainability of its use, and the shared knowledge, not only about the impacts of practices and related environmental problems but also regarding the rules and norms of use when the community has the power to organize and enforce them (Ostrom et al., 1999). Local people's perceptions of the state of the resource often shape the management regimes and institutions that govern it and are a critical element in policy design (Oldekop et al., 2012). Local users observe and monitor the change and availability of the resource daily in an evidence-based manner and can contribute to an adaptive knowledge foundation that could form the backbone of sustainable management (Lescroël et al., 2016). This knowledge can complement scientific knowledge that is often unavailable and difficult to produce over time in many regions of the world for monitoring, deciding, and managing a resource, particularly in bushmeat harvesting systems (Rist et al., 2010).

In order to address the socio-ecosystemic challenges that some human communities face in terms of fulfilling their basic needs, approaches for the synthesis of scientific and practitioner knowledge have been proposed and studied in transdisciplinary efforts (Galafassi et al., 2018). Ethno-ornithology, the science that studies the place "of birds in cultures by combining anthropological, cognitive, and linguistic perspectives with the natural sciences to describe and interpret people's knowledge and use of birds" (Tidemann and Gosler, 2010), does not appear to have addressed - or to have given little attention to - the complex "waterfowl-human" interrelationships in our study area and the resulting knowledge, symbolism, and meanings. Yet such approaches can improve knowledge and strengthen conservation strategies and their effectiveness (Iskandar et al., 2016; Tidemann and Gosler, 2010). Moreover, bird specialists, bird enthusiasts, hunters, and other interacting people with birds can share common knowledge, representations, and language that can be shared and compared to provide new perspectives and even crucial paradigm shifts (Tidemann and Gosler, 2010). Indeed, animal geography (Mathevet and Béchet, 2020) and ethno-ornithological studies in other biomes have highlighted that birds are "present in human life as a component of wildlife and constituent elements of an essential and significant part of human daily life, establishing cognitive, emotional and behavioral links" (Teixeira et al., 2014). They can occupy a central place in the life of some communities through their language, traditional medicine, dances, augurs, superstitions, food, decorations, pets, proverbs, idioms, sayings, quotes. Their ecological (behavior, feeding, nesting, seasonality, vocalizations) and hunting (i.e. methods) knowledge are enriched (dos Santos Soares et al., 2018; Weliange et al., 2015). Other studies showed how local knowledge, cosmogonies, and beliefs based on birds have eroded along with avian diversity due to intensive hunting for food, livestock, and trade in villages and urban markets (Iskandar et al., 2016). The study of the ornithological knowledge of human communities living and interacting

with Palearctic and Afrotropical waterbirds in Sahelo-Saharan wetlands is almost non-existent. The ecological context of seasonal migration and hydrological variability may lead human populations to interact with waterbirds in a variety of ways over time: living with, observing, contemplating, and being inspired by them, hunting/taking, consuming, and selling. It is therefore likely that the specific biophysical context and the change in agricultural and fisheries productions, complemented by the fluctuating occurrence of waterbirds during the year, impacts human adaptation strategies, "human-waterbird" relationships, and the knowledge and rules that result from them. Is this ornithological, regulation, and hunting knowledge produced commonly shared? And does it represent a useful baseline for the management and conservation of waterbirds? In this paper, we question the assumption that waterbird users know what they are using. Indeed, in response to changes that are increasingly significant and better measured, better known and modeled, and therefore predictable, by international experts, the latter react and propose actions and strategies to be implemented by States. However, these are often based on administrative and scientific rationality that is disconnected from the knowledge and aspirations of local populations, who react by opposing or avoiding the proposed measures (Mathevet et al., 2018). Numerous studies have shown (1) the need to move away from a vision of expertise in which the citizen is poorly informed, ignorant, and nonrational to consider, on the opposite, that he or she is a source of situated expertise and local knowledge (Ostrom, 1993; Pretty, 2003); (2) the need to question the cultural assumptions and premises contained in technical-scientific assertions (Beck, 1992).

The objective of this paper is to explore the importance of ornithological, ecological, hunting, and regulation knowledge of the waterbird users in Sahelian wetlands and to make a first assessment of the consistency and complementarity with "off-site" expert knowledge before an in-depth ethno-ornithological study can be conducted. After a short presentation of the study sites and the implemented method, this article explores the level and the content of the knowledge on waterbirds, hunting, and rules of use of local human communities. It also evaluates the matching level and complementarity of this local knowledge with those of international organizations such as IUCN and AEWA, particularly on the trend of waterbirds populations and their drivers. Then, we discuss and outline some perspectives for adaptive and sustainable management of migratory bird populations at intercontinental and regional scales.

2. Methodology

This study is primarily based on an exploratory quantitative approach and is not a genuine ethno-biological approach *per se*. We took the opportunity of an international expert approach to waterbird use management in which this work is embedded to capture the local ornithological knowledge. In line with Villamor et al. (2014), we distinguished local ecological knowledge (among which we differentiated ornithological knowledge as such), political ecological knowledge (built on the rules of use valid in a given area and relating to governmental and non-governmental organizations, authorities, and political decision-makers), and scientific ecological knowledge generated from the representation of complex systems and processes and analyzed through scientific approaches (e.g., deductively and/or inductively to seek generic mechanisms). We briefly present hereafter the study sites, the sampling effort, the questionnaire used, and finally, the method of data collection and analysis.

2.1. Case study areas

The study was implemented in 2018 and 2019 in seven main afro-Palearctic waterbirds wintering wetlands in five countries (Figure 6 and Appendix 2.1). These wetlands are the Senegal River Delta (SRD) in Senegal, the Inner Niger Delta (IND) in Mali, the lakes Chad and Fitri (LD and LF) in the Lake Chad basin (LCB) in Chad, the Khor Abu Habil (KAH) floodplain in Sudan, and the lakes Burullus and Manzala (LB and LM) in the Nile Delta (ND) in Egypt. Five of these sites belong to the Sahel, a semiarid region situated between hyper-arid Sahara in the north and the African savannah also called the "Sudan zone" in the south (Sinclair and Fryxell, 1985).

2.2. Sampling efforts

The sampling efforts are detailed in Deniau et al. 2022 and Appendix 2.2. Surveys were conducted from January to April 2018 in sub-Saharan countries (equivalent to the dry season) and from July to October 2019 in Egypt. Twenty villages per site were chosen by crossing the available population census, existing academic fieldwork and studies, the connection to the wetlands, and logistic and funding constraints. For each selected village, we carried out an exhaustive census of households with the customary authorities and then randomly drew households to interview; we interviewed the head of the household regardless of whether he was a hunter or not. The names of interviewees and the villages were anonymized to avoid any conflict with any public agency. A total of 118 villages and 50 Egyptian settlements were sampled for a total of 2,240 interviewed people.

2.3. Questionnaire

Data collection was based on a semi-structured and standardized questionnaire for the whole studied area (dos Santos Soares et al., 2018; Teixeira et al., 2014; Weliange et al., 2015) mixing a qualitative and quantitative approach (Iskandar et al., 2021). The survey was split into three main parts: the socio-economic and diet characteristics of interviewees, their use practices (harvesting, consumption, sale, and purchase), and their knowledge of waterbirds (ecology and free-listing), hunting, and rules of use (positive and customary law). For this last part, we defined six dimensions (themes) and between 4 to 26 items (through questions) for each (Appendix 4.1). These themes were: (*i*) wetlands features and representations; (*ii*) waterbirds ecology (naming by free-listing, habitat, diet, behavior, abundance, trend, and drivers) and migration; (*iii*) North-South sharing of the avian resource (including tourist hunting and its perceived impact); (*iv*) rules of use (the legal status of waterbirds, respect of the law and potential improvement); (*v*) waterbirds access; and (*vi*) local hunting (impact of the practice and its rationales, hunting area and species hunted and why). This knowledge variable measurement was based mainly on a nominal scale and some on an ordinal scale (Haron et al., 2005) as abundance (low, medium, high) and population trend (decrease, stable, increase) according to the last ten years. According to this ordinal scale method, the most important point was not the accuracy of the stakeholder estimate, but the positive or negative perception of the state of the waterbird population in the perspective of the practice and their reality against the expert's one. Because we asked questions about activities that may have been illegal and that could lead to fear and incrimination, the interviews mixed direct and indirect questions and used triangulation (Nuno et al., 2013; Whytock et al., 2018). The questionnaire was also designed according to a collaborative and iterative process where project members drafted, reviewed, and tested the final questionnaire. During these co-

building steps, deep interviews were conducted and local nomenclatures of waterbirds were conceived to correspond with the Linnaean taxonomy (Iskandar et al., 2016).

2.4. Data collecting, processing, and analysis

As detailed in Deniau et al. 2022, in each country, we finalize the adaptation of the questionnaire to the local context with a national humanities researcher or consultant in the natural resource's domain (multiple-choice items, lexicon, and translation in local languages). Then, the first author trained a team of interviewers in the same way in all the sites to preserve the homogeneity of the study (objective and interest of the questions, translation of questions, and keywords). The teams were mainly composed of alumni from social sciences and natural sciences. The collection protocol was based on the use of the KoBoCollect smartphone application (https://www.kobotoolbox.org/). Specific one-week training was organized for interviewers, aiming to present the key topics and to describe and adapt the questionnaire to the local context. In addition to the digital questionnaire downloaded on the smartphone, they used a notebook for specific quotations and deeper descriptive answers of the interviewee. Final cleaning was performed using the free software RStudio, and correspondence tables were used to record the raw data.

As shown in Appendix 4.2, we first compared response rates between sites, then between users (U) and non-users (NU), and then between practices and analyzed the correlations between these rates and the intensity of sampling, sales, and consumption. We then compared response modalities between U and NU and analyzed their correlation with harvesting intensity. Finally, we compared perceptions of population trends and their rationales with IUCN and AEWA estimates and rationales reported in the literature. After conducting a descriptive review of response frequencies and their modalities, we tested for normal distribution and homogeneity of variances of raw and transformed data. This indicated a need to use nonparametric tests (Siegel and Castellan, 1988). Percentage response rates were then compared using chi-square tests and Fischer's exact test for non-parametric distributions and the pairwise_prop_test and then multcompLetters functions of the multcompView package of RStudio software (R core team, 2015). For the analyses of correlations between response rates and intensity of use levels, we performed a correlation test between response rates by theme and total harvested quantities using Kendall's correlation test for non-parametric samples with the corrplot function of the corrplot package of RStudio software (Haron et al., 2005). Perceptions were compared using the Wilcoxon test (Burger et al., 2004). Finally, we conducted a correspondence factor analysis (CFA) to capture the association between the two categorical variables "Waterbird Population Trend" and "Sites" to explain the variability in modalities obtained among users in their ability to identify environmental trends.

3. Results

3.1. Response rates analysis

3.1.1. For the overall sampled population

Taking all themes together, and without distinguishing between U and NU, the sites can be significantly subdivided into two groups according to response rates (Figure 30.*a*): the Lake Chad Basin (LCB) and Nile Delta (ND) sites have the highest rates (between 0.48 and 0.5 respectively). The Inner Niger Delta (IND) is intermediate (0.38). SRD (0.33) and KAH (0.36) have the lowest rates. The 6 themes addressed

across all sites by the questionnaire can be split into 5 significant groups (Figure 30.*b*): the rates are significantly higher for the wetlands topics (0.83), followed by LOK (0.58). The third group is made up of the themes "Rules of Use" (0.38) and "Access to waterbirds" (0.36). The themes with the lowest response rates are "North/South Migration and Sharing" (0.25) and then at the lowest the "Local Hunting" dimension (0.17).

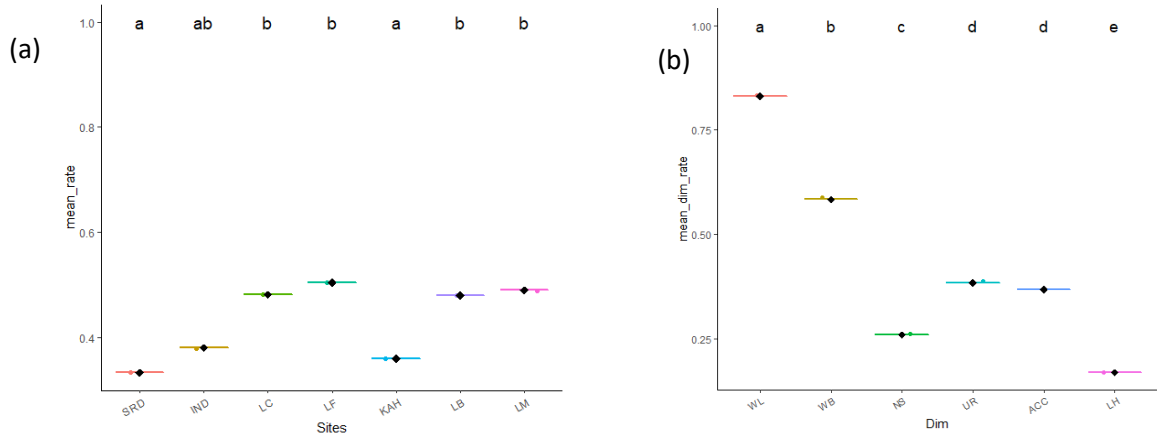


Figure 30 : Graphical representation of the comparison tests of the overall response rates and their grouping according to the significance of their difference (a) all themes together according to the sites and (b) all sites together according to the themes.

Comparing sites by theme, a relationship with contexts of use (intensity and prevalence) arises for some themes (Table 11). For the "Wetland" theme, only two significant groups emerge, as everyone can talk about the wetland: the "French-speaking" sites with the highest rates (>0.8) and the "English-speaking" sites with lower rates (<0.8). For the "waterbirds" theme, sites using waterfowl have the highest rates (between 0.64 and 0.83), especially DN lakes. For the "Migration and North/South Sharing" theme, sites using the most Palearctic migratory waterbirds have the highest rates (>0.3), and those using mainly Afrotropical waterbirds have the lowest (>0.3). However, IND, one of the high-use sites for Palearctic birds, has the lowest rate (<0.1). Regarding "rules of use", apart from IND, the highest use sites have the significantly highest rates: LF (>0.5), followed by DN (around 0.4). Nevertheless, for the theme "Access to waterbirds", the highest utilization sites have the highest rates, with IND (0.5) followed by LCB lakes (between 0.36 and 0.48). The DN sites have low rates this time (between 0.32 and 0.35). SRD has the lowest response rate (0.24). Finally, for the "Local Hunting" theme, the sites with the highest use and prevalence are in front with LM and LB (0.38 and 0.26) followed by KAH (0.19), the two LCB lakes (around 0.12), and IND (<0.1). SRD is the one with the lowest rate (0.04).

Tableau 11 : Response rates per site and per theme determined on the basis of average proportions of knowledge responses per item (questions)

	SRD	IND	LC	LF	KAH	LB	LM
Estimated amount of waterbirds harvested	-	28.771	9.720	23.546	1.977	72.933	47.544
Response rate per topics							
Wetlands	0,83	0,88	0,92	0,95	0,72	0,73	0,77
Waterbirds	0,26	0,56	0,66	0,64	0,47	0,66	0,83
Nourth-South sharing	0,25	0,08	0,36	0,26	0,17	0,33	0,35
Use rules	0,36	0,19	0,46	0,56	0,28	0,44	0,39

Waterbirds access	0,24	0,5	0,37	0,47	0,32	0,32	0,34
Local hunting	0,04	0,06	0,12	0,13	0,19	0,38	0,26

3.1.2. According to users and non-users

All sites together, the response rates are significantly higher for the "waterbirds", "rules" and "access" themes for users, but not for the "wetlands" theme, for which the two sub-populations have similar response rates (Table 12).

Tableau 12 : Comparison tests of response mean rates across all sites and per sites by themes between users and non-users

	All site			Per site					
	Mean U	**Mean NU**	**U / NU**	**IND**	**LC**	**LF**	**KAH**	**LB**	**LM**
Wetlands	0,85	0,83	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Waterbirds	0,75	0,49	1.21e-37 ****	0.000235 ***	0.00282 **	6.99e08 ****	0.00805 **	ns	0.0131 *
Migration & sharing	0,32	0,17	4.14e-16 ****	0.00324 **	ns	1.82e07 ****	ns	ns	ns
Use rules	0,44	0,33	1.54e-07 ****	0.00278 **	ns	ns	ns	ns	ns
WB access	0,45	0,40	0.011 *	ns	0.0329 *	0.045 *	0.0024 **	ns	ns
Local hunting	0,27	0,18	1.17e-06 ****	0.000159 ***	8.56e07 ****	0.000748 ***	0.00293 **	ns	ns

Response rates by U and NU by theme and site (Table 2) are significantly higher for Sub-Saharan users for the "Waterbirds" and "Local Hunting" themes. LF and IND are the sites with the largest significant differences for users.

3.1.3. Among users

Although there is almost no significant difference, the all-purpose response rates by practice are higher for those who report "harvesting" (Table 12). We get a higher response rate for the practice of "selling" only for KAH and LB while the practice of "harvesting" is significantly higher than others for LM. Regarding the average response rates by practice and by theme, for IND, LC, LF, and LM, the comparison test is significant only for the theme "local hunting" and the practice "harvesting" (respectively p=0.0143, p=0.0165, p=5.6e-10, and p=1.35e-27). For LB, the response rate is significantly higher for the practice "selling", and the "Waterfowl access" (p=1.6e-06) and "Local hunting" (p=3e-24) themes. There was no significant difference for KAH.

There are also significant correlations for three of the main use sites between the average response rates per individual for all themes and the estimated annual quantities used for each according to their practices (Table 13). Indeed, for IND, where the correlation coefficient is the highest, the response rates are higher for individuals with the highest offtake, for LF for those selling and consuming the most, and for LB for those harvesting and consuming the most.

Tableau 13 : (a) Average response rate across all themes by site and results of inter-practice comparison tests and (b) correlation coefficients and their significance for the average response rate per individual for all themes and the estimated annual quantities they use, according to the practices they declared

	IND		**LC**		**LF**		**KAH**		**LB**		**LM**		**Total**
(a)	Mean	p value	Mean	p value	Mean	p value	Mean	p value	Mean	p value	Mean	p value	
Harvesting	0,63	ns	0,6	ns	0,68	ns	0,47	ns	0,53	ns	0,6	0,0172*	0,58 ± 0,07

Sale	0,46	ns	0,52	ns	0,5	ns	0,55	ns	0,55	ns	0,47	ns	0,51 ± 0,04
Consumption	0,49	ns	0,52	ns	0,56	ns	0,49	ns	0,41	ns	0,44	ns	0,48 ± 0,05

(b)	Z	p value	Z	p value	Z	p value	Z	p value	Z	p value	Z	p value
Harvesting	2,52	0,01	0.15179	0.8793	1.1708	0.2417	0.84362	0.3989	5.9413	2.829e-09	1.3564	0.175
Sale	1.8161	0,07	-0.047	0.779	2.2209	0.02635	-	-	-0.75435	0.4506	0.78435	0.4328
Consumption	0.51259	0.6082	2,00	0.2333	2.2369	0.02529	-1.6565	0.09763	2.3231	0.02017	-0.35406	0.7233

Furthermore, the results of the free listing show that the proportion of total respondents varies greatly between sites (from 31% to 92%) with no apparent relationship to the intensity of use (Appendix 4.3.1). However, for all Sub-Saharan sites, users respond more (72% vs. 67%), cite more species than NU (5.2 ± 0.3 vs. 4.75 ± 0.55), and do so significantly for three of the major sites (IND, LF, LB) (Appendix 4.3.2). More precisely, it is the sellers who have a higher and significant response rate for LB (0.83 and p=3.6e-3) and the harvesters for IND and KAH (Appendix 4.3.3). Regarding the species cited, there is a difference between U and NU only for IND (Appendix 4.3.4): the Garganey is cited more by the former, whereas the latter name the Black-tailed godwit above all.

3.2. Analysis of response contents

Waterbirds are predominantly perceived as a "beauty of nature" at all sites where they are used (Figure 31). Waterbirds are also seen as a "food source" in all sites at varying rates and only significantly so by IND's users (29%). They are also strong so in LF (U=27% and NU=40%). Finally, waterbirds are perceived as a threat to crops and fisheries at all sites, especially for NU in SRD (47%), mainly by rice farmers.

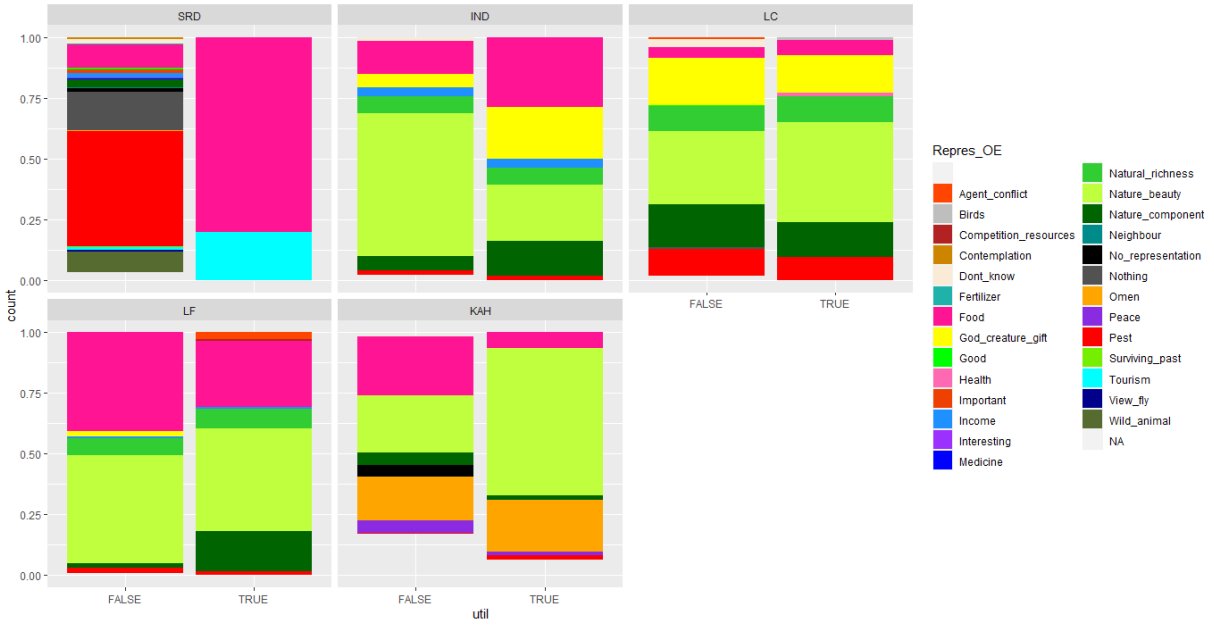


Figure 31 : Interviewees' representations of waterbirds by site according to users (TRUE) and non-users (FALSE)

Perceptions of waterbird abundance differed between U and NU for all sites (Appendix 4.4). For IND, although U's perceived them more as "medium" (43.5%) and "low" (27%), they perceived significantly more "high" number of waterbirds than non-users (NU). Conversely, LCB users perceived more "high" number of waterbirds (LC=65% and LF= 60%), but significantly "low" for LC and "medium" and "low"

for LF. For KAH, users perceived more and significantly more than non-users as "low" level of abundance of waterbirds.

Perceptions of the waterbird population trend are also different between users and non-users. Users in the IND were more likely to see a decrease (62%) but significantly less than non-users (p=0.0022). For the LCB, although users saw more increase (LC=62% and LF=62.5%), they perceived a decrease significantly more than non-users. For the KAH, users perceived a decrease (64%) more than non-users. For LB, users have a divided perception between decrease (48.5%) and stability (40%) and conversely for LM between stability (48.9%) and decrease (43%).

Regarding the rationale for these trends, although hunting is primarily cited by IND users (31%) and water levels for KAH users (47%), there is no significant difference between users and non-users. Of the 22 explanations cited for trends in LB, overhunting (5.7%) and hunting (5.6%) were the most important among users. For LM, the primary cause is human activity (11.1%), particularly fishing and the disturbance it generates. Finally, knowledge of the destination of waterbird migrations is related to the species used and the migration corridors. Indeed, Europe is widely cited and more so by users in the IND (41%) and DN (LB=50% and LM=42%). Africa is mostly cited in the Chadian lakes (LC=60%) and more by users in the LF (61%). The highest rate of "I don't know" is at KAH and ranges from 16% (LB) to 32% (IND) for the other sites. Regarding legal knowledge, for all West African sites users recognized significantly more than non-users that waterbirds have legal status. For KAH, users answered more and significantly more "No" than non-users (51%). Finally, for LB, it was very mixed, while for 76% of LM users waterbirds would not have legal status.

For all French-speaking sites, users answered more and significantly more than non-users that this status concerns all waterbird species. For KAH, even though this is also the case, the users answer more that they do not know (61%). The trend is reversed for the two sites with high use in DN. Half of the users in LB did not answer and nearly 33% thought that this legal status concerned some species, as opposed to 6.5% who thought it concerned all species. The ratio is even lower for LM where we obtained 94% of non-responses and 3.6% for "some species" and 0.5% "all". Regarding access to hunting, IND and LF users responded significantly more than access is for everyone. At KAH, users and non-users answered more than access is for everyone (52.5% and 43%) with no significant difference. The report was more mixed for LB with 43.5% of users for whom hunting is available to everyone and 43.5% for whom it is not. For LM, there were over three-quarters of users for whom hunting was accessible to everyone.

Regarding the conditions of access to hunting, for all the intensive use sites, the users believed that there was no condition: LF=63.5%, LB=31%, and LM=64%. For IND users there was not any condition (14%), everyone could practice illegal hunting (18%).

Regarding the existence of any hunting code, we only obtained responses for French-speaking sites with strongly negative responses or no knowledge. It is only for LF that the users considered significantly more that there is no code (55.5%). There was a high rate of non-response from the users for IND (61%) and 46% at LC answered that there was no hunting code. Similarly, for the existence of any customary law regarding hunting, the users of IND, LC, LF, and LM were more likely to answer that such a law did not exist (30%, 71%, 82.5%, and 45.5% respectively) and significantly more than the non-users for IND and LC.

Finally, knowledge of the existence of quotas was also very low in all sites with a higher proportion of non-responses. Nevertheless, the users in IND responded significantly more than the non-users that they did not know (59%), in LC that there were none, and in LF and KAH that there were quotas (20%; 28% respectively). When asked about the perceived impact of local hunting, we obtained a majority of non-responses and "I don't know" for all sites. However, only the IND users responded significantly more that hunting leads to a decrease in waterbird populations. For the LCB, LC and LF users responded that local hunting generated resources and significantly more for LF (18%). KAH users perceived significantly more environmental impacts (20%). For LB, 30% of the users stated that local hunting had no impact and 10% that it led to a decrease in waterbird abundance. In LM, 42% responded that local hunting had no impact and 6% stated that it generated a decrease in waterbird populations. In addition, respondents had very low knowledge of whether there is any hunting in the migration areas outside of Africa, with the response rate of "I don't know" ranging from 52% in IND to 70% in KAH. However, users of all Sub-Saharan sites responded significantly more "yes" than non-users.

Finally, we observed only for IND a link between perceived abundance and trend of waterbird populations with individual average harvest levels (Figure 32). Indeed, it was the individuals with the highest removals (median=2000) that estimated populations by species at a "High" level of abundance. The median for "medium" perceptions was half that and even lower for "low" levels. Similarly, the quantities, as well as the median, are larger for the "increase" trend perception, followed by "stable" and the smallest quantities for "decrease trend".

3.3. Comparison of local, scientific, and political knowledge

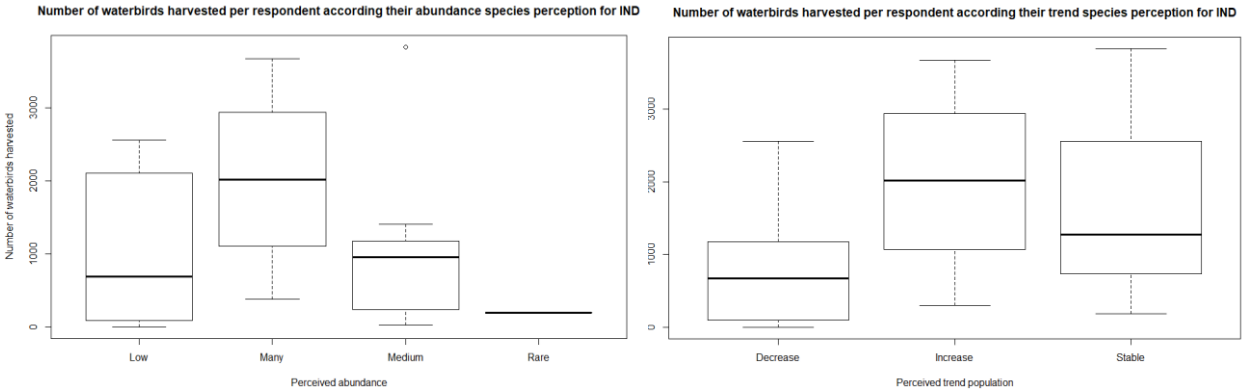


Figure 32 : Average number of harvested waterbirds per individual based on perceptions of abundance and trends in waterbird populations for IND

According to the lists of species cited by each interviewee, the known diversity of waterbirds was higher for IND but lower in the two sites of highest use, i.e. LB and LM (Table 14). The same was observed for the percentage of species listed by international experts that were known by the interviewees: about half of the total diversity listed is cited in the French-speaking sites and less than 40% in the English-speaking sites.

Tableau 14 : Species diversity cited by interviewees and identified by experts and international organizations

Sites	Waterbirds species diversity censed (AEWA-Ramsar)	Number of waterbirds species cited by all interviewees	Number of waterbirds species cited by users	Number of waterbirds species cited by unusers	Percentage of species diversity censed covered by interviewees	Percentage of waterbirds species known covered by users	Percentage of species diversity censed covered by users
SRD	170	25	-	-	15%	-	-
IND	103	56	37	53	54%	66%	36%
LC	107	52	41	49	49%	79%	38%
LF	107	51	44	39	48%	86%	41%
KAH	131	50	27	47	38%	54%	21%
LB	117	40	39	16	34%	98%	33%
LM	117	45	43	18	38%	96%	37%

Similarly, the list of protected species according to the stakeholders (Appendix 4.5) showed that few people were able to respond and few species were listed, except in LB (11% and n=22 species). It thus appears that the political knowledge of the users is not complete or that they consider that few species are protected. However, the few species cited are either well protected (LF), or are not protected but are considered to be so (LB, LM, and IND). From the table showing the main perceptions of the population trend for each species according to stakeholders and the experts' estimates (AEWA/IUCN), it can be seen that these are more in agreement in the sites where the levels of use are the highest and where Afro-Palearctic migrants are mainly targeted, i.e. IND, LB, and LM (Appendix 4.6). The sites with the most discordant perceptions and estimates corresponded mainly to those where Afro-Palearctic were used the most, i.e., Lake Chad and Lake Fitri. Interviewees perceived them to be increasing while experts estimated them to be decreasing or at best stable. In the IND and more so in the KAH, the respondents perceived populations to be decreasing, unlike the experts who estimated them to be at least stable if not increasing. For the two lakes in ND, where perceptions and estimates converged at about 60% (the 40% corresponded to the situation where the experts estimated growth and the locals a decrease), both parties mainly saw a decrease in populations.

Finally, according to the factorial analysis performed on the explanations of the population trends according to the interviewees and sites (Figure 33), the association between the two variables explains 77.4% of the variance. Dimension 1 is strongly related to waterfowl resource exploitation: from little or no hunting to over-exploitation and population decline. Dimension 2 is more strongly related to habitat quality and human presence: from environments with available food and water resources to highly human-made and disturbed environments. The third dimension is more related to global causes such as climate change, migration conditions, and the general law framework. Note that the "decrease in migrants" driver is the opposite of the "migration" driver, on the positive side, with the "natural" drivers. Similarly, productivity (of species) is on the positive side with habitat and other biological drivers such as predation, the difficulty of catching them due to their behavior and seasonality. Finally, the legal framework is located on the opposite side of the poaching argument. By positioning the sites, LB and LF are strongly associated with dimension 1 but in opposite directions, LB more towards overexploitation. Similarly, for LC and LM which are strongly associated with dimension 2 and each at one of the extremities, LC towards natural habitat and LM poor quality. KAH is also more associated with the second dimension. Finally, IND is strongly associated with the third dimension. Thus, by

repositioning the sites with the "reasons" we understand that sites LC, LF, KAH cluster in the positively perceived rationales, in contrast to LB, LM, and IND.



Figure 33 : Projection of the first two axes of the multi-factor analysis on site-specific explanations for user-perceived changes in waterbird populations

4. Discussion and future directions

This study highlights the response capacity and consistency of users' knowledge about waterbirds. Despite the possible biases inherent to this type of survey, the response rates obtained show the same patterns highlighted in our two previous analyses of intensity and prevalence of use (Deniau et al., 2022a, 2022b): the highest rates are in the sites where use is most important and/or widespread. By theme, we observe that the entire sampled population talks about the wetlands as a common and indispensable resource for their needs (Adams, 1993; Rebelo et al., 2010). The responses on LOK show that they are also able to talk about the waterbirds that make up their daily landscape and that they appreciate their beauty. For the more technical knowledge on waterbirds and local hunting, the higher response rate of users shows that this part of the population knows what they use, has developed knowledge on this resource that they observe and name. This knowledge appears to increase with the intensity of use of individuals in the Inner Niger Delta where the practice of intense harvesting is potentially a specialization of some fishermen to supplement their diminishing fish production all or part of the year (Fossi et al., 2014).

Our analysis shows that the content of this ornithological and ecological knowledge is also a function of the local contexts. In the two sub-Saharan wetlands with the highest use, waterbirds are seen as a source of food. In the site where industrial agriculture is strongly developed for rice crop production (Elphick et al., 2010), and where they are not used, they are mostly perceived as pests. Indeed, annual damages in the SRD are estimated at 13% of the production potential for a loss in millions of euros,

generating a very negative perception, especially of Anatidae (de Mey et al., 2012; Pernollet et al., 2015). In the French-speaking sub-Saharan sites (IND, LCB), respondents gave a divine character to waterfowl, and in the English-speaking site (KAH), a harbinger character, confirming the literature for the arid East African zone, where humans are highly dependent on crops and are sensitive to hopeful signs heralding rainfall (Boere and Dodman, 2010; Tidemann and Gosler, 2010). The perception of the state of the resource is also variable according to the sites and the experience of the actors and seems to be a good indicator of the local situations. IND users are more sensitive to low and declining populations, especially vendors, unlike harvesters. While the latter continue to see waterbirds in the wetland, the perception of greater decline for sellers could be related to the presence of terrorist groups blocking access to alluvial forests that are sources of waterbirds, resulting in a decrease in the supply of sales. Similarly, in the LCB lakes, resource-dependent users are much more sensitive to their weaknesses and decline than the rest of the population. Finally, for the English-speaking sites, perceptions of the status of the populations are strongly negative. These sites are located on the "West Asian and East African" migration corridor, and while it seems too early to link with the status of the "East Palearctic" and "Indo-Malayan" populations, which are considered to be the most declining (Wetlands International, 2012), this hypothesis should be explored in the future. Finally, knowledge of the destinations of Palearctic and migratory waterbirds corresponds to the most used migrant types according to the sites and matches with the migration corridors. Indeed, Europe is largely more cited for IND (connected to the "East-Atlantic" corridor) and the DN lakes, Africa, and the neighboring wetlands for the two Chadian lakes (almost totally using Afrotropical waterbirds), Arabia and Asia for the Sudanese and Egyptian sites.

This ornithological knowledge is confirmed by the free listing results suggesting that users in almost all Sub-Saharan sites, and specifically harvesters at all sites and sellers significantly at Lake Burullus, cite more species. The highest response rates and cited species diversity per individual were found to occur at sites with the highest usage and were not negligibly higher than in other parts of Africa (Tarakini et al., 2018). Indeed, the species with the highest citation frequencies are the most widely used: Anatidae in the Sub-Saharan HZs and Rallidae in IND. However, in all sites except IND, there are no differences in the main widely cited species between users and non-users. This result, with "core" species commonly cited because widely used and "peripheral" species less cited because certainly less or not used, is consistent with cultural domain analyses (Borgatti, 1999). It confirms the empirical nature of LOKs derived from practices and use (Teixeira et al., 2014) and shows that there are common species beyond the simple "useful" nature, perhaps derived from the observation of a common wetland "component" and "natural beauty," an augur, and a common "wetland roommate" such as at KAH.

The low response rate and the content of legal knowledge are reminders of the difficulty of decentralizing and cohesion of national and community legal institutions, especially in the management of a natural resource (Agrawal and Ostrom, 2001; Benjamin, 2008). Nevertheless, waterbirds have a status for West African users and very little or no status for English speakers including the two highest use sites. Similarly, hunting is open to everyone without any conditions of access for sites of importance in terms of use, especially Palearctic waterbirds, and very few people consider that quotas may exist. An important element is the notion of customary law, which is not mentioned much overall and is discussed more in the LF. In terms of its content, the responses indicate that this right prohibits the hunting of certain species such as the Abdim's stork (*Ciconia abdimii*) and the Black-crowned crane (*Balearica pavonina*), prohibits commercial hunting, and allows only food harvesting. Although the customary chief can make amends in the same way as agents, some assert

that this right has no existence for the authority of the country. However, the historical bilala customary chieftaincy of the LF, "based on the sultanate's monopoly in defining common rules and access rights governing resource exploitation practices" is still present, albeit debated (Mugelé, 2019; Raimond and Zakinet, 2019). It is also in the LF that waterbirds are most perceived as a source of conflicts with government agents, maintaining a "cat-and-mouse game" constituting a "political dilemma" and a "lost opportunity" to use local knowledge (Benjamin, 2008). However, a framework of local rules exists.

The very low response rate on perceptions of the hunting practice and its related risks expresses the positive aspect of the practice. Three types of perceptions of the impact of local hunting are significantly more frequently cited by users, depending on the site: a decrease in waterbird populations for IND and KAH, income generation for the Chadian sites, and no impact for the two Egyptian sites. Except for IND, where risk awareness does not prevent intense harvesting of a perceived abundant and growing resource in response to demand, the positive perception of the impact of use may favor these practices. Furthermore, users are not fully aware that they are sharing this resource with hunters in the destination areas, whether in Europe for users of Palearctic waterbird species or neighboring countries for users of Afrotropical bird species. This suggests the non-existence of individual and collective regulation mechanisms for sustainable harvesting to share the resource (Pretty, 2003). Furthermore, it is likely that the imposition or reinforcement of a restrictive national policy of positively perceived hunting with no major impact, supported by the transcription of international agreements, and diminishing tangible benefits to communities, could be very poorly perceived, impact favorable attitudes towards waterbirds and ultimately be counterproductive for their conservation (Angula et al., 2018).

About the coherency of local knowledge with scientific and political knowledge, it is clear that the former also holds sway. First of all, the coverage rates of locally known species with the species recorded by ornithologists are not negligible, especially for the French-speaking sites, with c.50%. Although dropping to 34% for the scientific list, 80% of the local list for all sites is covered by users. Thus, LOK support could complement winter monitoring and bird census conducted by international organizations and scientists (Stephenson et al., 2020). In addition, such an approach would allow bird counts in hard-to-reach areas such as IND and LF, year-round, on common or high use species and some with protection concerns (Rist et al., 2010). Indeed, legally protected species appear to be at least known for the species most commonly used in sites of importance. However, this partial legal knowledge reflects the need to reinforce national legal frameworks (Boere and Lenten, 1998). Indeed, although each state has its code for organizing hunting, lists of permitted, fully and partially protected species are poorly accessible, old, and therefore not updated with count data and ratified international agreements (Lewis, 2016a, 2016b). This undeniably leads to insufficient or inaccurate local legal knowledge.

Also, the differences in population trend estimates, but also the convergences, support this consistency of LOK against the other two types of knowledge and suggest two possibilities. First, consistent with the results of Tarakini et al. (2018), the divergences may highlight differences in constraints on avian populations across spatial scales, with those of the IUCN and AEWA rankings being more regional than those more local to the study areas and living space of individuals. Secondly, the convergences with the more Palearctic locations and divergences with the Afrotropical ones may be related to the quality of scientific ornithological knowledge in both types. Indeed, since knowledge is

incomplete on Afrotropical species and their movements, unlike the Palearctic ones, it seems possible that the Chadian sites, which use almost only Afrotropicals, may have different or even more precise knowledge on their trends. Of course, this would require further study and validation criteria, but these LOKs could complement scientific ornithological knowledge. Similarly, our results on user knowledge of the reasons for these patterns again validate this consistency and illustrate its organization. Indeed, the two main factors validated by science constitute the two main axes of our analysis, habitat quality and hunting. Moreover, the distribution of modalities perfectly polarizes these axes and corresponds to the complex socio-ecosystemic contexts of the sites. Thus, it seems relevant to consider the perception of the situation of local users concordant with that identified by science as a real foundation and source of information for implementing multi-scale conservation at the grassroots (Berkes, 2007; Mbaiwa, 2015).

In the same way that local knowledge developed by communities to cope with climate variability in the Sahel can provide an important tool for formal climate change mitigation and adaptation strategies (Nyong et al., 2007), Sahelo-Saharan LOKs can also offer a complementary tool for monitoring waterbirds and wetlands. In the face of the challenges faced by stakeholders, we argue that by combining in a transdisciplinary approach this knowledge with positivist science (Galafassi et al., 2018; Mathevet et al., 2018), we could expand and improve methods for collecting data on species, their trends, threats, and consequently understanding multi-scale population dynamics and socio-ecosystem interactions (Kirby et al., 2008; Rist et al., 2010; Stephenson et al., 2020; Tarakini et al., 2018). Similarly, given the relationship between local legal knowledge and untuned political knowledge, the difficulty of addressing waterbird conservation in arid areas where it is not the priority (dos Santos Soares et al., 2018), whether in terms of development and sensitive geopolitics as in the Sahel (Boussichas and Nossek, 2019; Garenne, 2016; May and Guengant, 2014), there seems to be a need to have these two knowledge systems discussed. This could have the dual benefit of raising awareness among all civil, scientific, and political parties and building a realistic regulatory framework, thereby improving decision-making and governance, a key factor in achieving conservation goals (Amano et al., 2017; Ostrom and Ahn, 2007). Also, migratory waterbirds, depending on largely threatened wetlands and being used in the North as well as in the South for some species, require international cooperation along the migration routes (Gaget et al., 2018). However, the lack of knowledge of each other, their realities, and needs can also prevent the creation of social capital and trust necessary for collective action and impact the sustainability of any adaptive management (Pretty, 2003). Based on our results for the South side, it seems important to study users' knowledge of each other and to create an "AEWA community" that shares a common knowledge of birds and ways to interact with them according to their needs.

Finally, aiming to improve conservation effectiveness, it is necessary to complement this initial work with additional ethno-ornithological studies to enhance understanding of the processes of construction, sharing, and transmission of this knowledge (Tidemann and Gosler 2010). Furthermore, given the complexity of the multi-scale socio-ecosystemic processes at play and the sensitivity of stakeholders to bird use and conservation issues (Williams et al. 2014), it seems necessary to study the cognitive and affective processes of stakeholders (Böhm, 2003; Muhar et al., 2018).

5. Conclusion

Our study of the knowledge of local Sahelo-Saharan waterbird users and non-users through the estimation of response rates, their content, and their relevance to scientific and policy knowledge demonstrates that they can no longer be ignored and sidelined (Tidemann and Gosler 2010). It supports the need to integrate them into monitoring programs, the design of sustainable adaptive hunting management plans, and national and international conservation policies (dos Santos Soares et al., 2018; Stephenson et al., 2020; Tarakini et al., 2018). There is an organization of knowledge in space, between actors and their practices reflecting their socio-ecosystemic realities. Indeed, beyond the question of sustainability of use, there is a base of knowledge and stakeholder interests based on lived realities that can escape political and scientific scales.

Our results are consistent with IPBES and CBD prescriptions and guidelines promoting collaboration across knowledge systems to ensure inclusive and effective ecosystem governance (Tengö et al., 2017). Even though it is emphasized in international texts such as AEWA, an agreement belonging to the CBD, LOK, and local knowledge should as much as possible not only be integrated but be the basis of current and future research, monitoring, management and conservation projects and programs. Indeed, this local knowledge can contribute to the production of shared ecological knowledge and the design of realistic rules of use for sustainable use at the local level and effective conservation at the global level.

Chapitre 5 - Synthèse, discussion et conclusion



Atelier de restitution des premiers résultats de l'étude exploratoire dans le cadre du projet RESSOURCE à la Commission du Bassin du Lac Tchad avec les représentants des services de l'Etat tchadien et des communautés locales des lacs Tchad et Fitri (dont le représentant du Sultan), et réflexion sur la mise en place d'une gestion adaptative des ressources naturelles lacustres (juillet 2018) (Crédit photo : CIRAD, 2018)

« *Nous devons permettre aux utilisateurs des ressources et à leurs représentants d'expérimenter des politiques adaptatives afin d'obtenir un retour d'information sur un SES en mutation avant qu'une transformation sévère ne leur porte préjudice.* »

Elinor Ostrom (2007).

1. Synthèse des résultats

Le travail de recherche mené dans le cadre de cette thèse avait pour objectif principal d'améliorer l'état des connaissances sur les interactions entre les oiseaux d'eau et les populations humaines dans les principales zones humides sahélo-sahariennes d'hivernage des OE afro-paléarctiques. Elle ciblait plus particulièrement l'utilisation des OE, afrotropicaux et paléarctiques, par les populations humaines locales en tant que ressource alimentaire et économique en abordant la problématique à travers trois axes : (1) la caractérisation des prélèvements d'OE ; (2) l'estimation du niveau de dépendance des populations humaines à la ressource « oiseaux d'eau » en termes d'alimentation et de génération de revenu ; et (3) l'estimation des savoirs en lien avec cette utilisation. L'ensemble de ces informations nouvelles et actualisées sont mises en perspectives dans cette discussion générale et nous permettent d'exposer quelques recommandations en termes de gestion adaptative pour l'utilisation durable de la ressource « oiseaux d'eau ».

1.1. Caractérisation des prélèvements et description de la pratique

Dans le chapitre 2, nous avons estimé les quantités totales d'OE prélevées par espèce et par site sur une année ainsi que l'intensité par préleveur. Ces informations nous ont permis de mettre en évidence certaines caractéristiques de l'exploitation des OE dans la zone d'étude. Le prélèvement d'OE par les populations locales est très faible dans le delta du fleuve Sénégal (l'essentiel de ce prélèvement étant réalisé par des chasses commerciales destinées aux occidentaux). Le delta intérieur du Niger et le delta du Nil sont les sites de plus fort prélèvement, avec les plus grandes proportions d'espèces migratrices afropaléarctiques, en particulier le DIN. Les prélèvements dans les sites dits « centraux » tchadiens sont presque uniquement tournés vers les espèces afrotropicales. Pour le site soudanais, le plus à l'Est, bien que l'espèce principalement prélevée soit afrotropicale, nous avons listé quelques espèces migratrices afro-paléarctiques. Enfin, pour les sites du delta du Nil, bien que les rallidés en grande partie non migrateurs soient prélevés, une grande partie du tableau de chasse cible des anatidés migrateurs paléarctiques. Pour la globalité de la zone d'étude, tous sites confondus, 60 % des quantités prélevées proviennent d'espèces afrotropicales, et 45 % des prélèvements concernent les rallidés et 39 % les anatidés. Chaque site possède ses particularités en termes d'espèces principalement prélevées : la sarcelle d'été (*Spatula querquedula*), migrateur afropaléarctique, dans le DIN ; le dendrocygne veuf (*Dendrocygna viduata*), espèce afrotropicale, au lac Tchad ; l'oie armée de Gambie (*Plectropterus gambensis*), espèce également afrotropicale, au lac Fitri ; une plus grande variété d'espèces afropaléarctiques et afrotropicales au Khor Abu Habil, mais une proportion légèrement plus importante pour l'oie armée de Gambie ; les rallidés dans le delta du Nil avec principalement la gallinule poule d'eau (*Gallinula chloropus*), espèce paléarctique migratrice partielle, et la foulque macroule (*Fulicula atra*), espèce paléarctique migratrice (Hagemeijer et Blair, 1997), même si les mouvements de ces espèces et leur présence continue ne sont pas clarifiées. Quatre-vingt-dix pour cent des quantités prélevées concernent des espèces présentant un statut de moindre préoccupation d'après l'UICN. Diverses techniques de prélèvement sont utilisées, les principales étant les pièges, les filets et les hameçons de pêche. Bien que la pratique ait quasiment lieu toute l'année sur tous les sites, la période de plus fort prélèvement varie selon les sites : pendant la saison sèche de décembre à février dans le DIN, pendant la saison des pluies entre mars et octobre dans les lacs du Tchad et au Khor Abu Habil, et d'octobre à mars dans le delta du Nil. Enfin, 70 % de ces prélèvements sont effectués à des fins alimentaires (via l'autoconsommation des prélèvements essentiellement mais aussi via les achats), la saveur et la valeur nutritive étant fréquemment citées comme des critères d'intérêt dans tous les

terrains étudiés. Ce sont pour les sites du DIN et du lac Fitri que les raisons commerciales sont les plus fortes et semblent répondre à une forte demande. Globalement, cette première analyse a permis de mettre en lumière la dynamique des prélèvements et les variations quantitatives et spécifiques entre les sites. Malgré les niveaux de récolte élevés des sites maliens et égyptiens, le prélèvement total semble se situer à un niveau inférieur à celui des sites européens. Afin de garantir à la fois une exploitation durable et une justice environnementale, les efforts internationaux de conservation au niveau de la voie de migration devraient mettre en œuvre une intégration significative des besoins et pratiques des populations sahélo-sahariennes et engager l'ensemble des pays concernés dans une approche collaborative de conservation et de gestion sur l'ensemble des couloirs de migration et aires d'hivernage.

1.2. Estimation du niveau de dépendance alimentaire et économique aux oiseaux d'eau et leur contribution

Dans le chapitre 3, nous avons pu mettre en évidence la prévalence des pratiques d'utilisation de la ressource « oiseaux d'eau » le long de filières, dont les structures varient selon les sites, depuis les prélèvements jusqu'à la consommation en passant par la vente et parfois la revente. Ces résultats sont alignés avec les variations mises en évidence dans le chapitre précédent et permettent ainsi de mieux les comprendre. La prévalence de l'utilisation est la plus importante pour les lacs égyptiens, avec plus de 80 % en moyenne, suivis par le lac Fitri et le DIN. Les prévalences des pratiques varient selon les sites, la consommation étant le facteur le plus important pour expliquer les prélèvements. Les plus importants flux monétaires et de venaison correspondent aux sites dont les prélèvements sont les plus élevés (DIN et DN). La valeur monétaire annuelle totale des ventes estimée pour l'ensemble de l'échantillon s'élèverait à 600 000 €, dont 46 % pour le seul lac Manzala. Le montant des dépenses totales pour la consommation s'élèverait à 200 000 € pour les deux lacs égyptiens suivis par le lac Fitri avec 50 000 €. Les anatidés représentent plus de la moitié des ventes totales, suivis par les rallidés. Les espèces les plus vendues sont aussi celles qui sont le plus prélevées, avec les mêmes préférences par site : la sarcelle d'été représente 45 % des ventes au DIN ; le dendrocygne veuf 60 % au lac Tchad ; l'oie armée de Gambie 31,5 % au lac Fitri ; la poule d'eau 31 % au lac Burullus ; et la talève sultane (*Porphyrio porphyrio*) 18,5 % au lac Manzala. À l'échelle de ces ZHSS, les OE, en particulier les anatidés et les rallidés, représenteraient une ressource complémentaire et un substitut important sur le plan alimentaire (pour 43,5 ± 39,2 % en moyenne des personnes enquêtées malgré le fort écart-type reflétant la grande variabilité entre les sites). Ils couvriraient en moyenne 50 % des besoins en protéines pour près de 42 % des personnes enquêtées, avec une moyenne maximum au lac Fitri de 70 % de besoins couverts pour plus de 36 % de personnes enquêtées. Ces oiseaux d'eau sont des aliments appréciés pour leurs valeurs nutritives et gustatives et une ressource de choix en termes d'accessibilité et de disponibilité, puisque les espèces afrotropicales sont par exemple présentes toute l'année. Ils constituent également une source de revenu complémentaires intéressante, notamment en période de plus faible activité halieutique. La structuration des filières tournées vers la commercialisation correspond aux sites de plus forte intensité d'utilisation et traduit l'importance de la ressource dans les économies locales. Le niveau d'utilisation et le faible nombre, voire l'absence, d'alternatives à la base de cette dépendance alimentaire et économique expliquerait en partie les variations d'intensité de prélèvement. Ces résultats mettent ainsi en évidence une certaine dépendance alimentaire et économique à la ressource « oiseaux d'eau afro-paléarctiques et afrotropicaux » pour ceux qui les utilisent, dépendance variable selon les sites. Ils montrent par là-

même la capacité des oiseaux d'eau à contribuer à la couverture en protéines des populations humaines utilisatrices de cette biodiversité. Ces résultats invitent enfin à réaliser des suivis de filières et de consommation des ménages plus fins, et peuvent contribuer à améliorer les politiques de gestion de la ressource et de conservation de la biodiversité avifaunique internationale telles que celles menées par l'AEWA et Convention de Ramsar.

1.3. Importance des savoirs locaux selon les contexte d'utilisation dans la perspective d'une gestion adaptative

Le chapitre 3 a permis d'évaluer l'importance des savoirs écologiques, ornithologiques, cynégétiques et juridiques des utilisateurs, dans le but de mettre en évidence leur, liens avec l'utilisation de la ressource « oiseaux d'eau » et leur pertinence en termes de gestion.

Nos résultats montrent que les taux de réponse sont plus importants dans les sites d'utilisation majeure, de manière significative auprès des utilisateurs, en particulier des préleveurs et vendeurs. Les savoirs ornithologiques et écologiques sont plus importants que les savoirs juridiques, ceux-ci étant largement inconsistants et reflétant les problèmes de gouvernance entre le politique et le citoyen. Les familles et espèces les plus citées sont les plus utilisées, soit les anatidés (oie armée de Gambie, dendrocygne veuf, sarcelle d'été), et les rallidés (poule d'eau). Les savoirs ornithologiques, organisés dans l'espace en fonction des pratiques, sont cohérents et consistants avec les connaissances scientifiques. Les perceptions des abondances, tendances et compréhensions des menaces concordent avec la littérature scientifique et sont le reflet des situations socio-écosystémiques vécues dans chaque site. Cependant, le manque de capital social entre les utilisateurs et la perception d'une utilisation libre, sans condition d'accès, à l'impact positif pour la nature et les humains, d'une ressource disponible représente un risque pour l'avenir de la ressource « oiseaux d'eau ».

Cette exploration montre que les utilisateurs connaissent leur ressource, et que ces savoirs peuvent utilement compléter et alimenter les savoirs scientifiques et être intégrés aux savoirs experts et politiques pour améliorer la gestion de la ressource « oiseaux d'eau » et renforcer l'efficacité des efforts internationaux de gestion et de conservation des OE et des zones humides. Au final, malgré toutes leurs limites, ces premiers résultats insistent sur l'importance de tendre vers une gestion adaptative de la ressource et représentent la première étape d'une démarche allant dans cette direction.

2. Discussion générale

L'utilisation des oiseaux d'eau est un type d'interaction « nature – sociétés » particulièrement complexe car à la fois multiéchelle et multifacette. Mieux la saisir et la comprendre demande des approches différentes et complémentaires. Après avoir résumé les principaux résultats de notre étude exploratoire, nous allons discuter à présent de la méthode, de ses limites et des perspectives que ces résultats offrent en termes de recherche et d'application pour la gestion durable des OE.

2.1. De l'estimation des prélèvements du Sud et du Nord : migrer du cadre strictement positiviste à celui de la science post-normale ?

Il est nécessaire, dans une perspective de gestion durable, de déterminer les facteurs explicatifs de la diminution mesurée des populations d'oiseaux d'eau migrateurs afro-paléarctiques, surtout pour les migrateurs de longue distance hivernant dans les ZHSS. Cela demande de produire des connaissances sur la qualité des habitats le long des couloirs de migration basées sur des observations et des mesures biophysiques, mais également sur la prédation humaine, facteurs peu voire mal ou pas renseignés selon les sites et difficiles à observer et mesurer. En effet, ces prélèvements s'opèrent largement dans un cadre illégal, de manière cachée, et il est de ce fait difficile d'obtenir des informations robustes auprès des acteurs impliqués craignant d'être incriminés et punis. Ces contraintes requièrent de mettre au point une méthodologie adaptée à chaque site mais suffisamment standardisée pour pouvoir comparer les résultats entre chaque zone étudiée. De plus, étant donné la complexité de la chasse et des captures par leur aspect multifacette, et face aux enjeux locaux et internationaux (conservation et chasse au Nord, en particulier en Europe), il est nécessaire de produire des informations contextuelles (socio-culturelles et cognitives) selon une approche interdisciplinaire.

Afin de pouvoir caractériser la pratique de prélèvement à partir d'indicateurs tels que les quantités prélevées par espèce, il faut disposer d'informations ou de données préalables telles que la démographie de la population humaine présente, la prévalence de la pratique, les acteurs du prélèvement et les raisons de ces prélèvements. En effet, il est important de savoir si l'activité est spécialisée. Si c'est le cas, il faut pouvoir identifier ces préleveurs, comme dans la méthodologie utilisée par Guillemain *et al*. (2016) en France pour estimer les tableaux de chasse annuels par espèce auprès des chasseurs licenciés des fédérations, qui est un travail également basé sur la mémoire des individus. Si la pratique ne répond pas à une spécialisation, que l'on opère par un échantillonnage aléatoire, que l'on possède les données démographiques vérifiées et valides et que la pratique est déterminée par un ensemble de facteurs identifiés tels que l'âge, le sexe, le niveau de scolarisation, la taille du ménage, la durée de résidence comme dans de nombreuses études (Castilho *et al*., 2018 ; Nuno *et al.*, 2013 ; Whytock *et al*., 2018), il est alors possible d'extrapoler à l'ensemble de la population les résultats de l'échantillon, ce dernier une fois stratifié avec un intervalle de confiance correspondant. Après obtention de la quantité totale prélevée par espèce selon l'une ou l'autre méthode, il est possible d'utiliser un outil d'estimation de la durabilité des prélèvements comme la version simplifiée de l'équation d'Euler-Lotka, adaptée aux jeux de données incomplets comme le nôtre (Niel et Lebreton, 2005). Or, nous ne possédions au début de notre travail aucune de ces données préalables, ce qui limitait notre étude et ses résultats à l'échantillon sans pouvoir les extrapoler à l'ensemble de la population de la zone humide, dans l'hypothèse où l'on puisse délimiter facilement ce territoire. Et *in fine*, nous n'avons pas pu déterminer la durabilité des prélèvements, nécessitant d'avoir également à disposition les données de recensement d'oiseaux d'eau, ce qui n'est pas toujours le cas dans ces régions.

Face à toutes ces contraintes, nous avons choisi de procéder à un échantillonnage aléatoire de villages et de personnes pour chaque site ou de nous appuyer sur l'échantillonnage de travaux antérieurs, c'est-à-dire des villages pour lesquels nous sommes assurés de leur existence. Nous avons ainsi obtenu un proxy par site et un proxy d'intensité par individu et avons pu alimenter en données un certain nombre d'indicateurs communs entre les sites. Dans le cadre d'une démarche exploratoire, ces

indicateurs standardisés nous permettent de comparer les sites en termes d'intensité et de caractéristiques quantitatives et qualitatives de la pratique et ainsi d'identifier les sites critiques pouvant faire l'objet d'un suivi plus spécifique. À partir de cet échantillonnage aléatoire, nous avons pu obtenir une prévalence de la pratique. Bien sûr, il y a toujours le risque que certaines personnes aient peur de parler malgré les dispositions prises, telles que l'anonymat ou les questions indirectes et croisées sur les aliments consommés et les représentions sociales des oiseaux d'eau. C'est pourquoi une étude plus spécifique de suivi permettrait de confirmer ou non les résultats de l'exploration. Mais comme nous l'avons présenté dans les trois chapitres précedents, la cohérence des résultats suggère que la méthode permet une estimation assez réaliste de la situation, bien que demandant encore des précisions sur la typologie des acteurs, les zones de prélèvements et les quantités par espèce.

D'après l'expérience tirée de cette étude, même s'il est possible d'obtenir toutes les informations sur la population totale et l'échantillon, la pratique est tellement diffuse et variable dans le temps et l'espace, opportuniste et cachée, qu'il semble risqué de réaliser toute extrapolation. De plus, la ressource est elle-même très mobile et complique la définition des contours de son aire de répartition et par là même du territoire d'utilisation (possible unité de gestion). Nous avons réalisé des analyses multivariées afin d'identifier des variables socio-culturelles et économiques pour déterminer une typologie d'acteurs, mais nous n'avons obtenu aucun résultat significatif, ni sur le fait de chasser ou non, ni sur les quantités prélevées. Tout le monde semble avoir accès à cette pratique, notamment du fait des technologies utilisées, que ce soit à travers la pêche (hameçons et filets) ou l'agriculture (pièges, fusil artisanal).

Cela souligne la limite de l'expertise et de la méthode de production de savoirs scientifiques. De par l'approche choisie, c'est-à-dire multisituée bien que multiéchelle (des individus à la communauté), nous n'avons eu accès qu'à une première couche plus ou moins superficielle d'information. Si nous souhaitons capturer des données plus précises sur les acteurs et leurs pratiques, il semble nécessaire de faire appel pour de prochaines études à des méthodologies non seulement plus spécifiques, comme le suivi des pratiques de prélèvement, mais également plus participatives, immersives et qualitatives, étant centrées sur les acteurs et leur communauté (Constantino *et al*., 2012 ; Gibson et Marks, 1995 ; Rist *et al*., 2010 ; Mathevet et Guillemain, 2016).

Enfin, la difficulté d'estimer les taux de prélèvement et l'impact de ces prélèvements sur les populations d'oiseaux d'eau (durabilité des prélèvements n'empêchant pas les populations d'oiseau d'eau de se reproduire suffisamment afin de se maintenir au dessus de leur seuil critique de viabilité) n'empêche aucunement de discuter du partage des responsabilités au Nord et au Sud. Les difficultés d'estimation des prélèvements existent également en Europe, contrairement à ce que l'on pourrait croire pour des territoires où la chasse est régulée par des permis, organisée par des fédérations et surveillée par des agences gouvernementales (Guillemain *et al.*, 2016 ; Johnson *et al.*, 2018). Malgré tout, les tableaux de chasse au Nord sont plus importants (plusieurs millions d'individus dont une part très importante en France), impliquant plus de chasseurs mais qui ne ciblent pas les mêmes espèces : le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) majoritairement, suivi par la sarcelle d'hiver (*Anas crecca*). Par contre, dans les ZHSS étudiées, nous estimons la population préleveuse probablement inférieure malgré une forte prévalence de prélèvement pour les lacs égyptiens et une très forte intensité de prélèvement pour le delta intérieur du Niger, principaux sites ciblant les espèces migratrices afro-paléarctiques, en particulier la sarcelle d'été (*Spatula querquedula*). Cette espèce n'apparaît pas comme étant très chassée en Europe, même si elle peut faire l'objet d'un grand intérêt pour certains

chasseurs sportifs. Enfin se pose la question de la nature de la chasse qui, face à la question de la durabilité des pratiques et des responsabilités de gestion de la ressource (utilisation et habitats), amène à considérer les implications en termes de justice environnementale : une chasse largement sportive au Nord et une chasse largement de subsistance au Sud. Ces questions d'un second ordre semblent inévitables à l'échelle des réflexions et politiques de conservation internationales, par exemple lors des négociations au sein de l'AEWA pour les changements d'annexes d'espèces selon les données de populations. Dans une telle démarche, il est nécessaire de posséder des données précises sur les prélèvements, les pratiques, mais également sur la qualité de l'habitat pour les espèces utilisées ou non le long des couloirs.

Les faits étant incertains, les valeurs contestées, les enjeux sociaux et écologiques élevés, les décisions urgentes, les approches scientifiques positivistes modernes dites « normales » (Kuhn, 1962) ne suffisent plus, voire sont remises en cause (Funtowicz et Ravetz, 1993). La science dite « post normale » reconnaît et enrôle la multiplicité de perspectives légitimes. La complexité peut ainsi être saisie en élargissant la communauté des pairs (scientifiques ou experts) aux personnes concernées par le problème de gestion des OE et impliquées dans sa résolution, à savoir les populations humaines locales. La qualité du processus est alors déterminante pour produire des effets tangibles sur le terrain (Mathevet et Bousquet, 2014). Au-delà des approches de modélisation de dynamique de population ou d'estimation de tendances destinées à prédire et contrôler l'avenir des populations d'OE, la situation régionale étudiée invite à envisager des approches de modélisation participative qui permettront d'explorer notre méconnaissance de certains processus et notre ignorance de l'avenir, approches permettant d'expliciter les hypothèses et représentations socio-écologiques des experts comme des usagers de la ressource ou d'autres participants.

2.2. L'approche socio-écosystémique et l'analyse de la chaîne d'approvisionnement pour estimer la dépendance

L'analyse de filière est une méthode aujourd'hui reconnue et utilisée par l'ensemble des chercheurs et experts pour étudier l'utilisation et la valeur de la faune sauvage à travers un certain nombre d'indicateurs, tels que les flux de gibier (quantités, espèces), la valeur économique, les étapes de transformation si elles existent, la répartition et la distribution de la valeur économique le long de la chaîne, l'identification des acteurs impliqués et de leurs relations, etc. (van Vliet *et al*., 2019 ; van Vliet *et al*., 2012). Une telle analyse s'intègre parfaitement dans une approche socio-écosystémique et dans son cadre d'analyse plus général suggéré par Ostrom (2007, 2009). En effet, les variables et sous-variables de ce dernier accueillent parfaitement les indicateurs de l'analyse « filière », en particulier l'analyse des chaînes d'approvisionnement, comprenant les niveaux de prélèvements, les investissements, les activités en réseau ou auto-organisées de la variable « interaction », etc. (Torralba *et al*., 2018).

Mais de la même manière que pour les prélèvements, nous ne possédions aucune donnée préalable actualisée sur les prévalences et les acteurs, leur localisation et identification. Il nous a donc fallu adapter une approche « filière » initialement privilégiée, mais sans possibilité de suivre et de décrire précisément les lieux de ventes avec leurs acteurs et leur flux, ni de connecter toutes ces étapes avec les acteurs et le gibier. Nous avons dû opérer de la même manière que pour les prélèvements en identifiant les différents utilisateurs et leur(s) pratique(s) au sein du même échantillon aléatoire d'individus (Vitekere *et al*., 2021). À travers ces derniers, nous avons pu obtenir des données nous

permettant de décrire la dynamique annuelle, la structure (étapes de prélèvement, vente, transformation consommation), les objectifs (vers qui, quoi et où se tourne la filière), les flux, les montants, les valeurs ou tout au moins la valeur de vente. Ce n'est donc pas une analyse « filière » académique en soi que nous avons pu réaliser, mais un premier dessin des systèmes d'approvisionnement et d'utilisation de la ressource, du moins pour leur partie la plus matérielle (annexes 3.4). Cette première étape nous a également permis de définir une typologie de ces systèmes selon leur niveau de structuration, l'importance de leurs flux et leur(s) raison(s) d'être : des filières tournées sur l'autoconsommation à de faible niveau de structuration (lac Tchad et Khor Abu Habil) ; des filières comportant de l'autoconsommation mais également de la vente, plutôt directes, semi-structurées avec peu d'intermédiaires (lac Fitri, lac Burullus) ; des filières largement tournées vers la vente, notamment en dehors du système (probablement vers des marchés urbains), comportant de l'autoconsommation *a minima* et des achats nombreux auprès d'intermédiaires (delta intérieur du Niger, lac Manzala). Les résultats obtenus, correspondant à ceux des anciennes études pour les trois sites du DIN et du DN, suggèrent un certain niveau de confiance et de fiabilité pour les résultats sur les sites inconnus. La méthode utilisée nous a donc permis de mettre en évidence les éléments essentiels pour comprendre chaque contexte d'utilisation et de valorisation économique de la ressource. Ces éléments permettent d'envisager des approches spécifiques pour la suite de la production de connaissances, à savoir des suivis de filières dans les sites où la principale finalité est la vente, et notamment sur les marchés comme dans le delta intérieur du Niger, des suivis de la consommation dans les sites où les filières sont principalement orientées vers l'autoconsommation comme au lac Tchad et au Khor Abu Habil, voire les deux lorsque la vente et la consommation se rencontrent à des taux similaires sur un territoire commun, comme au lac Fitri. Réaliser de tels suivis permettrait de confirmer, infirmer et tout au moins renforcer les connaissances produites en appliquant notre méthodologie.

Tout comme dans le cas des prélèvements, nous avons essayé des analyses multivariées afin de mettre en évidence des patrons de dynamique de filières d'utilisation mais encore une fois, rien de significatif en termes de profil d'acteurs ne ressort. Notre approche exploratoire, intégrant un nombre important de variables, perd en puissance à ce niveau. L'intérêt de la méthodologie employée est principalement d'offrir une description préliminaire identifiant les principales articulations et connexions avant une seconde phase plus spécifique portant sur ces éléments (étapes de filière, acteurs, flux, espèces, valeurs). En effet, une méthode comme celle utilisée dans notre étude exploratoire peut simplifier les fonctions des acteurs dans ces continuums d'utilisation. Or, les combinaisons possibles de rôles pour un individu et la variabilité de ces combinaisons dans le temps et l'espace complexifient le système d'interaction. Dans un grand nombre de cas, les individus rencontrés peuvent à la fois être préleveurs, vendeurs et consommateurs. De plus, dans ces socio-écosystèmes complexes et changeants que sont les zones humides, les humains se sont adaptés en pratiquant la pluriactivité, ils peuvent donc être à la fois pêcheurs, agriculteurs et parfois éleveurs. Cela implique qu'ils ne sont pas présents aux mêmes endroits tout au long de l'année et utilisent des technologies différentes selon les activités et saisons. En termes d'interactions avec les oiseaux d'eau, la variabilité des pratiques et les opportunités de capture se voient accrues et la possibilité de saisir l'information se voit diminuée. Cela conforte ainsi l'idée qu'après cette phase préliminaire exploratoire globale, il conviendrait de mettre en place des suivis dans le temps et l'espace spécifiques à chaque site.

Nous n'avons pas pu mesurer statistiquement la dépendance. Mais comme énoncé par Allebone-Webb (2009), cette notion multifacette et multidimensionnelle est toujours difficile à définir et à

mesurer. Cependant, il semble possible de se passer de puissance statistique pour comprendre à travers nos résultats que dans notre cas, des interactions « matérielles » entre oiseaux d'eau et humains et plus spécifiquement dans le cadre de l'utilisation alimentaire et économique de la ressource, il existe une dépendance sensible des personnes qui utilisent les oiseaux d'eau dans les sites où ces derniers font l'objet d'un commerce important et à la filière structurée tournée ou non vers l'extérieure et dégageant des valeurs monétaires (rentes et flux) au moins équivalentes à celles des autres activités telles que l'agriculture et la pêche. Ces sites à forte dépendance alimentaire et économique que sont le delta du Nil, le delta intérieur du Niger et le lac Fitri, correspondent aux sites faisant l'objet des prélèvements les plus importants. De la même manière que discuté précédemment, dans une perspective de justice environnementale, les politiques de conservation nationales et internationales devront considérer ces enjeux alimentaires et économiques locaux, au moins pour ces quatre sites d'importance, afin d'éviter tout conflit ou risque d'insécurité alimentaire pour les personnes dépendantes de cette viande de brousse (Booth, 2021). Une meilleure compréhension des dynamiques des filières d'utilisation et des systèmes alimentaires impliquant les oiseaux d'eau dans l'espace et dans le temps par des études plus spécifiques (suivi de la chaîne de valeur, suivi de la consommation par un questionnaire de fréquence alimentaire) permettrait une intégration plus réaliste et juste de l'ensemble des enjeux de bien-vivre et de conservation de la nature (Brashares *et al.*, 2011).

2.3. Les savoirs locaux comme révélateur des pratiques d'utilisation et de leur gouvernance

L'utilisation durable de la faune sauvage à des fins alimentaires et économiques requiert de renseigner un ensemble de variables sur des objets matériels comme la ressource (quantité, dynamique, localisation, etc.), sur l'utilisation elle-même (l'analyse de la filière du prélèvement à la consommation) et sur les caractéristiques socio-économiques et culturelles des acteurs impliqués. Elle demande également de déterminer les connaissances des utilisateurs sur le socio-écosystème (Ostrom, 2009, 2007). En effet, l'utilisation d'une ressource naturelle dont sont dépendants des groupes sociaux ou une société implique la production et la possession de connaissances sur la ressource et son état, sur les pratiques et leur(s) impact(s) ainsi que sur les règles d'usage et leur respect en fonction des avantages et des inconvénients perçus (Ostrom *et al*., 1999). Aussi, pour les raisons méthodologiques discutées précédemment, notre étude a reposé uniquement sur les connaissances des populations locales pour obtenir des informations concernant les pratiques d'utilisation (quantités, espèces, techniques, objectifs, valeurs monétaires, etcet leurs perceptions des impacts de ces utilisations sur les oiseaux d'eau et leur état (abondance, tendance et les raisons de ces tendances, migrations). De plus, nous n'avions pas pour objectif d'étudier en profondeur le système de gouvernance tel que proposé par le cadre général d'analyse des SES d'Ostrom. Néanmoins, nous nous sommes intéressés aux règles d'usage à travers les connaissances juridiques et l'opinion sur le cadre légal des non-utilisateurs, des utilisateurs, ainsi que d'autres types de praticiens (préleveurs, vendeurs, consommateurs), savoirs techniques que nous avons comparés ensuite aux savoirs politiques, notamment aux codes de la chasse de chaque pays.

L'utilisation pour la gestion des ressources naturelles d'une telle méthodologie basée sur les savoirs locaux, à dire d'acteurs (et non d'experts), est très critiquée et les résultats remis en question par les sciences positivistes sceptiques quant à la validité de tels savoirs (Tarakini *et al.*, 2018). En effet, la peur du changement d'un paradigme établi et confortable vers une recherche plus collaborative, la mise en doute de la fiabilité des informations et des connaissances non issues d'une méthode de production

scientifique rigoureuse et statistiquement puissante, les conflits autour du pouvoir de décision sur la gestion de la ressource, la crainte d'une récupération et instrumentalisation de la recherche au profit des acteurs locaux et les conflits de ces derniers autour des ressources sont autant de barrières bien ancrées entraînant des réticences quant à la reconnaissance et l'intégration des savoirs locaux et des non scientifiques dans les processus de production scientifique et de gestion des ressources (Funtowicz et Ravetz, 1993 ; Huntington, 2000). Pour cette première étude exploratoire basée sur les connaissances des acteurs locaux, impliqués ou non dans l'utilisation des oiseaux d'eau, nous avons renseigné les différents indicateurs en utilisant des méthodes de sciences sociales (entretiens semi-directifs et questionnaire) pour recueillir des savoirs écologiques, ornithologiques, juridiques et cynégétiques, puis traduit ces savoirs locaux en termes scientifiques et statistiques (fréquences, moyennes et tests statistiques). Ainsi, malgré toutes les précautions prises d'un point de vue linguistique, sémantique et culturel, une dénaturation des savoirs locaux a pu se produire lors de la collecte par le questionnaire issu des sciences sociales et durant la phase de traitement et de traduction/re-catégorisation, notamment des modalités de réponse aux questions ouvertes et semi-ouvertes. Nous ne pouvons donc pas parler de savoirs locaux intégrés à une démarche de gestion dans une approche participative, mais plutôt d'une production de connaissances scientifiques à partir des connaissances d'un échantillon de la population locale.

Cependant, malgré les biais et les critiques qu'une telle méthode induit, nos résultats montrent que les connaissances des individus inclus dans notre échantillon, en particulier des utilisateurs, et plus précisément des préleveurs et vendeurs, sont consistantes et réalistes. Elles correspondent aux savoirs scientifiques, les complètent, et peuvent améliorer, rendre cohérentes et plus équitables les politiques publiques de gestion de la ressource. Les informations recueillies à partir des savoirs locaux révèlent les différentes situations propres à chaque réalité socio-écosystémique en termes d'espèces, de pratiques d'utilisation, de menaces et de gouvernance. De plus, les taux et modalités de réponse aux questions portant sur la zone humide habitée et les oiseaux d'eau suggèrent que les LEK et LOK[14] sont communs et consistants en termes de partage entre les répondants et de correspondance avec les savoirs scientifiques et politiques, et ce davantage chez les utilisateurs concernant les LOK. Cependant, les taux et modalités de réponse aux questions relatives aux règles d'usage quant à elles non seulement montrent une très faible connaissance à ce niveau tant du cadre légal positif que coutumier, mais également semblent refléter les problèmes de gouvernance rapportés pour ces sites. En effet, que cela concerne les espèces citées comme protégées par les personnes enquêtées ou celles listées par les textes de loi, la très faible connaissance de l'existence d'un code de la chasse et d'un droit coutumier pour les trois sites subsahariens francophones, ainsi que l'ensemble des informations collectées révèlent les difficultés d'actualisation des textes de loi, de leur diffusion, de leur application et de leur co-existence avec les règles coutumières existantes (Benjamin, 2008 ; Sartoretto, *et al*., 2017). Pour autant, face aux enjeux de régulation de l'accès aux ressources naturelles dans des environnements critiques tels que ceux des ZHSS et du fait des difficultés de mise en place de la décentralisation dans ces pays, cette régulation est souvent assurée en partie par des systèmes coutumiers (Lemoalle et Magrin, 2014).

[14] Rappelons que les LEK (*Local Ecological Knowledge* ou savoirs écologiques locaux) et les LOK (*Local Ornithological Knowledge* ou savoirs ornithologiques locaux) correspondent aux savoirs sur les écosystèmes et les oiseaux des acteurs locaux non académiques et non-experts.

Ainsi, s'il semble possible d'utiliser et d'intégrer les savoirs écologiques locaux pour la gestion de l'utilisation des oiseaux d'eau en poursuivant leur étude et leur compréhension, un travail important de recherche sur la gouvernance et les règles d'utilisation est nécessaire. À partir de nos résultats, de notre expérience de terrain et des informations recueillies dans la littérature, quelques pistes peuvent être proposées, en particulier pour les sites francophones subsahariens :

- Dans le delta intérieur du Niger, l'existence d'un droit coutumier encore en application comme la Dina et la distribution des pouvoirs selon les ressources entre groupes et ethnies, notamment pour les pêcheurs Bozos et les Somonos, permettraient de produire des connaissances plus fines au sujet de l'existence de règles d'usage formelles ou informelles des oiseaux d'eau pouvant être associées aux poissons. De plus, l'existence d'une confrérie de chasse traditionnelle « donsos » nous offre la possibilité d'en apprendre davantage sur les règles de chasse aux oiseaux d'eau et ce que cette confrérie représente encore comme autorité respectée à ce niveau (ou une source de conflit sur la gestion de la ressource).
- Au lac Tchad, bien que le cadre coutumier soit qualifié de néo-traditionnel « *sans héritage séculaire de règles sophistiquées* » car légitimé par le droit post-colonial (Lemoalle et Magrin, 2014), il fournit au SES un cadre réglementaire d'accès aux ressources. Il serait ainsi pertinent de l'étudier afin de déterminer en quoi il peut contribuer à la bonne gouvernance de l'utilisation de la ressource « oiseaux d'eau ». Il pourrait également être judicieux de valider l'existence ou non d'une confrérie de chasseurs traditionnels et de leurs règles au sein du sultanat kotoko pour la rive sud. De même que pour le DIN, cette confrérie pourrait peut-être offrir un ensemble de règles d'usage compréhensibles et réalistes.
- Au lac Fitri, l'importance du droit coutumier et de son représentant, le sultan bilala, bien qu'en perte de légitimité face aux bouleversements socio-économiques, écologiques et culturels du lac (Raimond *et al*., 2020), constitue certainement un élément majeur de la gouvernance des ressources de la zone humide, y compris des oiseaux. Il semble nécessaire d'étudier en profondeur le contenu de ces règles, les critères d'application, leur diffusion et leur coexistence avec le code de la chasse.

En ce qui concerne les sites soudanais et égyptiens, les très faibles taux de réponse et de modalités sur le thème du droit coutumier ainsi que l'inexistence ou inaccessibilité d'informations sur ce droit rendent difficile toute proposition. Il semble que des études plus approfondies permettraient d'affirmer ou d'infirmer leur existence ou leur perte. Cependant, même dans ce dernier cas, les connaissances ornithologiques et cynégétiques locales peuvent produire des connaissances implicites que notre méthodologie n'a pu capturer. Un tel savoir peut alors représenter un socle pour un processus de régénération d'un cadre d'utilisation collectif de la ressource autour d'un noyau de connaissances communes adapté au changement du socio-écosystème et aux besoins de la communauté à un moment donné (Gómez-Baggethun et Reyes-García, 2013 ; Reyes-García *et al*., 2013). Cependant, comme le rappellent Berkes *et al*. (2000), certaines pratiques et systèmes de

croyances traditionnels peuvent ne pas être toujours adaptatifs selon l'évolution du SES. Le recours aux règles coutumières ne constitue donc pas une panacée mais tout comme les savoirs locaux, il peut être regrettable de les mettre de côté sans même les avoir davantage étudiées ou avoir évalué leur potentialité.

3. Perspectives et conclusions

3.1. Perspectives de recherche et gestion adaptative

Ce travail de recherche a permis de développer une méthode exploratoire standardisée intersites globale générant un grand nombre d'informations. Celles-ci nous ont permis de mettre en évidence les contributions matérielles et immatérielles des OE aux populations humaines : source de protéines, source de revenu, source de connaissances, de plaisir et de pratiques culturelles. De plus, comme nous le présentons ci-après, ces contributions diverses – que revêtent les OE envisagés comme ressource – offrent plusieurs perspectives de recherche et d'application. Bien sûr, nous sommes conscients des biais qu'une telle méthodologie basée sur des enquêtes à dire d'acteurs entraîne, tels que : (1) la surestimation individuelle des quantités prélevées, vendues ou consommées ; (2) la sous-estimation globale des quantités utilisées du fait de n'avoir pu recenser l'ensemble des préleveurs ; (3) les confusions possibles d'espèces, notamment les espèces rares ou non utilisées ; (4) le nombre de questions pouvant paraître important et qui aurait pu lasser certains enquêtés. Mais à partir de la prévalence et des intensités de prélèvement, nous obtenons des indicateurs nous permettant de réaliser une première estimation de l'importance de l'utilisation par espèce, de comparer les sites entre eux et d'envisager des approches plus spécifiques et adaptées au contexte de chaque site, contexte mal voire pas connu jusque-là.

De plus, nous avons pu souligner la très importante mobilité des populations d'OE et donc de la ressource, mais également celle des populations humaines, de leurs activités économiques et leurs pratiques d'utilisation de la ressource « oiseaux d'eau », le plus souvent dans un cadre illicite et en partie dissimulé. Ce contexte contraignant limite l'accès aux données et cette thèse est un bon exemple de ces limitation et adaptation. Elle nous amène à nous poser les questions de l'approche, des méthodes et des données à utiliser pour évaluer plus finement l'utilisation de la ressource aviaire sauvage à différentes échelles (locale à régionale), de la définition et de la mesure des indicateurs d'évaluation de la durabilité des utilisations et de la manière d'évaluer et de gérer cette utilisation durable avec les acteurs locaux, leurs savoirs, leurs visions et leurs besoins (matériels et immatériels). En effet, l'engagement et la participation des communautés locales dans la production d'informations utiles et la gestion durable des ressources dont elles peuvent dépendre est une condition essentielle au succès des initiatives et politiques de gestion et de conservation (Berkes, 2007 ; Shukla, 2004 ; Villamor *et al*., 2014 ; Walker *et al*., 2002).

Cette partie sur les perspectives était à l'origine pensée pour être organisée en deux temps : (1) sur les approches et méthodes de mesure des utilisations et de la dépendance ; (2) sur la gestion adaptative comme approche de gestion de l'utilisation durable. Mais suite à nos résultats et leur mise en discussion, il s'avère que ces deux aspects n'en forment qu'un. Premièrement, la gestion adaptative combine l'ensemble des savoirs dans une approche transdisciplinaire en rapprochant les acteurs locaux, scientifiques et politiques dans le processus de production de savoirs et d'informations sur l'utilisation de la ressource dans le temps et l'espace (Madsen *et al*., 2017 ; Mathevet et Guillemain,

2016 ; Rist *et al.*, 2013). En effet, étant donné les difficultés de comptage des populations d'OE par les experts et les difficultés d'estimation des prélèvements, l'implication, l'intégration et la coopération avec les utilisateurs appuyés par leur système de gouvernance serait une solution efficace même si probablement difficile et longue à mettre en œuvre. Deuxièmement, cette approche propose une gestion concertée, suivie, rationnelle et adaptée aux besoins humains et aux populations aviaires, contribuant par là même à la bonne gouvernance de l'utilisation de la ressource « oiseaux d'eau »(Folke *et al*., 2005b). Notre travail de recherche a également montré que l'utilisation du cadre d'analyse général d'un socio-écosystème tel que prôné par Ostrom offre un cadre intégrateur confortable, cohérent et pertinent pour différents types de données, d'indicateurs et de savoirs ainsi que différentes méthodes d'analyse des interactions « humains–oiseaux d'eau ».

Pour compléter notre réflexion, il ne nous semble pas avisé d'intervenir dans de tels territoires dans le but de rationnaliser des pratiques d'utilisation des ressources naturelles complexes comme les OE sans mieux connaître et comprendre la nature matérielle et immatérielle des interactions et (inter-) dépendances entre les premiers bénéficiaires et leurs ressources ainsi que leurs caractéristiques physiques et intérieures, communes et propres (Descola, 2010). La connaissance et la valeur de la biodiversité prennent des formes différentes à partir des expériences, observations, perceptions et évaluations individuelles, partagées ou non entre les membres d'une communauté que l'on peut considérer, selon les cas, comme des experts ou initiés de leur environnement et des interactions avec ses composantes (Fagerholm *et al*., 2012). Tout le monde peut ainsi posséder un morceau de ces connaissances tangibles et intangibles et, en réunissant tous ces morceaux, nous pouvons obtenir une image plus proche de la réalité à « gérer ». Une approche basée sur les utilisateurs et leur communauté en termes de connaissances et de réalisation paraît donc être une option de choix pour la gestion de l'utilisation des oiseaux d'eau dans le contexte des ZHSS (Constantino *et al*., 2012 ; Mbaiwa, 2015 ; Wicander et Coad, 2018).

Ces constats, nos premiers résultats et nos expériences de terrain nous amènent à imaginer un système de production de connaissances hybride (Figure 34). Cette perspective de recherche et d'application propose d'allier une approche interdisciplinaire normale pour l'étude de l'utilisation de la ressource et une approche transdisciplinaire post-normale pour l'étude de la dimension anthropique de l'interaction « humains–oiseaux d'eau ». La première approche permettrait la mise en place les suivis de lieux de ventes (marchés, domiciles, vendeurs ambulants, restaurants), de la consommation des ménages (rappel des 24 heures ou questionnaires de fréquences de consommation) et des prélèvements. Ces suivis, dont la conception s'appuie sur les résultats de cette recherche exploratoire, demandent un travail d'échantillonnage et d'analyse statistique classique afin de nourrir les indicateurs identifiés pour la gestion durable de la ressource (quantités par espèce et dynamique spatio-temporelle). Bien sûr, suivre demande aux personnes suivies d'adhérer et de consentir à être suivies, ce qui représente déjà en soi une forme de participation sinon d'implication. La seconde approche, de par la reconnaissance des contributions des OE au bien vivre des populations locales, permettrait de développer les dimensions humaines et sociales d'un tel projet de conservation et de gestion des ressources naturelles. Cette recherche participative s'intéresserait à deux axes :

- L'étude des savoirs locaux sur les pratiques ayant un impact sur les populations d'oiseaux d'eau (prélèvements/chasse, agriculture, pêche, pâturage), sur le cadre réglementant

l'utilisation des ressources naturelles et sur les oiseaux d'eau (réalisation d'une ethnographie ornithologique).

- L'étude des composantes cognitives et affectives des individus humains impliqués dans les interactions avec les oiseaux d'eau.

Plus précisément et à titre d'exemple, les savoirs ornithologiques pourraient contribuer aux suivis des populations d'oiseaux d'eau non seulement par l'identification des tendances et de leurs raisons, comme montré dans le chapitre 4, mais également en termes de comptage. En effet, les problèmes d'accès aux zones humides pour les experts, la discontinuité des comptages dans le temps et l'espace, les changements réguliers d'observateurs et la seule capacité de comptage et méthode par la vue humaine sont autant de biais pour estimer les tailles et tendances des populations avec fiabilité (Vallecillo *et al*., 2021). Inscrire les observations et observateurs dans la durée, jusqu'à au moins 7 ans, car les interprétations de suivis de 3 à 5 ans peuvent être trompeuses, notamment lorsque les observateurs changent, et augmenter le nombre d'observateurs pour les terrains à grand nombre de sites diminue l'incertitude dans l'estimation de la tendance (Vallecillo *et al*., 2021). Impliquer les acteurs locaux et leurs connaissances ornithologiques dans le comptage annuel et surtout continu à l'année pourrait aider les ornithologues experts à estimer avec plus de fiabilité les tendances de populations ; cela mérite du moins d'être conçu et testé.

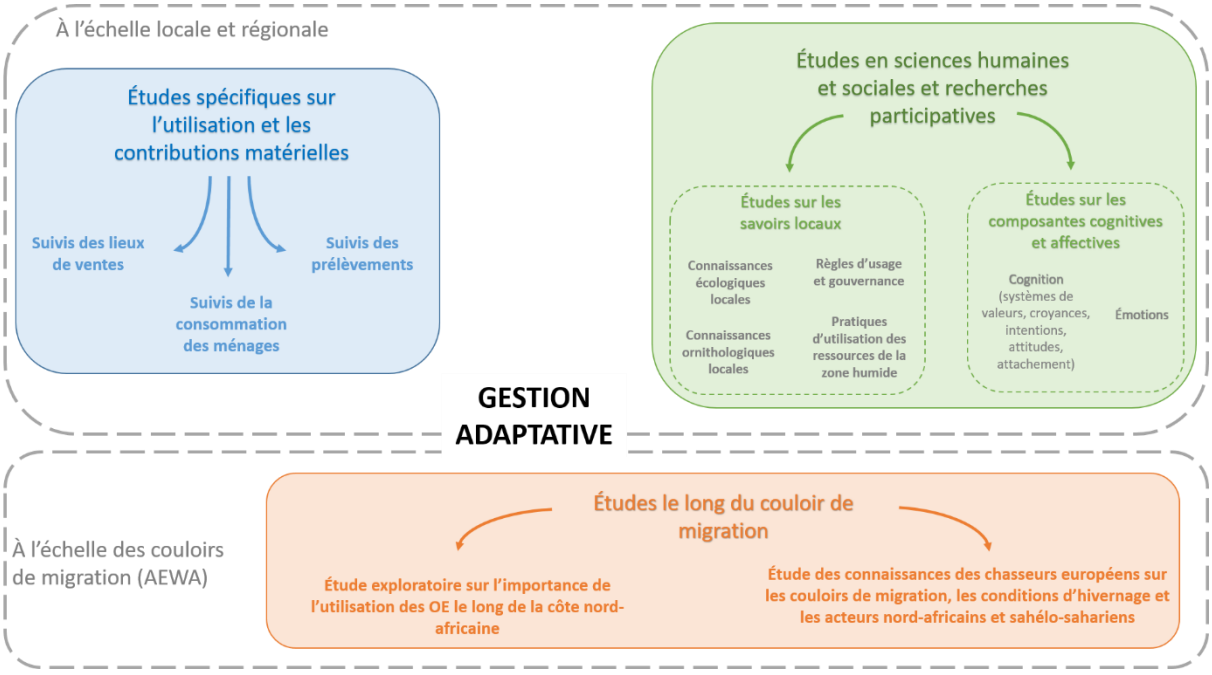


Figure 34 : Schéma conceptuel des perspectives de recherche appliquée à la gestion adaptative de l'utilisation des oiseaux d'eau dans les zones humides sahélo-sahariennes (C. Deniau)

Une étude en profondeur des savoirs locaux, notamment cynégétiques, à travers la chasse traditionnelle, même si l'utilisation des OE ne semble pas relever de son fait, permettrait de mettre en lumière des stratégies et des liens entre chasse, ressource et pouvoir (Arseniev, 2007). En effet, une étude de l'habitus du chasseur dans nos zones d'étude à travers des recherches anthropologiques et cognitives permettrait d'appréhender les schémas moteurs, perceptifs et affectifs de ces acteurs qu'il semble pertinent d'impliquer dans la gestion durable de la ressource « oiseaux d'eau » (Kedzierska-Manzon, 2014). Comme nous l'avons mis en évidence par nos résultats, il semble que l'on soit passé

d'une chasse de confrérie avec ses codes à une chasse de subsistance informelle dans des systèmes soumis à de forts changements socio-économiques et écologiques. Dans un tel contexte, est-ce que les confréries de chasse traditionnelle passées voire encore présentes peuvent jouer un rôle dans l'utilisation durable des OE et participer à la conservation de la diversité de l'avifaune aquatique ? Leurs connaissances cynégétiques existantes ou perdues, pourraient être valorisées, adaptées ou recomposées afin de contribuer non seulement au renforcement de la gouvernance mais aussi à la connaissance générale de tous des liens entre OE et humains (Reyes-García *et al*., 2013). Car s'il n'est pas directement question de revenir à une chasse traditionnelle, une forme d'innovation repensant la gouvernance et modernisant les textes de loi pourrait être d'intégrer cette chasse et ses codes.

Enfin, une recherche complémentaire apportant une perspective plus grande en termes de connaissances et de compréhension des interactions « humains-oiseaux d'eau » est l'étude approfondie des composantes cognitives et affectives autour de la zone humide et de ses biens communs. En effet, la nécessité d'améliorer la compréhension des comportements humains et des pratiques dans le temps et l'espace au sein des interactions socio-écosystémiques est aujourd'hui admise (Schlüter *et al.*, 2017). Cependant, la littérature paraît plus riche en nombre d'études « behavioristes » sur les comportements d'utilisation des ressources naturelles (Fulton *et al.* 1996 ; Dixon et Durrheim, 2000 ; Fielding *et al*., 2008 ; Ganzevoort et van den Born, 2018 ; García-Martín *et al*., 2018 ; Heberlein, 2012 ; Nicolosi et Corbett, 2018 ; Stedman, 2002), dont un grand nombre s'appliquent à adapter la théorie du comportement planifié (Castilho *et al*., 2018 ; Hrubes *et al*., 2001 ; Thapa Karki et Hubacek, 2015). De plus, les modèles actuellement utilisés en psychologie environnementale expliquent peu les effets des processus psychologiques individuels et collectifs sur les comportements de conservation (Gifford 2014 in Muhar *et al*. 2018). Enfin, il est de plus en plus communément admis que ces comportements sont déterminés en partie par les processus cognitifs et affectifs (Muhar *et al*., 2018). Il est conseillé aux décideurs de considérer et d'anticiper les réactions affectives face aux conséquences des comportements des populations (Böhm et Pfister, 2008). Bien qu'il y ait une prise en compte grandissante de la dimension psychologique et émotionnelle dans les sciences de l'environnement, en particulier dans le contexte de prise de décision en matière de gestion de ressources communautaires (Constantino *et al*., 2012 ; Mankad, 2012), la littérature semble encore manquer d'études et de modèles intégrant les variables cognitives et affectives et leurs effets (Nerb et Spada, 2001). Il est également reconnu que les émotions sont reliées à la cognition, en particulier les valeurs, croyances et perceptions (Böhm, 2003 ; Charaudeau, 2000). Les résultats issus du questionnaire sur les représentations suggèrent cette importance des émotions : la colère au DFS contre les oiseaux d'eau nuisibles, précurseur d'intentions (modification du paysage, utilisation de produits phytosanitaires comme poison) ; le plaisir et le bonheur d'observer cette composante (les oiseaux d'eau) et beauté naturelle ; le plaisir de déguster une chaire succulente.

En termes de capital social, comme mentionné dans le chapitre 4 et illustré par la figure 23, il semble également important de réaliser une étude exploratoire sur la côte nord-africaine, située sur les couloirs de migrations et faisant aussi l'objet de prélèvements encore mal évalués, par une méthodologie d'enquête de terrain standardisée (Brochet *et al*., 2016). Enfin, une enquête sur les connaissances des chasseurs européens sur les migrations, les conditions d'hivernage et les acteurs sahélo-sahariens permettrait d'évaluer les connaissances des acteurs du Nord en comparaison avec celles des acteurs du Sud et de déterminer ainsi l'état du lien social entre les acteurs de part et d'autre du couloir migratoire du du capital social global.

3.2. Conclusion générale

Cette thèse s'est inscrite dans le cadre d'un projet et d'un partenariat international sur des terrains difficiles d'accès et a de surcroît pris place pendant la pandémie de covid-19. Le travail réalisé a fait appel à plusieurs approches, méthodes, indicateurs et thématiques afin de comprendre le plus largement possible l'utilisation des oiseaux d'eau par les populations locales en s'adaptant aux contraintes de la problématique et des contextes de chaque site. Cette interdisciplinarité est indispensable pour embrasser le plus clairement et justement possible une aussi délicate problématique que celle de l'utilisation de la ressource « oiseaux d'eau » dans de tels socio-écosystèmes (SES) fragiles et convoités, soumis à de fortes pressions socio-économiques, politiques et biophysiques globales comme locales. Ce travail de recherche répond à l'objectif de production de connaissances initial avant toute intervention dans les différents SES. Les zones humides sahélo-sahariennes sont des socio-écosystèmes aquatiques complexes dans lesquels les OE sont une réalité plus ou moins importante et partagée dans le quotidien des populations locales. En termes d'utilisation, ils font partie d'un panier de ressources variées composé par l'eau, la terre, les plantes et les animaux sauvages et domestiques.

Si ce travail n'a pas pu déterminer les niveaux de prélèvement réels à l'échelle des zones humides, ni la durabilité de ces prélèvements en croisant les données de comptage elles-mêmes difficiles à obtenir, cette première étude globale sur l'utilisation matérielle des OE dans les principales ZHSS permet de faire entrer le taxon et certaines espèces dans la problématique de la viande de brousse ou sauvage. Elle donne une place et un rôle particuliers aux oiseaux d'eau dans le panel d'enjeux autour du bien-vivre humain et de la conservation de la biodiversité ainsi qu'à la région sahélo-saharienne, qui compte ainsi parmi les « hauts lieux » des études sur la viande de brousse que sont les régions forestières tropicales. De plus, elle engage une discussion nécessaire sur la solidarité socio-écologique et le partage de la ressource et des responsabilités de gestion des populations d'OE le long des couloirs de migration, notamment en ayant pu produire des informations complémentaires sur la nature et la variabilité de la dépendance à la ressource au Sud. En effet, si on ne peut pas parler de chasse traditionnelle de confréries ou de braconnage à la même hauteur de ce qui est observé en Afrique centrale et Afrique de l'Est, les OE font néanmoins l'objet d'une chasse de subsistance principalement à des fins vivrières puis commerciales. Souvent opportunistes et largement opérées par des agriculteurs et pêcheurs comme source d'aliment et de revenu complémentaire, les captures sont moins pratiquées dans le cadre d'une chasse spécialisée en direction des marchés urbains, sauf dans les sites historiques du delta intérieur du Niger et dans les lacs du delta du Nil.

Á l'instar d'un zoom au microscope, la recherche menée au cours de cette thèse a tout d'abord cherché à appréhender l'interaction matérielle entre les humains et les oiseaux d'eau en partant de la question essentielle des prélèvements. Elle a ensuite analysé plus précisément l'utilisation de la ressource et ses caractéristiques comme déterminants de ces prélèvements. Enfin, elle s'est terminée par un focus sur les utilisateurs et leurs connaissances, perceptions et opinions, noyau de la dimension humaine de ces pratiques. En effet, on ne prélève pas les oiseaux d'eau « juste comme ça », sans savoir. Les utilisateurs apprécient et connaissent la ressource qu'ils utilisent, tels que les noms des différentes espèces, leur fonctionnement, leur état et les raisons de leur état. Une prochaine étape serait d'aller plus loin dans cette intériorité en explorant les systèmes cognitifs et affectifs en interaction avec les contextes de vie des individus et à la base de leurs pratiques agricoles, piscicoles et cynégétiques. Une telle étude utiliserait des méthodes quantitatives de psychologie environnementale et impliquerait

nécessairement une approche qualitative anthropologique et ethno-écologique. Ce mode opératoire hybride permettrait par là-même de suivre et d'étudier à la fois l'utilisation de la ressource et l'état de l'habitat, connaissance faisant encore défaut aux experts aujourd'hui. Issue à la base des sciences écologiques ; appliquées et tangibles, la problématique de l'utilisation des OE dans les ZHSS montre un grand besoin en sciences humaines et sociales ainsi qu'un changement de paradigme afin de mettre en lumière et en valeur les connaissances, les ressentis et leurs détenteurs au sein de processus de gestion participative.

La participation des acteurs impliqués dans l'utilisation des OE et des zones humides aux processus de production de connaissances et de gestion des ressources naturelles est une condition *sine qua non* pour atteindre les objectifs fixés par l'AEWA. Elle peut contribuer à l'amélioration de la gouvernance de la ressource aux niveaux local et national, notamment en permettant d'ajuster les règles d'usage. En effet, rassembler les institutions impliquées et leurs acteurs autour d'une problématique commune peut participer à faire des dispositions réglementaires nationales un espace de rencontre entre les droits d'usage locaux ou coutumiers et les recommandations internationales et ainsi permettre leur alignement. Ces travaux s'inscrivent et doivent nourrir un programme de recherche-action participative et transdisciplinaire à l'échelle et au sein de l'AEWA, ou encore du SWM Programme financé par l'Union européenne et de son consortium d'experts travaillant sur la durabilité de l'utilisation de la viande sauvage en promouvant l'approche communautaire. La gestion adaptative de l'utilisation de la biodiversité, ici la diversité de l'avifaune aquatique afrotropicale et afro-paléarctique, mobile et partagée, offre un cadre opérationnel pertinent. Ce cadre nécessite une panoplie d'indicateurs appartenant à plusieurs dimensions, biologiques, écologiques, anthropiques, à des échelles multiples dans un objectif d'intervention en premier lieu sur des sites prioritaires à fort enjeu de conservation d'espèces et d'utilisation de base pour les êtres humains. Ce sont autant de composantes et de dimensions qu'il est nécessaire d'aborder et d'analyser avec autant de disciplines et méthodes, d'acteurs et de savoirs.

Ce travail de thèse est une modeste contribution à un champ peu exploré jusqu'ici et innovant tant sur la thématique, que sur sa portée et ses enjeux, son réalisme mais aussi sa poésie. Ce premier travail devrait permettre d'affiner et d'élaborer de futures enquêtes, plus robustes et porteuses de connaissances à la fois sur les oiseaux et leurs populations, les zones humides et les humains qui en dépendent ; cela pour mieux reconnaître et connaître les interdépendances sociales, économiques et écologiques et leurs dynamiques dans une approche de gestion adaptative. Il s'agit encore de relever les défis sociopolitiques et technoscientifiques de la mise en place d'une véritable exploitation collaborative et solidaire – sage et raisonnée pour reprendre les termes de la Convention de Ramsar – de cette biodiversité, qui sera de plus en plus impactée par les changements environnementaux planétaires.

Références

Abdalla, O.A.E., 2009. Groundwater recharge/discharge in semi-arid regions interpreted from isotope and chloride concentrations in north White Nile Rift, Sudan. Hydrogeol. J. 14.

ACET, 2014. Bushmeat and The Future of Protein in West Africa.

Adam, M., 2020. Une confrérie face à Boko Haram, in: Conflits et Violences Dans Le Bassin Du Lac Tchad. Marseille.

Adams, William.M., 1993. Indigenous Use of Wetlands and Sustainable Development in West Africa. Geogr. J., The Royal Geographical Society (with the Institute of British Geographers) 159, 209–218.

Agrawal, A., Ostrom, E., 2001. Collective action, property rights, and decentralization in resource use in India and Nepal. Polit. Soc. 29, 485–515.

Albrechtsen, L., Fa, J.E., Barry, B., Macdonald, D.W., 2005. Contrasts in availability and consumption of animal protein in Bioko Island, West Africa: the role of bushmeat. Environ. Conserv. 32, 340–348. https://doi.org/10.1017/S0376892906002694

Allebone-Webb, S., 2009. Evaluating dependence on wildlife products in rural Equatorial Guinea.

Amano, T., Székely, T., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Blanco, D., Soykan, C.U., Sutherland, W.J., 2017. Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. Nature 553, 199–202. https://doi.org/10.1038/nature25139

Anderies, J.M., Janssen, M.A., Ostrom, E., 2004. A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. Ecol. Soc. 9, art18. https://doi.org/10.5751/ES-00610-090118

Angula, H.N., Stuart-Hill, G., Ward, D., Matongo, G., Diggle, R.W., Naidoo, R., 2018. Local perceptions of trophy hunting on communal lands in Namibia. Biol. Conserv. 218, 26–31. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.11.033

Arseniev, V., 2007. Les chasseurs Donso du Mali à l'épreuve du temps. Afr. Contemp. 223–224, 341. https://doi.org/10.3917/afco.223.0341

Aubry, P., Guillemain, M., 2019. Attenuating the nonresponse bias in hunting bag surveys: The multiphase sampling strategy. PLOS ONE 14, e0213670. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213670

Ayache, F., Thompson, J.R., Flower, R.J., Boujarra, A., Rouatbi, F., Makina, H., 2009. Environmental characteristics, landscape history and pressures on three coastal lagoons in the Southern Mediterranean Region: Merja Zerga (Morocco), Ghar El Melh (Tunisia) and Lake Manzala (Egypt). Hydrobiologia 15–43. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9676-6

Bagayogo, I., 2012. Le Delta intérieur du Niger : un gage majeur de la souveraineté alimentaire pour le Mali et la CEDEAO, in: Réponses radicales à la crise agraire et rurale en Afrique. Agriculture paysanne, démocratisation des sociétés rurales et souveraineté alimentaire. pp. 121–168.

Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Diffendorfer, J.E., Mattsson, B.J., Dubovsky, J., Thogmartin, W.E., Wiederholt, R., Loomis, J., Bieri, J.A., Sample, C., Goldstein, J., López-Hoffman, L., 2018. Ecosystem service flows from a migratory species: Spatial subsidies of the northern pintail. Ambio. https://doi.org/10.1007/s13280-018-1049-4

Bahuchet, S., 2000. La filière "viande de brousse." Peuples For. Trop. Aujourdhui Vol. II Une Approche Thématique 331–363.

Barnaud, C., Antona, M., Marzin, J., 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. VertigO. https://doi.org/10.4000/vertigo.10905

Barrière, O., Barrière, C., 2002. Un droit à inventer : foncier et environnement dans le delta intérieur du Niger, A travers champ. IRD Editions, Paris.

Barrière, O., Barrière, C., 1995. Le foncier environnement, Pour une gestion viable des ressources naturelles renouvelables au Sahel, Approche interdisciplinaire dans le delta intérieur du Niger (Mali), ORSTOM, CNRS, CIRAD. ed.

Beck, U., 1992. Risk Society: Towards a New Modernity. Translated by Ritter, Mark, Sage Publications. ed. London, UK.

Beintema, A., Vessern, J. van (Eds.), 1999. Strategies for conserving migratory waterbirds: Proceedings of Workshop 8 of the 2nd International Conference on Wetlands and Development held in Dakar, Senegal, 8 - 14 November 1998, Wetlands International Publication. Wetlands International, Wageningen.

Bellisario, B., 2018. Conserving migration in a changing climate, a case study: The Eurasian spoonbill, Platalea leucorodia leucorodia. Biol. Conserv. 217, 222–231. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.11.013

Bémadji, B., Mbaye, N.G., 2019. Économie des échanges au lac Fitri. Un déficit récurrent en produits alimentaires, in: Le Tchad Des Lacs : Les Zones Humides Sahéliennes Au Défi Du Changement Global. Marseille.

Bémadji, B., Ngaressem, G.M., 2019. Economie des échanges au lac Fitri. Un déficit récurrent en produits alimentaires, in: Le Tchad Des Lacs: Les Zones Humides Sahéliennes Au Défi Du Changement Global. pp. 253–266.

Benjamin, C.E., 2008. Legal Pluralism and Decentralization: Natural Resource Management in Mali. World Dev. 36, 2255–2276. https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2008.03.005

Bennett, E.L., Robinson, J.G., 2000. Hunting of Wildlife in Tropical Forests, Implications for Biodiversity and Forest Peopleess. World Bank Environ. Dep., Environment Department Papers 56.

Bergmann, A., Stechemesser, K., Guenther, E., 2016. Natural resource dependence theory: Impacts of extreme weather events on organizations. J. Bus. Res. 69, 1361–1366. https://doi.org/10.1016/j.jbusres.2015.10.108

Berkes, F., 2007. Community-based conservation in a globalized world. Proc. Natl. Acad. Sci. 104, 15188–15193.

Berkes, F., 2004. Rethinking Community-Based Conservation. Conserv. Biol. 18, 621–630. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00077.x

Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2003. Navigating social-ecological systems building resilience for complexity and change. Cambridge University Press, Cambridge; New York.

Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2000. REDISCOVERY OF TRADITIONAL ECOLOGICAL KNOWLEDGE AS ADAPTIVE MANAGEMENT. Ecol. Appl. 10, 1251–1262. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1251:ROTEKA]2.0.CO;2

Berkes, F., Folke, C., 1995. A framework for the study of indigenous knowledge: linking social and ecological systems. Presentation at the fifth annual conference of the international association for the study of common property, Bodoe, Norway.

Bharucha, Z., Pretty, J., 2010. The roles and values of wild foods in agricultural systems. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 365, 2913–2926. https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0123

BirdLife International, 2007. Regional action plan for moving toward sustainable hunting and conservation of migratory birds in Mediterranean Third Countries. BirdLife Int. Camb. UK.

BirdLife International, 2006. RELIGIOUS, CULTURAL AND SOCIO-ECONOMIC IMPORTANCE OF MIGRATORY BIRDS HUNTING In Mediterranean Third Countries of North Africa and the Middle East (No. Synthesis report (IV)). Birdlife INternational.

Boere, G., Dodman, T., 2010. Module 1: Understanding the Flyway Approach to Conservation 108.

Boere, G., Galbraith, C.A., Stroud, D.A., Scottish Natural Heritage (Agency) (Eds.), 2006. Waterbirds around the world: a global overview of the conservation, management and research of the world's waterbird flyways. The Stationery Office, Edinburgh.

Boere, G.C., Lenten, B., 1998. The African-EurasianWaterbird Agreement: a technicalagreementunder the Bonn Convention. Int. Wader Stud. 45–50.

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

Böhm, G., 2003. Emotional reactions to environmental risks: Consequentialist versus ethical evaluation. J. Environ. Psychol. 23, 199–212. https://doi.org/10.1016/S0272-4944(02)00114-7

Böhm, G., Pfister, H.-R., 2008. Anticipated and experienced emotions in environmental risk perception. Judgm. Decis. Mak. 3, 73–86.

Bolduc, F., Afton, A.D., 2008. Monitoring waterbird abundance in wetlands: The importance of controlling results for variation in water depth. Ecol. Model. 216, 402–408. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.05.007

Booth, H., 2021. Investigating the risks of removing wild meat from global food systems. Curretn Biol. 14.

Borgatti, S.P., 1999. Elicitation techniques for cultural domain analysis. Enhanc. Ethnogr. Methods.

Borie, M., Hulme, M., 2015. Framing global biodiversity: IPBES between mother earth and ecosystem services. Environ. Sci. Policy 54, 487–496. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.05.009

Boussichas, M., Nossek, V., 2019. Sécurité et développement au Sahel. Ferdi Work. Pap.

Bowen-Jones, E., Brown, D., Robinson, E.J.Z., 2003. Economic commodity or environmental crisis? An interdisciplinary approach to analysing the bushmeat trade in central and west Africa. Area 35, 390–402. https://doi.org/10.1111/j.0004-0894.2003.00189.x

Brashares, J.S., Arcese, P., Sam, M.K., Coppolillo, P.B., Sinclair, A.R.E., Balmford, A., 2004. Bushmeat Hunting, Wildlife Declines, and Fish Supply in West Africa 306, 5.

Brashares, J.S., Golden, C.D., Weinbaum, K.Z., Barrett, C.B., Okello, G.V., 2011. Economic and geographic drivers of wildlife consumption in rural Africa. Proc. Natl. Acad. Sci. 108, 13931–13936. https://doi.org/10.1073/pnas.1011526108

Bricas, N., Tchamba, C., Thirion, M.-C., 2013. Consommation alimentaire en Afrique de l'Ouest et Centrale: les productions locales tirées par la demande urbaine, mais les villes restent dépendantes des importations de riz et de blé. Déméter 2014 Économie Strat. Agric., Paris : Club Déméter 125–142.

Brochet, A.-L., Gauthier-Clerc, M., Mathevet, R., Béchet, A., Mondain-Monval, J.-Y., Tamisier, A., 2009. Marsh management, reserve creation, hunting periods and carrying capacity for wintering ducks and coots. Biodivers. Conserv. 18, 1879–1894. https://doi.org/10.1007/s10531-008-9562-6

Brochet, A.-L., Van Den Bossche, W., Jbour, S., Ndang'Ang'A, P.K., Jones, V.R., Abdou, W.A.L.I., Al-Hmoud, A.R., Asswad, N.G., Atienza, J.C., Atrash, I., Barbara, N., Bensusan, K., Bino, T., Celada, C., Cherkaoui, S.I., Costa, J., Deceuninck, B., Etayeb, K.S., Feltrup-Azafzaf, C., Figelj, J., Gustin, M., Kmecl, P., Kocevski, V., Korbeti, M., Kotrošan, D., Mula Laguna, J., Lattuada, M., Leitão, D., Lopes, P., López-Jiménez, N., Lucić, V., Micol, T., Moali, A., Perlman, Y., Piludu, N., Portolou, D., Putilin, K., Quaintenne, G., Ramadan-Jaradi, G., Ružić, M., Sandor, A., Sarajli, N., Saveljić, D., Sheldon, R.D., Shialis, T., Tsiopelas, N., Vargas, F., Thompson, C., Brunner, A., Grimmett, R., Butchart, S.H.M., 2016. Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. Bird Conserv. Int. 26, 1–28. https://doi.org/10.1017/S0959270915000416

Brondeau, F., 2013. Confrontation de systèmes agricoles inconciliables dans le delta intérieur du Niger au Mali ? Études Rural. 19–35. https://doi.org/10.4000/etudesrurales.9748

Brondeau, F., 2011. L'agrobusiness à l'assaut des terres irriguées de l'Office du Niger (Mali). Cah. Agric. 136–143.

Brown, D., Williams, A., 2003. The case for bushmeat as a component of development policy: issues and challenges. Int. For. Rev. 5, 148–155. https://doi.org/10.1505/IFOR.5.2.148.17414

Brunnschweiler, C.N., Bulte, E.H., 2008. The resource curse revisited and revised: A tale of paradoxes and red herrings. J. Environ. Econ. Manag. 55, 248–264. https://doi.org/10.1016/j.jeem.2007.08.004

Burger, J., Myers, O., Boring, C.S., Dixon, C., Lord, C., Ramos, R., Shukla, S., Gochfeld, M., 2004. Perceptions of general environmental problems, willingness to expend federal funds on these problems, and concerns regarding the Los Alamos national laboratory: Hispanics are more concerned than Whites. Environ. Res. 95, 174–183. https://doi.org/10.1016/j.envres.2003.12.002

Busetto, L., Zwart, S.J., Boschetti, M., 2019. Analysing spatial–temporal changes in rice cultivation practices in the Senegal River Valley using MODIS time-series and the PhenoRice algorithm. Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation 75, 15–28. https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.09.016

Castilho, L.C., De Vleeschouwer, K.M., Milner-Gulland, E.J., Schiavetti, A., 2018. Attitudes and Behaviors of Rural Residents Toward Different Motivations for Hunting and Deforestation in Protected Areas of the Northeastern Atlantic Forest, Brazil. Trop. Conserv. Sci. 11, 194008291775350. https://doi.org/10.1177/1940082917753507

Ceuppens, J., Wopereis, M.C.S., 1999. Impact of non-drained irrigated rice cropping on soil salinization in the Senegal River Delta. Geoderma 92, 125–140. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00034-8

Chan, K.M.A., Satterfield, T., Goldstein, J., 2012. Rethinking Ecosystem Services to Better Address and Navigate Cultural Values. Ecol. Econ. 8–18.

Charaudeau, P., 2000. Une problématisation discursive de l émotion, in: Les émotions dans les interactions. Lyon, p. 31.

Chauvin, E., Langlois, O., Seignobos, C., Baroin, C., 2020. Conflits et violences dans le bassin du lac Tchad, IRD Editions. ed, Synthèses. Marseille.

Cissé, Y.T., 1994. Les confréries des chasseurs malinkés et bambara. Mythes, rites et récits initiatiques, Editions nouvelles du Sud. ed. Paris.

Constantino, P. de A.L., Carlos, H.S.A., Ramalho, E.E., Rostant, L., Marinelli, C.E., Teles, D., Fonseca-Junior, S.F., Fernandes, R.B., Valsecchi, J., 2012. Empowering Local People through Community-based Resource Monitoring: a Comparison of Brazil and Namibia. Ecol. Soc. 17, art22. https://doi.org/10.5751/ES-05164-170422

Convention sur la Diversité Biologique, 2020. Vivre en harmonie avec la nature.

Cour, J.-M., 2004. Peuplement, urbanisation et transformation de l'agriculture · un cadre d'analyse démo-économique et spatial. Cah. Agric. 13, 158–165.

Cowlishaw, G., Mendelson, S., Rowcliffe, J.M., 2005. Structure and Operation of a Bushmeat Commodity Chain in Southwestern Ghana. Conserv. Biol. 19, 11.

Crookes, D.J., Ankudey, N., Milner-Gulland, E.J., 2005. The value of a long-term bushmeat market dataset as an indicator of system dynamics. Environ. Conserv. 32, 333–339. https://doi.org/10.1017/S037689290500250X

Dagou, P., Mustapha, M.A., Mbaye, N.G., Kedeu, P., Ngar-Odjilo, M., 2005. La pêche dans les lacs Fitri et Léré au Tchad, in: Raimond, C., Garine, É., Langlois, O. (Eds.), Ressources vivrières et choix alimentaires dans le bassin du lac Tchad. IRD Éditions, pp. 87–112. https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.1631

Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C.G., Gobster, P.H., Gret-Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R.G., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg, M., Taczanowska, K., Tam, J., von der Dunk, A., 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. Proc. Natl. Acad. Sci. 109, 8812–8819. https://doi.org/10.1073/pnas.1114773109

Davis, G.F., Adam Cobb, J., 2010. Chapter 2 Resource dependence theory: Past and future, in: Bird Schoonhoven, C., Dobbin, F. (Eds.), Research in the Sociology of Organizations. Emerald Group Publishing Limited, pp. 21–42. https://doi.org/10.1108/S0733-558X(2010)0000028006

de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecol. Complex. 7, 260–272. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006

de Merode, E., Homewood, K., Cowlishaw, G., 2004. The value of bushmeat and other wild foods to rural households living in extreme poverty in Democratic Republic of Congo. Biol. Conserv. 118, 573–581. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.005

de Mey, Y., Demont, M., Diagne, M., 2012. Estimating Bird Damage to Rice in Africa: Evidence from the Senegal River Valley: Estimating Bird Damage to Rice in Africa. J. Agric. Econ. 63, 175–200. https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2011.00323.x

Déclaration d'Edimbourg, 2004.

Degez, M.-L., 2018. Diagnostic des impacts cynégétiques sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs dans les zones humides sahélo-sahariennes (Rapport de stage). CIRAD.

Degez, M.-L., Deniau, C., Diouf, S., Bel, S.L., Lemoisson, P., 2018. Analyse de l'impact socio-économique de l'utilisation des oiseaux d'eau migrateurs dans la région du Delta du fleuve Sénégal. CIRAD 87.

Demsou, T., Kaguerou, L., Dara, L., 2005. L'évaluation de la contribution de la pêche à l'économie du Tchad. FAO.

Deniau, C.P., Bel, S., Diouf, S., Niang, O., 2017. Analyse de l'impact socio-économique de l'utilisation des oiseaux d'eau migrateurs dans la région du Delta du fleuve Sénégal. CIRAD.

Deniau, C.P., Mathevet, R., Gautier, D., Besnard, A., Cornu, G., Le Bel, S., 2022. Flyways to hell? An empirical assessment of Palearctic migratory waterbird harvest practices in key wetlands of Sahel-sub-Saharan Africa. Biol. Conserv. 265, 109419. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109419

Descola, P., 2010. Cognition, Perception and Worlding. Interdiscip. Sci. Rev. 35, 334–340. https://doi.org/10.1179/030801810X12772143410287

Diakite, D., 1986. Mise au point sur le delta intérieur du Niger. Les fondements historiques du peuplement du Delta. L'exemple de Korientzé. Cah. O.-m. 39, 425–434. https://doi.org/10.3406/caoum.1986.3204

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., van Oudenhoven, A.P.E., van der Plaat, F., Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. Science 359, 270–272. https://doi.org/10.1126/science.aap8826

Dietz, T., Ostrom, E., Stern, P.C., 2003. The Struggle to Govern the Commons 302, 6.

Dixon, J., Durrheim, K., 2000. Displacing place-identity: A discursive approach to locating self and other. Br. J. Soc. Psychol. 39, 27–44. https://doi.org/10.1348/014466600164318

Dodman, T., Diagana, C.H., 2006. Conservation dilemmas for intra-African migratory waterbirds. Waterbirds around the world A global overview of the conservation, management and research of the world's waterbird flyways 8.

Dongmo, A.L., Djamen, P., Vall, É., Mian-Oudanang, K., Coulibaly, D., Lossouarn, J., 2012. Du nomadisme à la sédentarisation: L'élevage d'Afrique de l'Ouest et du Centre en quête d'innovation et de durabilité. Rev. D'ethnoécologie. https://doi.org/10.4000/ethnoecologie.779

dos Santos Soares, V.M., de Lucena Soares, H.K., da Silva Santos, S., de Lucena, R.F.P., 2018. Local knowledge, use, and conservation of wild birds in the semi-arid region of Paraíba state, northeastern Brazil. J. Ethnobiol. Ethnomedicine 14, 77. https://doi.org/10.1186/s13002-018-0276-x

Elfaig, A.H.I., Abdalla, A.M., Elnou, A.H.B., Eisa, A.M., 2016. Spatial Biodiversity's Change sin Khor Abuhabil Area- Sudan (1972-2013) 7.

Elhalawani, S., 2015. Bird hunting along the Mediterranean Coast of Egypt.

Elmqvist, B., Olsson, L., 2006. Livelihood diversification: continuity and change in the Sahel 14.

Elphick, C.S., 2010. Why Study Birds in Rice Fields? Waterbirds 33, 1. https://doi.org/10.1675/063.033.s101

Eltom Elhaja, M., El Hag, M.M., Elnour Adam, H., Khalifa, A.E.S.O., Fadl Elkerim, I.A.I., 2017. Assessment and Mapping of Desertification Using Remote Sensing and GIS Techniques in Khor Abu Habil Area, North Kordofan State, Sudan. 9 1–13.

Emile W., N., Dereliev, S., 2014. Plan of Action to Address Bird Trapping along the Mediterranean Coasts of Egypt and Libya. The UNEP/AEWA Secretariat.

Fa, J.E., Juste, J., Burn, R.W., Broad, G., 2002. Bushmeat Consumption and Preferences of Two Ethnic Groups in Bioko Island, West Africa. Hum. Ecol. 20.

Fabricius, C., Scholes, R., Cundill, G., 2006. Mobilizing Knowledge for Integrated Ecosystem Assessments, in: Bridging Scales and Knowledge Systems: Concepts and Applications in Ecosystem Assessment. pp. 165–182.

Fagerholm, N., Käyhkö, N., Ndumbaro, F., Khamis, M., 2012. Community stakeholders' knowledge in landscape assessments – Mapping indicators for landscape services. Ecol. Indic. 18, 421–433. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.004

Fazey, I., Fazey, J.A., Salisbury, J.G., Lindenmayer, D.B., Dovers, S., 2006. The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. Environ. Conserv. 33, 1–10. https://doi.org/10.1017/S037689290600275X

Fernández-Llamazares, Á., Díaz-Reviriego, I., Guèze, M., Cabeza, M., Pyhälä, A., Reyes-García, V., 2016. Local perceptions as a guide for the sustainable management of natural resources: empirical evidence from a small-scale society in Bolivian Amazonia. Ecol. Soc. 21, art2. https://doi.org/10.5751/ES-08092-210102

Fielding, K.S., McDonald, R., Louis, W.R., 2008. Theory of planned behaviour, identity and intentions to engage in environmental activism. J. Environ. Psychol. 28, 318–326. https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2008.03.003

Fischer, A., Eastwood, A., 2016. Coproduction of ecosystem services as human–nature interactions—An analytical framework. Land Use Policy 52, 41–50. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.004

Fischer-Kowalski, M., Rotmans, J., 2009. Conceptualizing, Observing, and Influencing Social and Ecological Transitions. Ecol. Soc. 14. https://doi.org/10.5751/ES-02857-140203

Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., Norberg, J., 2005a. ADAPTIVE GOVERNANCE OF SOCIAL-ECOLOGICAL SYSTEMS. Annu. Rev. Environ. Resour. 30, 441–473. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144511

Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., Norberg, J., 2005b. Adaptive management of social-ecological systems. Annu. Rev. Environ. Resour. 30, 441–473. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144511

Folliot, B., Guillemain, M., Champagnon, J., Caizergues, A., 2018. Patterns of spatial distribution and migration phenology of common pochards *Aythya ferina* in the Western Palearctic: a ring-recoveries analysis. Wildl. Biol. 2018, wlb.00427. https://doi.org/10.2981/wlb.00427

Fossi, S., Bakouan, N.D., Traoré, A., Barbier, B., 2014. Variabilité de la crue du fleuve et options agricoles dans le delta intérieur du Niger : riziculture ou bourgouculture ? Sci. Eaux Territ. Rev. Irstea Hors-série.

Fossi, S., Barbier, B., Brou, Y.T., Kodio, A., Mahé, G., 2012. Perception sociale de la crue et réponse des pêcheurs à la baisse de l'inondation des plaines dans le Delta Intérieur du Niger, Mali. Territ. En Mouv. 55–72. https://doi.org/10.4000/tem.1739

Funtowicz, S., Ravetz, J., 1993. Science for the post-normal age. Futures 31, 735–755.

Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., Le Viol, I., 2018. Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. Biol. Conserv. 227, 205–212. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.019

Galafassi, D., Daw, T.M., Thyresson, M., Rosendo, S., Chaigneau, T., Bandeira, S., Munyi, L., Gabrielsson, I., Brown, K., 2018. Stories in social-ecological knowledge cocreation. Ecol. Soc. 23, art23. https://doi.org/10.5751/ES-09932-230123

Gallais, J., 1968. Le delta intérieur du Niger Etude de Géographie régionale. Paris.

Ganzevoort, W., van den Born, R.J.G., 2018. Exploring place attachment and visions of nature of water-based recreationists: the case of the longitudinal dams. Landsc. Res. 1–13. https://doi.org/10.1080/01426397.2017.1415316

García-Martín, M., Plieninger, T., Bieling, C., 2018. Dimensions of Landscape Stewardship across Europe: Landscape Values, Place Attachment, Awareness, and Personal Responsibility. Sustainability 10, 263. https://doi.org/10.3390/su10010263

Garenne, M., 2016. La pression de la population dans les Pays Sahéliens Francophones: Analyse des estimations et projections de population 1950-2100. Ferdi Work. Pap.

Garine, É., Luxereau, A., Wencelius, J., Violon, C., Robert, T., Barnaud, A., Caillon, S., Raimond, C., 2013. De qui les variétés traditionnelles de plantes cultivées pourraient-elles être le patrimoine ? Réflexions depuis le bassin du lac Tchad, in: Juhé-Beaulaton, D., Cormier-Salem, M.-C., de Robert, P., Roussel, B. (Eds.), Effervescence patrimoniale au Sud. IRD Éditions, pp. 379–409. https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.8863

Gautier, D., Denis, D., Locatelli, B., 2016. Impacts of drought and responses of rural populations in West Africa: a systematic review. WIREs Clim. Change 7, 666–681. https://doi.org/10.1002/wcc.411

Gavin, M.C., Solomon, J.N., Blank, S.G., 2010. Measuring and Monitoring Illegal Use of Natural Resources. Conserv. Biol. 24, 89–100. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01387.x

Gibson, C.C., Marks, S.A., 1995. Transforming rural hunters into conservationists: An assessment of community-based wildlife management programs in Africa. World Dev. 23, 941–957. https://doi.org/10.1016/0305-750X(95)00025-8

Gill, J.A., Langston, R.H.W., Alves, J.A., Atkinson, P.W., Bocher, P., Vieira, N.C., Crockford, N.J., Gélinaud, G., Groen, N., Gunnarsson, T.G., Hayhow, B., Hooijmeijer, J., Kentie, R., Kleijn, D., Lourenço, P.M., Masero, J.A., Meunier, F., Potts, P.M., Roodbergen, M., Schekkerman, H., Schröder, J., Wymenga, E., Piersma, T., 2007. Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations 9.

Girard, O., 2003. Echassiers, canards, limicoles et laridés de l'Ouest africain. ONCFS, L'Ile d'Olonne.

Girard, P., Bourgoin, J., Diop, D., Camara, A.D., Dia, D., 2019. Retour sur 40 ans d'installation des jeunes ruraux en agriculture irriguée dans le delta du fleuve Sénégal. Struct. Agraires Accès Jeunes À Terre Gest. Intrafamiliale Foncier Strat. D'autonomisation Jeunes 123–140.

Gómez-Baggethun, E., Reyes-García, V., 2013. Reinterpreting Change in Traditional Ecological Knowledge. Hum. Ecol. 41, 643–647. https://doi.org/10.1007/s10745-013-9577-9

Goodman, S.M., Meininger, P.L., 1989. The birds of Egypt.

Gould, R.K., Ardoin, N.M., Woodside, U., Satterfield, T., Hannahs, N., Daily, G.C., 2014. The forest has a story: cultural ecosystem services in Kona, Hawai‘i. Ecol. Soc. 19. https://doi.org/10.5751/ES-06893-190355

Green, A.J., Elmberg, J., 2014a. Ecosystem services provided by waterbirds: Ecosystem services provided by waterbirds. Biol. Rev. 89, 105–122. https://doi.org/10.1111/brv.12045

Green, A.J., Elmberg, J., 2014b. Ecosystem services provided by waterbirds. Biol. Rev. 89, 105–122.

GTZ, 2008. Biodiversité et développement vont de pair, La durabilité et ses différents visages. Kasparek, Heidelberg.

Guerry, A.D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G.C., Griffin, R., Ruckelshaus, M., Bateman, I.J., Duraiappah, A., Elmqvist, T., Feldman, M.W., Folke, C., Hoekstra, J., Kareiva, P.M., Keeler, B.L., Li, S., McKenzie, E., Ouyang, Z., Reyers, B., Ricketts, T.H., Rockström, J., Tallis, H., Vira, B., 2015. Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. Proc. Natl. Acad. Sci. 112, 7348–7355. https://doi.org/10.1073/pnas.1503751112

Guillemain, M., Aubry, P., Folliot, B., Caizergues, A., 2016. Duck hunting bag estimates for the 2013/14 season in France 16.

Hagemeijer, W.J.M., Blair, M.J., 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance, T. et A.D. Poyser. ed. London.

Hahn, S., Bauer, S., Liechti, F., 2009. The natural link between Europe and Africa - 2.1 billion birds on migration. Oikos 118, 624–626. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17309.x

Hardin, G., 1968. The Tragedy of the Commons. Science, New series 162, 1243–1248.

Haron, S.A., Paim, L., Yahaya, N., 2005. Towards sustainable consumption: an examination of environmental knowledge among Malaysians. Int. J. Consum. Stud. 29, 426–436. https://doi.org/10.1111/j.1470-6431.2005.00460.x

Heberlein, T.A., 2012. Navigating Environmental Attitudes. Conserv. Biol. 26, 583–585. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01892.x

Henein, N.H., 2006. Al-tasnît et al-zullîqa, deux techniques de chasse et de pêche du lac Manzala. ÉgypteMonde Arabe 109–120. https://doi.org/10.4000/ema.1081

Hereher, M.E., 2017. Effect of land use/cover change on land surface temperatures - The Nile Delta, Egypt. J. Afr. Earth Sci. 126, 75–83. https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2016.11.027
Hirschfeld, A., Attard, G., Scott, L., 2019. an analysis of bag figures and the potential impact on the conservation of threatened species. Br. Birds 14.
Holopainen, S., Arzel, C., Elmberg, J., Fox, A.D., Guillemain, M., Gunnarsson, G., Nummi, P., Sjöberg, K., Väänänen, V.-M., Alhainen, M., Pöysä, H., 2018. Sustainable management of migratory European ducks: finding model species. Wildl. Biol. 2018, wlb.00336. https://doi.org/10.2981/wlb.00336
Hosny, F.A., 2008. Poultry sector country review - Egypt. FAO Animal production and health division. FAO.
Hrubes, D., Ajzen, I., Daigle, J., 2001. Predicting Hunting Intentions and Behavior: An Application of the Theory of Planned Behavior 14.
Huntington, H.P., 2000. USING TRADITIONAL ECOLOGICAL KNOWLEDGE IN SCIENCE: METHODS AND APPLICATIONS. Ecol. Appl. 10, 1270–1274. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1270:UTEKIS]2.0.CO;2
Huntsinger, L., Oviedo, J.L., 2014. Ecosystem Services are Social–ecological Services in a Traditional Pastoral System: the Case of California’s Mediterranean Rangelands. Ecol. Soc. 19. https://doi.org/10.5751/ES-06143-190108
Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Díaz, S., Hector, A., Mace, G.M., Wardle, D.A., O'Connor, M.I., Duffy, J.E., Turnbull, L.A., Thompson, P.L., Larigauderie, A., 2017. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. Nature 546, 65–72. https://doi.org/10.1038/nature22899
Iskandar, J., Fathin A, S., Silmi R, H., Husodo, T., Wulandari, I., Megantara, E.N., Partasasmita, R., Sya Shanida, S., 2021. Bird diversity and ethno-ornithological knowledge of local people in Ciletuh-Palabuhanratu Geopark, Sukabumi, West Java, Indonesia. Biodiversitas J. Biol. Divers. 22. https://doi.org/10.13057/biodiv/d220838
Iskandar, J., Iskandar, B.S., Partasasmita, R., 2016. The local knowledge of the rural people on species, role and hunting of birds: Case study in Karangwangi Village, West Java, Indonesia. Biodiversitas J. Biol. Divers. 17. https://doi.org/10.13057/biodiv/d170206
Jodelet, D., Haas, V., 2007. Place de l'expérience vécue dans le processus de formation des représentations sociales. J.-M. Tremblay.
Johnson, F.A., Alhainen, M., Fox, A.D., Madsen, J., Guillemain, M., 2018. Making do with less: must sparse data preclude informed harvest strategies for European waterbirds? Ecol. Appl. 28, 427–441. https://doi.org/10.1002/eap.1659
Kamara, S., 2013. Développements hydrauliques et gestion d'un hydrosystème largement anthropisé: le delta du fleuve Sénégal. Univ. D'Avignon 472.
Kanstrup, N., 2006. Sustainable harvest of waterbirds: a global review, in: Waterbirds around the World. The Stationery Office, Edinburgh, UK, pp. 98–106.
Kark, S., Tulloch, A., Gordon, A., Mazor, T., Bunnefeld, N., Levin, N., 2015. Cross-boundary collaboration: key to the conservation puzzle. Curr. Opin. Environ. Sustain. 12, 12–24. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.08.005
Kedzierska-Manzon, A., 2014. Chasseurs mandingues. Violence, pouvoir et religion en Afrique de l'Ouest, Editions Karthala. ed, Hommes et Sociétés. Paris.
Kemsol Nargorngar, A., Raimond, C., Madjigoto, R., Jofack Sokeng, V., Djimasal, D., Libar, J., Kouamé Koffi, F., 2019. Fluctuation des récoltes de sorgho repiqué et potentialité de culture. Une analyse par télédétection dans la région du lac Fitri, in: Le Tchad Des Lacs : Les Zones Humides Sahéliennes Au Défi Du Changement Global. pp. 173–187.
Kim, D.-H., Lin, S.-C., 2017. Human capital and natural resource dependence. Struct. Change Econ. Dyn. 40, 92–102. https://doi.org/10.1016/j.strueco.2017.01.002
Kipriyanova, M.A., Smolnikov, S.N., Stegniy, V.N., 2021. Environmental Justice as a Social Imperative of the Near Future. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. 670, 012035. https://doi.org/10.1088/1755-1315/670/1/012035

Kirby, J.S., Stattersfield, A.J., Butchart, S.H.M., Evans, M.I., Grimmett, R.F.A., Jones, V.R., O'Sullivan, J., Tucker, G.M., Newton, I., 2008. Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. Bird Conserv. Int. 18. https://doi.org/10.1017/S0959270908000439

Köhler, B., Ruud, A., Aas, Ø., Barton, D.N., 2019. Decision making for sustainable natural resource management under political constraints – the case of revising hydropower licenses in Norwegian watercourses. Civ. Eng. Environ. Syst. 36, 17–31. https://doi.org/10.1080/10286608.2019.1615475

Kone, B., Diallo, M., Bos, D., 2006. EXPLOITATION DES OISEAUX D'EAU ET SON IMPORTANCE SOCIO-ECONOMIQUE AU MALI, NIGER, BURIKA FASO, SENEGAL ET NIGERIA. Wetl. Int. 51.

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 78, 195–203. https://doi.org/10.2989/OSTRICH.2007.78.2.13.93

Kuhn, T., 1962. The Structure of Scientific Revolutions, University of Chicago Press. ed. Chicago, USA.

Laë, R., Weigel, J.-Y., 1994. Adaptation des pêcheurs aux changements environnementaux et socio-économiques., in: La Pêche Dans Le Delta Central Du Niger. Approche Pluridisciplinaire d'un Système de Production Halieutique. Paris, pp. 295–310.

Laisse, S., Baumont, R., Dusart, L., Gaudré, D., Rouillé, B., Benoit, M., Veysset, P., Rémond, D., Peyraud, J.-L., 2019. L'efficience nette de conversion des aliments par les animaux d'élevage : une nouvelle approche pour évaluer la contribution de l'élevage à l'alimentation humaine. INRA Prod. Anim. 31, 269–288. https://doi.org/10.20870/productions-animales.2018.31.3.2355

Lehtinen, A.A., 2009. Environmental Justice. Int. Encycl. Hum. Geogr. 535–539. https://doi.org/10.1016/B978-008044910-4.00773-2

Lemoalle, J., Magrin, G., 2014. Le développement du lac Tchad: situation actuelle et futurs possibles, Expertise collégiale. IRD éditions, Institut de recherche pour le développement, Marseille.

Lemoine, N., Schaefer, H.-C., Böhning-Gaese, K., 2007. Species richness of migratory birds is influenced by global climate change. Glob. Ecol. Biogeogr. 16, 55–64. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00252.x

Lenten, B., 2006. Sustainable use of natural resources in the African-Eurasian Flyway. Workshop Introduction, in: Waterbirds around the World. The Stationery Office, Edinburgh, UK., p. 349.

Lescroël, A., Mathevet, R., Péron, C., Authier, M., Provost, P., Takahashi, A., Grémillet, D., 2016. Seeing the ocean through the eyes of seabirds: a new path for marine conservation? Mar. Policy 68, 212–220.

Lewis, M., 2016a. Migratory Waterbird Conservation at the Flyway Level: Distilling the Added Value of AEWA in Relation to the Ramsar Convention. Pace Environ. Law Rev. 34, 87.

Lewis, M., 2016b. AEWA at Twenty: An Appraisal of the African-Eurasian Waterbird Agreement and Its Unique Place in International Environmental Law. J. Int. Wildl. Law Policy 19, 22–61. https://doi.org/10.1080/13880292.2016.1131510

Liersch, S., Cools, J., Kone, B., Koch, H., Diallo, M., Reinhardt, J., Fournet, S., Aich, V., Hattermann, F.F., 2013. Vulnerability of rice production in the Inner Niger Delta to water resources management under climate variability and change. Environ. Sci. Policy 34, 18–33. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.10.014

Logténé, Y.M., 2010. Secteur avicole - Tchad. Revue nationales de l'élevage de la division de la production et de la santé animale de la FAO. FAO.

López-Hoffman, L., Varady, R.G., Flessa, K.W., Balvanera, P., 2010. Ecosystem services across borders: a framework for transboundary conservation policy. Front. Ecol. Environ. 8, 84–91. https://doi.org/10.1890/070216

Lormée, H., Barbraud, C., Peach, W., Carboneras, C., Lebreton, J.D., Moreno-Zarate, L., Bacon, L., Eraud, C., 2020. Assessing the sustainability of harvest of the European Turtle-dove along the European western flyway. Bird Conserv. Int. 30, 506–521. https://doi.org/10.1017/S0959270919000479

Lynch, A.J., Thompson, L.M., Morton, J.M., Beever, E.A., Clifford, M., Limpinsel, D., Magill, R.T., Magness, D.R., Melvin, T.A., Newman, R.A., Porath, M.T., Rahel, F.J., Reynolds, J.H., Schuurman, G.W., Sethi, S.A., Wilkening, J.L., 2022. RAD Adaptive Management for Transforming Ecosystems. BioScience 72, 45–56. https://doi.org/10.1093/biosci/biab091

Madsen, J., Bunnefeld, N., Nagy, S., Griffin, C., Defos du Rau, P., Mondain-Monval, J.-Y., Hearn, R., Czajkowski, A., Grauer, A., Ravn Merkel, F., Henty Williams, J., Alhainen, M., Guillemain, M., Middleton, A., Kjaer Christensen, T., Noe, O., 2015a. Guidelines on Sustainable Harvest of Migratory Waterbirds - AEWA Conservation Guidelines No. 5 (AEWA Conservation Guidelines No. 62), AEWA Technical Series. AEWA.

Madsen, J., Guillemain, M., Nagy, S., Defos du Rau, P., Mondain-Monval, J.-Y., Griffin, C., William, J.H., Bunnefeld, N., Czajkowski, A., Hearn, R., Grauer, A., Alhainen, M., Middleton, A., 2015b. Toward sustainable management of huntable migratory waterbird in Europe.

Madsen, J., Williams, J.H., Johnson, F.A., Tombre, I.M., Dereliev, S., Kuijken, E., 2017. Implementation of the first adaptive management plan for a European migratory waterbird population: The case of the Svalbard pink-footed goose Anser brachyrhynchus. Ambio 46, 275–289. https://doi.org/10.1007/s13280-016-0888-0

Magrin, G., Reounodji, F., Ngaressem, G., Mbagogo, A., Assouyouti, M., 2009. Le lac Tchad et N'Djaména une relation porteuse de développement? 12.

Maiga, A.M., Kone, B., Diallo, M., 2012. EXPLOITATION DES OISEAUX D'EAU DANS LE DELTA INTERIEUR DU NIGER, MALI. Wetl. Int. 28.

Mankad, A., 2012. Decentralised water systems: Emotional influences on resource decision making. Environ. Int. 44, 128–140. https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.01.002

Marie, J., 2002. Enjeux spatiaux et fonciers dans le delta intérieur du Niger (Mali), in: Gestion intégrée des ressources naturelles en zones inondables tropicales, Colloques et séminaires. Marseille, pp. 557–586.

Mariko, K.A., 1981. Le monde mystérieux des chasseurs traditionnels. Les nouvelles éditions africaines, Dakar-Abidjan-Lomé.

Mathevet, R., Béchet, A., 2020. Politiques du flamant rose. Vers une écologie du sauvage, Editions WildProject. ed. Marseille, FR.

Mathevet, R., Bousquet, F., 2014. Résilience & Environnement, Penser les changements socio-écologiques, Buchet-Chastel. ed. Paris.

Mathevet, R., Bousquet, F., Raymond, C.M., 2018. The concept of stewardship in sustainability science and conservation biology. Biol. Conserv. 217, 363–370. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.015

Mathevet, R., Guillemain, M., 2016. Que ferons-nous des canards sauvages ? Chasse, nature et gestion adaptative, Quae. ed. Versailles.

Mathevet, R., Mesléard, F., 2002. The origins and functioning of the private wildfowling lease system in a major Mediterranean wetland: the Camargue (Rhone river delta, southern France). Land Use Policy 19, 277–286. https://doi.org/10.1016/S0264-8377(02)00025-X

Mathevet, R., Thompson, J., Delanoë, O., Cheylan, M., Gil-Fourrier, C., Bonnin, M., 2010. Dossier « Le réveil du dodo III » - La solidarité écologique : un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. Nat. Sci. Sociétés 18, 424–433. https://doi.org/10.1051/nss/2011006

Mavrotas, G., Murshed, S.M., Torres, S., 2011. Natural Resource Dependence and Economic Performance in the 1970-2000 Period: RESOURCE DEPENDENCE AND ECONOMIC PERFORMANCE. Rev. Dev. Econ. 15, 124–138. https://doi.org/10.1111/j.1467-9361.2010.00597.x

May, J.F., Guengant, J.-P., 2014. Les défis démographiques des pays Sahéliens. Études Rev. Cult. Contemp., S.E.R. 13.

Mbaiwa, J.E., 2015. Community-Based Natural Resource Management in Botswana, in: van der Duim, R., Lamers, M., van Wijk, J. (Eds.), Institutional Arrangements for Conservation, Development

and Tourism in Eastern and Southern Africa. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 59–80. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9529-6_4
Meininger, P.L., Mullié, W.C., 1981. The significance of egyptian wetlands for wintering waterbirds.
Merken, R., Deboelpaep, E., Teunen, J., Saura, S., Koedam, N., 2015. Wetland Suitability and Connectivity for Trans-Saharan Migratory Waterbirds. PLOS ONE 10, e0135445. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135445
Meyer-Rochow, V.B., 2009. Food taboos: their origins and purposes. J. Ethnobiol. Ethnomedicine 5, 18. https://doi.org/10.1186/1746-4269-5-18
Michel, P., Sall, M., 1984. Dynamique des paysages et aménagement de la vallée alluviale du Sénégal, in: Le développement rural en questions: paysages, espaces ruraux, systèmes agraires : Maghreb-Afrique noire-Mélanésie, Congrès International de Géographie. Paris, p. 21.
Miehe, S., Kluge, J., Von Wehrden, H., Retzer, V., 2010. Long-term degradation of Sahelian rangeland detected by 27 years of field study in Senegal: Long-term rangeland monitoring in the Sahel. J. Appl. Ecol. 47, 692–700. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01815.x
Millennium Ecosystem Assessment (MA), 2005. . Island Press, Washington DC.
Milner-Gulland, E.J., Bennett, E.L., 2003. Wild meat: the bigger picture. Trends Ecol. Evol. 18, 351–357. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00123-X
Mitchell, J., Coles, C., 2011. Markets and Rural Poverty: Upgrading in Value Chains, Earthscan. ed. International Development Research Center, London, UK.
Morrison, C.A., Robinson, R.A., Clark, J.A., Gill, J.A., 2010. Spatial and temporal variation in population trends in a long-distance migratory bird: Population trends in a long-distance migratory bird. Divers. Distrib. 16, 620–627. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00663.x
Mugelé, R., 2019. Le lac Fitri, un modèle de gestion en crise?, in: Le Tchad Des Lacs: Les Zones Humides Sahéliennes Au Défi Du Changement Global. pp. 331–343.
Muhar, A., Raymond, C.M., van den Born, R.J.G., Bauer, N., Böck, K., Braito, M., Buijs, A., Flint, C., de Groot, W.T., Ives, C.D., Mitrofanenko, T., Plieninger, T., Tucker, C., van Riper, C.J., 2018. A model integrating social-cultural concepts of nature into frameworks of interaction between social and natural systems. J. Environ. Plan. Manag. 61, 756–777. https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1327424
Mullié, W.C., Meininger, P.L., 1983. Waterbird trapping and hunting in Lake Manzala, Egypt, with an outline of its economic significance. Biol. Conserv. 27, 23–43. https://doi.org/10.1016/0006-3207(83)90004-6
Nagar, A.E., Ibrahim, A., 2007. Case study of the Egyptian poultry sector. FAO 58.
Nasi, R., Brown, D., Wilkie, D., Bennett, E.L., Tutin, C., van Tol, G., Christophersen, T., 2008. Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis, CBD technical series. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.
Nerb, J., Spada, H., 2001. Evaluation of environmental problems: A coherence model of cognition and emotion 32.
Nicolosi, E., Corbett, J.B., 2018. Engagement with climate change and the environment: a review of the role of relationships to place. Local Environ. 23, 77–99. https://doi.org/10.1080/13549839.2017.1385002
Niel, C., Lebreton, J.-D., 2005. Using Demographic Invariants to Detect Overharvested Bird Populations from Incomplete Data. Conserv. Biol. 19, 826–835. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00310.x
Nielsen, M.R., Meilby, H., Smith-Hall, C., 2016. How could the bushmeat trade in the Kilombero Valley of Tanzania be regulated? Insights from the rural value chain. Oryx 50, 84–93. https://doi.org/10.1017/S003060531400009X
Ntiamoa-Baidu, Y., 1997. Wildlife and food security in Africa, Food and Agriculture Organization of the United Nations. ed. Rome.
Nuno, A., Bunnefeld, N., Naiman, L.C., Milner-Gulland, E.J., 2013. A Novel Approach to Assessing the Prevalence and Drivers of Illegal Bushmeat Hunting in the Serengeti: Assessing Illegal Bushmeat Hunting. Conserv. Biol. 27, 1355–1365. https://doi.org/10.1111/cobi.12124

Nyong, A., Adesina, F., Osman Elasha, B., 2007. The value of indigenous knowledge in climate change mitigation and adaptation strategies in the African Sahel. Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change 12, 787–797. https://doi.org/10.1007/s11027-007-9099-0

Oduntan, O.O., Ogundimu, A.O., Shotuyo, A.L.A., Osunsina, I.O.O., Oyatogun, M.O.O., 2016. COMPARISON OF PROXIMATE COMPOSITION AND SENSORY CHARACTERISTICS OF GAMEFOWL AND WATERFOWL OF IBADAN DUCK MARKET. . ISSN 8, 11.

Oldekop, J.A., Bebbington, A.J., Truelove, N.K., Holmes, G., Villamarín, S., Preziosi, R.F., 2012. Environmental Impacts and Scarcity Perception Influence Local Institutions in Indigenous Amazonian Kichwa Communities. Hum. Ecol. 40, 101–115. https://doi.org/10.1007/s10745-011-9455-2

Olivry, J.-C. (Ed.), 1996. Hydrologie du lac Tchad, Monographie hydrologique. Editions de l'ORSTOM, Paris.

Olsson, P., Folke, C., 2001. Local Ecological Knowledge and Institutional Dynamics for Ecosystem Management: A Study of Lake Racken Watershed, Sweden. Ecosystems 4, 85–104. https://doi.org/10.1007/s100210000061

ONCFS, 2008. Le suivi des oiseaux d'eau dans trois grandes zones humides sub-sahariennes. MAICNERA Avifaune Migratrice.

Oniang'o, R.K., Mutuku, J.M., Malaba, S.J., 2003. Contemporary African food habits and their nutritional and health implications 6.

Orange, D., Arfi, R., Kuper, M., Morand, P., Poncet, Y. (Eds.), 2002. Gestion intégrée des ressources naturelles en zones inondables tropicales. IRD Éditions. https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.8488

Ostrom, E., 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. Science 325, 419–422. https://doi.org/DOI: 10.1126/science.1172133

Ostrom, E., 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. Proc. Natl. Acad. Sci. 104, 15181–15187. https://doi.org/10.1073/pnas.0702288104

Ostrom, E., 1993. A communitarian approach to local governance. Natl. Civ. Rev. 82, 226–233. https://doi.org/10.1002/ncr.4100820305

Ostrom, E., 1990. Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action (Political Economy of Institutions and Decisions), Cambridge University Press. ed. Cambridge.

Ostrom, E., Ahn, T.K., 2007. The meaning of social capital and its link to collective action. Available SSRN 1304823, Workshop in Political Theory and Policy Analysis 35.

Ostrom, E., Burger, J., Field, C.B., Norgaard, R.B., Policansky, D., 1999. Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges 284, 6.

Pernollet, C.A., Simpson, D., Gauthier-Clerc, M., Guillemain, M., 2015. Rice and duck, a good combination? Identifying the incentives and triggers for joint rice farming and wild duck conservation. Agric. Ecosyst. Environ. 214, 118–132. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.018

Peterson, G.D., Harmáčková, Z.V., Meacham, M., Queiroz, C., Jiménez-Aceituno, A., Kuiper, J.J., Malmborg, K., Sitas, N., Bennett, E.M., 2018. Welcoming different perspectives in IPBES: "Nature's contributions to people" and "Ecosystem services." Ecol. Soc. 23, art39. https://doi.org/10.5751/ES-10134-230139

Petrozzi, F., 2018. Bushmeat and fetish trade of birds in West Africa: a review. Vie Milieu 14.

Pitseys, J., 2010. Le concept de gouvernance. Rev. Interdiscip. Détudes Jurid. 65, 207. https://doi.org/10.3917/riej.065.0207

Plieninger, T., Diks, S., Oteros-Rozas, E., Bieling, C., 2013. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. Land Use Policy 118–129.

Pretty, J., 2003. Social Capital and the Collective Management of Resources. Science 302, 1912–1914. https://doi.org/10.1126/science.1090847

R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput. Vienna Austria.

Raimond, C., Mbagogo Koumbrait, A., Madjigoto, R., Zakinet, D., 2020. Le lac Fitri (Tchad) face à la montée des insécurités. Repenser la gouvernance d'une zone humide autour d'un pouvoir local fort, in: Conflits et Violences Dans Le Bassin Du Lac Tchad. pp. 121–132.

Raimond, C., Sylvestre, F., Zakinet, D., Moussa, A. (Eds.), 2019. Le Tchad des lacs: Les zones humides sahéliennes au défi du changement global. IRD Éditions. https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.30450

Raimond, C., Zakinet, D., 2019. Pour un observatoire au lac Fitri. Un eexigence d'intégration de points de vue et d'enjeux différents, in: Le Tchad Des Lacs : Les Zones Humides Sahéliennes Au Défi Du Changement Global. pp. 345–355.

Ramírez, F., Rodríguez, C., Seoane, J., Figuerola, J., Bustamante, J., 2018. How will climate change affect endangered Mediterranean waterbirds? PLOS ONE 13, e0192702. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192702

Rangé, C., Abdourahamani, M., 2014. Le lac Tchad, un agrosystème cosmopolite centré sur l'innovation. Cah. O.-m. 67, 43–66. https://doi.org/10.4000/com.7089

Raymond, C.M., Fazey, I., Reed, M.S., Stringer, L.C., Robinson, G.M., Evely, A.C., 2010. Integrating local and scientific knowledge for environmental management. J. Environ. Manage. 91, 1766–1777. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.03.023

Raymond, C.M., Giusti, M., Barthel, S., 2018. An embodied perspective on the co-production of cultural ecosystem services: toward embodied ecosystems. J. Environ. Plan. Manag. 61, 778–799. https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1312300

Reardon, T., Matlon, P., Delgado, C., 1988. Coping with household-level food insecurity in drought-affected areas of Burkina Faso. World Dev. 16, 1065–1074. https://doi.org/10.1016/0305-750X(88)90109-X

Rebelo, L.-M., McCartney, M.P., Finlayson, C.M., 2010. Wetlands of Sub-Saharan Africa: distribution and contribution of agriculture to livelihoods. Wetl. Ecol. Manag. 18, 557–572. https://doi.org/10.1007/s11273-009-9142-x

Reyes-García, V., Guèze, M., Díaz-Reviriego, I., Duda, R., Fernández-Llamazares, Á., Gallois, S., Napitupulu, L., Orta-Martínez, M., Pyhälä, A., 2016. The Adaptive Nature of Culture: A Cross-Cultural Analysis of the Returns of Local Environmental Knowledge in Three Indigenous Societies. Curr. Anthropol. 57, 761–784. https://doi.org/10.1086/689307

Reyes-García, V., Luz, A.C., Gueze, M., Paneque-Gálvez, J., Macía, M.J., Orta-Martínez, M., Pino, J., 2013. Secular trends on traditional ecological knowledge: An analysis of changes in different domains of knowledge among Tsimane' men. Learn. Individ. Differ. 27, 206–212. https://doi.org/10.1016/j.lindif.2013.01.011

Rist, J., Milner-Gulland, E.J., Cowlishaw, G., Rowcliffe, M., 2010. Hunter Reporting of Catch per Unit Effort as a Monitoring Tool in a Bushmeat-Harvesting System. Conserv. Biol. 24, 489–499. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01470.x

Rist, L., Campbell, B.M., Frost, P., 2013. Adaptive management: where are we now? Environ. Conserv. 40, 5–18. https://doi.org/10.1017/S0376892912000240

Roulet, P.-A.R., 2004. `` Chasseur blanc, cœur noir? La chasse sportive en Afrique Centrale. Une analyse de son rôle dans la conservation de la faune sauvage et le développement rural au travers des programmes de gestion communautaire ' '. Les cas du nord RCA et du sud-est Cameroun.

Roux, F., 1990. Risques et périls pour les oiseaux d'Europe hivernant en Afrique Tropicale. Cah. O.-m. 43, 399–412. https://doi.org/10.3406/caoum.1990.3357

SAED, 2001. Intensification de la riziculture irriguée dans la vallée du fleuve Sénégal: Acquis et perspectives.

Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A.J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S.H.M., Collen, B., Cox, N., Master, L.L., O'Connor, S., Wilkie, D., 2008. A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions: *Classifications of Threats & Actions*. Conserv. Biol. 22, 897–911. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x

Sandholt, I., Nyborg, L., Fog, B., Lô, M., Bocoum, O., Rasmussen, K., 2003. Remote sensing techniques for flood monitoring in the Senegal River Valley. Geogr. Tidsskr.-Dan. J. Geogr. 103, 71–81. https://doi.org/10.1080/00167223.2003.10649481

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, in: Communautés Locales et Utilisation Durable de La Faune En Afrique Centrale. Rome: FAO, pp. 55–82.

Schekkerman, H., Teunissen, W., Oosterveld, E., 2009. Mortality of Black-tailed Godwit Limosa limosa and Northern Lapwing Vanellus vanellus chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. J. Ornithol. 150, 133. https://doi.org/10.1007/s10336-008-0328-4

Schlosberg, D., 2004. Reconceiving Environmental Justice: Global Movements And Political Theories. Environ. Polit. 13, 517–540. https://doi.org/10.1080/0964401042000229025

Schlüter, M., Baeza, A., Dressler, G., Frank, K., Groeneveld, J., Jager, W., Janssen, M.A., McAllister, R.R.J., Müller, B., Orach, K., Schwarz, N., Wijermans, N., 2017. A framework for mapping and comparing behavioural theories in models of social-ecological systems. Ecol. Econ. 131, 21–35. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.008

Schulte-Herbrüggen, B., Cowlishaw, G., Homewood, K., Rowcliffe, J.M., 2013. The Importance of Bushmeat in the Livelihoods of West African Cash-Crop Farmers Living in a Faunally-Depleted Landscape. PLoS ONE 8, e72807. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072807

Seifelislam-Schreiber, A., Funk, K., Elfadul, E., Bogner, C., 2019. Land use dynamics in the Khor Abu Habil alluvial fan, Sudan. Geophys. Res. Abstr. 21, 1–1.

Setten, G., Stenseke, M., Moen, J., 2012. Ecosystem services and landscape management: three challenges and one plea. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 8, 305–312. https://doi.org/10.1080/21513732.2012.722127

Shahbaz, M., Destek, M.A., Okumus, I., Sinha, A., 2019. An empirical note on comparison between resource abundance and resource dependence in resource abundant countries. Resour. Policy 60, 47–55. https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2018.12.002

Shaltout, K.H., Galal, T.M., 2007. Ecosystem of Lake Manzala.

Shaltout, K.H., Khalil, M.T., 2005. Lake Burullus: Burullus Protected Area (No. 13), Publication of National Biodiversity. ARAB REPUBLIC OF EGYPT, CABINET OF MINISTERS, EGYPTIAN ENVIRONMENTAL AFFAIRS AGENCY (EEAA), DEPARTMENT OF NATURE PROTECTION.

Shao, S., Yang, L., 2014. Natural resource dependence, human capital accumulation, and economic growth: A combined explanation for the resource curse and the resource blessing. Energy Policy 74, 632–642. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.07.007

Shukla, S., 2004. Strengthening Community-based Conservation through Traditional Ecological Knowledge. Univ. Manit. Can.

Siegel, S., Castellan, N.J., 1988. Nonparametric Statistics for the Behavioural Sciences, New York: McGraw-Hill. ed.

Sinclair, A.R.E., Fryxell, J.M., 1985. The Sahel of Africa: ecology of a disaster. Can. J. Zool. 63, 987–994. https://doi.org/10.1139/z85-147

Stedman, R.C., 2002. Toward a Social Psychology of Place: Predicting Behavior from Place-Based Cognitions, Attitude, and Identity. Environ. Behav. 34, 561–581. https://doi.org/10.1177/0013916502034005001

Stephenson, P.J., Ntiamoa-Baidu, Y., Simaika, J.P., 2020. The Use of Traditional and Modern Tools for Monitoring Wetlands Biodiversity in Africa: Challenges and Opportunities. Front. Environ. Sci. 8, 61. https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00061

Stroud, D.A., Baker, A., Blanco, D.E., Davidson, N.C., Delany, S., Ganter, B., Gill, R., Gonzalez, P., Haanstra, L., Morrison, R.I.G., Piersma, T., Scott, D.A., Thorup, O., West, R., Wilson, J., Zöckler, C., 2006. The conservation and population status of the world's waders at the turn of the millennium, in: Waterbirds around the World, Eds. G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud. The Stationery Office, Edinburgh, UK, pp. 643–648.

Sultanian, E., van Beukering, P.J.H., 2008. Economics of Migratory Birds: Market Creation for the Protection of Migratory Birds in the Inner Niger Delta (Mali). Hum. Dimens. Wildl. 13, 3–15. https://doi.org/10.1080/10871200701812894

Sun, H.-P., 2018. Natural resource dependence, public education investment, and human capital accumulation. Pet. Sci. 9.

Tadadjeu, S., Njangang, H., Ningaye, P., Nourou, M., 2020. Linking natural resource dependence and access to water and sanitation in African countries. Resour. Policy 69, 101880. https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101880

Tarakini, T., Guerbois, C., Wencelius, J., Mundy, P., Fritz, H., 2018. Integrating Local Ecological Knowledge for Waterbird Conservation: Insights From Kavango-Zambezi Transfrontier Conservation Area, Zimbabwe. Trop. Conserv. Sci. 11, 194008291880381. https://doi.org/10.1177/1940082918803810

Teixeira, P.H.R., Thel, T. do N., Ferreira, J.M.R., de Azevedo, S.M., Junior, W.R.T., Lyra-Neves, R.M., 2014. Local knowledge and exploitation of the avian fauna by a rural community in the semi-arid zone of northeastern Brazil. J. Ethnobiol. Ethnomedicine 10, 81. https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-81

Tengö, M., Hill, R., Malmer, P., Raymond, C.M., Spierenburg, M., Danielsen, F., Elmqvist, T., Folke, C., 2017. Weaving knowledge systems in IPBES, CBD and beyond—lessons learned for sustainability. Curr. Opin. Environ. Sustain. 26–27, 17–25. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.005

Thapa Karki, S., Hubacek, K., 2015. Developing a conceptual framework for the attitude–intention–behaviour links driving illegal resource extraction in Bardia National Park, Nepal. Ecol. Econ. 117, 129–139. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.06.022

Tharwat, E.M., Hamied, S.W., 2000. Birds of El-Burullus, Biodiversity and present status.

Tidemann, S., Gosler, A. (Eds.), 2010. Ethno-ornithology: birds, indigenous peoples, culture and society. Earthscan, London ; Washington.

Torralba, M., Fagerholm, N., Hartel, T., Moreno, G., Plieninger, T., 2018. A social-ecological analysis of ecosystem services supply and trade-offs in European wood-pastures. Sci. Adv. 4, eaar2176. https://doi.org/10.1126/sciadv.aar2176

Traoré, A., 2013. Secteur avicole - Mali. Revues nationales de l'élevage de la division de la production et de la santé animales de la FAO. FAO 55.

Triplet, P., Benmergui, M., Schricke, V., 2010. Évolution de quelques espèces d'oiseaux d'eau dans le delta 8.

Triplet, P., Buvat, J.-M., Lecat, J., Sylla, S.I., 2021. Les oiseaux d'eau dans le delta du fleuve Sénégal - Petit guide de détermination et de dénombrement, FAO. ed. FAO, Rome. https://doi.org/10.4060/cb7860fr

Triplet, P., Diop, I., Sylla, S.I., Schricke, V., 2014. Les oiseaux d'eau dans le delta du fleuve Sénégal 125.

Triplet, P., Sylla, S.I., Faye, B., 2019. Delta du fleuve Sénégal : la gestion des zones humides avec les populations locales. Nat. Faune 32, 10.

Triplet, P., Yésou, P., 2000. Controlling the flood in the Senegal Delta: do waterfowl populations adapt to their new environment? Ostrich 71, 106–111. https://doi.org/10.1080/00306525.2000.9639883

UNEP-AEWA, 2018. Plan d'action de l'AEWA pour l'Afrique 2019-2027.

UNEP-CMS, 2016. 1st Meeting of the Intergovernmental Task Force on Illegal Killing, Taking and Trade of Migratory Birds in the Mediterranean (Review of Egypt's National legislation and enforcement mechanisms related to birds hunting and trapping No. UNEP/CMS/MIKT1/Doc.12b). Cairo.

Vallecillo, D., Gauthier-Clerc, M., Guillemain, M., Vittecoq, M., Vandewalle, P., Roche, B., Champagnon, J., 2021. Reliability of animal counts and implications for the interpretation of trends. Ecol. Evol. 11, 2249–2260. https://doi.org/10.1002/ece3.7191

Van Gils, E.J.T., Ingram, V.J., Midoko Iponga, D., Abernethy, K., 2019. Changes in livelihood practices, strategies and dependence on bushmeat in two provinces in Gabon. Int. For. Rev. 21.

Van Turnhout, C.A.M., Foppen, R.P.B., Leuven, R.S.E.W., Van Strien, A., Siepel, H., 2010. Life-history and ecological correlates of population change in Dutch breeding birds. Biol. Conserv. 143, 173–181. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.023

van Vliet, N., Mbazza, P., 2011. Recognizing the Multiple Reasons for Bushmeat Consumption in Urban Areas: A Necessary Step Toward the Sustainable Use of Wildlife for Food in Central Africa. Hum. Dimens. Wildl. 16, 45–54. https://doi.org/10.1080/10871209.2010.523924

Van Vliet, N., Muhindo, J., Nyumu, J.K., Nasi, R., 2019. From the Forest to the Dish: A Comprehensive Study of the Wildmeat Value Chain in Yangambi, Democratic Republic of Congo. Front. Ecol. Evol. 7, 132. https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00132

Van Vliet, N., Nasi, R., 2008. Hunting for livelihood in northeast Gabon: patterns, evolution, and sustainability. Ecol. Soc. 13, 33.

van Vliet, N., Nebesse, C., Gambalemoke, S., Akaibe, D., Nasi, R., 2012. The bushmeat market in Kisangani, Democratic Republic of Congo: implications for conservation and food security. Oryx 46, 196–203. https://doi.org/10.1017/S0030605311000202

Vernon, L.W., 1978. Causes and effects of biases on waterfowl harvest estimates 251–262.

Vickery, J.A., Ewing, S.R., Smith, K.W., Pain, D.J., Bairlein, F., Škorpilová, J., Gregory, R.D., 2014. The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. Ibis 156, 1–22. https://doi.org/10.1111/ibi.12118

Villamor, G.B., Palomo, I., Santiago, C.A.L., Oteros-Rozas, E., Hill, J., 2014. Assessing stakeholders' perceptions and values towards social-ecological systems using participatory methods. Ecol. Process. 3. https://doi.org/10.1186/s13717-014-0022-9

Vincke, P.P., Singleton, M., Diouf, P.S., 1985. Consommation de viande de chasse chez les Sereers du Sine (Sénégal).

Vitekere, K., Kyamakya, C.K., Nyumu, J.K., Hua, Y., 2021. Bushmeat Commercial Circuit in Kisangani Region: First and Second Levels of the Bushmeat Supply Chain, on Ituri Road, DRC. Open Access Libr. J. 8, 20. https://doi.org/10.4236/oalib.1107988

Walker, B., Carpenter, S., Anderies1b, J., Abel1b, N., Cumming, G., Janssen, M., Lebel, L., Norberg, J., Peterson, G.D., Pritchard, R., 2002. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. Conserv. Ecol. 6, 14.

Walther, B.A., 2016. A review of recent ecological changes in the Sahel, with particular reference to land-use change, plants, birds and mammals. Afr. J. Ecol. 54, 268–280. https://doi.org/10.1111/aje.12350

Weliange, W.S., Kolawole, R.A., Sayanara, N., Afolabi, A.S., Amaechi, E.C., 2015. Ethno-ornithological knowledge and uses of birds in Omi-aro and Labaka villages, Kwara State, Nigeria 14.

Wetlands International, 2017. Water Shocks: Wetlands and Human Migration in the Sahel. Wetlands International, The Netherlands.

Wetlands International, 2012. Waterbird population estimates: Summary report.

Whytock, R.C., Morgan, B.J., Awa, T., Bekokon, Z., Abwe, E.A., Buij, R., Virani, M., Vickery, J.A., Bunnefeld, N., 2018. Quantifying the scale and socioeconomic drivers of bird hunting in Central African forest communities. Biol. Conserv. 218, 18–25. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.11.034

Wicander, S., Coad, L., 2018. Can the Provision of Alternative Livelihoods Reduce the Impact of Wild Meat Hunting in West and Central Africa? Conserv. Soc. 16, 441. https://doi.org/10.4103/cs.cs_17_56

Williamson, L., Hudson, M., O'Connell, M., Davidson, N., Young, R., Amano, T., Székely, T., 2013. Areas of high diversity for the world's inland-breeding waterbirds. Biodivers. Conserv. 22, 1501–1512. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0488-2

Wymenga, E., 2003. Delta intérieur du fleuve Niger: ecologie et gestion durable des ressources naturelles. Wetlands International ; Altenburg & Wymenga conseillers écologiques ; Alterra, Green World Research Institute ; RIZA, Rijkswaterstaat, Sévaré; Dakar; Wageningen; Veenwouden; Wageningen; Lelystad.

Yalikun, T., Raimond, C., Kemsol Nargorngar, A., Zakinet, D., Schuster, M., Sylvestre, F., 2019. Variabilité des crues et des paysages du lac Fitri depuis les grandes sécheresses des années 1970-1980, in: Le Tchad Des Lacs : Les Zones Humides Sahéliennes Au Défi Du Changement Global. pp. 99–119.

Zahran, M.A.E.-K., El-Amier, Y.A., Elnaggar, A.A., Mohamed, H.A.E.-A., El-Alfy, M.A.E.-H., 2015. Assessment and Distribution of Heavy Metals Pollutants in Manzala Lake, Egypt. J. Geosci. Environ. Prot. 03, 107–122. https://doi.org/10.4236/gep.2015.36017

Zingstra, H., 2013. Local Food Security and Biodiversity under Pressure. Center for Development Innovation, Wageningen UR.

Zwarts, L., Beukering, P. van, Kone, B., 2005. The Niger, a lifeline: effective water management in the Upper Niger Basin. RIZA - Rijkswaterstaat, Lelystad.

Zwarts, L., Bijlsma, R.G., van der Kamp, J., 2018. Large decline of birds in Sahelian rangelands due to loss of woody cover and soil seed bank. J. Arid Environ. 155, 1–15. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.01.013

Annexes

Appendix 2.1 Detailed description of each case study

	Senegal river delta (Senegalese part)	Inner Niger delta (Southern basin)	Lake Chad	Lake Fitri	Khor Abu Habil	Lake Burullus	Lake Manzala
Area	3200 km² (1)	58.000 km² (19)	Between 2.500 and 25.000 km² (8)	Around 3.000 km² (11)	16.700 km²	420 km² (24)	700 km² (28)
Rainy season	July to September (21)	July to October (19)	June to October (17)	June to October (16)	June to September (13)	December to February (24)	
Annual rainfall range	200 to 500 mm (22)	250 to 600 mm (19,20)	150 to 550 mm (17)	121 to 669 mm (16)	200 to 450 mm (13)	Mean of 198 mm in Rosetta (25)	From 78 mm (28) to 106,7 mm (29) and 104,6 at Damietta (30)
Water area range (total)	-	10.000 to 45.000 km² (around 13..000 km² in the southern basin) (4)	2000 to 25.000 km² (14.800 km² in 2013) (8)	800 to 1300 km²	-	370 km² (24)	700 km² ; Contains >1.000 islands
Population	> 135.010 (2)	around 1.000.000 to 1.500.000 (4,19)	>250.000 (7); > 2 millions (2013) (8)	> 100.000 (7); 116.157 (9)	-	2.319.063 (Kafr El Sheikh governorate, 1999), and 965.220 for the five district of the lake (25)	Different settlements from 10.000 person to single family plots. Single family plots are concentrated mainly in Port Said Governorate and the scattered islets inside the Lake (31); 749371 for Port Said Governorate and 1.496.675 for Damietta Governorate (32)
Urban / Rural	-	-	-	-	-	77,1% rural population; 62,1% rural area (25)	-
Main activities	Farming: irrigated and family agriculture (rice and vegetable); Breeding; Fishing (1)	Fishing, farming, breeding (5)	Fishing, farming, breeding (shifting according the water level) (8)	Farming, fishing, breeding (10)	(a) Rain-fed traditional agriculture (manual labor), (b) modern rain-fed agriculture (mechanical) and irrigated agriculture (14)	Fishing, reed cutting, livestock and grazing, agrriculture (mostly rain-fed in west part, irrigated and intensive at east), bird catching (25)	Fishing, traditional farming (31)

Production area and quantities	Rice (650 km²); 50.000 ha mainly in rice in 1996 (23)	Around 50.000 km² usable (4,18); Rice: >100.000 ha (5) Fishing: 80% of the national production; Breeding: 2 millions of cows (6)	Fishing: 50.000 to 100.000 tonnes; Maize: 600.000 to 900.000 tonnes (8)	Farming: 56.000ha (12); Cereal: 18.000 to 119.000 tonnes; Breeding: 2 millions of cows (10)	Sorghum, groundnut (a) and Sesame, cotton (b) (14)	2924,2 km² agricultural area and 79,8 km² inside the protected area; Fishing: 59.700 tonnes, vegetables and cereal (rice, maize) (25)	Agricultural area = 2097,44 km² (29)
Main threats	Agro-business development and wetland artificialization; Land tenure crisis (1)	Agro-business development and wetland artificialization; Land tenure crisis; Natural resource use and conflict (sharing and access) (5,8); Population growth, food security and climate change vulnerability (19); Insecurity (terrorism)	Human population increasing; Institutional and land tenure crisis; Natural resource use and conflict (sharing and access) (8), insecurity (terrorism)	Human population increasing; Natural resource use and conflict (sharing and access) (11)	Over exploitation of natural resources by economically marginalized rural community (traditional and subsistence agriculture expansion, cutting tree, overgrazing) (15)	Reduction of the lake due to land reclemation along southern and eastern shores (588 km² in 1913); fertilizers polution, drainage water and irrigation, decreasing salinity (24)	Decline in area (from 100 km² at the beginning of the 20th, 1000 km² in 1981 and 700 km² in 2003); Dur to irrigation expansion, reclamation for agriculture, aquaculture and urban expansion (28) Pollution and nutrient enrichment (28); Population over-growth (29)
Information on hunting	Tourist hunting (3) No information on present local hunting	Local hunting (Food and market) (4)	-	-	-	Local hunting and tourist hunting (24,25,34) , not an economically significant or stable activity in the Burullus area (26)	Local hunting (food and market) (33,34)

(1) Triplet and Yésou, 2000; (2) RGPH 2013 ; (3) Degez et al., 2018 ; (4) Wymenga et al., 2003 ; (5) Brondeau, 2011; (6) http://www.hydrosciences.org/download/ExpertiseAFD_Rapport_Final-IRD-Paturel-NIGER.pdf ; (7) RGPH, 2009 (zone administrative tchadienne considérée) ; (8) Lemoalle et al., 2014 (considérant un rayon de 100km autour du lac) ; (9) Mugelé, 2019; (10) Bémadji and Ngaressem, 2019; (11) Raimond and Zakinet, 2019; (12) Kemsol Nargorngar et al., 2019 ; (13) Abdalla, 2009 ; (14) Eltom Elhaja et al., 2017 ; (15) Elfaig et al., 2016 ; (16) Yalikun et al., 2019 ; (17) Olivry, 1996 ; (18) Bagayogo, 2012 ; (19) Liersch et al., 2013 ; (20) Orange et al., 2002 ; (21) Miehe et al., 2010 ; (22) ; (23) (Ceuppens and Wopereis, 1999) ; (24) Tharwat et Hamied 2000 ; (25) (Shaltout and Khalil, 2005) ; (26) Zingstra, 2013 ; (27) Mullié et Meininger, 1983 ; (28) Ayache et al., 2009 ; (29) Zahran et al., 2015 ; (30) Hereher, 2017; (31) Shaltout and Galal, 2007 ; (32) https://www.capmas.gov.eg/Pages/StaticPages.aspx?page_id=5035 ; (33) Mullié et Meininger, 1983 ; (34) Elhalawani, 2016

Appendix 2.2: The main features of the sampling for each wetland

Countries	Wetlands	Survey period	Investigators number	Number of villages (or settlements)	Sample size	Individual	Group	Couple	Group size	
									Mean	Sd
Senegal	SRD	28/01/2018 – 17/03/2018	4	18	296	294	1	1	3	
Mali	IND	12/03/2018 – 14/04/2018	4	17	249	174	14	61	10,3	10,2
Egypt	LB	21/07/2019 – 18/09/2019	10	> 20	400	345	46	9	3,2	1,5
	LM		9	> 20	402	400	2	0	2	0
Chad	LC	15/02 – 27/02 + 10/04 – 20/04 + 8/05 – 18/05/2018	4	22	259	212	15	32	6,2	3,5
	LF		4	20	240	236	4	0	9	2,6
Sudan	KAH	20/02/2018 - 26/03/18	9	22	343	343	0	0		
TOTAL		**206 days**	**44**	**> 118**	**2189**	**2004**	**82**	**103**		

Appendix 2.3: Annual harvesting estimation per site all species combined, the proportion of harvesting question respondents and the mean annual individual harvesting rate and its confidence interval. (SRD is not evaluated).

	IND	LC	LF	KAH	LB	LM
Total number of waterbirds harvested	28.771	9.720	23.546	1.977	72.933	47.544
Proportion of respondants in the total sample (p)	4,4%* (n=11/249)	15,8%* (n=41/259)	12,9%* (n=31/240)	4,4%* (n=15/343)	53,2% (n=213/400)	14,7% (n=59/402)
Mean of waterbirds harvested per respondants and IC at 95% and 7% of precision	2.615 [416 ; 4815]	231 [135 ; 339]	760 [506 ; 1013]	132 [68 ; 196]	342 [342 ; 539]	806 [261 ; 1351]

Appendix 2.4: Quantities of waterbirds harvested per species and sites according interviewees and their conservation status

Family	Species		Palearctic (P) Afrotropical (A)	IUCN Population Trend	IUCN Status	AEWA Annex*	Inner Niger Delta	Lake Chad	Lake Fitri	Khor Abu Habil	Lake Burullus	Lake Manzala	TOTAL	
	Binomial name	Name					n	n	n	n	n	n	n	%
Anatidae							**12.101**	**8.926**	**22.574**	**1.368**	**12.912**	**14.700**	**72.581**	**39,34**
		Duck						240					240	0,13
		Duck spp.						393	216				609	0,33
		Gooses					144						144	0,08
		Dendrocygna sp.											0	0,00
	Alopochen aegyptiaca	Egyptian goose	A	Decreasing	LC	A1c, C1			552				552	0,30
	Plectropterus gambensis	Spurwinged goose	A	Increasing	LC	B1,C1	97	1.970	10.222	352			12.641	6,85
	Sarkidiornis melanotos	African Comb duck	A	Decreasing	LC	A3c, B(2c)		160	1.888				2.048	1,11
	Mareca penelope	Eurasian wigeon	P	Decreasing	LC	B2c (NEA)		12			327		339	0,18
	Dendrocygna bicolor	Fulvous whistling duck	A	Decreasing	LC	B1, B2c		50	792				842	0,46
	Dendrocygna viduata	Whitefaced whistling duck	A	Increasing	LC	C1, C1	48	6.101	8.520	1.016			15.685	8,50
	Nettapus auritus	African pygmy goose	A	Decreasing	LC	A1c, C(1)	1.840		384				2.224	1,21
	Spatula querquedula	Garganey	P	Decreasing	LC	C1, C(1)	9.972				2.115	6.225	18.312	9,93
	Mareca strepera	Gadwall	P	Increasing	LC	B(2c) (NEA)					45		45	0,02
	Anas platyrhynchos	Mallard	P	Increasing	LC						1.185	1.023	2.208	1,20
	Anas crecca	Common teal	P	Unknown	LC	B2c (NEA)					972	132	1.104	0,60
	Aythya ferina	Common pochard	P	Decreasing	VU						3.735	1.632	5.367	2,91
	Tadorna tadorna	Common shelduck	P	Increasing	LC						120	3	123	0,07
	Anas acuta	Northern pintail	P	Decreasing	LC	C1, B2c					2.262	3.312	5.574	3,02
	Spatula clypeata	Northern shoveler	P	Decreasing	LC	C1, C1					2.031	1.509	3.540	1,92
	Aythya fuligula	Tufted duck	P	Stable	LC	B2c (NEA)					120	864	984	0,53
Anhingidae							**2.576**	**20**					**2.596**	**1,41**

	Anhinga rufa	African darter	A	Decreasing	LC		2.576	20					2.596	1,41
Ardeidae							**2.652**	**161**			**4.494**	**240**	**7.547**	**4,09**
		Heron					372						372	0,20
	Egretta garzetta	Little egret	P	Increasing	LC	C(1), B(1)		160			3		163	0,09
	Ardea intermedia	Intermediate egret	A	Decreasing	LC			1					1	0,00
	Bubulcus ibis	Western cattle egret	A	Increasing	LC	C(1),C1	2.280				216	240	2736	1,48
	Ardea melanocephala	Black headed heron	P	Increasing	LC	C(1)							0	0,00
	Ardea cinerea	Grey heron	P	Unknown	LC	C1					1.821		1821	0,99
	Ardeola ralloides	Squacco heron	P	Unknown	LC	B(1)					2.454		2454	1,33
Ciconidae									**384**	**372**	**12**	**2.880**	**3.748**	**2,03**
	Ciconia ciconia	White storck	P	Increasing	LC	B2b, C1			192	70	12	2880	3154	1,71
	Mycteria ibis	Yellow billed stork	A	Decreasing	LC	C1			192				192	0,10
	Anastomus lamelligerus	African openbill	A	Stable	LC	C1				112			112	0,06
	Ciconia episcopus	African Woollyneck	A	Decreasing	VU	B(1)				190			190	0,10
Gruidae								**361**	**12**		**3**		**376**	**0,20**
	Balearica pavonina	Black crowned crane	A	Decreasing	VU	A1b A1c		361	12				373	0,20
	Grus grus	Common crane	P	Increasing	LC	, C1 (NEA)					3		3	0,00
Pelecanidae								**54**				**252**	**306**	**0,17**
	Pelican Sp.	Pelican						54					54	0,03
	Pelecanus onocrotalus	Great white pelican	A	Unknown	LC	B1, B2c						252	252	0,14
Phalacrocoracidae							**4.028**	**198**			**63**	**4725**	**9.014**	**4,89**
	Phalacrocorax sp.	Cormoran					2.240	146					2386	1,29
	Phalacrocorax carbo	Great cormorant	A	Increasing	LC	B1, C1					63	4725	4788	2,60
	Microcarbo africanus	Reed cormorant	A	Decreasing	LC		1.788	52					1840	1,00
Phoenicopteridae											**6**	**18**	**24**	**0,01**
	Phoenicopterus sp	Flamingo											0	0,00
	Phoenicopterus roseus	Greater flamingo	A	Increasing	LC	A3a, A3a 3c					6	18	24	0,01
Podicipedidae											**18**	**1920**	**1.938**	**1,05**
		Grebe									18		18	0,01

	Tachybaptus ruficollis	Little grebe	A	Decreasing	LC	C1**						1.920	1.920	1,04
Rallidae							**30**		**576**		**54.945**	**22.689**	**83.240**	**45,12**
	*Gallinula chloropus****	Common moorhen	A	Stable	LC	C1 C(1)	30		576		35.343	9.078	45.027	24,41
	Fulica atra	Common coot	P	Increasing	LC						12.825	8.529	21.354	11,57
	Porphyrio porphyrio	Purple swamphen	A	Unknown	LC						6.777	5.082	11.859	6,43
Scolopacidae							**7.264**						**7.264**	**3,94**
	Limosa limosa	Black tailed godwitt	P	Decreasing	NT	A3c, A3c	7.264						7.264	3,94
	Calidris pugnax	Ruff	P	Decreasing	LC	B2c, C1								0,00
Threskiornithidae							**120**			**117**	**480**	**120**	**837**	**0,45**
		Spoonbill								25			25	0,01
	Platalea leucorodia	Eurasian spoonbill	P	Unknown	LC	A2					480		480	0,26
	Platalea alba	African spoonbill	A	Stable	LC	B1	120			92			212	0,11
	Plegadis falcinellus	Glossy ibis	A	Decreasing	LC	B1, B(1)						120	120	0,07
TOTAL		n waterbirds harvested					**28.771**	**9.720**	**23.546**	**1.857**	**72.933**	**47.544**	**184.371**	100,00
		% of the total					15,6	5,3	12,8	1,0	39,6	25,8	100	

* for african region (West, Eastern)

(NEA) = North East Africa

** Europe & North-west Africa

*** Gallinula angulata (Lesser Moorhen) for sub saharan Africa

Legend of table appendix 2.4

	Status	Description	n species	%
AEWA Annex (columns A, B, C)	A1b	Species listed as threatened in the IUCN Red list	1	2,9
	A1c	Population which number < 10.000 individuals.	3	8,8
	A3a	Population numbering around 25.000 and around 100.000 and considered to be at risk as a result of concentration onto a small number of sites at any stage of their annual cycle.		0,0
	A3c	Population numbering around 25.000 and around 100.000 and considered to be at risk as a result of showing long-term decline.	3	8,8
	B1 and B(1)	Population numbering between around 25.000 and around 100.000 individuals and which do not fulfil the conditions in respect of column A.	8	23,5
	B2b	Populations numbering more than 100.000 individuals, which do not fulfil the conditions in respect of Column A, and considered to be in need of special attention as a result of dependence on a habitat type, which is under sever threat.	1	2,9
	B2c	Populations numbering > 100.000 individuals, which do not fulfil the conditions in respect of Column A, and considered to be in need of special attention as a result of showing a long-term decline.	9	26,5
	C1 and C(1)	Population numbering > around 100.000 individuals which could significantly benefit from international cooperation and which do not fulfim the conditions in respect of either Column A or B.	17	50,0

Appendix 2.5: Distribution of the quantities per species and sites of harvested waterbirds

			Inner Niger Delta	Lake Chad	Lake Fitri	Khor Abu Habil	Lake Burullus	Lake Manzala	TOTAL harvested per species
Anatidae	*Plectropterus gambensis*	Number of WB harvested	97,00	1 970,00	10 222,00	352,00			12 641,00
	Spurwinged goose	Intra-site proportion (%)	0,34	20,27	43,41	18,96			
	Afrotropical	Inter-site proportion (%)	0,77	15,58	80,86	2,78			6,86
	Sarkidiornis melanotos	Number of WB harvested		160,00	1 888,00				2 048,00
	African Comb duck	Intra-site proportion (%)		1,65	8,02				
	Afrotropical	Inter-site proportion (%)		7,81	92,19				4,31
	Dendrocygna viduata	Number of WB harvested	48,00	6 101,00	8 520,00	1 016,00			15 685,00
	Whitefaced whistling duck	Intra-site proportion (%)	0,17	62,77	36,18	54,71			
	Afrotropical	Inter-site proportion (%)	0,31	38,90	54,32	6,48			8,51
	Spatula querquedula	Number of WB harvested	9 972,00				2 115,00	6 225,00	18 312,00
	Garganey	Intra-site proportion (%)	34,66				2,90	13,09	
	Palearctic	Inter-site proportion (%)	54,46				11,55	33,99	9,93
	Aythya ferina	Number of WB harvested					3 735,00	1 632,00	5 367,00
	Common pochard	Intra-site proportion (%)					5,12	3,43	
	Palearctic	Inter-site proportion (%)					69,59	30,41	2,91
	Anas acuta	Number of WB harvested					2 262,00	3 312,00	5 574,00
	Northern pintail	Intra-site proportion (%)					3,10	6,97	
	Palearctic	Inter-site proportion (%)					40,58	59,42	3,02
Ciconidae	*Ciconia ciconia*	Number of WB harvested			192,00	70,00	12,00	2 880,00	3 154,00
	White storck	Intra-site proportion (%)			0,82	3,77	0,02	6,06	
	Palearctic	Inter-site proportion (%)			6,09	2,22	0,38	91,31	1,71
Gruidae	*Balearica pavonina*	Number of WB harvested		361,00	12,00				373,00
	Black crowned crane	Intra-site proportion (%)		3,71	0,05				
	Afrotropical	Inter-site proportion (%)		96,78	3,22				0,20
Rallidae	*Gallinula chloropus*	Number of WB harvested	30,00		576,00		35 343,00	9 078,00	45 027,00
	Common moorhen	Intra-site proportion (%)	0,10		2,45		48,46	19,09	
	Afrotropical	Inter-site proportion (%)	0,07		1,28		78,49	20,16	24,42

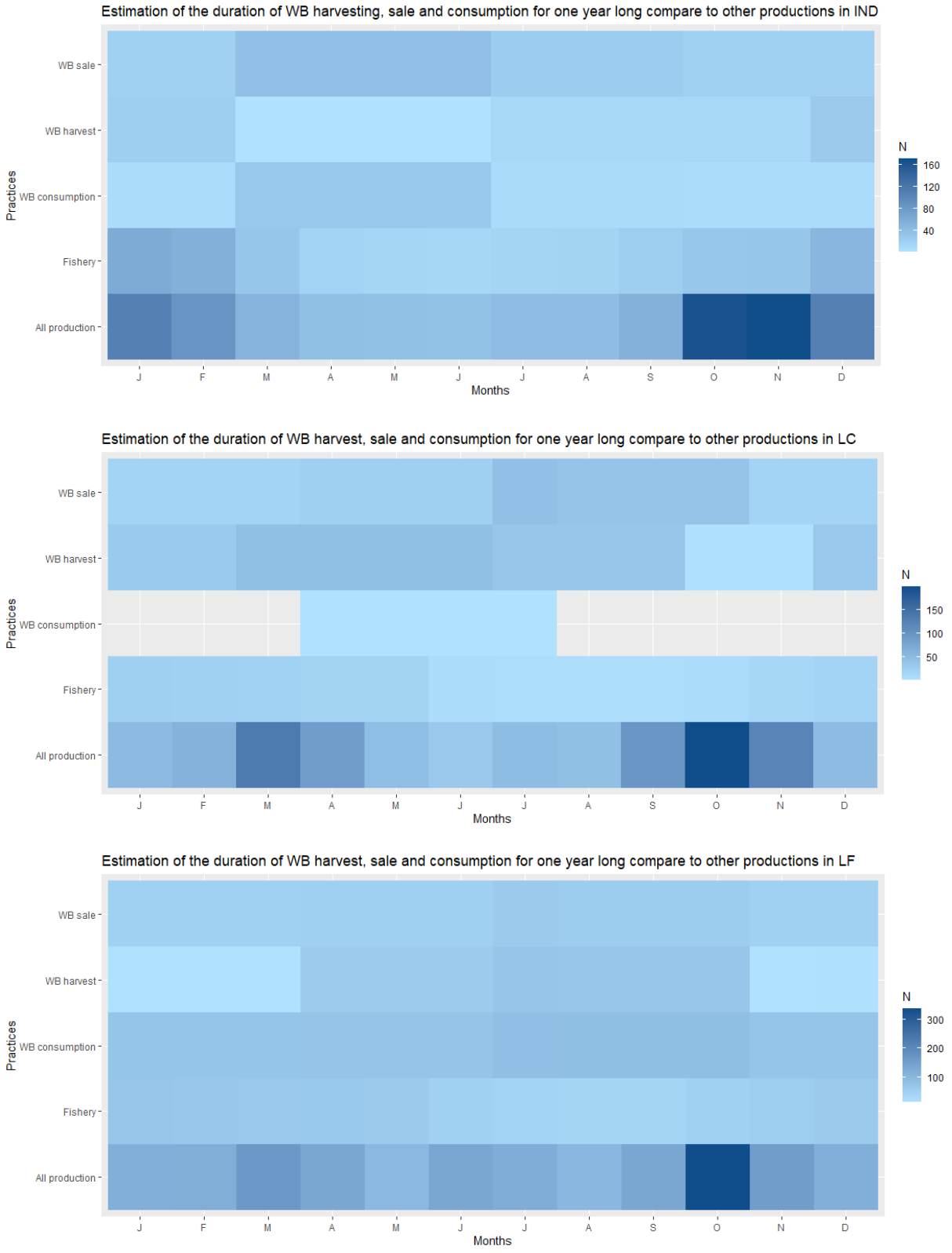
	Fulica atra	Number of WB harvested					12 825,00	8 529,00	21 354,00
	Common coot	Intra-site proportion (%)					17,58	17,94	
	Palearctic	Inter-site proportion (%)					60,06	39,94	11,58
Scolopacidae	*Limosa limosa*	Number of WB harvested	7 264,00						7 264,00
	Black tailed godwitt	Intra-site proportion (%)	25,25						
	Palearctic	Inter-site proportion (%)	100,00						3,94
TOTAL per site (all species included)		n	**28 771,00**	**9 720,00**	**23 546,00**	**1 857,00**	**72 933,00**	**47 544,00**	
		%	**15,60**	**5,27**	**12,77**	**1,01**	**39,56**	**25,79**	

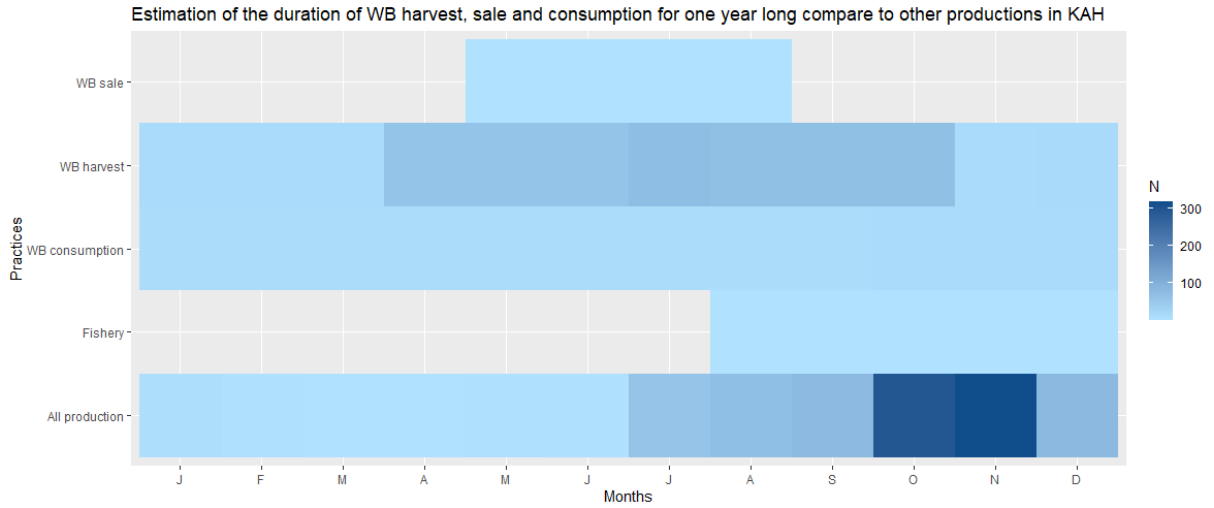
Appendix 2.6: Distribution of the proportion harvested per anatidae species according Europe and the Sahel-Saharan Wintering Wetlands

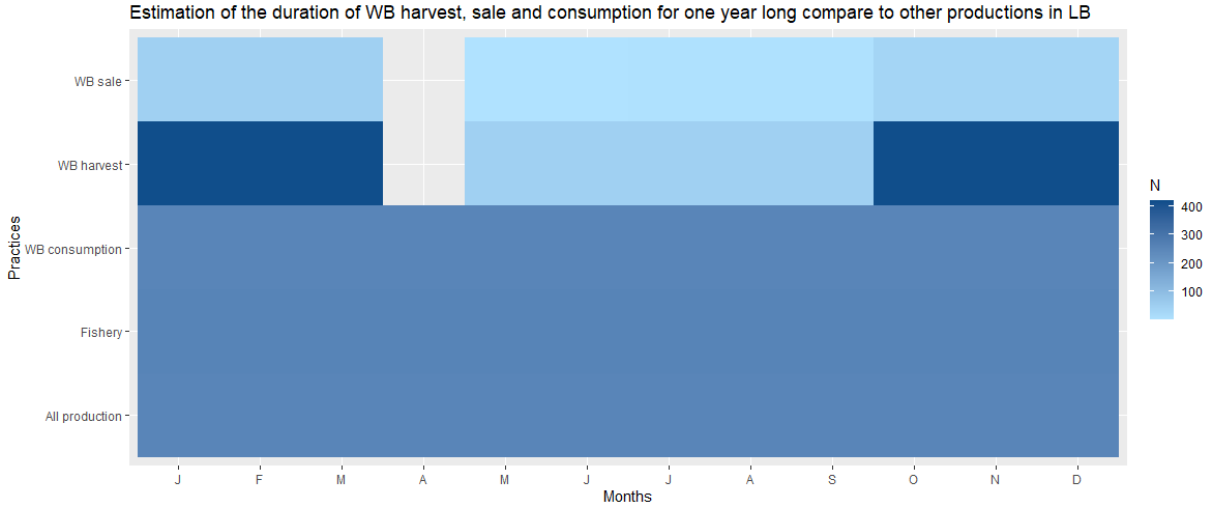
			EUROPE	SAHEL-SAHARAN WINTERING WETLANDS
HUNTING PRESSURE		Hunter population	6,4 millions (1)	?
		Part of the population	1,7% (1)	?
		WB hunters	Europe : ? ; France : 230 000 in 1996 (14%) (2)	370 respondents (mean = 17,6 ± 18,2% per site)
		Total Anatidae hunting bags	5 millions individuals (3)	72 500 individuals
ANATIDAE	**PALEARCTIC**	Garganey	Population : 700 000 to 1,05 millions individuals (6) Population trend : Decreasing (6) **1,2%** harvested anatidae (45 783) for 9 countries (3)	1,3 millions for SRD, IND and LCB (5) Population trend : Stable ? Increasing? **25%** harvested anatidae (18 312) for IND, ND
		Common teal	Population : 1,1 - 1,8 millions individuals Population trend : Uncertain **16%** harvested anatidae (604 990) for 12 countries (3)	Population : ? (4) Population trend : Uncertain **1,5%** harvested anatidae (1 104) for ND
		Mallard	Population : 5,7 - 9,2 millions individuals (6) Population trend: Stable to increasing (6) **68%** harvested anatidae (2,6 millions) for 17 countries (3)	Population : <2 millions individuals (4) Population trend : Uncertain **3%** harvested anatidae (2 208) for ND
	AFROTROPICAL	White-faced whistling duck		Population : 340 000 individuals (83% of the afrotropicals counted) (5) Population trend : Increasing **22%** harvested anatidae (15 685) for IND, LC, LF, KAH
		Spur-winged goose		Population : 50 000 - 300 000 individuals (4) Population trend : Stable to increasing **17%** harvested anatidae (15 685) for IND, LC, LF, KAH

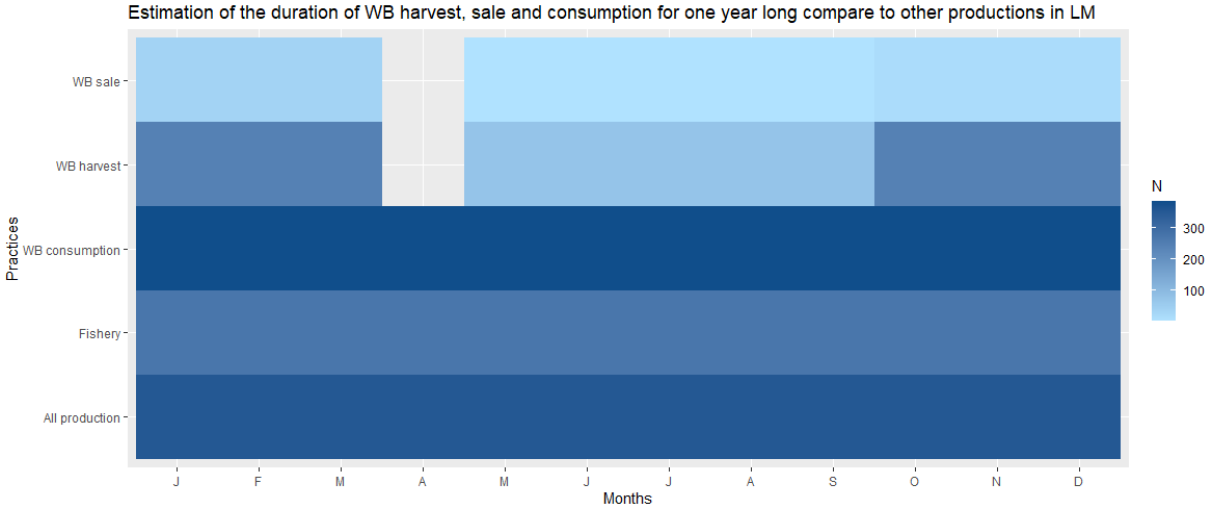
(1) Hirschfeld et al., 2019
(2) https://www.senat.fr/rap/l97-177/l97-1772.html
(3) Guillemain et al. (2016)
(4) http://wpe.wetlands.org/search
(5) (ONCFS, 2008)
(6) https://www.iucnredlist.org/search?searchType=species

Appendix 3.1: Annual calendar of activities according sites




Estimation of the duration of WB harvest, sale and consumption for one year long compare to other productions in KAH
WB sale
WB harvest
WB consumption
Fishery
All production
Practices
J
F
M
A
M
J
J
A
S
O
N
D
Months
N
300
200
100


Estimation of the duration of WB harvest, sale and consumption for one year long compare to other productions in LB
WB sale
WB harvest
WB consumption
Fishery
All production
Practices
J
F
M
A
M
J
J
A
S
O
N
D
Months
N
400
300
200
100


Estimation of the duration of WB harvest, sale and consumption for one year long compare to other productions in LM
WB sale
WB harvest
WB consumption
Fishery
All production
Practices
J
F
M
A
M
J
J
A
S
O
N
D
Months
N
300
200
100

Appendix 3.2: Total cash flows and average gross rents per respondent generated annually by practices (reported in euros)

		IND	LC	LF	KAH	LB	LM
Sale	Total monetary flow	200 185	16 060	25 713		83 885	278 290
	Mean annual rent per respondents	10 009 ± 11 450	642 ± 1 214	1 169 ± 2 099		1398 ± 326	12 650 ± 25 293
	IC	[15 027 ; 4 991]	[1 118 ; 166,5]	[1 991 ; 346]		[2 218 ; 578]	[42 090 ; 10 975]
Purchase	Total monetary flow	43 192	9 836	17 336		67 359	66 608
	Mean annual expense per respondents	1800 ± 3 567	546 ± 1 060	354 ± 339		387 ± 1 268	251 ± 766
	IC	[3 145 ; 454]	[898 ; 195]	[441 ; 266]		[572 ; 202]	[340 ; 162]
Consumption	Total monetary flow	19 341	2 421	51 484	424	179 916	230 747
	Mean annual expense per respondents	667 ± 1 818	605 ± 455	669 ± 1 046	30 ± 69	689 ± 1221	978 ± 1 328
	IC	[857 316 ; 1307]	[1 004 ; 206,5]	[887 ; 450]	[71; 0]	[830 ; 549]	[1 112 ; 844]

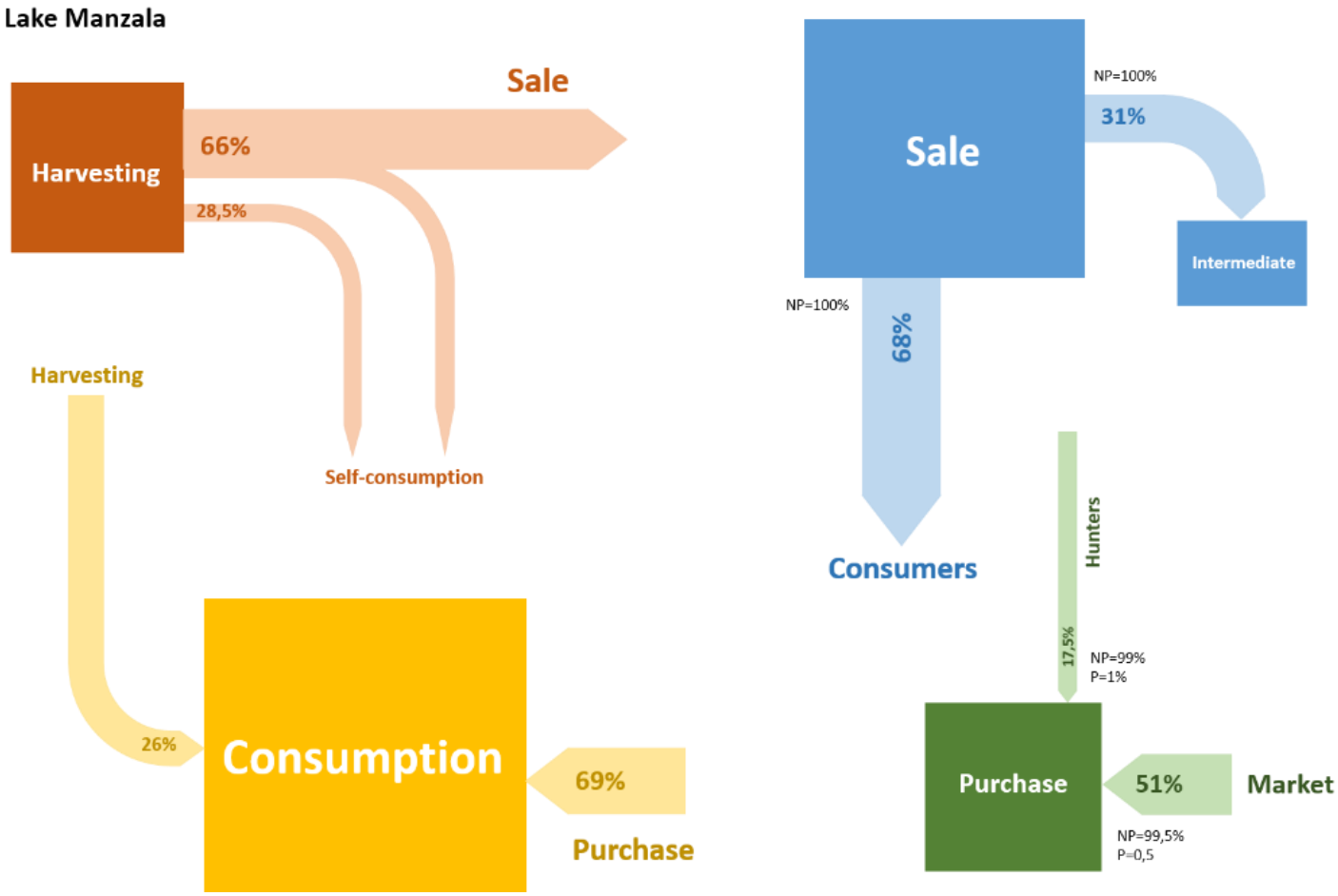
Appendix 3.3: Annual estimated quantities of individuals sold and purchased per waterbirds family

Sale	**IND** (n=23)	**LC** (n=25)	**LF** (n=25)	**LB** (n=61)	**LM** (n=45)	**TOTAL**	**%**
Anatidae	31 778,00	6 651,00	17 502,00	21 481,00	56 769,00	134 181,00	54,6
Anhingidae	6 942,00					6 942,00	2,8
Ardeidae	2 265,00	0,00	0,00	5 748,00	0,00	8 013,00	3,3
Gruidae		421,00	24,00			445,00	0,2
Pelecanidae					1,00	1,00	0,0
Phalacrocoracidae	5 416,00	360,00	0,00	144,00	918,00	6 838,00	2,8
Phoenicopteridae					12,00	12,00	0,0
Rallidae	0,00	0,00	2 080,00	30 917,00	48 494,00	81 491,00	33,1
Scolopacidae	4 200,00					4 200,00	1,7
Threskiornithidae			52,00			52,00	0,0
Limicole	3 795,00					3 795,00	1,5
Total	**54 396,00**	**7 432,00**	**19 658,00**	**58 290,00**	**106 194,00**	**245 970,00**	100,0

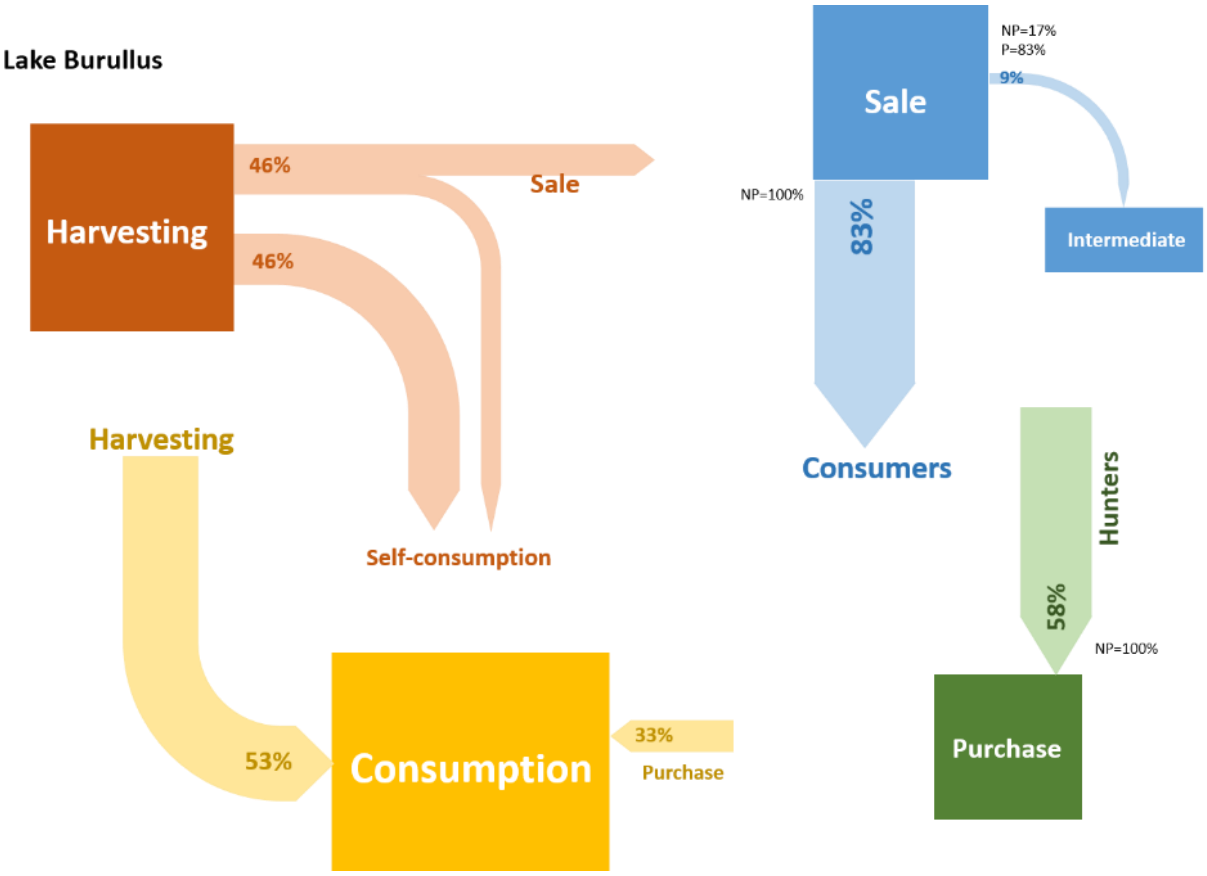
Purchase	**IND** (n=27)	**LC** (n=35)	**LF** (n=58)	**LB** (n=180)	**LM** (n=285)	**TOTAL**	**%**
Anatidae	9 812,00	4 212,00	12 812,00	11 595,00	4 778,00	43 209,00	36,4
Anhingidae	650,00	5,00				655,00	0,6
Ardeidae	75,00		82,00	5 505,00	432,00	6 094,00	5,1
Ciconidae			259			259,00	0,2
Gruidae		45,00	104,00	7,00	0,00	156,00	0,1
Pelecanidae		14,00			8,00	22,00	0,0
Phalacrocoracidae	2 794,00			69,00	447,00	3 310,00	2,8
Phoenicopteridae					38,00	38,00	0,0
Podicipedidae				1,00	3 039,00	3 040,00	2,6
Rallidae	128,00		208,00	19 737,00	40 850,00	60 923,00	51,3
Recurvirostridae				4,00		4,00	0,0
Scolopacidae	52,00					52,00	0,0

Threskiornithidae			216			216,00	0,2
Limicole	672,00					672,00	0,6
Total	**14 183,00**	**4 276,00**	**13 681,00**	**36 918,00**	**49 592,00**	**118 650,00**	100,0

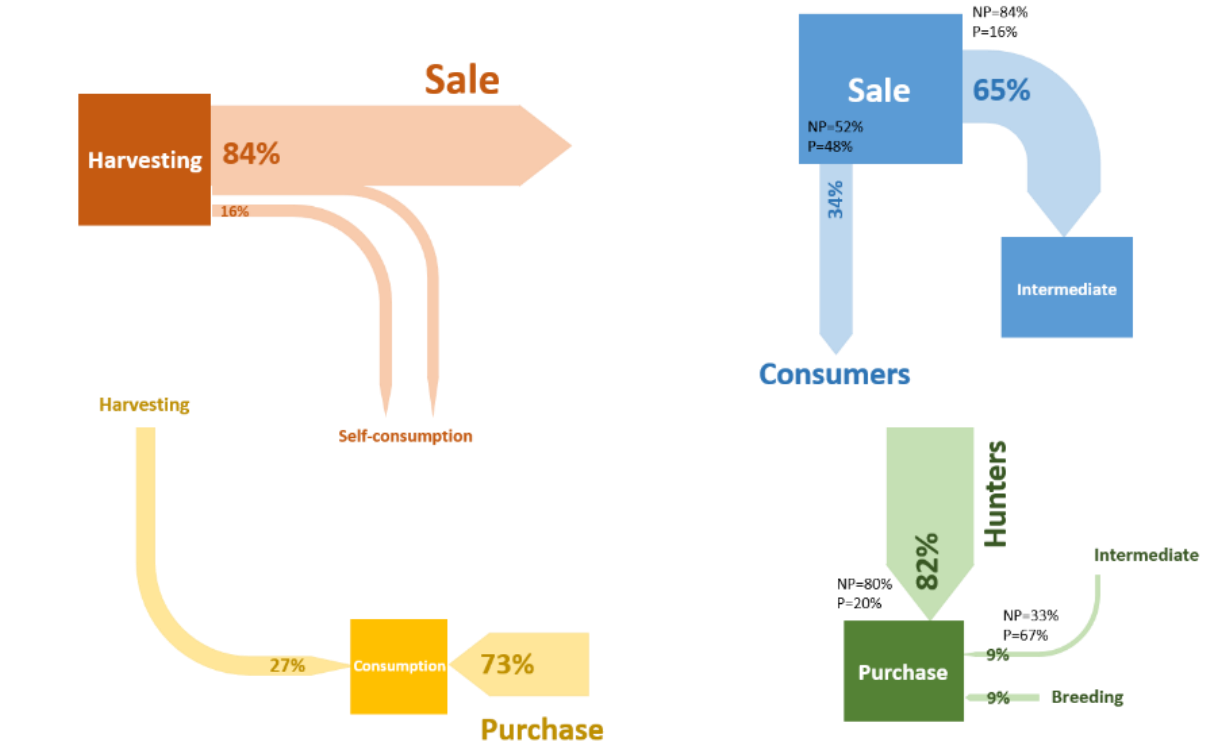
Appendix 3.4: Schemes of the value chain structure, objectives and processing (P) or non-processing (NP) for each site according the answers of respondents for each practice (boxes and arrows are weighted according the proportion quantities of waterbirds in percentage)



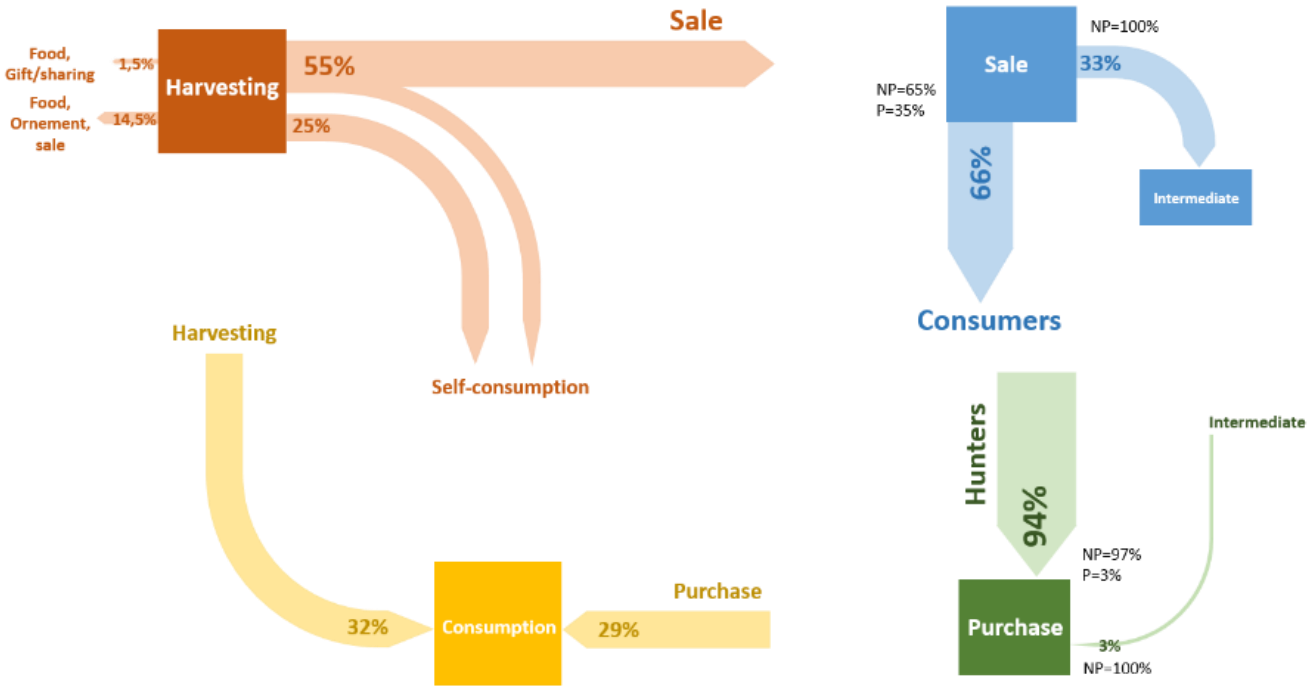
Lake Burullus



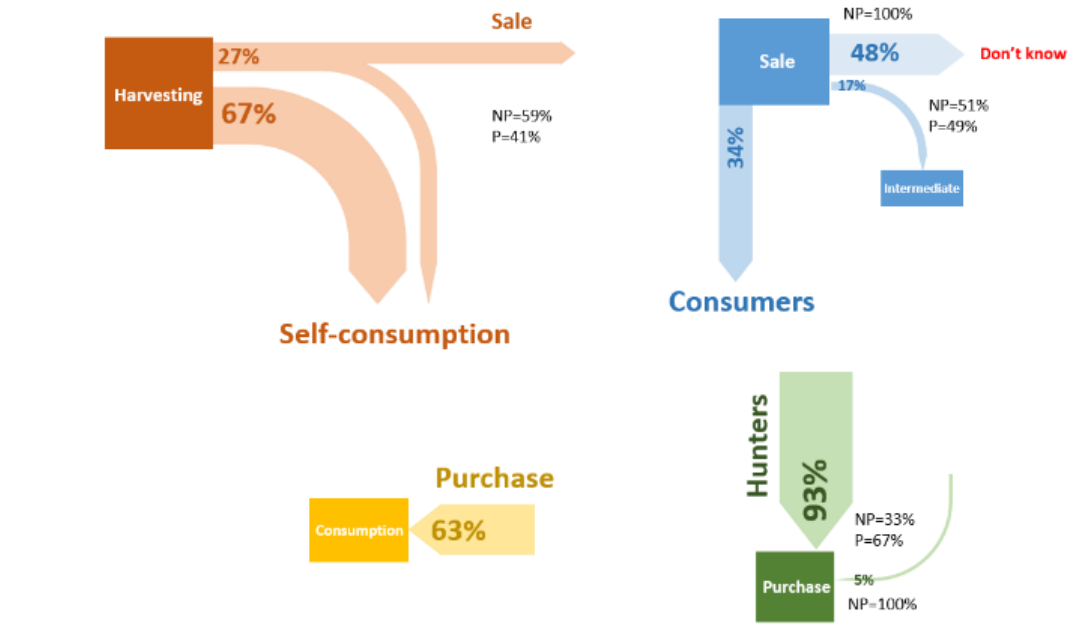
Inner Niger Delta

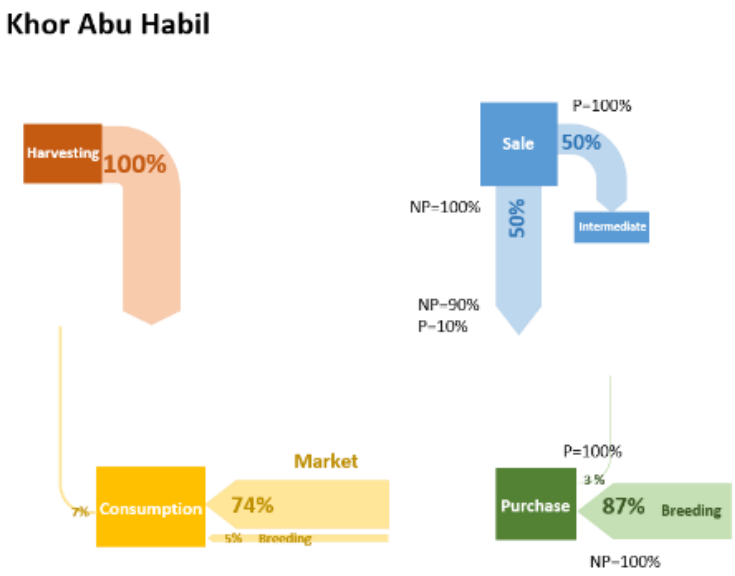


Lake Fitri



Lake Chad





Appendix 3.5: Description of the harvesters (Producers)

	IND		LC		LF		KAH		LB		LM	
	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE
Age	45,3 ± 5,8	47,4 ± 11,7	43,4 ± 11,4	44,6 ± 13,6	46,5 ± 13,0	44,3 ± 13,7	45,0 ± 21,8	45,5 ± 17,6	47,1 ± 12,0	45,8 ± 12,4	40,1 ± 16,2	43,0 ± 13,9
Village lifespan	0,87 ± 0,18	0,88 ± 0,23	0,46 ± 0,33	0,56 ± 0,38	0,78 ± 0,31	0,81 ± 0,28			0,97 ± 0,1	1 ± 0,6	0,81 ± 0,25	0,82 ± 0,24
Mother tongue	Bozo : 38,5% Somono: 23,1% Songhaï: 15,4%	Bozo : 33,5% Somono: 4,7% Songhaï: 5,6%	Arab: 29,5% Kanembou: 13,6% Kouri: 9,0%	Arab: 34,9% Kanembou: 28,4% Kouri: 4,6%	Bilala: 100%	Bilala: 88,8% Arable: 8,7%	Bederia: 19,0% Kenana: 19,0% Bija: 19,0%	Bederia: 3,4% Kenana: 7,2% Bija: 0,9%				
Household size	10,8 ± 4,2	9,3 ± 5,5	11,5 ± 6,2	9,7 ± 5,6	11,2 ± 6,8	10,7 ± 6,3	6,0 ± 3,8	7,5 ± 4,0	6,3 ± 3,1	6,0 ± 4,0	4,3 ± 2,5	4,6 ± 2,7
Household energetic index	8,7 ± 3,0	7,5 ± 4,9	9,4 ± 5,6	7,6 ± 4,8	8,9 ± 5,6	8,3 ± 5,2			4,1 ± 3,4	3,2 ± 2,4	3,4 ± 2,4	3,3 ± 2,0
Food diversity	5,5 ± 1,4	3,4 ± 2,1	5,6 ± 1,3	5,0 ± 1,6	8,2 ± 3,1	7,7 ± 2,9			3,1 ± 0,9	3,4 ± 1,0	3,1 ± 1,0	3,3 ± 0,9
Income generating activity	Farming, fishing, hunting : 23,1% Fishing, hunting: 23,1% Farming, fishing: 15,4% Farming, breeding: 0% Farming: 7,7%	Farming, fishing, hunting : 1,27% Fishing, hunting: 0% Farming, fishing: 23,3% Farming, breeding: 15,7% Farming: 13,6%	Farming, fishing: 36,4% Farming: 31,8% Farming, breeding: 9,1% Farming, fishing, hunting: 2,3%	Farming, fishing: 12,5% Farming: 47,9% Farming, breeding: 2,8% Farming, fishing, hunting: 0,5%	Farming, fishing: 43,7% Farming: 25,0% Farming, fishing, hunting: 9,4% Farming, hunting: 9,4%	Farming, fishing: 13,9% Farming: 59,1% Farming, fishing, hunting: 0% Farming, hunting: 0%	Farming: 65,0% Farming, Hunting, breeding: 10% Farming, fishing, hunting, breeding: 5% Hunting:5%	Farming: 58,3,0% Farming, breeding: 10,4% Farming, fishing, hunting, breeding: 0% Hunting:0,3 %	Fishing: 58,3% Fishing, hunting: 20,6% Hunting: 2,2% Farming, fishing, hunting: 1,8%	Fishing: 69,9% Fishing, hunting: 2,8% Hunting: 0% Farming, fishing: 4,5%	Fishing, hunting: 66,1% Fishing, hunting, trading: 20,3% Fishing, hunting, breeding: 6,8% Hunting: 1,7%	Fishing: 91,1% Fishing, hunting: 2,5% Fishing, trading, 1,4%
Activity diversity	2,4 ± 0,6	1,9 ± 0,7	1,75 ± 0,6	1,5 ± 0,6	1,9 ± 0,6	1,4 ± 0,5	1,4 ± 0,6	1,3 ± 0,7	1,4 ± 0,6	1,2 ± 0,4	2,2 ± 0,5	1,1 ± 0,3

Appendix 3.6: Description of the sellers

	IND		LC		LF		KAH		LB		LM	
	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE
Age	44,7 ± 8,8	47,5 ± 11,8	45 ± 11,9	44,3 ± 13,3	45,2 ± 14,5	44,5 ± 13,5			47,3 ± 11,5	46,4 ± 12,4	43,6± 14,6	42,0 ± 14,8
Village lifespan	0,85 ± 0,25	0,89 ± 0,22	0,61 ± 0,42	0,54 ± 0,37	0,81 ± 0,28	0,8 ± 0,3			0,99 ± 0,1	0,99 ± 0,47	0,87 ± 0,21	0,81 ± 0,24
Mother tongue	Bozo : 34,8% Somono: 21,8% Songhaï: 13,0%	Bozo : 33,6% Somono: 4,0% Songhaï: 5,4%	Arab: 12% Kanembou: 36% Haoussa: 16% Boudouma: 16%	Arab: 33,3% Kanembou: 24,8% Kanembou: 24,8% Boudouma: 8%	Bilala: 96% Ngambaye: 4%	Bilala: 89,7% Ngambaye: 0%						
Household size	10,3 ± 5,5	9,3 ± 5,4	9,6 ± 5,9	10,0 ± 5,8	13,8 ± 9,4	10,4 ± 5,8			5,4 ± 3,1	6,3 ± 4,0	5,1 ± 2,3	4,4 ± 2,7
Household energetic index	8,2 ± 4,5	7,5 ± 4,8	7,9 ± 5,3	7,9 ± 5,0	10,4 ± 7,9	8,1 ± 4,7			4,9 ± 3,8	3,5 ± 2,8	3,9 ± 2,5	3,3 ± 2,1
Food diversity	4,8 ± 1,7	3,4 ± 2,1	5,3 ± 1,1	5,0 ± 1,6	7,3 ± 2,8	7,8 ± 2,9			2,8 ± 0,8	3,3 ± 0,9	3,2 ± 1,0	3,2 ± 0,9
Income generating activity	Farming, fishing, trading: 26,1% Farming, fishing, hunting : 13,0% Farming, fishing: 13,0% Fishing, hunting: 8,7%	Farming, fishing: 23,9% Farming, fishing, trading: 4,0% Farming, breeding: 16% Farming, fishing, hunting : 1,3%	Farming, fishing: 40% Farming: 36% Trading: 4% Farming, fishing, hunting: 4%	Farming, fishing: 14,1% Farming: 46,15% Trading: 0,4% Farming, fishing, hunting: 0,4%	Farming, fishing: 32% Farming: 24% Farming, fishing, hunting: 8% Farming, hunting: 12%	Farming, fishing: 16,3% Farming: 58,1% Farming, fishing, hunting: 0,4% Farming, hunting: 0%			Fishing: 37,7% Fishing, hunting: 39,3% Hunting: 8,2% Farming, fishing: 4,9%	Fishing: 68,0% Fishing, hunting: 8,0% Hunting: 0% Farming, fishing: 4,5%	Fishing, hunting: 22,7% Fishing, hunting, trading: 54,5% Fishing, hunting, breeding: 13,6% Hunting: 0%	Fishing: 72,3% Fishing, hunting: 20,6% Fishing, trading: 0,8% Hunting: 0,6%
Activity diversity	2,2 ± 0,8	1,9 ± 0,7	1,6 ± 0,6	1,5 ± 0,76	1,8 ± 0,57	1,4 ± 0,56			1,5 ± 0,6	1,3 ± 0,5	2,6 ± 0,6	1,3 ± 0,5

Appendix 3.7: Description of the consumers

	IND		LC		LF		KAH		LB		LM	
	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE	TRUE	FALSE
Age	41,6 ± 10,5	50,5 ± 10,9	43,8 ± 12,1	44,7 ± 13,9	44,1 ± 12,9	45,3 ± 14,8	28,8 ± 20,8	45,9 ± 17,5	46,7 ± 12,2	45,9 ± 12,3	42,5 ± 14,7	37,6 ± 14,5
Village lifespan	0,82 ± 0,26	0,91 ± 0,20	0,53 ± 0,35	0,55 ± 0,39	0,80 ± 0,29	0,82 ± 0,28			1 ± 0,49	0,95 ± 0,13	0,81 ± 0,24	0,88 ± 0,24
Mother tongue	Bozo : 26,9 Bambara: 14,1% Songhaï: 10,2%	Bozo : 36,9% Bambara: 10,7% Songhaï: 4,1%	Arab: 31,8% Kanembou: 23,4% Boudouma: 8,4%	Arab: 35,5% Kanembou: 27,6% Kouri: 9,2%	Bilala: 88,9% Arabe: 7,8%	Bilala: 92,9% Arabe: 7,0%	Shirik: 35,7% Jimie: 21,4% Bija: 7,1%	Shirik: 7,9% Jimie: 11,4% Bija: 3,4%				
Household size	9,4 ± 6,7	9,4 ± 4,8	10,5 ± 6,2	9,6 ± 5,5	11,2 ± 6,5	10,0 ± 6,0	7,0 ± 4,9	7,4 ± 3,9	6,4 ± 3,1	5,6 ± 4,5	4,5 ± 2,7	4,4 ± 2,4
Household energetic index	7,3 ± 6,2	7,7 ± 4,0	8,5 ± 5,7	7,5 ± 4,5	8,7 ± 5,3	7,8 ± 5,1			3,8 ± 3,0	3,3 ± 3,1	3,4 ± 2,1	2,9 ± 2,6
Food diversity	4,6 ± 1,7	3,0 ± 2,1	5,5 ± 1,3	4,8 ± 1,7	8,0 ± 2,7	7,4 ± 3,3			3,5 ± 0,8	2,4 ± 0,6	3,2 ± 0,9	3,8 ± 1,4
Income generating activity	Farming, Breeding: 16,6% Farming, fishing: 11,5% Farming: 7,7%% Trading: 6,4%	Farming, breeding: 14,0% Farming, fishing: 28,1% Farming: 15,8%	Farming: 49,9% Farming, fishing: 10,3% Farming, trading: 8,4%	Farming: 45,4% Farming, fishing: 21,0% Farming, trading: 5,9%	Farming: 48,0% Farming, fishing: 22,1% Farming, breeding: 9,7%	Farming: 66,3% Farming, fishing: 10,5% Farming, breeding: 7,0%	Farming: 53,8% Farming, Hunting, breeding: 15,4% Farming, fishing, trading, breeding: 7,7% Hunting:7,7%	Farming: 58,9% Farming, breeding: 9,9% Farming, fishing, hunting, breeding: 0,3% Hunting:0,3%	Fishing: 59,4% Fishing, hunting: 14,4% Hunting: 1,7% Farming, fishing, hunting: 1,4%	Fishing: 74,1% Fishing, hunting: 8,3% Hunting: 0% Farming, fishing: 4,6%	Fishing: 65,3% Fishing, hunting: 20,3% Fishing, hunting, trading: 6,4% Hunting:0,5%	Fishing: 56,5% Fishing, hunting: 26,1% Fishing, trading: 4,3%
Activity diversity	1,9 ± 0,7	1,9 ± 0,8	1,5 ± 0,6	1,5 ± 0,6	1,5 ± 0,6	1,3 ± 0,5	1,7 ± 1,1	1,3 ± 0,5	1,3 ± 0,5	1,2 ± 0,4	1,4 ± 0,6	1,4 ± 0,6

Appendix 3.8: Mean consumption weekly frequency for waterbirds and the main food items cited by the respondents (and standard deviation)

	IND	LC	LF	LB	LM	Global mean
Beans	2,9 ± 1,2	3 ± 1,9	2,9 ± 1,1			2,9 ± 1,4
Milk	5,9 ± 1,1	7	6,8 ± 0,4			6,6 ± 0,8
Vegetables	5,45 ± 2,5	5,7 ± 2,3	3,2 ± 0,9			4,8 ± 1,9
Maize	3,4 ± 2	5,8 ± 1,3	4,7 ± 1,7			4,6 ± 1,7
Waterbirds	2,4 ± 1,3	1,8 ± 1,9	2,2 ± 1,1	1 ± 0,2	1,2 ± 0,5	1,7 ± 1
Bread	4,3 ± 3	7	7			6,1 ± 3
Mil	5,3 ± 1,9	3,6 ± 1,8	4,7 ± 1,7			4,5 ± 1,8
Fish	6 ± 1,3	6,1 ± 1,3	5,3 ± 1,4			5,8 ± 1,3
Rice	6,8 ± 0,5	3,5 ± 1,9	2,9 ± 1,3			4,4 ± 1,2
Sorghum	3,9 ± 2,4	3,5 ± 2	4,6 ± 1,6			4,0 ± 2
Other meat	4,2 ± 1,7	2 ± 1,3	2,8 ± 1,6			3,0 ± 1,5

Appendix 3.9: Reasons to use waterbirds and their proportions according respondents

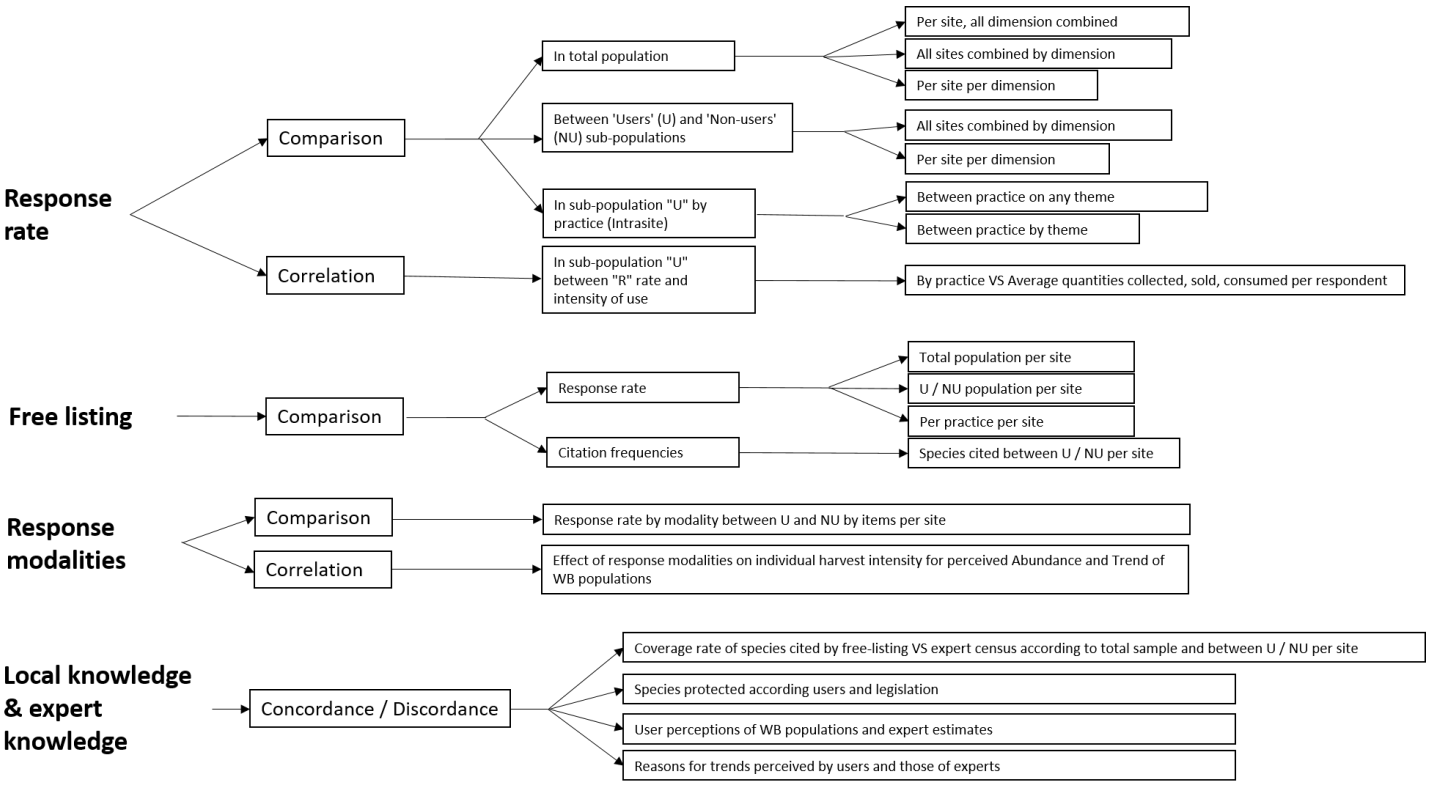
	IND		LT		LF		KAH		LB		LM	
Selling	Cheap	50%	Fleshy	45%	Food	45%						
	People like	34%	Needs response	16%	Profitable	13%						
	Very fatty	17%	Profitable	13%	Fleshy / Demand	13%						
Purchase	Nutritive	50%	Nutritive	27%	Food	40%						
	Complementary	34%	Food	21%	Accessible	14%						
	Cheap	17%	Taste	18%	Available	10%						
Consumption	Nutritive	27,50%	Taste	13%	Nutritive	14,60%	Food	27%	Fleshy	14,40%	Taste	23,70%
	Health	16,25%	Nutritive	13%	White flesh	14%	For lige	7%	Available	11,50%	Preference+Taste	16,80%
	Seasonal	11,25%	Substitute	13%	Taste	13,70%	Visitor	7%	Taste	11%	Good	15,50%
	Complementary	10%	Abundance	13%	Children like	9%			Preference	4,50%	Preference	8,30%
			Family	13%								

Appendix 4.1: List of the items (questions) for each dimension (themes)

Dimensions		Number of items	Items
Wetland		9	• Wetland functioning • Functioning reason • Wetland representation • Benefits 1 from the wetland • Benefits 2 from the wetland • Benefits 3 from the wetland • Disadvantage 1 from the wetland • Disadvantage 2 from the wetland • Disadvantage 3 from the wetland
Waterbirds (WB)	Species listing (6)	18	Citation up to 6 species
	Ornithological knowledge per species (7)		• Habitat • Comportment • Diet • Period of presence • Abundance (population) • Trend (population) • Trend reason
	General knowledge (5)		• Destination of migration • Reasons of migration • Species prefered 1 • Species prefered 2 • Species prefered 3
North / South sharing		5	• Hunting of WB at the migration site • Reason for hunting at the migration site • Tourist hunting (opinion on) • Impact of tourist hunting • Reason for the impact of tourist hunting
Use rules		13	• Status of the territory • Legal status of WB • The status concerns whom (all or certain species) • Protected WB species • Hunting opening month • Hunting access • Conditions of access to hunting • Hunting Code (law/act) • Satisfaction of the hunting code • Species to be hunted 1 • Species to be hunted 2 • Species to be hunted 3 • Existence and content of customary law

Waterbirds access	4	• Type of access to WB 1 • Type of access to WB 2 • Type of access to WB 3 • Comment on access
Local hunting	26	• Local hunting impact • Reason of the local hunting impact • Hunting area • Prefered hunting area • Reason for preference for these areas 1 • Reason for preference for these areas 2 • Reason for preference for these areas 3 • Less favoured hunting areas • Reason for the less favoured hunting areas 1 • Reason for the less favoured hunting areas 2 • Reason for the less favoured hunting areas 3 • Hunted species 1 • Hunted species 2 • Hunted species 3 • Hunted species 4 • Hunted species 5 • Hunted species 6 • More hunted species 1 • More hunted species 2 • More hunted species 3 • More hunted species 4 • More hunted species 5 • More hunted species 6 • Reason more hunted species 1 • Reason more hunted species 2 • Reason more hunted species 3

Appendix 4.2: Conceptual scheme of the analysis process



Appendix 4.3: (4.3.1) Answering rate per site on free listing of species cited by respondents (list of 6 species ranks) total and according Users / Unusers, (4.3.2) the number of species cited and comparison test between users and unusers, (4.3.3) the rate of respondents according practices inside users and (4.3.4) the main waterbirds species cited per site according users and unusers and their citation rank

4.3.1	IND	LC	LF	KAH	LB	LM	Total
Total	76%	70%	51%	71%	31%	92%	63%
Users	88%	76%	61%	86%	30%	93%	72%
Unusers	72%	67%	37%	68%	60%	97%	67%

4.3.3	IND		LC		LF		KAH		LB		LM		Total mean
	mean	p value	mean	p value	mean	p value	mean	p value	mean	p value	mean	p value	
Harvesting	0,92	ns	0,47	ns	0,55	ns	0,88	ns	0,33	1,45e-03**	0,96	ns	0,69 ± 0,27
Sale	0,84	ns	0,55	ns	0,64	ns	0,55	ns	0,83	3,57e-03**	0,97	ns	0,73 ± 0,17
Consumption	0,87	ns	0,52	ns	0,57	ns	0,88	ns	0,19	2,9e-06****	0,89	ns	0,65 ± 0,28
Comparison test (Wilcoxon test)			W = 3548, p=4.697e-05		W = 6546.5, p = 0.3869		W = 1367.5, p = 6.605e-07		W = 6231.5, p = 0.003242		W = 537.5, p= 0.02259		W = 2362.5, p = 0.4628

4.3.4

			Citation frequency (%)					
			Users			Unusers		
Sites	**Common name**	**Scientific name**	**Rank 1**	**Rank 2**	**Rank 3**	**Rank 1**	**Rank 2**	**Rank 3**
Inner Niger Delta	Garganey	*Spatula querquedula*	30,4	19,6	5,6	4,7	8,5	9,8
	Reed cormorant	*Microcarbo africanus*	14,3	10,7	9,3	6,8	4,8	12,4
	Spur-winged goose	*Plectropterus gambensis*	14,3	10,7	9,3	20,4	24,3	19,6
	Black tailed Godwit	*Limosa limosa*	7,1	7,1	7,1	26,7	16,9	7,2
	Cattle egret	*Bubulcus ibis*	1,8	1,8	1,9	12,6	5,8	0,7
Lake Chad	White faced whistling duck	*Dendrocygna viduata*	17,1	17,3	16,2	19,6	9,8	5,5
	African darter	*Anhinga rufa*	9,8	3,7	6,8	4,1	7	6,2
	Black crowned crane	*Pavonina balearica*	7,3	6,2	9,5	6,1	7	7,8
	Spur-winged goose	*Plectropterus gambensis*	7,3	13,6	8,1	9,5	11,9	10,2
	Cattle egret	*Egretta garzetta*	6,1	8,6	10,8	6,1	6,3	3,9
Lake Fitri	Spur-winged goose	*Plectropterus gambensis*	35,1	14	13,2	49,1	13,1	16,3
	White faced whistling duck	*Dendrocygna viduata*	9,6	14	14,3	5,7	15,1	8,2
	Black crowned crane	*Pavonina balearica*	6,4	7,5	4,4	5,7	11,3	12,2
	African comb duck	*Sarkidiornis melanotos*	2,1	11,8	8,8	3,8	32,1	18,4
Khor Abu Habil	Spur-winged goose	*Plectropterus gambensis*	46,7	5	10,2	35,2	14,3	9,9
	Abdim stork	*Ciconia abdimii*	21,7	1,7	8,5	15,6	10,9	7,4
	White faced whistling duck	*Dendrocygna viduata*	5	28,8	15,3	4,8	9,1	7
	Cattle egret	*Egretta garzetta*	1,7	15,3	3,4	7,8	10,9	6,6
	African spoonbill	*Platalea alba*	1,7	8,5	1,7	0,4	2,3	0,8
	White stork	*Ciconia ciconia*	5	5,1	27,1	4,4	4,5	11,2
	African Woollyneck	*Ciconia episcopus*	-	3,4	10,2	4,8	7,5	8,7
Lake Burullus	Common coot	*Fulica atra*	63,6	12,4	10	46,2	15,4	7,7
	Common pochard	*Aythya ferina*	6,6	24,8	10,8	23,1	7,7	-
	Common moorhen	*Gallinula chloropus*	5	3,3	12,5	23,1	-	7,7
	Garganey	*Spatula querquedula*	3,3	19	19,2	7,7	-	46,2
	Northern pintail	*Anas acuta*	0,8	5	0,8	-	23,1	-
	Gadwall	*Mareca strepera*	-	5	-	-	23,1	-
	Common shelduck	*Tadorna tadorna*	3,3	2,5	8,3	-	15,4	-
Lake Manzala	Common coot	*Fulica atra*	47,3	19,7	18,2	18,2	-	18,2
	Garganey	*Spatula querquedula*	9	17,6	9,1	-	-	9,1
	Cattle egret	*Bubulcus ibis*	7,7	1	-	-	-	-
	Great cormorant	*Phalacrocorax carbo*	7,2	7,9	-	-	9,1	-
	Common pochard	*Aythya ferina*	2,6	9,7	-	-	-	-
	Common moorhen	*Gallinula chloropus*	4,1	9,5	9,1	9,1	18,2	9,1

Appendix 4.4: Percentage of response for each modality and the statistic of comparison test between users and non-users responses

	Modalities	IND			LC			LF			KAH			LB	LM
		% U	% NU	p-value	% U	% NU	p-value	% U	% NU	p-value	% U	% NU	p-value	% U	% U
Abundance	Many	20,4	4,9	0.00068 ***	64,7	74,3	0.0252 *	59,7	84,3	2.53e-05 ****	23,5	39,6	0.0033 **	42,1	37,8
	Medium	43,5	43,9	ns	20,3	17,8	ns	29,4	13,5	0.0034 **	34,8	29,7	ns	5,8	18,7
	Low	26,9	35,8	ns	8,2	3	0.0144 *	10,6	1,1	0.00882 **	33,3	21,3	0.0201 *	49,5	39,4
	Rare	8,3	10,6	ns	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tendance	Increase	17,6	15,4	ns	61,8	71,7	0.0246 *	62,5	91	4.59e-07 ****	64,4	47	ns	4,5	2,5
	Stable	18,5	4,9	ns	8,7	10,2	ns	14,7	14,7	0.00647 **	10,6	21,8	0.0027 **	40,7	48,9
	Decrease	62	70,7	0.00218 **	17,4	5,6	3.37e-05 ****	22,5	22,5	2.09e-05 ****	17,4	9,9	0.0128 *	48,5	43
Trend reason	Hunting	30,6	35	ns	7,2	2	0.00652 **	1,1	-	-	10,6	8,4	ns	5,6	0,1
	Human activities	2,8	4,1	ns	2,9	0,3	0.0389 *	19,7	2,2	0.000123 ***	-	-	-	0,1	11,1
	Productivity (species)	3,7	1,6	ns	4,3	9,5	0.043 *	-	4,5	-	-	-	-	-	0,1
	Poaching	12%	16,3	ns	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,8
	Climate change	-	-	-	1,4	-	-	-	2,2	-	1,5	1	ns	-	0,1
	Habitat quality	-	-	-	56	59,2	ns	64,2	59,6	ns	47	12,4	4.68e-12 ****	6,9	7,5
	Hunting prohibition	-	-	-	10,6	12,5	ns	7,5	18	0.00501 **	-	-	-	-	-
Destination of migratory waterbirds	Africa	10,7	3,1	ns	57,8	48,9	ns	59,9	61,2	ns	18	27,6	ns	20,5	6
	Europe	41,1	11,9	2e-06 ****	13,3	8	ns	13,9	1	0.000831 ***	13,1	6,5	ns	50,2	42,3
	Arabia & Asia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	-	7,3	10,9
	I don't know	32,1	26,9	0.000192 ***	22,9	25,5	ns	24,8	27,2	0.00274 **	55,7	57,1	ns	16	19,7
Waterbird legal status	Yes	64,3	21,8	4.18e-09 ****	91,6	75,6	0.00404 **	71,5	43,7	2.47e-05 ****	4,9	11,4	ns	48,4	5,9
	No	3,6	2,1	ns	3,6	4	ns	9,5	19,4	0.0432 *	50,8	36,4	0.0484 *	49,5	76
	I don't know	30,4	59,1	0.000277 ***	4,8	15,9	0.0199 *	18,2	34	0.00841 **	44,3	50,3	ns	-	-
Species concerned by status	All	50	17	0.143 ns	90,4	75,6	ns	81,8	52,4	8.26e-10 ****	26,2	14	0.986 ns	6,5	0,5
	Some	7,1	2,1	1.15e-06 ****	1,2	0,6	0.00863 **	-	-	-	6,6	5,5	0.028 *	32,7	3,6
	I don't know	25	50,3	0.0014 **	7,2	14,2	ns	14,6	40,8	5.63e-13 ****	60,7	67,2	0.401 ns	9,2	1,8
	Everybody	41,1	21,1	0.00487 **	9,6	4,5	ns	35,8	5,8	1.11e-07 ****	52,5	43,2	ns	43,5	76,5

Hunting access for	Not everybody	21,4	12,4	ns	50,6	32,4	0.0074 **	51,1	69,9	0.00509 **	1,6	4,2	ns	43,5	10,5
	I don't know	16,1	24,9	ns	31,3	43,2	5.79e-17 ****	10,2	12,6	ns	36,1	33,8	ns	12,3	2,6
Conditions d'accès	No condition	14,3	10,9	0.00414 **	7,2	8	ns	1,5	1	ns	1,6	1	ns	30,6	76,2
	Hunting licence	10,7	3,1	0.00145 **	2,4	3,4	ns	0,7	1,9	ns	18	19,8	ns	19,1	2,8
	Illegal hunting	17,9	4,1	0.000259 ***	25,3	13,1	0.0233 *	63,5	61,2	ns	-	-	-	6,3	0,3
Hunting law existence	Yes	-	-	-	22,9	19,3	ns	13,9	22,3	ns	-	-	-		
	No	14,3	13,5	ns	45,8	38,1	ns	55,5	18,4	1.41e-08 ****	-	-	-		
	I don't know	25	39,4	ns	26,5	30,7	ns	27,7	44,7	0.00977 **	-	-	-		
Quotas existence	Yes	10,7	3,6	ns	31,3	4,5	0.000212 ***	19,7	7,8	4e-06 ****	21,3	7,5	0.00198 **		
	No	19,6	3,1	5.87e-05 ****	24,1	10,2	0.00386 **	34,3	27,2	7.06e-21 ****	9,8	7,8	ns		
	I don't know	44,6	58	ns	39,8	63,1	6.32e-29 ****	43,8	55,3	ns	67,2	59,1	ns		
Local hunting impact perception	Waterbirds decrease	26,8	8,3	0.000538 ***	13,3	9,7	ns	0,7	1	ns	-	-	-	9,9	5,9
	No impact	5,4	1,6	0.255 ns	3,6	4	ns	-	-	-	8,2	23,1	0.0144 *	-	-
	I don't know	-	-	-	27,7	27,3	ns	21,9	13,6	ns	60,7	48,7	ns	-	-
	Resource generation	-	-	-	14,5	6,8	ns	18,2	1	5.06e-05 ****	-	-	-	-	-
	Environmental impact	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19,7	1	1.54e-10 ****	-	-
Hunting at the migration place	Yes	16,1	2,6	0.000422 ***	32,5	11,4	7.76e-05 ****	33,6	2,9	1.42e-08 ****	21,3	13,6	2.81e-08 ****	18	20,6
	No	8,9	2,6	ns	4,8	1,1	ns	1,5	1,9	ns	3,3	9,4	ns	12,8	16,4
	I don't know	51,8	43,5	ns	55,4	70,5	0.0253 *	63,5	87,4	6.01e-05 ****	70,5	70,5	ns	68,5	60,2

Appendix 4.5: Protected species listed by interviewees and their legal status in national law

IND (n=3)		**LF** (n=3)		**KAH** (n=7)		**LB** (n=45)		**LM** (n=7)	
Interviewees	**Décret n°2019-0887-P-RM**	**Interviewees**	**Loi n°14-PR-2008 - Décret N°14-63**	**Interviewees**	**Act 2003**	**Interviewees**	**Law No. 4 of 1994**	**Interviewees**	**Law No. 4 of 1994**
Black tailed godwit	-	Black crowned crane	-	White stork	Protected (Schedule II)	Common Teal	Huntable	Greater Flamingo	
Cattle egret	Fully protected (Chapter I)	Saddle-billed Stork	Partially protected	Spur winged goose	-	Common Coot	Huntable	Garganey	Huntable
African pygmy goose	Not protected (Chapter III)	Marabout	Partially protected	Squacco heron	-	Common Pochard	Huntable	Eurasian Spoonbill	
Garganey	Not protected (Chapter III)	Pelican	Partially protected	Yellow billed stork	-	Common Schelduck	Huntable	Great White Pelican	
		Pink-backed Pelican	Partially protected	Little egret	Protected (Schedule II)	Garganey	Huntable	Common Coot	Huntable
		White-faced Whistling Duck	-			Great White Pelican		Common Pochard	Huntable
						Greater Flamingo		Northern Shoveler	Huntable
						Cattle Egret		Purple Swamphen	
						Little Egret		Moorhen	Huntable
						Moorhen	Huntable		
						Northern Pintail	Huntable		
						Eurasian Spoonbill			
						Glossy Ibis			
						Black Crowned Night Heron			
						Common Snipe	Huntable		
						Egyptian Goose	Huntable		
						Eurasian Wigeon	Huntable		
						Gadwall	Huntable		
						Purple Swamphen			
						Tufted Duck	Huntable		
						Reed Cormorant	Huntable		
						Northern Shoveler	Huntable		

Appendix 4.6: Population trend perceived by users and estimated by international experts for the main species used per sites

Sites	Species more hunted cited by users	Population trend perceived	IUCN/AEWA population trend estimate
IND*	Garganey (*Spatula querquedula*)	Decrease (67,9%)	Stable / Fluctuate
	Grey heron (*Ardea cinerea*)	Decrease (71,4%)	Increase ?
	Reed cormorant (*Microcarbo africanus*)	Stable (55,6%)	Decrease
	Spur winged goose (*Plectropterus gambensis*)	Decrease (84,2%)	Stable / Fluctuate
	Black tailed godwit (*Limosa limosa*)	Decrease (75%)	Decrease
	African darter (*Anhinga rufa*)	Decrease (66,7%)	Decrease
LC	White faced whistling duck (*Dendrocygna viduata*)	Increase (57,4%)	Stable / Increase?
	Spur winged goose (*Plectropterus gambensis*)	Increase (47,8%)	Stable / Fluctuate
	Black crowned crane (*Balearica pavonina*)	Increase (78,6%)	Decrease ?
	Reed cormorant (*Microcarbo africanus*)	Increase (75%)	Decrease
	Abdim's Stork (*Ciconia abdimii*)	Increase (100%)	Decrease ?
LF	Spur winged goose (*Plectropterus gambensis*)	Increase (72,3%)	Stable / Fluctuate
	White faced whistling duck (*Dendrocygna viduata*)	Increase (55,9%)	Stable / Increase?
	African comb duck (*Sarkidiornis melanotos*)	Increase (63,5%)	UNC (Uncertain)
	Black crowned crane (Balearica pavonina)	Increase (84,2%)	Decrease ?
	Reed cormorant (*Microcarbo africanus*)***	Increase (75%)	Decrease
	Abdim's Stork (*Ciconia abdimii*)	Increase (100%)	Decrease ?
KAH	Spur winged goose (*Plectropterus gambensis*)	Decrease (62,1%)	Stable / Fluctuate
	Woolly necked-stork (*Ciconia episcopus microscelis*)	Decrease (63,2%)	Stable / Increase?
	White faced whistling duck (*Dendrocygna viduata*)	Decrease (75%)	Stable / Increase?
	White stork (*Ciconia ciconia*)	Decrease (70,6%)	Increase
	Abdim's Stork (Ciconia abdimii)	Stable (100%)	Decrease ?
LB	Common coot (*Fulica atra*)	Decrease (68,3%)	Increase ?
	Common moorhen (*Gallinula chloropus*)	Stable (73,8%)	Stable ?
	Purple swamphen (*Porphyrio porphyrio*)	Stable (62%)	Uncertain ?
	Common pochard (*Aythya ferina*)	Decreases (73,2%)	Decrease ?
	Garganey (*Spatula querquedula*)	Decrease (60%)	Decrease?
	Northern pintail (*Anas acuta*)	Decrease (59,6%)	Decrease
	Northern Shoveler (*Spatula clypeata*)	Stable (76,8%)	Stable / Fluctuate
	Mallard (*Anas platyrhynchos*)	Decrease (57,9%)	Increase
	Eurasian Wigeon (*Mareca penelope*)	Decrease (91,7%)	Decrease ?
	Great White Pelican (*Pelecanus onocrotalus*)	Decrease (100%)	Decrease ?
	Greater Flamingo (*Phoenicopterus roseus*)	Decrease (100%)	Decrease ?
	Common Teal (*Anas crecca crecca*)	Decrease (73,4%)	Stable
	Tufted Duck (*Aythya fuligula*)	Decrease (80%)	Decrease ?
	White stork (*Ciconia ciconia*)	Decrease (100%)	Increase
	Gadwall (*Mareca strepera strepera*)	Decrease (100%)	Stable / Fluctuate
LM	Common coot (*Fulicula atra*)	Decrease (48,6%)	Increase ?
	Common moorhen (*Gallinula chloropus*)	Stable (66,5%)	Stable ?
	Garganey (Spatula querquedula)	Decrease (57,9%)	Decrease?
	Purple swamphen (Porphyrio porphyrio)	Stable (67%)	Uncertain ?
	Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*)	Stable (72,3%)	Increase
	Northern pintail (*Anas acuta*)	Decrease (58,9%)	Decrease
	Common pochard (*Aythya ferina*)	Decrease (44,9%)	Decrease ?
	Northern Shoveler (*Spatula clypeata*)	Decrease (65,6%)	Stable / Fluctuate
	Mallard (*Anas platyrhynchos*)	Decrease (53%)	Increase
	Eurasian Wigeon (*Mareca penelope*)	Decrease (83,3%)	Decrease ?
	Great White Pelican (*Pelecanus onocrotalus*)	Decrease (80%)	Decrease ?
	Greater Flamingo (*Phoenicopterus roseus*)	Decrease (70,6%)	Decrease ?
	Common Teal (*Anas crecca crecca*)	Decrease (73,4%)	Stable
	Tufted Duck (*Aythya fuligula*)	Decrease (52,9%)	Decrease ?
	White stork (*Ciconia ciconia*)	Stable (100%)	Increase
	Gadwall (*Mareca strepera strepera*)	Decrease (100%)	Stable / Fluctuate

LOK sees growth while experts sees decline
LOK perceives decline and experts perceive at least stability if not growth
Same perceptions and estimate
Almost the same perceptions of growth
When experts are uncertain

Title :

Human - Waterbird interactions: Uses of waterbird populations by local communities in major Sahelo-Saharan wetlands: towards sustainable management?

Keywords : Waterbirds, Sahelo-Saharan wetlands, hunting, environmental justice, contributions, dependence, bushmeat, ornithological knowledge, adaptive management.

Abstract :

Every year millions of Afro-Palaectic waterbirds migrate between Eurasia and the Sahelo-Saharan wintering wetlands. However, international counts show a decline in some populations. Causes have been identified such as habitat degradation and hunting. However, very few studies have been carried out on these wintering areas and even fewer on the human use of the "waterbird" resource. As part of an international project to improve knowledge of waterbirds and their rational use for the benefit of communities and their environment in the South of the Sahara, the objective of this thesis was to design and carry out a first exploration of the uses and practices in these sub-Saharan wintering areas. We conducted a questionnaire survey of 2200 people in the seven main wetlands in Senegal, Mali, Chad, North Sudan and Egypt. We were able to estimate that the prevalence of collecting and its intensities vary greatly between sites. Some sites primarily target Afrotropical species that are present all year round, while others have a mix of Palaearctic and Afrotropical species. Anatidae are strongly harvested at all sites and Rallidae especially in Egypt. These are mainly waterbird species of least concern for the IUCN. Although it is difficult to estimate the sustainability of these harvests, their relative prevalences and intensities are low and raise questions about the balance in the sharing of this avifauna between the Saharan-Sahelian band and the North, where harvests are carried out by essentially leisure hunting. Indeed, we have been able to show that use in the South meets food and economic needs, which partly explains the variability of the harvest. The coverage of animal protein needs, the economic value generated by the sale, the structuring of certain supply chain and the complementary nature of use during periods of vulnerability reflect the significant level of dependence of user populations on this available, accessible and appreciated resource. This dependence of local communities on birdlife also led us to the interest of estimating the knowledge of users. We found that knowledge levels were related to the contexts of use. Users' ornithological knowledge is consistent with scientific knowledge and their perceptions of the situation are equally organised. However, knowledge on legal aspects and on migration and resource sharing issues with the North is low in all sites. This exploratory research has produced a framework of general knowledge and has highlighted hotspots of use and dependence on waterbirds. This initial work invites to complement this knowledge with studies and monitoring of the sustainability of use through approaches involving local populations and transdisciplinary. Indeed, through their practices and knowledge, users are an essential element to be considered and integrated into adaptive management policies for this borderless resource and biodiversity.

Titre :

Interactions humains – oiseaux d'eau : Usages des populations d'oiseaux d'eau par les communautés locales des principales zones humides sahélo-sahariennes : vers une gestion durable ?

Mots-clés : oiseaux d'eau, zones humides sahélo-sahariennes, chasse, justice environnementale, contributions, dépendance, viande de brousse, savoirs ornithologiques, gestion adaptative.

Résumé :

Chaque année des millions d'oiseaux d'eau afro-paléarctiques migrent entre l'Eurasie et les zones humides d'hivernage sahélo-sahariennes. Cependant, les comptages internationaux révèlent une diminution de certaines populations. Des causes ont été mises en évidence, telles que la degradation des habitats et la chasse. Or, très peu d'études portent sur ces zones d'hivernage et encore moins sur l'utilisation humaine de la ressource « oiseaux d'eau ». Dans le cadre d'un projet international d'amélioration de la connaissance sur les oiseaux d'eau et leur utilisation rationnelle au bénéfice des communautés et de leur environnement au sud du Sahara, l'objectif de cette thèse était alors de concevoir et réaliser une première exploration des usages et pratiques dans ces zones d'hivernage subsahariennes. Nous avons réalisé une enquête par questionnaire auprès de 2 200 personnes dans les sept principales zones humides au Sénégal, au Mali, au Tchad, au Soudan du Nord et en Égypte. Nous avons pu estimer que la prévalence et l'intensité de la pratique de prélèvement sont très variables selon les sites. Certains prélèvements ciblent avant tous les espèces afrotropicales présentes à l'année, d'autres mélangent espèces paléarctiques et afrotropicales. Les anatidés sont fortement prélevés sur tous les sites et les rallidés surtout en Égypte. Ce sont principalement des espèces d'oiseaux d'eau de préoccupation mineure pour l'UICN. Bien qu'il soit difficile d'estimer la durabilité de ces prélèvements, leurs prévalence et intensité relatives sont faibles et questionnent l'équilibre du partage de cette avifaune entre la bande saharo-sahélienne et le Nord (particulièrement l'Europe) où s'effectue des prélèvements par une chasse essentiellement de loisir. En effet, nous avons pu mettre en évidence que l'utilisation au Sud (ici la région Sahélo-saharienne) répond à des besoins alimentaires et économiques expliquant en partie la variabilité des prélèvements. La couverture des besoins en protéines animales, la valeur économique dégagée par la vente, la structuration de certaines filières et la complémentarité de l'utilisation durant les périodes de vulnérabilité traduisent le niveau de dépendance non négligeable des populations utilisatrices à la ressource disponible, accessible et appréciée. Cette dépendance des communautés locales vis-à-vis de l'avifaune nous a amenés à nous intéresser aux savoirs des utilisateurs. Nous avons ainsi constaté que les niveaux de connaissances étaient liés aux contextes d'utilisation. Les savoirs ornithologiques des utilisateurs sont cohérents avec les savoirs scientifiques et leurs perceptions de la situation aussi organisées que ces derniers. Cependant, les connaissances sur les aspects juridiques et sur les enjeux migratoires et de partage de la ressource avec le Nord sont faibles dans tous les sites. Cette recherche exploratoire a produit un cadre de connaissances générales et a permis de mettre en évidence des points chauds d'utilisation et de dépendance aux oiseaux d'eau. Ce premier travail invite à compléter ultérieurement ces connaissances par des études et suivis de la durabilité de l'utilisation à travers des approches transdisciplinaires impliquant les populations locales. En effet, par leurs pratiques et savoirs, les utilisateurs constituent un rouage essentiel à considérer et à intégrer dans les politiques de gestion adaptative de la ressource, qui constitue une biodiversité sans frontières.