



HAL
open science

Conservation des crocodiliens : intérêt de l'approche de la conservation communautaire et apport des drones comme nouvel outil d'inventaire et de suivi de populations

Clément Aubert

► To cite this version:

Clément Aubert. Conservation des crocodiliens : intérêt de l'approche de la conservation communautaire et apport des drones comme nouvel outil d'inventaire et de suivi de populations. Sciences de l'environnement. Université de Montpellier (UM), FRA, 2024. Français. NNT : . tel-04599948

HAL Id: tel-04599948

<https://hal.inrae.fr/tel-04599948v1>

Submitted on 24 Sep 2024

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

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

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

En Ecologie et Biodiversité

École doctorale GAIA - Biodiversité, Agriculture, Alimentation, Environnement, Terre, Eau

Unité de recherche Unité de recherche UMR5120AMAP – botAnique et Modélisation de l'Architecture des Plantes et des végétations

Conservation des crocodiliens : intérêt de l'approche de la conservation communautaire et apport des drones comme nouvel outil d'inventaire et de suivi de populations

Présentée par Clément AUBERT

Le 22/05/2024

Sous la direction de Pierre COUTERON et la co-direction de Gilles LE MOGUÉDEC et Matthew H. SHIRLEY

Devant le jury composé de

François BRETAGNOLLE, professeur, HDR, Université de Bourgogne

Marie Ange NGO BIENG, chercheuse, HDR, CIRAD

Fiona MAISELS, honorary professor, University of Stirling

Stéphanie CARRIERE, directrice de recherche, IRD

Pierre CHARRUAU, Chercheur associé, El Colegio de la Frontera Sur

Pierre COUTERON, directeur de recherche, IRD

Rapporteur

Rapportrice

Examinatrice

Examinatrice

Examineur

Directeur de thèse

Membres invités

Gilles LE MOGUÉDEC, chargé de recherche, INRAE

Matthew H. SHIRLEY, Research Assistant Professor, Florida International University

Encadrant de thèse

Encadrant de thèse



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER

Sommaire

1	Préface	7
1.1	Remerciements	7
1.2	Communications scientifiques	9
1.3	Formations	9
1.4	Enseignements	10
1.5	Groupes de travail	10
2	Introduction	11
2.1	Une biodiversité en baisse	11
2.1.1	Le cas particulier des crocodiliens	13
2.2	Principaux enjeux et menaces de la conservation des crocodiliens	15
2.2.1	Pertes d'habitats	15
2.2.2	Changement climatique	16
2.2.3	Pollutions et contaminations	16
2.2.4	Espèces invasives	17
2.2.5	Conflits humain-crocodile (<i>Human-Crocodile Conflicts : HCC</i>)	18
2.2.6	Activités illégales	20
2.3	Le biomonitoring pour comprendre et étudier ces menaces	21
2.3.1	Utilisation des drones en écologie	22
2.4	La Conservation Communautaire (CC)	23
2.4.1	Limites des aires protégées dans les approches usuelles de la conservation	23
2.4.2	Définitions	24
2.4.2.1	Peuples Autochtones et Communautés Locales (PACL)	24
2.4.2.2	Conservation Communautaire (CC)	25
2.5	Objectifs de la thèse	25
3	Chapitre I - Intérêt de l'approche de la Conservation Communautaire pour la conservation les crocodiliens	27
3.1	Introduction : enjeux de conservation et de HCC	27
3.2	Approches existantes	28
3.2.1	Protection des habitats	28
3.2.2	Réduire les interactions négatives entre les humains et les crocodiliens	29
3.2.2.1	Education et sensibilisation	31
3.2.2.2	Connaître les populations de crocodiliens	32
3.2.2.3	Sécuriser l'accès à l'eau	32
3.2.2.4	Déplacement et élimination des crocodiles « problématiques »	33
3.2.2.5	Compensations financières	35
3.2.2.6	Activité de pêche	35
3.2.2.7	Gestion des déchets	36
3.2.3	Avantages socio-économiques liés à la présence aux crocodiliens	37
3.2.3.1	Ecotourisme	37
3.2.3.2	Elevage domestique de crocodiles	38
3.2.3.3	Collecte d'œufs et vente de juvéniles	39

3.2.3.4	Chasse pour usage domestique _____	40
3.2.3.5	Chasse sportive _____	40
3.2.4	Commentaire général _____	41
3.3	L'approche de la conservation communautaire _____	42
3.3.1	La conservation communautaire pour atteindre des objectifs de conservation _____	42
3.3.2	Elaboration d'une approche CC _____	42
3.3.2.1	Identifier la communauté _____	42
3.3.2.2	Conscience de l'intérêt de la conservation _____	43
3.3.2.3	Implication active des PACL _____	44
3.3.2.4	Dégager des avantages et bénéfices _____	44
3.3.3	Avantages _____	45
3.3.4	Limites _____	46
3.3.5	La particularité de l'approche CC pour les prédateurs _____	47
3.4	Exemples de réalisation de programmes de conservation communautaire autour des crocodiliens _____	48
3.4.1	Présentation des projets _____	48
1.	Project CROC Mabuwaya Foundation (Philippines) - <i>Crocodylus Mindorensis</i> _____	48
2.	Siargao Island Protected Landscape and Seascape (SIPLAS), (Philippines) - <i>Crocodylus Mindorensis</i> _____	50
3.	O'Som Community Conservation Project (Cambodge) - <i>Crocodylus siamensis</i> _____	51
4.	Sepik Wetlands Management Initiative (SWMI) (Papouasie nouvelle guinée) - <i>Crocodylus porosus</i> et <i>Crocodylus novaeguineae</i> _____	52
5.	Bawinanga Aboriginal Corporation (Australia) - <i>Crocodylus porosus</i> _____	53
3.4.2	Résumé global des projets _____	55
3.5	Evaluation des projets _____	56
3.6	Commentaire spécifique sur l'activité de collecte d'œufs et vente de juvéniles _____	59
3.7	Limites et critiques mises en évidence dans ces projets _____	60
3.8	Conclusion _____	62
4	Chapitre II - Apport des drones comme nouvel outil d'inventaire et de suivi de populations de crocodiliens _____	64
4.1	Introduction _____	64
4.1.1	Les méthodes de suivi usuelles des crocodiliens _____	65
4.1.1.1	Inventaire nocturne _____	65
4.1.1.2	Inventaire de jour _____	66
4.1.1.3	Inventaire aérien dans des aéronefs habités _____	67
4.2	Les drones peuvent-ils être utilisés comme un outil standardisé de détection et de suivi de populations de crocodiliens ? _____	67
4.2.1	Résumé Article 1 _____	67
4.2.2	Article 1: Evaluation of the Use of Drones to Monitor a Diverse Crocodylian Assemblage in West Africa _____	68
4.3	Peut-on utiliser les drones pour mesurer et estimer précisément les crocodiliens de façon standardisée afin d'étudier la structure démographique de leurs populations ? _____	69
4.3.1	Résumé Article 2 _____	69

4.3.2	Article 2: Estimating total length of partially submerged crocodylians from drone imagery	83
4.4	Conclusion et perspectives	106
5	Discussion Générale	108
5.1	Apports de l'approche communautaire dans la conservation	108
5.1.1	<i>Empowerment</i> des PACL	108
5.1.1.1	Implication active des PACL	108
5.1.1.2	Dégager des opportunités et alternatives économiques durables	109
5.1.2	Déclinaisons particulières de l'approche de la CC	111
5.1.2.1	Spécificités de la CC avec un prédateur	111
5.1.2.2	Spécificités de l'approche CC des écosystèmes aquatiques	112
5.2	Apports des drones dans la conservation	114
5.2.1	Avantages	114
5.2.2	Limites	115
5.3	Utilisation des drones par les PACL	116
6	Conclusion	118
7	Bibliographie	120
8	Annexes	152
8.1	Matériel sup article 1	152
8.2	Matériel sup article 2	156

“Apprendre pour connaître, connaître
pour aimer, aimer pour protéger.”

Auteur inconnu

1 Préface

1.1 Remerciements

Alors que je clôture ce chapitre significatif de mon parcours académique, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de cette thèse. Vous me connaissez, ne vous attendez donc pas à l'écriture d'un déluge de long remerciement sentimentaux dans un document qui sera en accès public.

Je souhaite tout d'abord remercier profondément mes encadrants de thèse Gilles le Moguédec, Matthew Shirley, et Pierre Couteron pour leur guidance éclairée, leurs conseils précieux et leur soutien infailible tout au long de cette aventure. Je n'aurais pas pu mener ce travail à son terme sans leur aide et leur soutien, je leur suis éternellement reconnaissant. Je remercie également les membres de mon comité de thèse, pour leur accompagnement durant ces années Simon Chamaille Jammes, Pierre-Olivier Antoine, Rumsaïs Blatrix, Olivier Marquis et Fabien Anthelme ainsi que les rapporteurs de prendre le temps de lire et évaluer mes travaux. Un grand merci à ma plus grande collaboratrice bibliographique de ces dernières années et des prochaines, Alexandra Elbakyan, créatrice de Sci-Hub, à qui je voue une admiration et un respect immenses. Je remercie toute l'équipe de volontaires de la communauté QGIS pour avoir rendu ce logiciel de Système d'Information Géographique (SIG) accessible gratuitement. Je suis également tout particulièrement reconnaissant envers Pierre André Crochet, Marie Charpentier, Patrice David, Alice Baniel, Raphaël Pélissier, Thierry Fourcaud, Tristan Charles-Dominique, Vanessa Hequet, Anne-Laure Decombeix et Fabien Anthelme pour leurs soutien et conseils avisés. Je remercie le CNRS et AMAP pour leur confiance et de m'avoir permis de réaliser cette thèse sous contrat et dans les meilleures conditions possibles. Également Estelle Jacquot, Karine Djari et Chantal Ginestaux des services RH du CNRS pour leur gentillesse patience et de m'avoir suivi toutes ces années. Je remercie l'ensemble des membres du laboratoire AMAP pour leur accueil, leur gentillesse et leur bienveillance. Avec une mention spéciale pour Giovanni, Begum, Juliette, Vincyane, Colin, Daniela, Houssein, Louise, Mélaine, Sylvain, Lily, Tom, Camille, Jeanne, Dimitri, Aurélien, Gianluca, Monize, Pablo, Rose Eva, Anais, David, Marc, Isis, Alex, Nicolas, Erica, Chloé, Thibault, ... et beaucoup d'autres. Sans oublier mes remerciements aux membres de l'ISEM et particulièrement Camille Mestre, Sandra Unal, Patrick Makoundou, Mathieu Sicard, Jean Loup Claret, Alice Baniel, Alice Namias, Louise Ducroix, Louise Heitzman, Berta Roura Torres, Yannick Frontera, Alexandre Assemat, Théo Deremarque, Boris Flotterer, Narla Stutz, Sonia Tio et bien d'autres encore.

Grosse pensée et merci à la dream team Justine Boutry, Marie Buysse, Lison Laroche pour tous ces moments partagés ensemble, les bons comme les plus durs qui ont tous compté pour moi. Je rends grâce à tous les copains de vie, les copains d'apéro des doctorants et les copains d'un soir dont la liste est bien trop longue qui ont indirectement participé à cette aventure. Je suis reconnaissant et salue le travail des membres des ONG's Nature Conserv'Action et The Lost Compass pour avoir maintenu le cap et continué avec le succès le développement de nos projets durant mes absences périodique durant la thèse. Je remercie aussi tout particulièrement ma famille, Bruno Aubert, Matthieu Aubert et Isabelle Brault pour m'avoir constamment soutenu dans mes études et mes projets. Ils ne s'en rendent peut-être pas compte mais ce soutien ma sans nul doute permis d'en arriver là aujourd'hui dans ma vie. Sans oublier Mathias Dezetter, Mathieu Bourgarel, Justine Richaume, Loic Dumas, Patricia Berna, Manon C, Sarah Pamukcu, Léa Leblanc, Jason Crebassa, Justine Bertrand, Estelle de Marco, Marine Gallien, Lily Cheng, Oriane Ploquin, Julia Dayon, Louise Ducroix, Clément Bouly, Emerran Bordessoules, Nicolas Noel, Tyler Murdock, Colin Morrison, Nicolas Bitan, Olivier Thaler,... Je remercie l'équipe de cantine du CIRAD de Lavalette de m'avoir copieusement nourri de bons petits plats. Je remercie sincèrement Jean-Loup, Françoise et Martine Claret d'avoir partagé avec moi leur petit coin de paradis. Je salue enfin chaleureusement mes amies les poules (sans oublier Jacques et Pâques), mon bataillon de cochons d'inde, mes abeilles, mon luxuriant potager et mes voisins les sangliers qui ont été une source de réconfort et d'évasion importante. Je suis tellement reconnaissant d'avoir pu vivre tous ces moments avec vous, autant avec des humains qu'avec les animaux à « la guinguette des cochons d'inde ».

Pour finir, c'est rempli de gratitude que j'adresse mes remerciements les plus sincères à toutes ces âmes chaleureuses et lumineuses croisées, ne serait-ce parfois qu'un instant durant ces années. Alors que ce chapitre se referme, emportant avec lui ses leçons et ses souvenirs, je suis impatient et plein d'espérance, à l'idée de franchir ce seuil vers l'avenir, où chaque pas me mènera vers de nouvelles aventures et d'incroyables épopées à travers le monde.

1.2 Communications scientifiques

2023 :

- Determine demographic structure of crocodylians populations by using drone. 6th European Croc Networking Meeting – Huntingdon, United Kingdoms.
- Repenser les outils et les approches pour la conservation des crocodiles. Séminaire Long Institut des Sciences de l'Evolution de Montpellier (ISEM) – Montpellier, France.

2022 :

- Study and conservation of crocodilians. AMAPhD – Montpellier, France.
- Evaluation of the use of drones to monitor and acquire biometric datas on crocodylian. Journée des doctorants de l'Institut des Sciences de l'Evolution de Montpellier (ISEM) – Montpellier, France.
- Using drones to monitor crocodiles and collect biometric data. 26th Working Meeting of the Crocodile Specialists Group – IUCN – Chetumal, Mexico.

2021 :

- CrocoDrone : Evaluation de l'utilisation de drones comme protocole d'inventaire des crocodiles d'Afrique de l'Ouest. PhD'Day Centre d'Ecologie Fonctionnelle & Evolutive (CEFE) – Montpellier, France.
- Evaluation of the Use of Drones to Monitor Crocodylian in West Africa. IUCN Crocodile Specialist Group Virtual Drone Workshop – Online .
- Congrès Mondial de la Nature de l'UICN – Marseille, France) :
 - Capacity Development: Participatory science and biodiversity inventories with communities managing conservation concessions in the Peruvian Amazon.
 - Comité Français de l'UIN : mobiliser les jeunes de la science à l'action.
 - Get involved in Conservation: Youth-led organizations to community-based initiatives.

2020 :

- Evaluation of the use of drones to monitor a diverse crocodylian assemblage in West Africa -Séminaire court Institut des Sciences de l'Evolution de Montpellier (ISEM) – Montpellier, France.

1.3 Formations

- Formation R débutant. Montpellier Bio-Stat – Montpellier. 6 heures.
- MOOC Intégrité scientifique dans les métiers de la recherche Université de Bordeaux – En ligne. 15 heures.

- MOOC Nouvelles technologies dans les aires protégées. Programme Aires Protégées d’Afrique & Conservation (PAPACO) de l’Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) – En ligne. 15 heures
- MOOC Valorisation des ressources dans les aires protégées. Programme Aires Protégées d’Afrique & Conservation (PAPACO) de l’Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) – En ligne. 15 heures
- MOOC Application des lois dans les aires protégées. Programme Aires Protégées d’Afrique & Conservation (PAPACO) de l’Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) – En ligne. 15 heures
- MOOC Comprendre et analyser les enjeux et les actions du développement durable. Université Senghor – En ligne. 15 heures
- MOOC Conservation des espèces dans les aires protégées. Programme Aires Protégées d’Afrique & Conservation (PAPACO) de l’Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) – En ligne. 15 heures
- MOOC Gestion des aires protégées en Afrique. Programme Aires Protégées d’Afrique & Conservation (PAPACO) de l’Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) – En ligne. 15 heures
- MOOC Suivi écologique dans les aires protégées. Programme Aires Protégées d’Afrique & Conservation (PAPACO) de l’Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) – En ligne. 15 heures
- Certificat en Conservation des aires protégées. Université Senghor- Alexandrie – En ligne. 25 heures

1.4 Enseignements

Université de Montpellier, mission Complémentaire d'Enseignement (MCE) :

- Ecologie et Sociétés HAB803B : 18 heures.
- Spécialisation naturaliste HAV532B : 3 heures.
- Jury stage master : 3 heures.
- Suivi étudiant sur l’Atlas de la biodiversité communale (ABC) de Grabels : 34 heures.
- Introduction utilisation des drones en écologie : 6 heures.

Lycée des calanques (Marseille) :

- Formation application des drones en écologie, Bachelor Gestion et Protection des Milieux Marins : 18 heures.

1.5 Groupes de travail et d’expert

- High Ambition Coalition for Nature and People (HAC N&P)
- Pays en développement & Biodiversité du Comité français de l’UICN
- IUCN Species Survival Commission (SSC) Crocodile Specialist Group (CSG)

2 Introduction

2.1 Une biodiversité en baisse

Depuis au moins les 300 dernières années, la perte de biodiversité est conséquente avec des taux d'extinction d'espèces plusieurs centaines de fois supérieures aux taux attendus sur la base d'archives géologiques (Pimm & Brooks, 2000). Ces taux sont particulièrement élevés pour les espèces dont l'aire de répartition est limitée, de faible abondance locale ou situées dans des zones qui évoluent rapidement, engendrant des changements environnementaux et globaux irréversibles (Dirzo & Raven, 2003). Cette perte de biodiversité continue d'être aujourd'hui une préoccupation mondiale (McCallum, 2015) et nous assistons à la 6^e extinction de masse (Barnosky et al., 2011; Pimm et al., 2014). La *Convention on Biological Diversity* (CBD) signée en 1992 par les dirigeants de 150 pays lors du *Sommet de la Terre* de Rio avait pour principal objectif la conservation de la biodiversité, l'utilisation durable des ressources biologiques et le partage équitable des avantages de leur utilisation (Earthwatch Institute, 2002). En 2010, la CBD n'avait atteint aucun de ses objectifs (Sutherland et al., 2022). Deux décennies plus tard, aucun des 20 objectifs d'Aichi pour la biodiversité de 2010 adoptés par les 190 pays membres n'ont été atteints au niveau mondial (CBD, 2020) et la biodiversité continue de décliner de manière alarmante (Cléménçon, 2021). Lors de la COP 15 de la CBD en 2022 à Montréal, les pays signataires se sont engagés à protéger 30% de leurs terres et mers d'ici 2030 (Objectif 30x30) dans le cadre du *global biodiversity framework* (GBF) (CBD, 2023). Cependant cet objectif ambitieux visant à très rapidement presque doubler la couverture des zones protégées dans le monde n'est pas accompagné de contraintes sur la qualité de la conception de ces zones protégées, ce qui n'est pas sans susciter une certaine controverse (Salber, 2023). Selon le rapport "Living planet 2020", entre 1970 et 2016, la taille des populations de mammifères, oiseaux, amphibiens, reptiles et poissons a diminué en moyenne de 68% (WWF, 2016). Le nombre d'espèces menacées de plantes, mammifères, oiseaux, poissons, amphibiens, reptiles, mollusques et insectes a augmenté durant ces 2 dernières décennies (Habibullah et al., 2022). On estime que 27 % des vertébrés terrestres sont désormais menacés et figurent sur la Liste Rouge de l'UICN (Dueñas et al., 2021).

Les activités anthropiques restructurent les communautés biologiques et ont un impact sur le fonctionnement des écosystèmes globaux (Barnosky et al., 2011; Bowler et al., 2020). Les causes anthropiques les plus directes, les plus répandues et les plus importantes de la baisse de la biodiversité sont le changement climatique, les espèces exotiques envahissantes, le

changement d'habitat, l'exploitation des ressources et la pollution (IPBES, 2019; IPCC, 2013). Les effets du changement climatique, avec une augmentation globale de la température jusqu'à 2°C, pourrait réduire de 14 % en moyenne le nombre d'espèces locales présentes dans les écosystèmes terrestres. De plus, ces espèces pourraient perdre environ 35 % de leurs habitats climatiques propices (Nunez et al., 2019). Les espèces exotiques envahissantes quant à elles, sont une des menaces la plus couramment associée aux extinctions d'espèces (Bellard, et al., 2016a). Ces espèces menacent 14% (28% sur les îles) des vertébrés terrestres en danger critique d'extinction de la Liste Rouge de l'UICN (Bellard et al., 2016b). Les changements dans l'utilisation des terres favorisent de manière systématique et disproportionnée l'abondance de certains groupes fonctionnels au détriment d'autres groupes (Newbold et al., 2020). Environ 60 milliards de tonnes de ressources renouvelables et non renouvelables sont extraites dans le monde chaque année. Ce montant a quasiment doublé depuis 1980 (IPBES, 2019). La surexploitation des ressources fossiles, la destruction des habitats naturels, les prélèvements excessifs sur la faune et la flore, le braconnage, l'agriculture intensive, la surpêche, la surexploitation du bois, la consommation excessive d'eau et d'énergie participent de façon importante au déclin de la biodiversité. La pollution de l'air, de l'eau et du sol continue d'augmenter. Plus de 80% des eaux usées mondiales sont rejetées sans avoir été traitées mais également 300 à 400 millions de tonnes de métaux lourds, solvants, boues toxiques et autres sont déversées chaque année et la pollution plastique dans les océans a été multipliée par dix depuis 1980 (IPBES, 2019). Ces quelques éléments et chiffres illustrent l'extrême pression que subissent les écosystèmes et les espèces qui les composent.

Les prédateurs connaissent un déclin spectaculaire de leurs populations et de leurs aires de répartition. Pour la majorité d'entre elles, les connaissances sur l'état et la viabilité des populations sont lacunaires (Glen & Dickman, 2014). Leur présence et abondance impactent la cascade trophique (Start & Gilbert, 2017) et donc le fonctionnement des écosystèmes (Schmitz & Suttle, 2001). Les prédateurs, et plus particulièrement les tops prédateurs, sont généralement considérés comme des indicateurs fiables de la biodiversité (Natsukawa & Sergio, 2022; Ripple et al., 2014) et favorisent la richesse spécifique (Sergio et al., 2008). Leur déclin est un signal d'alarme indiquant généralement d'importantes perturbations dans les écosystèmes.

Longtemps considérées comme d'importance mineure (Zim & Smith, 1953), les reptiles sont l'un des groupes de vertébrés les moins étudiés et sont considérés comme peu populaires dans

la recherche (Bonnet et al., 2002). Les populations de reptiles dans le monde sont en déclin et pourraient indiquer des menaces à grande échelle (Todd et al., 2010). Todd et al 2010 ont identifié les principales menaces qui pèsent sur la plupart des populations de reptiles. Ce sont la perte et la fragmentation d'habitats, les contaminations d'origine anthropique de l'environnement (pesticide, herbicide, métaux lourds, déchets radioactifs, ... (Gibbons et al., 2000)), les prélèvements non durables (consommation, commerce, médecine traditionnelle, ...), les espèces envahissantes, les maladies et parasites, le changement climatique et les perturbations dans les cascades trophiques (en réaction au déclin d'autres taxons). Les reptiles sont aussi concernés par l'apathie sociale et le manque d'intérêt du public et des politiques (Gibbons, 1988), entraînant de ce fait un manque de volonté des ONG, gouvernements et du public à reconnaître et à agir sur le déclin des populations de reptiles (Todd et al., 2010).

2.1.1 Le cas particulier des crocodiliens

Il y a 50 ans, toutes les espèces de crocodiliens étaient classées comme menacées, c'est-à-dire dans les catégories : vulnérable (VU), en danger (EN) ou en danger critique (CR) sur Liste Rouge de l'UICN (Cott, 1961; Honegger, 1971; Kievit, 2000; Thorbjarnarson et al., 1992). Les efforts de conservation des membres du Groupe des Spécialistes des Crocodiles de l'UICN (CSG - IUCN) ont largement participé à l'amélioration des statuts de conservation des crocodiliens (Todd et al., 2010). Aujourd'hui, sur les 27 espèces de l'ordre des crocodiliens, 13 ($\approx 50\%$) sont catégorisées comme menacées dont 7 ($\approx 25\%$) remplissent les critères de la catégorie « en danger critique d'extinction » (CR) de la Liste Rouge de l'UICN (IUCN, 2023). En comparaison l'ordre des carnivores composé de 389 espèces dont on cite souvent communément les espèces menacées, ont 78 ($\approx 27\%$) de leurs espèces classées comme menacées et 4 ($< 2\%$) en CR sur la Liste Rouge UICN (IUCN, 2023). Cela fait des crocodiliens un des groupes taxonomiques connu les plus menacés au monde.

En raison d'intérêts communs entre les conservationnistes et les acteurs du commerce de peau, leur chasse non réglementée a été interdite et des mesures de protection ont été mises en place dans les années 1980 au profit de l'élevage en ferme (Amarasinghe et al., 2015; Caldicott et al., 2005; García-Grajales et al., 2021; González-Desales et al., 2021; McGregor, 2005). Suite à l'arrêt de l'exploitation non réglementée des crocodiliens, certaines espèces ont démontré une formidable capacité de rétablissement de leur population à partir d'un nombre réduit d'individus tant que leurs habitats sont restés "intacts" (Amarasinghe et al., 2015; Fukuda et al., 2011; Webb et al., 2001). Ces spectaculaires rétablissements en seulement quelques

décennies ont été principalement observés chez le crocodile marin (*Crocodylus porosus*) (Read et al., 2004; Webb et al., 2001), le crocodile du Nil (*Crocodylus niloticus*) (McGregor, 2005) et l'alligator d'Amérique (*Alligator mississippiensis*) (Elsey & Woodward, 2010; Todd et al., 2010). Néanmoins, malgré les efforts globaux de conservation, certaines espèces de crocodiliens ont continué à décliner significativement, parfois à des niveaux critiques, comme le montrent les exemples suivants. La population globale de crocodile de l'Orénoque (*Crocodylus intermedius*), a possiblement baissé de 80% en 75 ans et son aire de répartition dans le nord de l'Amérique du Sud a été drastiquement réduite (Balaguera-Reina et al., 2018; Balaguera-Reina et al., 2017). Le Crocodile des Philippines (*Crocodylus mindorensis*) a connu un déclin de sa population de 82% ces 75 dernières années dans les localités où sa présence est connue. Son aire de répartition est aujourd'hui réduite à seulement quelques zones aux Philippines (Manalo et al., 2015). L'aire de distribution du crocodile du Siam (*Crocodylus siamensis*) correspond aujourd'hui à seulement 20% de sa distribution historique. Les populations restantes sont fragmentées, très éloignées, avec souvent des effectifs trop faibles pour être considérées comme viables (Platt et al., 2019). Enfin, le faux Gavial d'Afrique de l'Ouest (*Mecistops cataphractus*) aurait perdu entre 70 et 90% de sa population ces 75 dernières années. Les populations restantes sont fragmentées et pourraient ne subsister dans le futur que dans les aires protégées (Shirley, 2014; Shirley et al., 2018).

Bien que des progrès significatifs aient été réalisés dans la conservation des crocodiliens au cours des dernières décennies, la survie à long terme de ces espèces emblématiques dépendra de la poursuite et de l'intensification des efforts de conservation à l'échelle mondiale. Les crocodiliens ont une longue durée de vie, des taux de croissance lents et atteignent la maturité sexuelle au bout d'environ 7 à 15 ans, selon les espèces (Lance et al., 2015; Platt et al., 2008; Pooley & Gans, 1976; Whitaker, 2007). Le taux de survie des nouveau-nés jusqu'à atteindre la maturité sexuelle est également généralement très faible (Briggs-Gonzalez et al., 2017; Pooley & Gans, 1976). De plus, leur mode de vie cryptique et aquatique rend plus difficile leurs études. Tous ces facteurs peuvent entraîner un décalage temporel important dans la détection de changement démographique dans les populations de crocodiliens (Somaweera et al., 2019).

2.2 Principaux enjeux et menaces de la conservation des crocodiliens

2.2.1 Pertes d'habitats

Les écosystèmes aquatiques d'eau douce couvrent seulement 0,8 % de la surface du globe (Garcia-Moreno et al., 2014) mais abritent plus de 6% des espèces animales et végétales connues (Balian et al., 2008). Bien qu'encore trop peu connus (Firth & Fisher, 2012), ces écosystèmes sont soumis à une pression de plus en plus forte, notamment en raison de l'augmentation de la demande en eau (Somaweera et al., 2019), des changements climatiques et de la destruction et la fragmentation des habitats aquatiques à cause de l'anthropisation (Collen et al., 2014; Dudgeon et al., 2006; Turak et al., 2017). Les altérations hydrologiques (ex barrage), impactent considérablement les corridors écologiques et modifient les habitats aquatiques (Dudgeon, 2000).

La majorité des crocodiliens dépendent des habitats aquatiques d'eau douce. Pour les crocodiliens, l'installation de barrages peut, selon les cas, constituer une opportunité en offrant un réservoir d'eau permanent (Campos et al., 2018; Champion & Downs, 2017), ou présenter des inconvénients entraînant une diminution des populations de crocodiliens (Campos, 2020; Dudgeon et al., 2006). En effet, ces barrières physiques peuvent altérer la dispersion des individus adultes (Campos et al., 2018), des juvéniles (Montague, 1983) et la disponibilité des zones de nidification (Botha et al., 2011; Campos, 2019; Champion & Downs, 2017; Mourão & Campos, 1995; Vashistha et al., 2021). Ainsi la conversion des plaines inondables et marais fluviaux en zone agricole a quasiment réduit à néant l'habitat des alligators de Chine (*Alligator sinensis*) et entraîné sa quasi extinction, faisant de lui le crocodilien le plus en danger de tous (IUCN, 1996; Thorbjarnarson & Xiaoming, 1999). Les espèces plus forestières comme le gavia de Schlegel (*Tomistoma schlegelii*), le crocodile nain (*Osteolaemus ssp*) ou le faux-gavia (*Mecistops ssp*) sont aussi menacées par la perte et la fragmentation de leur habitat, dûes à l'expansion des activités humaines (Eaton, 2010; Sharney et al., 2019; Shirley, 2014). Certains crocodiliens, comme les crocodiles marins (*Crocodylus porosus*), fréquentent les estuaires et habitats côtiers qui peuvent être altérés par l'agriculture, le développement urbain et l'augmentation des populations humaines dans ces écosystèmes (Brackhane et al., 2018; Brien et al., 2017). Enfin, certaines espèces peuvent aussi fréquenter des habitats désertiques. Les populations relictuelles de crocodiles d'Afrique de l'Ouest (*Crocodylus suchus*) vivant dans les régions du Sahel et du Sahara sont principalement menacées par la perte de

connectivité, la sécheresse, les températures extrêmes, le captage d'eau pour usage domestique et le pâturage nomade (Campos et al., 2016; Velo-Antón et al., 2014). On retrouve également des crocodiles des marais (*Crocodylus palustris*) dans le Nara Desert Wildlife Sanctuary au Pakistan, dont les populations sont aussi menacées par la perte et la dégradation de leurs habitats et les pénuries d'eau (Chang et al., 2012).

2.2.2 Changement climatique

Le 6ème rapport du Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'évolution du Climat (GIEC) prévoit une augmentation générale de la température allant de 1,5°C à 5°C d'ici la fin du siècle selon le scénario (Lee et al., 2023). Cette augmentation de température a et aura des conséquences extrêmement importantes sur les habitats et les cortèges d'espèces qui les composent, avec une diminution significative de la biodiversité, quel que soit le scénario réalisé (Nunez et al., 2019).

Les crocodiliens, en tant qu'ectothermes, sont fortement dépendants des températures pour réguler et assurer les différentes fonctions de leur métabolisme (Seebacher, 2005). Ces augmentations de température auront divers impacts sur les populations de crocodiliens (Shirley & Austin, 2017). L'augmentation des températures sur les sites de nidification pourrait influencer le développement embryonnaire, le temps d'incubation et le sex ratio (Bock et al., 2020; González et al., 2019; Janzen, 1994). Cela a déjà été observé chez le crocodile Américain (*Crocodylus acutus*), avec un décalage des périodes d'éclosions (Cherkiss et al., 2020) et une réduction du temps d'incubation (Charruau, 2017). L'augmentation du niveau de la mer et les inondations d'eau salée pourraient également menacer les crocodiliens à cause de la disparition des écosystèmes aquatiques côtiers (Fukuda et al., 2022; Pettit et al., 2016). Une augmentation des attaques de crocodiliens pourrait alors être observée (Powell et al., 2020). En effet, on observe de manière générale une augmentation des attaques durant les périodes les plus chaudes car les crocodiles sont plus actifs et ont donc davantage besoin de se nourrir (Aust et al., 2009; Caldicott et al., 2005; Pooley, 2015b; Pooley, Botha, et al., 2020). Enfin, on observera probablement une évolution des aires de répartition et des effectifs des populations de crocodiliens (Fukuda et al., 2008; LeBuff, 2016).

2.2.3 Pollutions et contaminations

Les écosystèmes aquatiques d'eau douce sont gravement menacés par la pollution due aux activités humaines (Amoatey & Baawain, 2019). Les eaux de surface sont en effet

principalement polluées par l'agriculture, l'industrie et les ruissellements urbains. On observe une diminution rapide de la biodiversité de ces écosystèmes (Reid et al., 2019). Certains polluants favorisent l'eutrophisation via une forte prolifération d'algues, qui limite la quantité d'oxygène dissous dans l'eau, augmentant les risques d'anoxie et réduisant considérablement la biodiversité (Le Moal et al., 2019).

Les crocodiliens, en tant que prédateurs dans ces chaînes trophiques et en raison de leur longue durée de vie, ont des capacités bio-accumulatrices importantes et peuvent ainsi accumuler de fortes concentrations de polluants (Selcer, 2005), tels que le mercure (Hg) (Lemaire, 2021), les pesticides organochlorés (Horai et al., 2014; Humphries et al., 2021; Jáuregui et al., 2018) ou les polychlorobiphényles (Campbell, 2003; Horai et al., 2014). Certains polluants peuvent également aussi être transmis par les femelles reproductrices à leurs œufs (Lemaire et al., 2021) et impacter le développement embryonnaire (Guillette et al., 1999). Ces polluants ont différents impacts sur le système endocrinien et produisent des effets néfastes sur le développement, la reproduction, les systèmes neurologique et immunitaire (Guillette. et al., 1999; Guillette et al., 1994; Jáuregui et al., 2018; Milnes & Guillette, 2008). Au-delà de ces effets à long terme, la pollution peut avoir des effets rapides et dramatiques sur les populations de crocodiliens déjà fragilisées. Par exemple, entre 2007 et 2008, le long de la rivière Chambal au Rajasthan, 111 Gaviaux (*Gavialis gangeticus*), soit environ 8 % de la population globale connue, sont décédés, probablement en raison de contaminants environnementaux (Nawab et al., 2013). Enfin, au-delà des effets sur le métabolisme des crocodiliens, les diverses sources de pollution et de contamination présentes dans les écosystèmes aquatiques ont un grave impact sur l'abondance et la diversité des espèces qui les composent (Amoatey & Baawain, 2019; Dudgeon, 2010; Malik et al., 2020). Ces changements pourraient réduire la disponibilité des proies, des habitats favorables et augmenter la compétition affectant ainsi la capacité des crocodiliens à se nourrir et à se reproduire.

2.2.4 Espèces invasives

Depuis plusieurs siècles, les espèces exotiques envahissantes s'implantent un peu partout sur le globe, par introductions accidentelles ou volontaires. Ce phénomène s'est accéléré ces dernières décennies, en lien avec le développement du commerce mondial (Pyšek et al., 2020). Les espèces invasives ont un fort impact sur les écosystèmes aquatiques, entraînant une diminution généralisée de l'abondance et de la diversité des communautés aquatiques (Gallardo et al., 2016).

Ces espèces invasives ont parfois avoir un impact sur les populations de crocodiliens (Somaweera et al., 2019). Par exemple le crapaud buffle (*Rhinella marina*), originaire d'Amérique du sud, a été introduit en Australie comme agent de biocontrôle (Estoup et al., 2004). Mais il peut mortellement intoxiquer les crocodiliens s'il est consommé (Smith & Phillips, 2006). Des déclinés importants des populations de crocodile de Johnston ont été enregistrés suite à son arrivée (Britton et al., 2013; Fukuda et al., 2016). En Floride (USA), les *Alligator mississippiensis* font face à différentes menaces dues à de nombreuses espèces exotiques envahissantes comme les pythons molures (*Python molurus bivittatus*) (Reed et al., 2012) et les varans du Nil (*Varanus Niloticus*) qui pourraient prédater les nids et des juvéniles comme ils le font dans leurs aires d'origine (Mazzotti et al., 2020). Les sangliers (*Sus scrofa*), introduits dans différents pays, sont aussi responsable de la destruction de sites de nidification et de la prédation des oeufs de plusieurs espèces de crocodiliens (ex *A. mississippiensis* au Etat-Unis (Elsey et al., 2012), *Caiman latirostris* en Argentine (Larriera & Piña, 2000), *Crocodylus novaeguineae* en Papouasie-Nouvelle-Guinée (Hall & Johnson, 1987) et *C. johnstoni* en Australie (Webb et al., 1983). Le bétail a été largement introduit par l'homme à travers le monde (Herrero & Thornton, 2013). Les ongulés domestiques et sauvages affectent négativement la végétation, la qualité de l'eau et la morphologie des berges (Robertson & Rowling, 2000; Sharp & Whittaker, 2003) et piétinent les sites de nidification (Calverley & Downs, 2017). Enfin, les plantes exotiques envahissantes peuvent également avoir un impact sur les sites de nidification en modifiant les conditions d'incubations (Leslie & Spotila, 2001), la composition du substrat (Somaweera et al., 2019), la capacité d'excavation des crocodiliens (Leslie & Spotila, 2001; Somaweera et al., 2019; Vashistha et al., 2021) ou par la pousse rapide d'un couvert végétal sur les nids durant la période d'incubation (Somaweera & Webber).

2.2.5 Conflits humain-crocodile (*Human-Crocodile Conflicts : HCC*)

Les conflits entre les humains et la faune ont toujours existé dans les environnements anthropisés (Soulsbury & White, 2015) et sont en constante augmentation (Nyhus, 2016). C'est une conséquence directe de la croissance démographique et de l'expansion des activités humaines (Woodroffe et al., 2005). Ces relations humaines avec la faune sauvage sont façonnées par un large éventail de considérations sociales et psychologiques (Decker et al., 2012). Ces conflits peuvent avoir des impacts sociaux et économique importants (Eklund et al., 2023; Manral et al., 2016). Au cours des 20 dernières années, le nombre de publications

scientifiques sur les conflits et la coexistence entre l'Homme et la faune a considérablement augmenté (Nyhus, 2016).

Les conflits humains-crocodiles ou HCC peuvent être répartis en deux catégories : les conflits à impact direct ou à impact indirect (Rao & Gurjwar, 2013). Les impacts directs font généralement référence aux attaques sur les humains, entraînant des blessures ou la mort. Les impacts indirects sont des conséquences secondaires affectant les modes de vie et l'économie des individus (consommation de bétail, modification des pratiques de pêche, restriction d'accès à l'eau, stress psychologique, coût économique de la perte de bétail,...). Il est important de préciser que toutes les espèces de crocodiliens ne représentent pas un danger pour les humains. La taille, le comportement et l'habitat varient considérablement d'une espèce à l'autre. Seulement 8 des 27 espèces existantes atteignent plus de 5 m de longueur et dépassent 500 kg de masse corporelle (Grigg & Kirshner, 2015). Ce sont généralement seulement les individus de certaines espèces ayant atteint une certaine taille qui représentent un danger potentiel direct pour les humains. Malgré tout, la peur d'être attaqué, voire mangé, par un crocodile a tendance à alimenter les préoccupations et attitudes du public (Brien et al., 2017), peu importe l'espèce de crocodilien.

L'augmentation des HCC dans le monde est principalement due à l'anthropisation, à l'expansion des populations humaines dans les environnements riverains des crocodiles et aux succès de certains programmes de conservation qui ont favorisé le retour de populations de crocodiles, dont certaines comprenant de gros individus (Amarasinghe et al., 2015; Brackhane et al., 2018; Caldicott et al., 2005; Collen et al., 2014; Fukuda et al., 2011; González-Desales et al., 2021; Langley, 2005). Ces observations d'augmentation de HCC portent plus particulièrement sur 3 espèces (*Alligator mississippiensis*, *Crocodylus porosus* et *crocodilus niloticus*). L'augmentation du nombre de grands crocodiles dans leurs habitats d'origine aujourd'hui colonisés par les populations humaines est le facteur principal de l'augmentation des HCC (Brackhane et al., 2018). En tant que prédateurs opportunistes, les grands crocodiliens peuvent voir l'Homme comme une potentielle source de nourriture (Caldicott et al., 2005). La plupart des attaques sur des humains proviennent d'individus ayant dépassé les 250 - 300cm (Caldicott et al., 2005; Fukuda et al., 2015; González-Desales et al., 2021). Une autre importante raison des HCC sont les incidents de consommation d'animaux domestiques et de bétail lorsqu'ils s'abreuvent (Campbell et al., 2015; McGregor, 2005; Vyas, 2012). Les crocodiliens se nourrissent également régulièrement des poissons pris dans les mailles des filets

des pêcheurs et génèrent ainsi des dégâts considérables, voire la destruction des filets de pêche (Daltry et al., 2005; McGregor, 2005). Ces dégâts sur le matériel de pêche sont parfois très coûteux et peuvent avoir des conséquences importantes sur les conditions de vie des populations locales, dépendantes des milieux aquatiques pour leur subsistance (Aust et al., 2009; McGregor, 2005). De plus, certains types de filets de pêche maillant et de hameçons peuvent engendrer la capture et la mort accidentelle de crocodiles (Daltry et al., 2005; Vasava et al., 2015; Obs pers). Ces conflits peuvent conduire localement à une destruction directe de crocodiliens. La destruction de nids et l'élimination de gros individus reproducteurs pourraient avoir un impact négatif sur la capacité de recrutement des populations de crocodiliens.

2.2.6 Activités illégales

Le prélèvement non réglementé d'espèces animales sauvages est reconnu comme une menace majeure dans certaines régions du monde (Harrison et al., 2016; Lindsey et al., 2013). La quantité d'animaux et d'espèces chassés peut-être parfois très importante et non durable (Fa & Brown, 2009). Ces prélèvements sur certaines espèces telles que les grands carnivores et herbivores affectent la cascade trophique (Ripple et al., 2016).

Bien que la chasse illégale pour la viande, la peau ou autres usages traditionnels ne constitue plus une des principales menaces des crocodiliens, des prélèvements subsistent (Amarasinghe et al., 2015; Chang et al., 2012; Gandiwa et al., 2013; Manalo et al., 2016; Targarona et al., 2010; Tellez, 2018; Obs pers). Ces prélèvements non réglementés représentent cependant toujours un risque pour les espèces les plus menacées. Avec la destruction de son habitat, la chasse a complètement décimé les populations d'*Alligator sinensis* dont il ne reste que quelques populations résiduelles (Thorbjarnarson & Wang, 2010). La viande de *Mecistops leptorhynchus*, espèce pourtant classée en danger sur la Liste Rouge UICN (com pers. Matthew Shirley), était toujours en 2012 une des viandes de brousse les plus couramment observée sur le marché de Lambaréné au Gabon (Arrowood & Mvele, 2017). Autrefois commun en Asie du Sud-Est, *Crocodylus siamensis* a aujourd'hui une répartition très fragmentée et ses effectifs sont menacés par la pêche et la chasse (Daltry et al., 2015). Les crocodiles nains (genre *Osteolaemus*) sont les plus chassés sur l'ensemble de leur aire de répartition, en raison de leur petite taille et de leur caractère peu agressif, qui facilitent capture et transport (Eaton, 2009; Naabeh et al., 2023). Cette chasse pour la consommation de subsistance et le commerce de viande de brousse représente probablement la menace la plus sérieuse à long terme pour ce genre (Thorbjarnarson & Eaton, 2004). De plus, la pratique de la pêche illégale, souvent dans

les zones protégées, entraîne également des prises accidentelles et des mortalités chez les crocodiliens (Choudhary et al., 2017; Lamichhane et al., 2022; McGregor, 2005; Rao & Gurjwar, 2013; Obs pers).

2.3 Le biomonitoring pour comprendre et étudier ces menaces

Le biomonitoring, ou biosurveillance en français, est une méthode scientifique qui a pour but d'évaluer l'état de l'environnement et la santé des écosystèmes. Cette approche utilise des indicateurs biologiques, tels que des organismes ou leurs composantes, pour surveiller et mesurer les systèmes biologiques (Burger, 2006). Le biomonitoring joue un rôle crucial dans la détection précoce des changements environnementaux, pouvant permettre une intervention rapide et informée pour la gestion des ressources naturelles et la protection de la santé publique (Holt & Miller, 2011). Ces méthodes sont essentielles pour la conservation de la biodiversité, permettant aux scientifiques et aux gestionnaires de l'environnement de comprendre et de surveiller l'état de santé des écosystèmes et des espèces qui les composent. En utilisant des organismes vivants comme indicateurs, le biomonitoring fournit des informations précieuses sur les effets cumulés des changements environnementaux, de la pollution et des perturbations anthropiques sur la biodiversité (Bae & Park, 2014; Trathan et al., 2015). Cette approche est essentielle pour évaluer l'efficacité des mesures de conservation, identifier les zones prioritaires pour la protection et comprendre les interactions complexes entre les espèces et leur environnement (Furness & Greenwood, 2013). Dans un contexte actuel de changement global, le biomonitoring contribue à la compréhension de l'impact cumulatif des activités humaines sur l'environnement et aide à orienter les politiques de conservation et de gestion durable.

Les méthodes de biomonitoring ont constamment intégré les nouvelles technologies, améliorant significativement la précision, la portée et l'efficacité de leur utilisation. Initialement centrées sur des observations directes, les méthodes de biomonitoring se sont diversifiées pour inclure des outils moléculaires et génétiques, tels que le séquençage d'ADN (Bohmann et al., 2014) ou la télédétection grâce à l'imagerie satellite et arienne, permettant de surveiller de vastes zones géographiques (Pettorelli et al., 2014). Plus récemment, ces outils se sont encore considérablement améliorés avec l'apparition du metabarcoding (Miya, 2022; Ruppert et al., 2019), des drones (Jiménez López & Mulero-Pázmány, 2019; Wirsing et al., 2022) pour la collecte de données ainsi que l'intégration de l'intelligence artificielle et de

l'apprentissage automatique (Christin et al., 2019) dans l'analyse des données, ouvrant de nouvelles voies pour acquérir et interpréter des volumes très importants de données.

2.3.1 Utilisation des drones en écologie

Les drones ont d'abord été développés pour une utilisation militaire (Finn & Wright, 2012) et largement été utilisés dans ce but dès la fin du 20^e siècle, jusqu'au développement rapide de son application civile au 21^e siècle (Anderson & Gaston, 2013). L'utilisation des drones en écologie a émergé comme une réponse innovante aux limitations des méthodes traditionnelles de surveillance environnementale (Besson et al., 2022). Ils ont rapidement été adoptés par les chercheurs et les professionnels de la conservation reconnaissant leur potentiel pour collecter des données de manière efficace, rapide, moins intrusive et à coût réduit (Anderson & Gaston, 2013). Cette adoption a été facilitée par l'amélioration continue de la technologie embarquée par les drones, notamment en termes de capacité de vol, de qualité des caméras et des systèmes de navigation, permettant des observations précises et répétées à une échelle auparavant inatteignable. Les drones ont ainsi ouvert de nouvelles perspectives et une évolution significative dans la collecte de données écologiques (Chabot & Bird, 2015).

Les drones sont devenus des outils polyvalents en écologie, utilisés dans une variété de contextes pour améliorer la compréhension et la gestion des écosystèmes. Ils sont aujourd'hui utilisés pour cartographier des habitats (Ancin-Murguzur et al., 2020), pour suivre de nombreuses espèces (oiseaux : Afán et al., 2018; Hippopotames : Inman et al., 2019; Mégafaune marine : Barreto et al., 2021; Tortue marine : Sykora-Bodie et al., 2017; requins : Butcher et al., 2021; herbier marins : Yang et al., 2020 ;...), en étudier le comportement (Oleksyn et al., 2021), pour la lutte anti-braconnage (Mulero-Pázmány et al., 2014), pour le suivi et la détection de feux (Ivanova et al., 2022) et bien d'autres usages encore. Les drones sont également capables d'embarquer des capteurs spécialisés comme des caméras thermiques (Kays et al., 2019), multispectral (Veneros et al., 2023) et LiDAR (Light Detection And Ranging) (Resop et al., 2019) offrant des perspectives plus larges et plus profondes pour l'étude des écosystèmes et de la biodiversité. Ces applications diversifiées illustrent comment les drones sont en train de devenir un outil de plus en plus utilisé en écologie, en fournissant des données précieuses pour la conservation, la gestion des ressources et la recherche scientifique.

2.4 La Conservation Communautaire (CC)

2.4.1 Limites des aires protégées dans les approches usuelles de la conservation

Le Durban Action Plan a mis en évidence en 2004 que le nombre d'aires juridiquement protégées était en augmentation exponentielle depuis 25 ans (The Durban Action Plan, 2004). Cette tendance s'est poursuivie pour atteindre aujourd'hui 266 984 aires protégées couvrant 15,95 % des terres et 8,16% des mers soit respectivement plus de 22,5 millions de km² et plus de 28,1 millions de km² (World Database on Protected Areas (WDPA, 2023)). Malgré cela, la biodiversité continue de décliner et s'est même accélérée (Butchart et al., 2010; Clémenton, 2021).

Les aires protégées ont été conçues spécifiquement pour la préservation de la biodiversité et des écosystèmes naturels (Shafer, 2015). Cette approche basée sur l'exclusion des populations humaines du système de gestion et de l'usage des ressources a provoqué des conflits avec les communautés locales (Berghöfer, 2010; West et al., 2006). Dans certains cas, les aires protégées n'ont pas réussi à soutenir les espèces pour lesquelles elles avaient été conçues tout en ayant un impact négatif sur la sécurité alimentaire, les moyens de subsistance et les cultures des populations humaines locales (Ghimire & Pimbert, 1997). En conséquence, les aires protégées ont souvent augmenté la pauvreté dans les pays les plus pauvres (McShane, 2003). Bien qu'encore insuffisantes, beaucoup de ressources sont consacrées à la protection de l'environnement et à celle de sa biodiversité pour tenter d'en arrêter le déclin actuel et rapide (IPBES, 2019). Cependant, la plupart des projets soutenus par de grandes organisations sont à grande échelle avec un soutien financier important, mais sur une courte durée (Horta & Round, 2002; Kiss, 2004; McShane & Wells, 2004). Les Integrated Conservation and Development Projects (ICDPs) représentaient à leurs débuts dans les années 1990 une nouvelle approche pour la conservation de la biodiversité dans les pays en développement, dont le but principal était de lier conservation et développement (Alpert, 1996). Cependant, les ICDP's ont été largement critiqués pour la faible implication des populations locales (Chapin, 2004; McShane & Newby, 2004) et pour être eux aussi des projets à grande échelle avec des financements importants, mais à court terme (Horwich & Lyon, 2007). Une étude de la World Bank sur les ICDP a conclu que les initiatives de conservation basées sur des investissements à court terme dans le développement local en espérant une utilisation durable des ressources et une diminution de la pression sur les aires protégées devrait être abandonnées (Ferraro & Kiss,

2002; Wells, 1999). Un rapport du Global Environment Facility (GEF) a mis en évidence une corrélation négative entre la taille des projets de conservation et leur efficacité et préconise l'abandon des méga projets à large échelle avec des moyens financiers conséquents, mais à court terme, qui ne constituent pas des modèles de conservation efficace, au profit de petits projets locaux, à petite échelle et avec des petits budgets maintenus sur le long terme (Horta & Round, 2002; Horwich & Lyon, 2007).

Les résultats très mitigés de la conservation qui ont suivi des décennies de stratégie de gestion des ressources ont amené à reconsidérer le rôle dans l'utilisation et la conservation des ressources des communautés locales, qui jusqu'alors étaient considérées comme des obstacles (Agrawal & Gibson, 1999). Beaucoup d'aires protégées ont été créées sans tenir compte des populations locales, de leurs besoins et de leur dépendance à certaines ressources naturelles (Andrade & Rhodes, 2012), parfois en les excluant de leurs terres (Domínguez & Luoma, 2020; Dowie, 2011), entraînant naturellement une vision négative et hostile de la conservation (Hough, 1988). La nécessité des aires protégées n'est pas remise en question mais leurs formes et aspects peuvent changer et évoluer (Barrow & Murphree, 2001). C'est pourquoi une approche participative de la conservation s'impose car le succès de la mise en place et la gestion d'une zone, protégée ou non, est fortement liée à une attitude positive des populations adjacentes (Struhsaker et al., 2005). Il faut trouver un équilibre entre conservation et développement, équilibre pouvant être atteint grâce à une co-gestion entre les communautés, gouvernement et/ou autres structures (de gouvernance, de recherche et ONG) (Roe & Elliott, 2004). L'approche de conservation communautaire (CC) pourrait répondre à ce besoin d'inclusion. C'est un outil pour compléter plutôt qu'une alternative aux aires protégées existantes. Il doit bénéficier d'une approche adaptée à des contextes spécifiques (Barrow & Murphree, 2001).

2.4.2 Définitions

2.4.2.1 Peuples Autochtones et Communautés Locales (PACL)

Les Peuples Autochtones (PA) sont des groupes ethniques, généralement les premiers habitants d'un territoire donné et qui maintiennent des traditions et des modes de vie distincts, souvent en cohérence avec leur environnement naturel (United Nations, 2007). Les Communautés Locales (CL) sont, quant à elles, des groupes de personnes vivant dans un lieu géographique spécifique, qui peuvent ou non être autochtones, mais qui ont également des liens étroits avec leur environnement et des connaissances traditionnelles. Toutefois, les peuples autochtones et

les communautés locales ne disposent pas de droits équivalents dans la législation sur les droits de l'Homme (Posey & Dutfield, 1996).

2.4.2.2 Conservation Communautaire (CC)

La définition originale de (Western & Wright, 1994) de la Conservation Communautaire (CC) est : “includes natural resources or biodiversity protection by, for, and with the local community”. Elle a ensuite été étendue par Berkes, (2007) qui propose: “The Community-Based Conservation includes natural resources or biodiversity protection by, for, and with the local community, taking into account drivers, institutional linkages at the local level, and multiple levels of organization that impact and shape institutions at the local level”. L'approche CC est basée sur le fait que le succès de la conservation nécessite d'engager les PACL et qu'elles obtiennent des bénéfices (Berkes, 2021). En résumé, cette définition implique d'identifier la communauté concernée, qu'elle soit consciente de l'intérêt à conserver son environnement, qu'elle contribue aux décisions relatives à la politique de conservation et qu'elle perçoive des bénéfices. L'approche de CC sera présentée et discutée plus en détails dans le chapitre I.

2.5 Objectifs de la thèse

Cette thèse a pour objectif principal de contribuer à la conservation des crocodiliens, en étudiant deux approches : l'application de l'approche de conservation communautaire dans les projets de conservation et l'utilisation de drone comme nouveaux outils dans la conservation. Mes travaux ont une approche large à l'échelle des crocodiliens dans le monde.

Question 1 : L'approche de la conservation communautaire est-elle applicable dans les projets de conservation des crocodiliens ?

Question 2 : Peut-on utiliser les drones comme un outil standardisé de détection et suivi de populations de crocodiliens ?

Question 3 : Peut-on utiliser les drones pour mesurer et estimer précisément les crocodiliens de façon standardisée, afin d'étudier les structures démographiques de leurs populations ?

Chapitre I - Intérêt de l'approche de la conservation communautaire pour la conservation des crocodiliens

L'objectif de ce chapitre est de présenter et d'évaluer l'approche de la conservation communautaire dans la conservation des crocodiliens pour pallier aux limites des approches actuelles et atteindre des objectifs de conservation durable.

A partir d'une approche bibliographique, je présente les approches existantes de la conservation des crocodiliens. Je présente ensuite l'approche de la conservation communautaire, son élaboration mais également ses avantages et limites. Enfin, je présente et évalue des projets qui appliquent cette approche sur les crocodiliens.

Chapitre II - Apport des drones comme nouvel outil d'inventaire et de suivi de populations de crocodiliens

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer l'utilisation de drone dans le cadre de suivi faunistique. La base de tout programme ou projet de conservation passe par le diagnostic des populations visées et par la connaissance du contexte socio-économique et environnemental de la zone concernée. Je présenterai dans le chapitre II les méthodes traditionnellement utilisées pour les inventaires et suivis des crocodiliens, avec leur avantages et limites. Je présente et discute d'une méthode basée sur l'utilisation de drones que j'ai élaborée dans le but de contourner une partie de ces limites sous forme de deux articles scientifiques.

3 Chapitre I - Intérêt de l'approche de la Conservation Communautaire pour la conservation des crocodiliens

Dans ce chapitre je vais traiter de la première des trois questions posées dans mon introduction :

- **Question 1** : l'approche de la conservation communautaire est-elle applicable dans les projets de conservation des crocodiliens ?

3.1 Introduction : enjeux de conservation et de HCC

Comme présentés en introduction, les enjeux de la conservation des crocodiliens sont multiples. Ils le sont d'autant plus pour les espèces classées comme menacées, dont certaines ont continué de décliner jusqu'à un niveau critique (Balaguera-Reina et al., 2018; Manalo et al., 2015; Shirley, 2014). La perte d'habitat due à l'expansion humaine, la pollution et la contamination des eaux, l'introduction d'espèces invasives ou encore les conflits entre humains et crocodiles (HCC) constituent des menaces majeures pour les crocodiliens (Somaweera et al., 2019). Chasse, pêche et commerce, surtout quand ils sont pratiqués de façon illégale, aggravent leur déclin (Thorbjarnarson & Wang, 2010). Face à cette situation, la nécessité de développer et mettre en œuvre des stratégies de conservation efficaces, sensibles à ces divers enjeux, est devenue plus pressante que jamais pour assurer leur survie et celle de leurs écosystèmes.

Bien qu'ils ne concernent pas toutes les espèces de crocodiliens, les conflits entre humains et crocodiles (HCC) sont une réalité dans de nombreuses régions où ils doivent coexister (Amarasinghe et al., 2015; Brackhane et al., 2018; Caldicott et al., 2005; Collen et al., 2014; Fukuda et al., 2011; González-Desales et al., 2021; Langley, 2005). La gestion de ces conflits est cruciale pour faciliter la coexistence, limiter le plus possible les conflits directs et indirects afin de protéger les populations humaines et éviter les répercussions négatives pour la conservation des crocodiles. Cette gestion inclut des stratégies variées pour limiter les interactions négatives (Ashepet et al., 2023; Fukuda et al., 2014; Leach et al., 2009; Letnic & Nichols, 2008; Pooley et al., 2017). La coexistence entre les populations humaines et les crocodiliens nécessite une vigilance particulière de par la variété des habitats aquatiques naturels ou anthropisés (ex : lagunes, rivières, océans, piscines, bassins de rétention, installations aquacoles, etc...) qui sont à la fois utilisés par l'homme et occupés par les crocodiliens (Eversole et al., 2014).

Il existe une multitude d'initiatives et d'actions déjà mises en place pour la conservation des crocodiliens, chacune avec ses avantages et inconvénients, avec des efficacités très variables. Il semble nécessaire d'explorer des approches qui permettraient d'optimiser les chances de succès de la conservation des crocodiliens à long terme et de façon éthique. Dans ce chapitre, j'examine les approches existantes de la conservation des crocodiles. Je présente l'approche de la Conservation Communautaire (CC) et évalue son potentiel pour renforcer l'efficacité des programmes de conservation. J'analyse ensuite l'application pratique de cette approche dans une sélection d'initiatives de conservation des crocodiliens issue de la littérature, afin de déterminer l'intérêt de cette approche pour pallier certaines limites actuelles de la conservation « traditionnelle », être plus inclusif et atteindre des objectifs de conservation durable.

3.2 Approches existantes

3.2.1 Protection des habitats

La protection des habitats est une stratégie fondamentale en conservation visant à préserver la biodiversité et les écosystèmes. La création d'aires protégées comme les réserves naturelles et les parcs nationaux sont des exemples courants de cette stratégie bien connue qui vise à maintenir les écosystèmes intacts et à fournir des refuges aux espèces, dont celle menacées (Bruner et al., 2001). Cette protection des habitats ne maintient pas seulement les espèces, mais aussi les interactions écologiques et les processus évolutifs qui s'y produisent (Noss & Cooperrider, 1994). Cette approche est très largement utilisée depuis les années 1970 (Watson et al., 2014). Selon l'UICN, une aire protégée est définie comme « un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associées » (Dudley, 2008). Elles sont classées en plusieurs catégories par l'UICN. Chacune répond à des objectifs spécifiques de conservation et correspond à une gradation des interventions humaines dans les milieux naturels, depuis l'exclusion de toute activité jusqu'à des stratégies de gestion durable de la biodiversité (Dudley, 2008). Il existe aujourd'hui dans le monde 266 984 aires protégées couvrant 15,95 % des terres et 8,16% des mers soit respectivement plus de 22,5 millions de km² et plus de 28,1 millions de km² (World Database on Protected Areas (WDPA, 2023)).

La crise actuelle de la biodiversité serait bien plus grave si la création de zones protégées n'avait pas eu lieu au siècle dernier (Watson et al., 2014). Cependant, la croissance rapide des aires protégées a parfois entraîné des conflits avec les besoins des populations locales et les

efforts de lutte contre la pauvreté (Agrawal & Redford, 2009), tels que des conflits d'usage des terres (défrichage, exploitation forestière, chasse, pâturage et incendie, en particulier dans les régions où les ressources naturelles sont essentielles pour les moyens de subsistance locaux (Brockington & Wilkie, 2015). Ces pressions, liées à la croissance démographique, la consommation humaine des ressources naturelles mais aussi au changement climatique, s'accroissent autour de nombreuses aires protégées, avec des implications parfois importantes pour l'efficacité globale de cette aire (DeFries et al., 2005). On observe également un déficit d'efficacité de nombreuses aires protégées principalement à cause d'un manque de ressources, en particulier dans les pays en développement (Watson et al., 2014).

De manière générale, les crocodiliens bénéficient des aires protégées, surtout les espèces ayant perdu la majeure partie de leur aire de répartition (Balaguera-Reina et al., 2018; Manalo et al., 2015; Platt et al., 2019; Shirley, 2014). Des aires protégées ont d'ailleurs été mises en place spécifiquement pour leur protection (eg, (Daltry et al., 2005; Macdonald et al., 2017; McInerney et al., 2019; Oum et al., 2009).

3.2.2 Réduire les interactions négatives entre les humains et les crocodiliens

La coexistence ne signifie pas qu'il n'y a pas de risque mais requiert la tolérance des risques et leur gestion adaptée de manière à ce qu'ils restent dans des limites tolérables (Pooley et al., 2020). Promouvoir la tolérance et la coexistence est un défi sociétal important pour la conservation des prédateurs dont les crocodiles font partie. La prévention et la limitation des incidents est un élément primordial pour obtenir et garder le soutien du public pour la conservation (Campbell et al., 2015). Lorsque les populations de crocodiliens sont faibles, et d'autant plus lorsque cela concerne des espèces menacées, les communautés ont généralement une attitude positive à l'égard des crocodiliens. Cependant dans le cas contraire, ou lorsque les populations de crocodile sont rétablies, l'opinion des communautés peut s'inverser, en particulier lorsque les interactions entre la population, les animaux domestiques et les crocodiliens augmentent (Caldicott et al., 2005).

Il est primordial pour les acteurs de l'environnement de travailler sur les interactions négatives récurrentes entre les hommes et les crocodiles, car elles peuvent conduire à des conflits néfastes pour la conservation (IUCN, 2020; Redpath et al., 2015). De telles études ont déjà permis de mieux comprendre ces interactions. On constate une augmentation des HCC à l'échelle

mondiale, plus importante pour certains crocodiliens, et une augmentation significative des attaques durant la saison de reproduction, la saison humide et les périodes les plus chaudes, qui se chevauchent généralement (Aust et al., 2009; Caldicott et al., 2005; García Grajales & Buenrostro Silva, 2018; García-Grajales et al., 2021; Pooley, 2014, 2015; Vyas, 2012). La majeure partie des attaques sur les humains ont lieu lors d'activités de loisirs (nage, baignade, pêche), domestiques (collecte d'eau, lavage des habits et de la vaisselle), vivrières (pêche) et en traversant des cours d'eau (Campbell et al., 2015; Dunham et al., 2010; Fukuda et al., 2015; García Grajales & Buenrostro Silva, 2018; Pagoda, 2017; Pooley, 2015; Pooley, Bhatia, et al., 2020; Sandoval-Hernández et al., 2017; Sideleau et al., 2021). Ces incidents suscitent une peur accrue et une réduction de la tolérance envers les crocodiles (Ardiantiono et al., 2023), qui ont déjà entraîné des représailles avec l'élimination, l'empoisonnement de crocodiles (Amarasinghe et al., 2015; Das & Jana, 2018).

L'élevage d'animaux domestiques (poulet, vache, chèvre,...) est une source importante de revenus et de subsistance dont dépendent beaucoup de communautés (Murphy & Mulonga, 2002). La prédation sur le bétail est la cause principale de conflit entre l'homme et les carnivores (Sillero & Laurenson, 2001). Les crocodiles peuvent attaquer le bétail lorsqu'il s'abreuve, causant localement d'importants conflits (Campbell et al., 2015; McGregor, 2005; Vyas, 2012). La prédation par les crocodiles peut être très importante. Aust et al., (2009) ont estimé que dans le Nord-Est de la Namibie les crocodiles du Nil consomment chaque année entre 0,29 et 7,8 bovins par kilomètre de rivière. Une étude a montré que les crocodiles sont la seconde espèce sauvage qui cause le plus de pertes sur le bétail dans cette région de Namibie, après le lion (Mulonga et al., 2003). Cependant, certaines attaques pourraient être attribuées aux crocodiles quand ils sont vus en train de consommer une carcasse qu'ils n'ont peut-être pas tuée eux-mêmes (Aust et al., 2009). Ces attaques ont un coût économique direct important pour les éleveurs et les communautés qui dépendent de cette ressource (Holmern et al., 2007; Macdonald et al., 2013; Wang & Macdonald, 2006). Au-delà de l'aspect purement financier, les animaux d'élevage fournissent aussi de la viande, du lait, un outil de travail agricole (ex : labour) et ont une valeur culturelle et sociétale (Aust et al., 2009). Outre l'aspect économique, l'impact social et psychologique de la perte de cette ressource vivrière est très important (Thomas, 2006; Woodroffe et al., 2005). Le coût psychologique du danger semble être la principale variable influençant les attitudes envers les carnivores (Cavalcanti et al., 2010; Kansky & Knight, 2014).

Un certain nombre de mesures peuvent être mises en place pour sensibiliser les populations à l'importance des crocodiliens, réduire et éviter les conflits entre les crocodiles et les hommes. Les principales sont présentées ci-après.

3.2.2.1 Education et sensibilisation

L'éducation et la sensibilisation sont une priorité pour informer le public de l'importance des crocodiliens et de celle de leur conservation, mais également sur les situations à risque et comment les éviter (Cureg et al., 2016; Pooley, 2015; Sideleau et al., 2021; van der Ploeg et al., 2011) . Il s'agit donc par exemple de fournir des informations sur l'écologie, l'utilité et le comportement des crocodiles, ainsi que des conseils pour éviter les situations à risques (ex (Pooley, 2015a; Pooley et al., 2017) et savoir comment réagir aux attaques (Aust et al., 2009; Pooley et al., 2020). Cela peut être fait avec une grande diversité d'approches : brochure, panneaux de signalisation, peinture murale, affiche, conférence, radio, journaux, télévision, site web, exposition, spectacle, guide, animation dans les écoles, programme scolaire,... (Amarasinghe et al., 2015; Campbell et al., 2015; Cox et al., 2006; Daltry et al., 2005; Fukuda et al., 2014; García Grajales & Buenrostro Silva, 2018; Miranda et al., 2004; Pooley, 2015a; van der Ploeg et al., 2011). Le déploiement de ces outils a déjà obtenu des succès significatifs en augmentant considérablement les connaissances des populations locales sur les crocodiles, ainsi qu'une diminution des actes malveillants sur les crocodiles et une diminution des interactions négatives (Cox et al., 2006; Daltry et al., 2005; Miranda et al., 2004; van der Ploeg et al., 2011). Pooley, (2015b; 2020) rappelle que la sensibilisation des enfants doit être une priorité, intégrée dans l'enseignement scolaire et soutenue par les gouvernements locaux. En Australie, le gouvernement a déjà largement mis en place des programmes d'éducation et de sensibilisation pour le public et dans les écoles (Campbell et al., 2015; Fukuda et al., 2014). Le programme de sécurité public mis en place par le gouvernement Australien dans les années 1970 avait deux composantes principales : la capture et le déplacement des crocodiles problématiques et l'éducation ainsi que la sensibilisation à la sécurité (installation de panneaux d'avertissement, exposition, conférence, intervention dans les écoles,...) (Fukuda et al., 2014; Leach et al., 2009). Ce programme semble être une réussite à en juger par le très faible nombre d'attaques de crocodiles ces dernières décennies en Australie (Caldicott et al., 2005; Fukuda et al., 2015; Tiemensma, 2019), qui abrite pourtant la plus grande population de *C. porosus* au monde (Webb et al., 2010). Développer et renforcer la sensibilisation et la prévention chez les populations qui doivent coexister avec les crocodiliens est le premier outil de protection, autant

des crocodiliens que des humains. Les méthodes et les outils utilisés doivent être adaptés aux contextes, croyances, coutumes et perceptions locales, mais aussi prendre en compte d'autres facteurs tels que le taux d'alphabétisation afin d'identifier les approches les plus adaptées à chaque situation.

3.2.2.2 Connaître les populations de crocodiliens

La connaissance des zones de présence et de reproduction des crocodiles ainsi que le suivi à long terme de leurs populations sont non seulement des données précieuses pour comprendre l'état et la dynamique de ces populations, mais favorisent également la gestion des risques et des conflits. Au-delà de leur importance d'un point de vue écologique et pour la conservation, ils permettent d'identifier les zones à risques, ainsi que d'établir si les HCC sont plus élevés dans les zones à forte densité de crocodiles (González-Desales et al., 2021). Les crocodiliens pratiquent généralement la surveillance et la défense des sites de nidifications (Lang, 1987). Durant cette période, les femelles peuvent se montrer particulièrement agressives autour des nids, notamment envers les humains (Caldicott et al., 2005; González-Desales et al., 2021; Vyas, 2012). La signalisation des zones de présence de crocodiles, notamment des sites de nidification, par l'installation de panneaux d'avertissement permet de prévenir en partie les risques (Campbell et al., 2015; Corvera et al., 2017; González-Desales et al., 2021). Toutefois, il ne faut pas se fier à la simple présence ou absence de panneaux, les crocodiles sont capables de parcourir rapidement de grandes distances et rejoindre ainsi des sites très éloignés. Les populations locales ne connaissent alors pas toujours la nouvelle présence de crocodiles, ce qui augmente considérablement la probabilité d'accident (García Grajales & Buenrostro Silva, 2018). La collecte de données et les études sur les HCC à long terme doivent être poursuivies pour identifier les « hot spots » à risque, mieux les comprendre et les prédire afin de définir des stratégies et lieux d'intervention prioritaires (Campbell et al., 2015; Pooley, 2015b). Les bases de données tel que *Croc Bite* et l'expansion des réseaux sociaux devraient rendre les signalements des HCC plus rapides et plus faciles (Murillo & Cambronero, 2020), permettant ainsi la collecte de données citoyennes avec une approche basée sur les sciences participatives (Ashepet et al., 2023; König et al., 2021).

3.2.2.3 Sécuriser l'accès à l'eau

La sécurité des populations locales et de leur bétail pour l'accès à l'eau est une préoccupation majeure pour de nombreuses communautés vivant à proximité des zones de présence de

crocodiliens atteignant de grandes tailles. Il est donc impératif de mettre en place des méthodes efficaces pour sécuriser leur l'accès à l'eau. Premièrement, la création de points d'eau alternatifs tels que des puits profonds, de forages, de stations de pompage, et de réservoirs d'eau peut réduire considérablement la dépendance et la vulnérabilité des communautés aux points d'eau naturels (Ashepet et al., 2023; Pooley et al., 2017; van der Ploeg & van Weerd, 2006; Wallace et al., 2011). Ces aménagements peuvent avoir des retombées positives dans la gestion des HCC (van der Ploeg et al., 2011). Deuxièmement, l'installation de barrières physiques, comme des clôtures autour des zones de baignade ou des points d'accès à l'eau, peut empêcher les crocodiles d'entrer dans ces zones, tout en permettant aux humains et au bétail d'accéder à l'eau en toute sécurité (Ashepet et al., 2023; Pooley et al., 2017; Uluwaduge et al., 2018; Vasava et al., 2015). Ces aménagements ont déjà obtenu un certain succès avec des grands carnivores (Eklund et al., 2017; Kissui et al., 2019; Woodroffe et al., 2005) et avec les crocodiles (Amarasinghe et al., 2015; Aust et al., 2009; Stevenson et al., 2014; van der Ploeg, Cauillan-Cureg, et al., 2011). Toutefois, les enclos d'exclusions nécessitent un entretien pour rester fonctionnels (Amarasinghe et al., 2015; Wallace et al., 2011). Il existe des exemples où les constructions n'ont pas été conçues ou entretenues convenablement au point de devenir inefficaces (Ashepet et al., 2023). Il est même arrivé qu'on y trouve des crocodiles (de Silva, 2013). Ces installations sont parfois fabriquées par les communautés avec des ressources locales (tronc d'arbre, branche, roseaux, palmier, épineux, etc...) (de Silva, 2013; Thomas, 2006) et ne garantissent pas toujours une véritable sécurité (de Silva, 2008). Les enclos peuvent également être abîmés par des espèces sauvages (ex : hippopotames) ou rendus inutiles par les fluctuations saisonnières des niveaux d'eau (Ashepet et al., 2023; Aust et al., 2009; Thomas, 2006). Les enclos devraient donc être fabriqués avec des matériaux solides tels que des clôtures métalliques et des barrières en béton pour être résistantes et durables (Aust et al., 2009; Than et al., 2022; Thomas, 2006). Thomas (2006) rappelle aussi l'importance de construire les enclos au moment où l'eau est au plus bas tout en tenant compte du niveau haut attendu.

3.2.2.4 Déplacement et élimination des crocodiles « problématiques »

La capture et le déplacement des crocodiles est une méthode qui consiste à attraper le crocodile, à l'aide de pièges ou d'équipes spécialisées dans la capture, puis à le relocaliser (Leach et al., 2009; Letnic & Nichols, 2008). Cette technique est généralement considérée comme une solution respectueuse de l'animal car elle permet de garder le crocodile en vie, sans cruauté, tout en réduisant le risque pour les communautés. Les crocodiles capturés sont déplacés dans

un habitat plus éloigné des zones d'habitation, ou placés dans des fermes d'élevages comme individus reproducteurs. Dans ce dernier cas la ferme d'élevage gagne un individu reproducteur par la même occasion (Wallace et al., 2011). De plus, l'individu déplacé ne peut plus retourner vers son territoire initial comme cela a déjà été observé lorsque l'individu a juste été relâché dans une nouvelle zone (Letnic & Nichols, 2008; Read et al., 2007; Vyas & Bhavsar, 2009; Walsh & Whitehead, 1993). On a en effet observé chez plusieurs espèces un fort instinct « de retour » (Webb & Manolis, 1989). La translocation de crocodiliens dans un autre environnement naturel présente cependant d'autres limites. La capture et la contention des crocodiles sont hautement stressants pour l'animal et peuvent s'avérer dangereuses voir fatales (Franklin et al., 2003; Molinaro et al., 2022; Seymour et al., 1987). Un bon matériel et des méthodes adéquates de capture et de transport sont nécessaires pour assurer le bien-être du crocodile (Amarasinghe et al., 2015). Wallace et al., (2011) rappellent l'importance de la qualification des équipes de capture afin d'identifier correctement les crocodiles définis comme problématiques et de ne pas prélever de façon excessive de grosses femelles reproductrices. Les sites naturels où sont relâchés les crocodiles doivent être préalablement étudiés pour éviter une surcapacité d'accueil de la zone et d'éviter d'y relâcher un individu d'une espèce que celles déjà présentes, ce qui pourrait entraîner des blessures, voire la mort, de l'individu relâché (Amarasinghe et al., 2015; Wallace et al., 2011). De plus les déplacements des crocodiles transloqués dans un environnement non familier pour tenter rejoindre leur territoire d'origine augmentent les risques de mortalité (ex collision avec des voitures, train....) (Amarasinghe et al., 2015; Brunell et al., 2023). Considérant le nombre important de crocodiliens relâchés dans un nouvel environnement naturel retournant sur leur site de capture d'origine et le niveau de stress élevé engendré, ce type de translocation semble n'être qu'une solution à court terme (Wallace et al., 2011) et avoir un intérêt limité pour la conservation (Brunell et al., 2023). Dans des circonstances extrêmes, l'élimination des crocodiles est réalisée, principalement quand les crocodiles sont considérés comme une menace persistante, qu'il n'existe pas de programme de translocation et sous la pression des communautés (Chomba, 2012; Dunham et al., 2010). Comme le suggèrent Amarasinghe et al., (2015), les agences gouvernementales devraient élaborer et mettre en place un cadre directif des techniques appropriées de capture et de manipulation des crocodiles prenant en compte les considérations de bien-être animal. Un tel cadre pourrait être proposé à l'échelle internationale aux différentes agences gouvernementales concernées.

3.2.2.5 Compensations financières

Les coûts directs associés à la présence de prédateurs peuvent inciter les populations locales impactées à avoir des comportements malveillants (Woodroffe, 2001). Compte tenu des coûts économiques élevés souvent induits par les prédateurs à l'échelle locale, une approche consiste à compenser les coûts au fur et à mesure qu'ils sont encourus par le biais d'une indemnisation directe des personnes affectées (Dickman et al., 2011). Lorsque les crocodiles s'attaquent au bétail ou, plus tragiquement, aux humains, des systèmes de compensation financière ont été mis en place dans certaines régions du monde par les gouvernements et des organisations non gouvernementales comme moyen d'atténuer les tensions entre les communautés locales et les initiatives de conservation des crocodiles (Ashepet et al., 2023; Aust et al., 2009; Stevenson et al., 2014; Tisdell & Swarna Nantha, 2005). Ces compensations sont conçues pour offrir une forme de réparation aux familles ou aux individus qui ont subi des pertes, encourageant ainsi la tolérance envers les prédateurs et réduisant les représailles potentielles (Schwerdtner & Gruber, 2007). Le principe d'indemnisation pour du bétail perdu ne pose pas réellement de problème. Mais ce n'est plus nécessairement le cas quand il s'agit de la perte d'un être humain : pour certaines communautés il n'est pas possible de mettre un prix à une vie humaine (Ashepet et al., 2023). De plus, l'obtention des compensations est parfois longue et compliquée (Ashepet et al., 2023; Stevenson et al., 2014). Enfin, en raison de problèmes de corruption, le montant des indemnités peut être parfois bien plus faible que prévu (Stevenson et al., 2014). Par ailleurs, pour les pertes liées au bétail, certaines communautés pourraient devenir dépendantes des compensations au point de négliger les mesures de préventions pour protéger le bétail. Cela a déjà été observé (Barua et al., 2013; Nyhus, 2016). Pour d'autres communautés, les compensations ne sont pas toujours à la hauteur du préjudice financier subi à cause des crocodiles (Tisdell & Swarna Nantha, 2005). La compensation financière ne semble pas être une mesure d'atténuation adaptée sur long terme.

3.2.2.6 Activité de pêche

L'utilisation de certains filets de pêche en nylon et de hameçons peut causer la prise accidentelle de crocodiliens. Ces interactions non intentionnelles ont des répercussions à la fois écologiques, économiques et sociales. Au niveau écologique, ces captures accidentelles peuvent blesser et parfois entraîner la mort des individus (Amarasinghe et al., 2015; Vasava et al., 2015; Obs pers). Elles peuvent localement contribuer à la baisse de populations de crocodiles déjà très fragiles (Daltry et al., 2005). Économiquement, la détérioration ou la

destruction du matériel de pêche peut représenter une perte financière très importante. Cela peut avoir des conséquences majeures pour les populations humaines locales qui dépendent parfois fortement des ressources halieutiques pour leur subsistance et comme principale source de revenu (Amarasinghe et al., 2015; Aust et al., 2009; Chimbuya & Hutton, 1987; de Silva, 2013; Games & Moreau, 1997; McGregor, 2005). Ces interactions ont aussi un impact social, à cause des accidents parfois fatals, en entretenant et exacerbant la peur et la méfiance envers les crocodiles, entraînant un sentiment de harcèlement (Amarasinghe et al., 2015; Gani et al., 2022; McGregor, 2005). Des solutions existent déjà et pourraient être mises en place, telles que l'adaptation des techniques de pêche, la régulation de l'utilisation de certains types de matériel dans certaines zones (Daltry et al., 2005; Manalo et al., 2016; Miranda et al., 2004; Vasava et al., 2015), l'interdiction de tendre des filets de pêche entre deux rives (Amarasinghe et al., 2015). On peut aussi minimiser les dommages en ne laissant pas les filets déployés toute la nuit, en les surveillant, en les vérifiant toutes les heures pour en retirer le poisson. Cependant, ces dernières mesures sont fastidieuses et augmentent considérablement l'effort et les risques durant la pêche (McGregor, 2005). La création de réserves de pêche pourrait avoir le double avantage de mettre en place des zones sans pression de pêche pour les crocodiliens et de favoriser la reproduction de poisson pour renforcer la ressource halieutique des zones de pêche. De plus, il y a été observé que des crocodiles peuvent localement adapter leur comportement pour échapper à certaines pratiques de pêche (Vasava et al., 2015). Les prises accidentelles de crocodiliens peuvent avoir des impacts écologiques, économiques et sociaux importants. Développer et mettre en place des solutions adaptées est crucial pour la conservation des crocodiles, mais aussi pour le bien-être des populations humaines dépendantes de la pêche.

3.2.2.7 Gestion des déchets

Il a été observé une densité de crocodile plus importante autour des zones où sont jetés les déchets, souvent à proximité immédiate des habitations et villages (Saragih et al., 2020; Tellez & Boucher, 2018). Cela suggère que les crocodiles sont attirés par les odeurs, se nourrissent de déchets et de proies potentielles tels que les rats, oiseaux ou chiens également attirés. Ces zones sont souvent recouvertes d'espèces végétales exotiques et envahissantes où les crocodiles peuvent se cacher (Amarasinghe et al., 2015; Nishan et al., 2023; Pethiyagoda et al., 2015; Pooley et al., 2021). Les déchets de poisson nettoyés par les pêcheurs au bord de l'eau et dans les ports peuvent également attirer les crocodiles (Caldicott et al., 2005; Lindner, 2004; Obs pers). Ces situations augmentent le risque d'interaction négative avec des crocodiliens. La mise

en place d'une gestion adaptée des déchets comme le nettoyage des ordures et l'interdiction de déverser des ordures pourrait limiter les problèmes (Amarasinghe et al., 2015). Il est par exemple illégal de nourrir les alligators au Etat Unis dans les états de Floride, Caroline du Sud et du Texas, afin ne pas les habituer aux humains (Cavalier et al., 2022).

3.2.3 Avantages socio-économiques liés à la présence aux crocodiliens

Les prédateurs sont généralement appréciés à l'échelle mondiale mais ont une valeur économique faible, voire négative à l'échelle locale (Dickman et al., 2011). Pour y remédier, les revenus locaux provenant de la présence des prédateurs doivent être supérieurs aux coûts et inconvénients de la coexistence. Cet objectif peut être atteint en générant d'avantage de revenus et d'avantages sociaux aux populations et en réduisant les coûts localement induits par la présence de prédateurs (Dickman et al., 2011; McManus et al., 2015). Adopter une approche basée sur les bénéfices permettent d'encourager les populations locales à adopter une attitude positive l'égard de la conservation en général et des crocodiles en particulier (Than et al., 2022). La présence des crocodiliens peut induire différents types d'avantages socio-économiques pour les communautés humaines.

3.2.3.1 Ecotourisme

En raison de leur caractère emblématique et charismatique, les prédateurs peuvent apporter des avantages économiques directs liés au tourisme (Ripple et al., 2014). Il existe déjà de nombreux exemples d'activités touristiques liées aux crocodiliens à travers le monde (Cambodge : Daltry et al., (2005) , Phillipines : Manalo et al., (2016), Australie : Macdonald et al., (2017); Muloin, (2023); Ryan & Harvey (2000), Costa Rica : Mylan (2018), Mexique : Foucat (2002), Guyana : Rosenblatt et al., (2021), Ghana : Atanga (2019), Burkina Faso : Ouédraogo et al., (2020), Mauritanie : Tellería et al., (2008), Iran : Rafsanjani & Karami (2011)). Tour en bateau, guide, restauration, hébergement, artisanat, et autres activités touristiques constituent autant de sources de revenus directement ou indirectement liées à la présence du crocodile. Ces activités permettent, quand elles comprennent un volet éducatif, de sensibiliser autant les touristes que les populations locales à l'importance des crocodiles, leur rôle écologique et la nécessité de les protéger (Daltry et al., 2005; Foucat, 2002; R. Manalo et al., 2016; Mylan, 2018; Ryan & Harvey, 2000). En Australie, le tourisme a même participé à la création de zones où la collecte d'œufs et les activités de pêche sont restreintes pour augmenter le nombre d'observation de

crocodiliens (Macdonald et al., 2017). Ces revenus et les activités liées à l'écotourisme peuvent constituer une forte incitation à protéger les habitats des crocodiliens, soutenir une attitude positive à l'égard des crocodiles et d'atténuer les HCC (Daltry et al., 2005; Foucat, 2002; Manalo et al., 2016; Rosenblatt et al., 2021; Ryan & Harvey, 2000; Webb, 2002). Dans la région d'Oaxaca au Mexique, la moitié des revenus de la communauté de Ventanilla est générée par l'écotourisme, dont l'observation des crocodiles constitue l'attraction principale (Foucat, 2002). De même, au Costa Rica, le long de la côte pacifique, le tourisme de vision de crocodile a rendu populaire l'activité d'écotourisme de la petite communauté de Tárcoles (Mylan, 2018). Cependant, certaines de ces activités touristiques peuvent modifier le comportement des crocodiles sauvages et menacer davantage les humains. En effet, certains opérateurs touristiques utilisent des appâts pour attirer les crocodiles et vont même jusqu'à les faire sauter hors de l'eau, ce qui pourrait entraîner une accoutumance et amener les crocodiles à s'approcher voir à sauter sur des bateaux de touristes ou de pêche (voir Green & Giese, 2004; Macdonald et al., 2017; Markwell, 2015). De plus, une récente étude a simulé l'effet des activités touristiques sur les crocodiliens et montré que certaines de ces activités augmentaient les niveaux de corticostérone et de lactate, indicateurs d'un stress physiologique (Mendonça et al., 2023). Comme pour d'autres espèces (Buckley, 2009), un cadre et une réglementation de tourisme responsable doit être mise en place pour les crocodiliens (Macdonald et al., 2017). Pour que les projets d'écotourisme soient un succès, il est crucial de veiller à ce que les populations qui vivent dans les habitats des crocodiles bénéficient de cette manne financière. Le cas contraire est considéré comme un échec pour une activité d'écotourisme (ex : van der Ploeg. et al., 2011). Il semble évident qu'il est possible de développer des activités d'écotourisme grâce aux crocodiliens et de changer par la même occasion l'attitude des populations locales. Toutefois, ces modèles économiques touristiques autour des crocodiliens ne sont pas partout répliquables car le développement de l'écotourisme nécessite une disponibilité des habitats, un soutien local, des infrastructures, une accessibilité et de pouvoir garantir la sécurité des visiteurs dans la région (Macdonald et al., 2017; van der Ploeg et al., 2011b).

3.2.3.2 Elevage domestique de crocodiles

Il existerait plusieurs milliers de petites fermes d'élevage domestique de crocodiles allant de quelques individus à plusieurs dizaines au Cambodge, en Thaïlande et au Vietnam (Daltry et al., 2016). La capture de crocodiles et la récolte des œufs ne sont pas autorisés dans ces pays

mais beaucoup d'éleveurs utilisent des animaux sauvages au lieu d'acheter plus cher des animaux nés en captivité (Platt et al., 2004). Ces fermes ont aussi un impact important pour l'environnement à cause des animaux sauvages (ex : serpent) chassés pour nourrir les crocodiles au Cambodge (Brooks et al., 2010). De nombreux crocodiles présents dans les fermes sont des espèces exogènes ou des spécimens hybridés présentant un risque important de pollution génétique s'ils s'échappent (Simpson & Bezuijen, 2010). Ceci est d'autant plus inquiétant que 20% des fermes d'élevage du Vietnam admettent que des crocodiles se sont déjà échappés (WCS, 2008). La mise en place d'une réglementation adaptée semble difficile voire impossible faute de ressources adaptées et d'une corruption répandue (Daltry et al., 2016).

Pourtant, ces élevages domestiques constituent une potentielle source complémentaire de revenu intéressante pour les populations locales. Ainsi au Vietnam, ces fermes permettent de générer en moyenne plusieurs milliers de dollars de revenu annuel (WCS, 2008). En Papouasie Nouvelle Guinée, un projet similaire de développement de fermes domestiques de crocodiles issus de captures de nouveau nés et juvéniles sauvages avait été mis en place par le gouvernement dans les 1970 dans le but développer une ressource financière complémentaire aux populations locale (Cox, 2010; Fernandez & Luxmoore, 1995). Malheureusement seules 15% des fermes domestiques ce sont avérées raisonnablement rentables (Fernandez & Luxmoore, 1995). En raison notamment des difficultés à nourrir les crocodiles, les éleveurs villageois ont rapidement délaissé l'activité d'élevage au profit de la collecte d'œufs et capture de juvéniles sauvages pour les vendre directement à de grandes fermes d'élevage privées (Hall, 1990; Whitaker & Kemp, 1981).

3.2.3.3 Collecte d'œufs et vente de juvéniles

Le commerce de peaux de crocodile est une industrie pesant plusieurs centaines de millions de dollars avec entre 1 et 2 millions de peaux échangées chaque année, produites pour la grande majorité dans des fermes d'élevage (Caldwell, 2018). Certaines fermes pratiquent le ranching. Elles ne reproduisent pas de crocodilens mais collectent des œufs ou des juvéniles provenant de populations sauvages pour les faire grandir jusqu'à atteindre la taille voulue pour leur utilisation (Daltry et al., 2016). Globalement, la récolte des œufs n'a pas d'impact négatif, même à des taux élevés (Jenkins et al., 2006; Manolis & Webb, 2016). La récolte des œufs est possible car le taux de prédation des nids et des nouveau-nés dans la nature est très élevé. Par exemple, Webb & Manolis, (1993) estiment qu'en Australie seulement 25% des œufs de *C. porosus* éclosent, 54% des nouveau-nés survivent la première année et finalement moins de

1% des individus atteindront la maturité sexuelle. Certaines fermes pratiquant le ranching relâchent une partie des juvéniles (généralement autour de 5%) après quelques années pour compenser la récolte des œufs et renforcer le recrutement des populations sauvages ou à des fins de conservation (Blake & Loveridge, 1975; Leslie & Spotila, 2001; Manolis & Webb, 2016; Webb & Manolis, 1993). Une partie des œufs et des juvéniles vendus aux grandes fermes commerciales sont directement achetées aux populations locales (Hall, 1990; Whitaker & Kemp, 1981) ou via des structures communautaires (Austin & Corey, 2012; Corey et al., 2018; Cox et al., 2006). La littérature décrit des tentatives de mobilisation des populations locales au Zimbabwe dans les années 1970-1980 pour localiser et collecter des œufs de Crocodile du Nil (*Crocodylus niloticus*) afin de fournir des fermes d'élevage (Hutton & Van Jaarsveldt, 1987; Revol, 1995). Cependant ces tentatives se sont heurtées au manque de formation des collecteurs, aux mauvaises conditions de stockage et au fait que les attitudes locales envers les crocodiles avaient peu évolué (McGregor, 2005; Revol, 1995).

3.2.3.4 Chasse pour usage domestique

La pêche et la chasse constituent les principales sources de protéines pour un nombre important de communautés rurales (Béné et al., 2009; Peres, 2000). Des projets de gestion durable des ressources de la chasse et de la pêche ont déjà obtenu des succès (Campos-Silva & Peres, 2016; de Araujo Lima Constantino et al., 2012; Mfunda & Røskaft, 2010). Des quotas de prélèvement légaux de crocodiliens non nouveau-nés ont été définis par exemple en Indonésie dans la région de Tanah Papua pour des individus de *C. novaeguinae* et *C. porosus* destinés à des artisans locaux pour la viande et la peau (Untari et al., 2020), ou encore au Brésil pour la viande (de Lima Franco et al., 2022). L'élaboration, d'une réglementation est essentielle pour contrôler ce type de prélèvement car la chasse des crocodiliens à différentes échelles, sans règle sur la quantité, les lieux, la taille minimale ou le sexe des individus chassés, peut rapidement conduire à l'épuisement de la population (Da Silveira & Thorbjarnarson, 1999; Utete, 2021). En Indonésie, bien qu'il soit difficile de s'assurer que les quotas soit respectés et que les prélèvements réels semblent plus importants que ceux déclarés, les suivis de population sauvage n'ont pas montré d'impact négatif de ces prélèvements (Untari et al., 2020).

3.2.3.5 Chasse sportive

La chasse sportive a dans le passé fourni d'importantes incitations économiques pour la conservation des prédateurs (Packer et al., 2009). Bien que controversée, la chasse sportive peut stimuler la protection des habitats et des espèces qui les composent tout en contribuant à

l'économie rurale (Lindsey et al., 2007). La viande issue de cette pratique peut être distribuée aux populations locales comme source de protéines et apporter des sources alternatives de revenu (White & Belant, 2015). Dans les régions où cette activité est possible, la chasse sportive de crocodiles pourrait offrir des avantages économiques significatifs pour les populations locales (Shirley et al., 2014). En permettant aux chasseurs de participer à des expéditions de chasse moyennant finance, cette activité peut générer des revenus pour les guides locaux, les opérateurs touristiques, les hôtels et les restaurants. De plus, la vente de licences de chasse et les taxes associées contribuent aux revenus gouvernementaux. La chasse sportive peut être durable (Jenkins et al., 2006 dans Shirley et al., 2014) mais il est essentiel de mettre en place des réglementations strictes pour assurer une gestion durable de cette pratique (Loveridge et al., 2007), afin de minimiser la pression sur les populations de crocodiles sauvages (Utete, 2021). En Namibie, cette pratique a déjà été mise en place avec succès pour les communautés locales. Des quotas pour la chasse sportive ont été attribués pour l'élimination de grands crocodiles tout en générant des bénéfices financiers aux communautés locales (A. Cilliers, pers. comm., 2007 cité par Aust et al., (2009).

3.2.4 Commentaire général

Les éléments discutés ci-dessus à titre d'exemples présentent un large panel d'approches dans la conservation des crocodiliens, avec des méthodes de mise en place variées notamment dans l'implication des populations locales. De manière générale, de nombreuses initiatives de conservation n'ont pas atteint leur objectif parce qu'elles n'ont pas suffisamment tenu compte des interactions et des processus sociaux complexes au sein des systèmes socio-écologiques pour motiver et guider les communautés à mettre en œuvre les actions souhaitées (Cumming, 2018; Knight et al., 2008; Wilson et al., 2007). Par exemple, la création de zones protégées excluant l'activité humaine ont souvent été critiquées pour leur approche "top-down" et leur manque de considération pour les communautés locales, entraînant parfois des conflits et des résultats de conservation mitigés (Brockington & Wilkie, 2015). Les biologistes de la conservation ont souvent évité d'aborder ces aspects sociaux et notamment politiques complexes (Cumming & Allen, 2017; Sayer et al., 2008). Bien qu'il ne soit pas toujours évident de concilier les considérations sociales dans la conservation, les biologistes ont la responsabilité éthique de respecter les droits des PAQL à faire partie intégrante du processus de planification (Ban et al., 2013). Bien que la protection de la biodiversité soit un objectif important, la satisfaction des besoins fondamentaux des populations locales doit être un objectif

prioritaire. Intégrer toutes ces considérations est vital pour assurer l'efficacité de la planification de la conservation (Ban et al., 2013).

3.3 L'approche de la conservation communautaire

3.3.1 La conservation communautaire pour atteindre des objectifs de conservation

La conservation communautaire émerge comme une réponse potentielle pour pallier à certaines limites des approches de conservation. La planification des projets et actions de conservation communautaire ont pour objectif de réduire le déclin de la biodiversité de façon socialement responsable en impliquant activement les différentes parties prenantes, en énonçant explicitement des buts généraux et des objectifs spécifiques, puis en proposant des actions pour les atteindre, malgré des ressources financières souvent limitées (Berkes, 2021; Margules & Pressey, 2000; Pressey & Bottrill, 2009). La prise en compte des considérations sociales dans les processus de planification permet d'être plus réaliste, inclusif et durable afin d'atteindre ces objectifs (Ban et al., 2009, 2013). L'intégration des PACL tout au long de ce processus permet également de mobiliser les connaissances locales dans la caractérisation socio-écologique en tenant compte des conditions sociales, culturelles, économiques et politiques de la région d'action (Congreterel & Pinton, 2020; Knight et al., 2006). Bien qu'il ne soit objectivement pas possible de mettre en place des solutions systématiquement gagnantes, l'approche de la CC favorise néanmoins l'obtention de résultats acceptables pour les différentes parties prenantes (Ban et al., 2013; White et al., 2012). En conclusion, l'approche de la conservation communautaire offre une alternative plus holistique et inclusive que les approches de conservation traditionnelles, en reconnaissant l'importance cruciale de considérer les dimensions sociales, économiques et environnementales des PACL dans la mise en place d'initiatives de conservation afin d'en atteindre les objectifs.

3.3.2 Elaboration d'une approche CC

3.3.2.1 Identifier la communauté

L'identification de l'échelle de la communauté est fondamentale pour comprendre et gérer les dynamiques sociales et écologiques spécifiques à chaque contexte. Une compréhension claire de l'échelle de la communauté aide à adapter les stratégies de conservation aux besoins et aux capacités spécifiques de chaque communauté afin de développer des systèmes de gouvernance

adapté et respectueux des droits et des besoins des PACL (Gibson et al., 2005). Le concept de l'approche communautaire peut être abordé de plusieurs façons et à plusieurs échelles, sur le plan spatial, socio-culturel et économique (Barrow & Murphree, 2001; IIED, 1994). En combinant ces différents concepts on obtient un modèle d'une communauté comme étant une entité socialement liée par une identité culturelle commune, vivant à l'intérieur de frontières spatiales définies et ayant un intérêt économique sur les ressources de cette zone. Robert Horwich et Jonathan Lyon soulignent l'intérêt de travailler à l'échelle locale et communautaire, qui peut impliquer un ou plusieurs villages, ainsi que le rôle des ONG's nationales et internationales pour renforcer les ONG's régionales et les regroupements communautaires sur la préparation et la gestion des points-clés de leurs projets. Ils rappellent également l'importance de soutenir ces acteurs de la CC car ils représentent une des meilleures chances de succès en matière de conservation (Horwich & Lyon, 2007). En conclusion, l'identification de l'échelle de la communauté est un élément clé dans la conception et la mise en œuvre d'initiatives de conservation réussies. Elle permet une meilleure compréhension des dynamiques sociales et écologiques, facilite une gouvernance adaptée et efficace, et contribue à la mise en place de systèmes de surveillance et d'application appropriés.

3.3.2.2 Conscience de l'intérêt de la conservation

Il est crucial que les PACL soient conscientes de l'intérêt de la conservation pour assurer leur implication et la pérennité des initiatives. Cette prise de conscience est fondamentale car elle influence directement l'attitude et le comportement des communautés envers les efforts de conservation (Pretty & Smith, 2004). Pour que les PACL soient pleinement conscientes de l'intérêt de la conservation et faire face aux contraintes locales, il est essentiel d'encourager l'éducation et la sensibilisation à l'environnement, de faciliter l'accès à l'information, et d'encourager la participation communautaire dans les projets. Cela implique souvent de travailler avec des leaders locaux, d'adapter les messages de conservation aux contextes culturels spécifiques, de reconnaître et d'intégrer les connaissances traditionnelles dans les stratégies de conservation. Il existe de nombreux exemples où les PA considèrent la conservation comme faisant partie intégrante de leur culture et de leurs pratiques quotidiennes car ils ont des systèmes coutumiers d'utilisation des ressources qui réglementent leurs accès et leurs utilisations, impliquant une gestion de ces ressources (Charles, 2021; Jones et al., 2008). Ces PA gèrent souvent leurs terres de manière compatible avec la conservation de la biodiversité et ont développé une relation durable entre l'homme et le paysage (Garnett et al., 2018). Néanmoins toutes les PACL n'ont pas forcément un fort désir ou une volonté de

maintenant l'environnement naturel (Kohler & Brondizio, 2017). La conscience de l'intérêt de conserver son environnement est d'autant plus importante que les PA ont des droits ou gèrent au moins 37,9 millions de Km² de terres (28,1 % du territoire terrestre) dont 7,8 millions de km² se trouvent dans des aires protégées, englobant environ 40 % des aires protégées terrestres mondiale (Garnett et al., 2018).

3.3.2.3 Implication active des PACL

Reconnaître et respecter les droits des communautés locales, y compris leurs droits sur les terres, à l'autodétermination et à un consentement éclairé, est fondamental pour une approche éthique de la conservation. En impliquant activement les communautés locales, les projets de conservation participent à promouvoir l'équité sociale et à limiter les potentiels conflits (Brosius, 2006). Lorsque les communautés sont impliquées dans la planification et la mise en œuvre des projets de conservation, elles s'assurent que leurs besoins et leurs intérêts soient pris en compte (Agrawal & Gibson, 1999). Comprendre comment la conservation est perçue et ce qui motive les différents PACL à conserver l'environnement ou à agir en tant que gardiens des ressources est nécessaire pour éclairer les politiques, les approches et les pratiques de conservation (Charles, 2021). Un rapport du *Global Forest Coalition* (2018) rappelle l'importance de prioriser les initiatives de gestion territoriale qui émergent des communautés ainsi que de respecter et instaurer les droits des peuples autochtones, des communautés locales et des femmes, incluant le droit de gérer leurs terres et leurs ressources. Les acteurs communautaires locaux peuvent posséder des "indigenous knowledge" parfois très étendus. Ces connaissances peuvent être extrêmement précieuses pour comprendre des écosystèmes complexes et pour élaborer des stratégies de conservation efficaces et adaptées (Berkes, 2004). En impliquant activement les PACL, les projets de conservation doivent se construire sur la base des apports locaux pour bénéficier de cette sagesse locale et de ces compétences, tout en renforçant le sentiment de propriété et de responsabilité envers les initiatives de conservation. Il est nécessaire d'intégrer l'expertise locale pour le succès des projets de conservation car il est peu probable que les agences gouvernementales et la bureaucratie connaissent les spécificités des systèmes de ressources locales (Agrawal & Gibson, 1999).

3.3.2.4 Dégager des avantages et bénéfices

Dans l'approche de la conservation communautaire, il est essentiel que les populations locales tirent des avantages et des bénéfices. Lorsque les PACL bénéficient directement de la conservation, par exemple à travers des emplois, des revenus ou l'amélioration de leur qualité

de vie (santé, éducation, infrastructures locales,...), leur motivation à protéger et à gérer durablement les ressources s'accroît (Berkes, 2004). De plus, cette approche peut également aider à atténuer les conflits entre les humains et la faune, qui sont souvent une source importante de tension dans et autour des zones de conservation (Agrawal & Redford, 2013). Ces bénéfices économiques et sociaux contribuent à réduire la pauvreté et à améliorer les conditions de vie. En améliorant les conditions de vie, les initiatives de conservation peuvent impacté positivement les mentalités dans des communautés, qui voient alors la conservation non pas comme une restriction, mais comme une opportunité de développement créant ainsi un cercle vertueux où conservation et développement humain se renforcent mutuellement (Waylen et al., 2010). Enfin, cela permet de construire des initiatives de conservation plus robustes, équitables et durables, alignées avec les objectifs de développement social et économique.

3.3.3 Avantages

La conservation de la biodiversité soutenue par l'approche de CC offre des options pour améliorer les conditions de vie des générations futures si l'on considère que l'épuisement des ressources, des écosystèmes et des espèces réduit la capacité à réagir aux problèmes futurs tels que ceux liés au changement climatique (Rietbergen et al., 2023). Les projets de CC permettent une gestion et un maintien des ressources (eau, nourriture, etc..) en promouvant une approche agroécologique durable, peuvent être générateurs de revenu, favorise l'autonomisation des communautés et offrent une reconnaissance (parfois officielle) du travail et de l'implication des PACL (Global Forest Coalition, 2018). Les PACL ont souvent une identité culturelle liée à leur environnement. Cette relation entre culture et environnement se traduit par des normes culturelles, éthiques, un système de croyance, une vision du monde, un attachement aux lieux, des pratiques de subsistance coutumières et une perception de la nature qui leur est propre (Watters, 2001). Tous ces aspects jouent un rôle important comme source de motivation pour les PACL à conserver l'environnement (Charles, 2021; Jentoft et al., 2003). Les populations sont aussi plus enclines à protéger ce qu'elles connaissent intéressent, aiment, respectent et qui évoque de la fierté ou de la curiosité (Forgie et al., 2001). La CC favorise l'*empowerment* des PACL, en leur donnant un rôle direct dans la gestion et la conservation de leurs territoires, en augmentant l'efficacité des initiatives de conservation et le respect des réglementations environnementales (Berkes, 2004). Les PACL engagés dans des projets de CC profitent directement des bénéfices générés (Brooks et al., 2013).

3.3.4 Limites

L'approche de CC, centrée sur l'implication des populations locales dans la gestion et la protection de leur environnement, présente cependant plusieurs défis et limites. Tout d'abord, identifier et définir les échelles de la ou des communautés impliquées est complexe en raison de la diversité des dynamiques sociales, culturelles et économiques. Cette hétérogénéité rend parfois difficile l'adaptation des stratégies de conservation aux besoins spécifiques de chaque groupe. La conscience de l'intérêt de la conservation est très variable selon les communautés. Toutes les communautés n'ont pas une compréhension égale ou une volonté de participer activement aux efforts de conservation. La sensibilisation et l'éducation environnementales sont donc essentielles pour atteindre cette prise de conscience, mais elles doivent être adaptées aux contextes culturels et sociaux locaux pour être efficaces. L'implication des communautés locales dans les projets de conservation est également un défi. Cette implication doit respecter leurs droits, y compris les droits fonciers et à l'autodétermination. Cependant, elle peut se heurter à des obstacles tels que la résistance au changement, les conflits d'intérêts (Agrawal & Gibson, 1999; Charles, 2021). L'hétérogénéité intracommunautaire peut comporter des sous-groupes avec des intérêts divergents ou des niveaux d'influence inégaux. Cette hétérogénéité peut également apparaître à l'échelle intercommunautaire (Global Forest Coalition, 2018; Obs pers). Il est donc important que tous les segments de la communauté soient équitablement représentés, c'est essentiel pour la justice sociale et la durabilité des projets de conservation (Brosius et al., 2005). Les objectifs de conservation peuvent entrer en conflit avec les intérêts économiques et sociaux des communautés locales. Les restrictions sur l'utilisation des ressources peuvent être perçues comme limitant l'accès à des moyens de subsistance traditionnels, pouvant ainsi créer des tensions. De manière générale, à l'échelle individuelle les individus font généralement ce qui est dans leur propre intérêt, particulièrement à court terme si par exemple défricher une zone d'habitat est plus avantageux que de la protéger (Ferraro & Kiss, 2002). Il est donc essentiel que les avantages de la conservation soient partagés pour garantir le soutien et l'engagement des communautés locales. La gestion des attentes et des perceptions est également cruciale pour s'assurer que les communautés soient conscientes et en accord les objectifs de conservation. Enfin, et c'est un point important, la dépendance excessive à l'égard des ONG ou des agences internationales pour le soutien financier et technique peut limiter l'autonomie des communautés et rendre les initiatives de conservation moins durables à long terme. Il est important que les communautés développent leur propre capacité à gérer les projets de conservation pour assurer la durabilité et l'efficacité à long terme de ces

initiatives. En somme, bien que l'approche de conservation communautaire offre de nombreux avantages, elle requiert une mise en œuvre rigoureuse, une compréhension profonde des dynamiques communautaires, et une approche inclusive et équitable.

3.3.5 La particularité de l'approche CC pour les prédateurs

La conservation, dont la conservation communautaire en particulier, passe aussi par la gestion et la limitation des conflits homme-animal. Ces conflits, notamment ceux impliquant des tops prédateurs, constituent un des problèmes de conservation les plus répandus aujourd'hui (Dickman, 2010). En effet, malgré le déclin généralisé des populations de grands prédateurs (Estes et al., 2011; Ripple et al., 2014), les *human wildlife conflict* sont en augmentation dans beaucoup de régions à mesure que les populations humaines augmentent et colonisent de nouveaux habitats (Woodroffe et al., 2005). La persécution de ces grands prédateurs s'explique en partie historiquement par la concurrence sur le gibier, la raréfaction des habitats, les attaques de bétail ainsi que sur les hommes, mais aussi par la peur qu'ils véhiculent (Ordiz et al., 2013). Il y a cependant parfois un décalage important entre la perception du risque et le risque réel dans les conflits homme-animal et la culture populaire joue un rôle dans la diffusion et la perception de la dangerosité des animaux (Dickman, 2010). De plus, les attaques directes de prédateurs sont relativement rares par rapport aux autres menaces naturelles qui pèsent sur la sécurité des humains (Kelly et al., 2019). Être exposé à un risque n'est pas nécessairement la même chose qu'y être vulnérable. Les personnes dépendantes d'une seule stratégie de subsistance sont de manière générale plus hostiles aux espèces causant ces conflits que celles disposant de plusieurs sources de revenus (Dickman, 2010). Ces facteurs entraînent des réponses souvent disproportionnées au regard des dommages directs réels causés par la faune (Dickman, 2010).

Les grands prédateurs ont un rôle écologique de mieux en mieux connu sur la structure et la fonction des divers écosystèmes (Glen & Dickman, 2014). Leur absence ou présence a un effet important sur la cascade trophique (Glen & Dickman, 2014; Ripple et al., 2014; Terborgh et al., 1999). Il est primordial que les populations humaines locales soient impliquées dans la résolution des problèmes de conservation des prédateurs à travers les diverses approches de conservation. Pour ce faire, la communication et la collaboration entre les gestionnaires de la faune et les communautés sont essentielles (Sillero & Laurenson, 2001). Bien qu'ils soient parfois une source de conflit avec les populations humaines, les prédateurs comprennent certaines des espèces les plus charismatiques et les plus connues du monde (Dalerum et al.,

2008). Elles offrent des perspectives économiques importantes à travers l'écotourisme, voire pour la chasse commerciale aux trophées (Lindsey et al., 2005, 2007). Les crocodiliens sont à la fois les plus grands prédateurs et les plus grands habitants de nombreux écosystèmes aquatiques (Somaweera et al., 2020). Ils sont présents dans la plupart des écosystèmes d'eau douce des régions tropicales et chaudes du monde et quelques tempérées (Groombridge, 1987; Martin, 2008). Ce groupe taxonomique charismatique composé d'espèces impressionnantes par leur taille, leur comportement, ou pour leur rareté peut également offrir des opportunités économiques.

De nombreux PACL ont des croyances culturelles intégrant les crocodiliens à travers le monde, souvent de façon positive. Dans de nombreuses cultures africaines, les crocodiles sont considérés comme des animaux totems et des symboles de pouvoir spirituel. Selon les croyances, les crocodiles peuvent conférer divers dons, tels que la capacité de se transformer ou de se réincarner en crocodile, d'acquérir une immunité contre leurs attaques, de bénéficier de la protection et de la sagesse des esprits ancestraux qui résideraient en eux et la possibilité d'être sauvé en de situation dangereuse (Pooley, 2016). Au Timor, il existerait des « bons » et des « mauvais » crocodiles qui ont un rôle de messager (Brackhane et al., 2019). Des croyances existent également en Australie (Lanhupuy, 1987), en Papouasie Nouvelle Guinée (Van der Ploeg et al., 2019). et en Asie (Platt et al., 2018). Les croyances culturelles sont un levier puissant et peuvent inciter les PACL à leur conservation (Brackhane et al., 2019; Pooley et al., 2017).

En tant qu'espèce charismatique à fort potentiel d'importance écologique, économique et socioculturelle (Somaweera et al., 2020), les crocodiliens représentent un taxon intéressant et à fort enjeu pour l'approche de CC, autant pour les opportunités économiques relatives à leur présence et la mitigation des HCC que pour les enjeux de conservation d'espèces menacées.

3.4 Exemples de réalisation de programmes de conservation communautaire autour des crocodiliens

3.4.1 Présentation des projets

1. Project CROC Mabuwaya Foundation (Philippines) - *Crocodylus Mindorensis*

En 1999, une petite population résiduelle de crocodile des Philippines (*Crocodylus Mindorensis*) espèce classée en CR sur la liste de l'UICN a été découverte dans la municipalité

de San Mariano, au nord de la région de la Sierra Madre. Un projet de conservation a été lancé en coopération avec le Northern Sierra Madre Natural Park Conservation Project (NSMNP-CP), les gouvernements locaux et l'Isabela State University (ISU). Ces efforts ont été poursuivis dans le cadre du projet CROC en 2002, et la Fondation Mabuwaya a été créée en 2003 dans le but de conserver l'espèce. La population locale est parmi la plus pauvre du pays, composée principalement d'Ilocano, d'Ibanag, de migrants Ifugao et de petits groupes autochtones Kalinga et Agta. Elles sont essentiellement dépendantes de l'agriculture, de la pêche et de l'exploitation du bois. Ces habitats étaient largement déboisés en raison de l'exploitation forestière et de la culture sur brûlis (van der Ploeg et al., 2011a).

Le projet CROC a activement sensibilisé et engagé ces communautés par le biais de campagnes de sensibilisation et d'éducation, avec la fourniture de multiples matériels éducatifs, l'organisation de spectacles culturels et la consultation communautaire impliquant les différents acteurs des communautés tels que les pêcheurs, les agriculteurs et les chefs de village (van der Ploeg, Araño, et al., 2011a). Ces activités ont favorisé la prise de conscience et l'appropriation des enjeux de conservation locale et permis de mobiliser un soutien important pour la conservation des crocodiles, notamment avec la protection des sites de nidification et une diminution importante des actes malveillants envers les crocodiles (Van Der Ploeg et al., 2008; 2011b). Les capacités des autorités locales et des habitants ont été renforcées par des formations et l'application de la législation environnementale a été améliorée. Les communautés ont bénéficié de matériel tel que l'installation de plusieurs pompes pour assurer l'approvisionnement constant en eau potable et également d'un accompagnement pour la restauration d'habitats favorables, l'adaptation à des pratiques agricoles plus durables et un soutien dans la gestion des ressources dont dépendent ces communautés pour leur subsistance (Van Der Ploeg et al., 2008). Toutefois, le contexte social ne permettait pas d'envisager des activités viables d'éco-tourisme capable de générer des bénéfices pour les communautés. Le projet CROC a su instaurer avec succès un climat de confiance entre les autorités, les communautés et les différents partenaires. Il montre aussi que la fierté, l'intérêt et les avantages locaux peuvent motiver les communautés rurales à soutenir la conservation de la faune et de la flore mais également l'importance d'adapter les projets de conservation au contexte spécifique. Enfin, le succès du projet a également pu être mesuré par l'augmentation de la population de crocodiles à San Mariano qui est passé de 12 crocodiles non nouveau-nés en 2000 à 64 en 2009 (Ven et al., 2009), démontrant sa capacité à mettre en place efficacement des programmes destinés à protéger le crocodile des Philippines. La principale menace du CROC semble être

sa dépendance aux financements étrangers qui peuvent être soumis à des fluctuations ou des coupures qui pourraient affecter la durabilité des actions.

2. Siargao Island Protected Landscape and Seascape (SIPLAS), (Philippines) - *Crocodylus Mindorensis*

En 2010, l'aire marine protégée Siargao Island Protected Landscape and Seascape (SIPLAS), située à Surigao Del Norte, aux Philippines, s'est lancée dans une initiative de conservation impliquant l'introduction de 36 crocodiles philippins (*Crocodylus mindorensis*) juvéniles en 2013 dans le marais de Paghungawan, à Barangay Jaboy, dans la municipalité de Pilar, sur l'île de Siargao à Mindanao. L'endroit a été choisi en raison de la disponibilité naturelle des proies et d'habitats susceptibles d'accueillir une population de crocodiles (Mercado et al., 2013). La majorité des résidents de la commune de Jaboy ont créé l'organisation Jaboy Ecotourism and Conservation Organization (JECO) pour protéger et promouvoir les crocodiles des Philippines en tant qu'espèce phare autour d'une activité économique (Bucol et al., 2013).

Une consultation publique a été mise en place avec les élus locaux et la communauté pour approuver le projet et des activités d'éducation et de sensibilisation ont été réalisées avant d'introduire les crocodiles afin d'obtenir l'engagement de la population (Mercado et al., 2013). Différents partenaires locaux, régionaux et nationaux dont politiques ont été impliqués avec succès dans la mise en place du projet montrant notamment une volonté politique de soutenir le développement de ce type de projet. Le renforcement de capacité a permis d'accompagner l'organisation JECO dans la création d'un projet d'écotourisme via des transferts de compétence de gestion, sur la réglementation et formation de guides. Des membres de la JECO ont également été formés pour mettre en place des patrouilles communautaires afin de réduire la pêche illégale pouvant entraîner des prises accidentelles de crocodiles (R. Manalo et al., 2016). Les pratiques de pêche ont également été adaptées pour réduire la pêche intensive au profit d'une pêche plus durable pour la consommation locale.

Les principales difficultés rencontrées ont été la mise en place d'une activité d'écotourisme durable afin de garantir des moyens de subsistance alternatifs et la modification des pratiques de pêche pour éviter les prises accidentelles de crocodiles tout en produisant une ressource suffisante de poisson. En effet, des cas de crocodiles pris en piège dans des filets de pêche et des hameçons posés par des pêcheurs d'un autre village ont été rapportés (Bucol et al., 2013).

3. O'Som Community Conservation Project (Cambodge) – *Crocodylus siamensis*

From (Daltry et al., 2005)

Projet lancé en 2001 pour protéger l'une des dernières populations connues de crocodile du Siam (*crocodylus siamensis*), espèces classées en CR dans la commune d'O'Som avec une population marquée par une pauvreté extrême et une pénurie de ressources. Les facteurs qui menacent ce petit crocodilien sont le braconnage, la perte d'habitat, les stratégies destructrices pour l'acquisition de nourriture et d'argent, la construction d'une nouvelle route en 1999 qui expose la commune aux marchands d'animaux sauvages, et l'afflux non réglementé de travailleurs et d'entrepreneurs qui ne respectent pas les coutumes de la communauté en matière de protection des crocodiles. Dans ce contexte difficile, l'administration forestière, Fauna and Flora International, une ONG locale nommée CEDAC et les dirigeants de la commune d'O'Som ont créé un projet pour conserver cette population de crocodile.

La communauté a été activement impliquée dans toutes les étapes du projet, de sa conception à sa réalisation, par exemple avec la réalisation d'une cartographie participative sur l'utilisation des terres, la mise en place de consultations publique sur les besoins et les préoccupations de la population. Mais elle a également contribué à la réalisation d'ateliers de réflexion sur la création d'un sanctuaire pour les crocodiles avec son plan de gestion et son règlement validé par l'ensemble de la communauté. Les capacités de la communauté ont été renforcées en éducation à l'environnement, en agriculture et en gestion des ressources naturelles avec la formation d'enseignants, d'agriculteurs pour améliorer la production de nourriture tout réduisant son impact et de gardes. Elle a aussi bénéficié d'un accompagnement pour la commercialisation des produits agricoles et le développement d'autres sources durables de revenu (ex : cardoamones sauvage (*Amomum krevanh*), plante médicinale et écotourisme). Un comité de gestion des ressources naturelles a été créé, dont les membres ont été démocratiquement élus et ont ensuite reçu une formation dans le but de gérer les ressources et garantir une gestion équitable et transparente des revenus. La communauté bénéficie de retombées positives du projet avec une augmentation significative de la sécurité alimentaire, des revenus assurés par des moyens durables (commercialisation de la production et des ressources naturelle, tourisme), la création d'emploi de gardes. La mise en place d'un fond communal permet également qu'une partie des bénéfices soit directement utilisée pour la communauté (ex : clinique médical et argent dans la conservation). Le projet a permis la

création d'un sanctuaire de crocodiles de plus de 200ha avec le soutien de la communauté. Une augmentation importante du nombre de crocodiles a déjà été observée ainsi qu'une réduction notable des activités de chasse. Le niveau d'appropriation du projet par la communauté est élevé, avec notamment l'émergence d'initiatives d'écotourisme et de patrouilles conjointes avec les agents des eaux et forêt.

4. Sepik Wetlands Management Initiative (SWMI) (Papouasie nouvelle guinée) - *Crocodylus porosus* et *Crocodylus novaeguineae*

From (Cox et al., 2006; Programme (UNDP), 2012)

Depuis 2001, les communautés des principales zones de reproduction de crocodiles de la province du Sepik en Papouasie Nouvelle-Guinée ont créé l'initiative de gestion des zones humides du Sepik (SWMI). Le SWMI une organisation communautaire dont l'objectif est de promouvoir l'utilisation durable des zones humides, notamment via la conservation des populations de crocodiles et de leurs habitats pour la récolte des œufs de crocodiles marins (*Crocodylus porosus*) et de crocodiles de Nouvelle-Guinée (*Crocodylus novaeguineae*). En effet, les zones humides favorables au crocodile étaient fréquemment dégradées voir détruites car brûlées à des fins agricoles ou pour la chasse afin de subvenir aux besoins des populations locales.

Les populations locales ont été sensibilisées via des campagnes sur l'importance des zones humides, la mise en place d'un festival annuel sur le thème des crocodiles pour promouvoir l'importance des crocodiles et leur intérêt culturel. Des cartographies participatives ont également activement joué un rôle dans la sensibilisation et ont permis de mieux connaître les zones de nidification, leur tendance et l'utilisation des habitats. Suite à cela, une forte réduction des activités de brûlage des zones humides a été observée et a favorisé la régénération d'habitats favorables aux crocodiles. Des discussions avec les communautés ont été établies pour examiner les préoccupations socio-économiques liées à la conservation pour maintenir un consensus sur la stratégie de gestion. Le SWMI a renforcé les capacités des populations en proposant une assistance aux initiatives d'utilisation durable et de restauration des zones humides, et un soutien à la mise en place d'élevages domestiques pour vendre ensuite les juvéniles à des élevages commerciaux ou pour produire des peaux. La population a également été formée à la collecte des œufs afin d'augmenter le taux d'éclosion et garantir une récolte durable. Des formations au suivi nocturne de crocodiles ont été réalisées pour renforcer leur participation et sensibiliser à l'approche scientifique.

La récolte des œufs est durable grâce à la mise en place de quota, en priorisant la collecte des œufs sur les zones vulnérables aux inondations et en protégeant dans la mesure du possible les nids non récoltés. Le suivi de la population de crocodiles est assuré par des comptages aériens financés par le gouvernement et des suivis nocturnes. Ces suivis ont révélé une augmentation constante de la population de crocodiles et permis une augmentation des quotas de récolte des œufs passant de 3 465 en 2002 à 13 491 en 2006. L'activité de collecte est réalisée sur une zone de près de 1,5 millions d'hectares de zone humide, considérée comme biologiquement bien conservée et a une capacité d'expansion pour dépasser les 2 millions d'hectares.

Dans de nombreuses communautés, l'utilisation des crocodiles est considérée comme la ressource de subsistance et de développement économique la plus importante. Pour les communautés impliquées, les bénéfices économiques liés à la vente d'œufs et de peaux sont évalués à plus de 123 000 dollars annuellement. Les revenus générés ont été principalement utilisés pour financer des besoins essentiels et des projets de développement tels que l'éducation, la création de petites entreprises, l'installation de systèmes d'eau potable, les soins médicaux, la construction d'écoles et la rénovation de bâtiments traditionnels. Le SWMI œuvre en priorité pour le développement des récoltes dans les communautés éloignées manquant souvent d'opportunité économique et travaille étroitement avec plus de 50 communautés, impliquant les acteurs locaux, internationaux et gouvernementaux, les ONG et les entreprises privées, pour assurer un développement harmonieux et durable.

Bien que le projet ait permis la mise en place d'une utilisation durable des zones humides mutuellement bénéfique pour le développement communautaire, la conservation de la biodiversité et le commerce, le projet n'est pas sans défi. Sa viabilité économique est sensible aux fluctuations du marché mondial des peaux de crocodile, au maintien d'un taux d'éclosion élevé, donc de personnel formé et qualifié, et nécessite de continuer les suivis de population pour surveiller l'impact des récoltes sur les populations de crocodiles.

5. Bawinanga Aboriginal Corporation (Australia) - *Crocodylus porosus*

From (Austin & Corey, 2012; Corey et al., 2018)

La Bawinanga Aboriginal Corporation (BAC) a été créée en 1979 et appartient aux autochtones. Elle a mis en œuvre avec succès des programmes impliquant l'utilisation durable de tortues d'eau douce (*Chelodina rugosa*, Fordham et al., (2007)), de plantes indigènes (Gorman et al., 2008) et des crocodiles marins (*Crocodylus porosus*), dans l'économie locale. Le programme

relatif aux crocodiles prévoit la récolte d'œufs dans une réserve aborigène de 9,4 millions d'hectares dans la région de Arnhem Land dans les territoires du Nord pour le commerce d'œufs et l'incubation pour la vente de nouveau-nés à des fermes commerciales.

La BAC dispose d'un quota annuel de 2 700 à 3 000 œufs par an, défini par le gouvernement. Le paiement d'une redevance est effectué aux propriétaires autochtones pour chaque œuf collecté sur leur terre. Les revenus de la collecte d'œufs ont augmenté dans le temps notamment grâce l'augmentation de la valeur commerciale des crocodiles nouveau-né. Depuis 1989, la collecte des œufs a ainsi injecté plus 340 000\$ dans l'économie de la région, ce qui correspond à une somme importante dans un contexte où l'économie de ces territoires éloignés est très peu développée. La BAC a créé des emplois valorisant les compétences et savoirs locaux sur les sites de nidification, les habitats et le comportement des crocodiles. Le passage d'une récolte uniquement de subsistance à une récolte visant l'obtention d'argent ne s'est pas traduit par une exploitation accrue, l'argent n'a pas incité la surexploitation et la maximisation de la récolte autorisée. Malgré 26 ans de récoltes d'œufs, une augmentation de l'abondance des crocodiles a été observée (Fukuda et al., 2011) démontrant que l'exploitation des crocodiles se situe dans des niveaux durables. La rentabilité de la BAC est marginale. Le revenu annuel moyen de l'entreprise associé à cette activité est de 17 000\$ (jusqu'à 42 700\$ en 2010) dont 5 600\$ (jusqu'à 21 400\$ en 2010) de redevance donnée au propriétaire terrien. Mais les avantages vont bien au-delà des résultats purement économiques. La collecte des œufs a permis l'implication active des populations locales, la mobilisation de leurs compétences et savoirs, la réduction des menaces des habitats des crocodiles, le renforcement des capacités communautaires en matière de gestion des ressources naturelles et le maintien des populations dans leurs domaines traditionnels. Ces avantages moins tangibles peuvent dépasser les avantages financiers directs, dans un contexte comme celui-ci. La tolérance du public à l'égard de la population croissante de crocodile repose en partie sur leur valeur économique.

Toutefois, la BAC est confrontée à la demande du marché et doit pouvoir subvenir à la demande en offrant une chaîne d'approvisionnement fiable afin de maintenir une entreprise économiquement et culturellement viable. La collecte peut être variable d'une année sur l'autre et l'augmentation du prix d'achats des œufs pourrait amener les fermes de crocodiles à mettre en place des programmes d'élevages qui pourraient impacter les initiatives de conservation des crocodiles sauvages et de leurs habitats ainsi que les avantages pour les communautés autochtones. Les taux d'éclosion de la BAC sont relativement faibles comparés à d'autres

structures privées, en raison d'un personnel initialement insuffisamment qualifié et investi, mais ont pu être améliorés grâce à une formation continue du personnel. La bureaucratie et la réglementation australienne sont en pratique lourdes, limitantes et non adaptées au contexte local (régions reculées appartenant aux autochtones) et constituent également un frein au développement de l'activité économique.

3.4.2 Résumé global des projets

Ces projets de CC appliqués aux crocodiliens mettent en évidence certains aspects cruciaux pour le succès de la mise en place de projets de conservation réussis. En premier lieu vient l'importance de pouvoir instaurer un climat de confiance et de respect, ainsi que la reconnaissance des droits des populations autochtones sur leur terre et leurs ressources pour la mise en place des projets. Viennent ensuite l'intérêt et la nécessité de créer des partenariats et d'impliquer différents acteurs (gouvernement, locaux, ONG, communauté, privé...). Enfin il est important de veiller à l'adaptation des projets au contexte et caractéristiques propres à chaque communauté et de mobiliser les savoirs locaux. Ces projets ont démontré qu'il était possible de créer un sentiment de fierté et d'acceptation envers les crocodiles grâce à diverses campagnes ciblées de sensibilisation et en utilisant des leviers culturels motivant les communautés à soutenir durablement et activement les efforts de conservation. Ils permettent aussi d'augmenter considérablement les connaissances des locaux sur les crocodiliens et d'apprendre de leurs savoirs, d'implémenter des changements dans les comportements et les pratiques qui pouvaient être néfastes pour les crocodiles ou leur environnement et enfin de générer durablement différentes sources de revenus, créer des emplois et d'apporter divers avantages aux communautés tout en préservant les habitats. Certains projets ont activement participé au maintien des populations autochtones dans leurs domaines traditionnels. Il y a eu une diminution quasi-systématique des actes de déforestation, de braconnage et d'actes malveillants envers les crocodiliens. Enfin et surtout, suite à la mise en place de ces projets, les populations de crocodiliens ont eu tendance à augmenter. Cependant, ces projets sont confrontés à des défis, tels que la dépendance aux financements étrangers qui peuvent évoluer, les difficultés d'établir un écotourisme durable, la sensibilité aux fluctuations du marché du commerce de peau et dans certains cas les besoins de formation continue pour assurer la viabilité économique des projets.

3.5 Evaluation des projets

A ce jour, peu d'initiatives de conservation communautaire ont publié des évaluations complètes (Brichieri-Colombi et al., 2018). Les projets manquent souvent de suivi et d'évaluation à long terme (Horwich et al., 2004). Aussi, le déficit de rapports et d'articles standardisés sur ces projets limite les possibilités de réaliser des analyses systématiques (Brooks et al., 2013). Toutefois, malgré le caractère lacunaire des informations disponibles dans la littérature et les biais que cela induit, ce type d'étude commence à exister. Ainsi, Brooks et al., (2013) ont effectué une analyse multivariée des résultats de projets basés sur les articles publiés complétée par un questionnaire envoyé aux auteurs de ces publications, tandis que Brichieri-Colombi et al., (2018) proposent une évaluation standardisée des projets de conservation communautaire basée sur un questionnaire destiné aux acteurs de tels projets.

Les projets de conservation des crocodyliens présentés précédemment étaient suffisamment renseignés pour que l'on puisse évaluer s'ils remplissent les principes de l'approche de la CC. Cependant, le contenu des articles et rapports des projets sélectionnés ne donne pas suffisamment d'informations pour pouvoir appliquer pleinement les méthodes d'évaluation citées plus haut. C'est pourquoi je propose une évaluation simplifiée à partir des critères du questionnaire de Brichieri-Colombi et al., (2018) sur la base des informations disponibles sur ces projets. Ces critères seront évalués de façon qualitative (oui, non, non disponible ou information insuffisantes) au lieu d'être semi-quantitatifs (0,1,2 ou 3) comme dans le questionnaire original. La formulation de l'ensemble des critères a également été reprise afin de pouvoir répondre de façon qualitative. Enfin, les critères permettant de justifier la classification des projets comme relevant de l'approche de conservation communautaire ont été colorés en bleu, en se basant sur les travaux de (Berkes, 2021) (Table 1).

Critères	Projets				
	Projet 1 Project CROC Mabuwaya Foundation (Philippines)	Projet 2 Siargao Island Protected Landscape and Seascape (SIPLAS), (Philippines)	Projet 3 O'Som Community Conservation Project (Cambodge)	Projet 4 Sepik Wetlands Management Initiative (SWMI) (Papouasie Nouvelle Guinée)	Projet 5 Bawinanga Aboriginal Corporation (Australia)
Tendance de la cible de protection en augmentation	Oui	Oui (Création d'une nouvelle population)	Oui	Oui	Oui

Critères	Projets				
Baisse des menaces pesant sur la cible de protection	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Amélioration de la qualité de l'habitat du taxon visé par la protection	Oui	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui	Oui
Avantages pour la biodiversité ou le capital naturel à plus grande échelle	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Connectivité / viabilité de la cible de protection	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui	Oui	Oui
Intégrité structurelle de la cible de protection	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante
Contrôle et influence des menaces par le projet	Oui	Oui	Oui	Oui	Non disponible ou information insuffisante
Accès a des facilitées (ex: eau potable, soins de santé, école)	Oui	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui	Non disponible ou information insuffisante
Création d'emplois	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Renforcement des capacités	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Favoriser la diversité culturelle / respect des croyance et connaissance traditionnel	Oui	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui
Respect des droits des communautés sur les terres et les ressources	Oui	Oui ?	Oui	Oui	Oui
Capacité à faire respecter les règles et règlements lié au projet	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui	Oui	Non disponible ou information insuffisante
Équilibre décisionnel entre la communauté locale et les parties prenantes externes	Oui	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui	Oui
Équité du partage des bénéfices	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui	Oui
Durabilité économique	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui	Oui
Diversification des revenus	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui	Oui

Critères	Projets				
	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante
Capital social pour résoudre les problèmes	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante
Sensibilisation à l'écologie	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Investissement émotionnel	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Lien tangible entre les résultats biologiques et socio-économiques	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Oui	Oui
Perception locale de l'interdépendance entre les résultats biologiques et socio-économiques	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Non disponible ou information insuffisante
Investissement des gains socio-économiques dérivés du projet dans la conservation	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante	Oui	Non disponible ou information insuffisante	Non disponible ou information insuffisante

Table 1 : Evaluation simplifiée de la méthode Brichieri-Colombi et al (2018). Appliquée sur les projets de CC crocodiliens présentés. Les cellules en bleu correspondent aux critères de validation de l'approche CC.

Les résultats de cette évaluation simplifiée, basée sur la méthode de Brichieri-Colombi et al., (2018), montre que l'ensemble des projets remplissent suffisamment de critères de la CC (critères bleus) pour être considérés comme tels. Les PACL ont été activement impliquées dans ces projets, avec succès, leur mentalité envers les crocodiliens a positivement évolué et leurs capacités ont été renforcées, entraînant un soutien tangible pour la conservation. D'autres critères montrent que ces projets semblent avoir eu des résultats particulièrement positifs sur les objectifs de conservation des crocodiliens. En effet, les effectifs des espèces de crocodiliens ciblées ont tous augmenté en tendance après la mise en place des projets. Il est en de même pour la qualité de leurs habitats qui s'est améliorée. De plus, les menaces pesant sur les populations de crocodiliens ont toutes baissé. Les résultats de ces projets semblent particulièrement remarquables car en plus de l'obtention de résultats positifs sur le plan écologique, ces projets ont obtenu des résultats positifs sur le plan social et économique. Cette analyse suggère que les projets de conservation communautaire axés sur les crocodiliens peuvent être efficaces et montre l'importance de l'attention à porter au contexte particulier à chaque projet.

3.6 Commentaire spécifique sur l'activité de collecte d'œufs et vente de juvéniles

Des organisations communautaires comme la Sepik Wetlands Management Initiative en Papouasie Nouvelle Guinée (projet 4) et la Bawinanga Aboriginal Corporation en Australie (projet 5) ont mis en place avec succès des programmes d'exploitation durable d'œufs de crocodile sauvage par les communautés locales. Ces projets ont apporté une source de revenu importante pour ces communautés (Corey et al., 2018), allant dans certains cas jusqu'à doubler leurs revenus annuels (Cox et al., 2006). Au-delà de l'aspect purement économique, les connaissances sur les crocodiles, la conscience de l'importance de les préserver et celle de conserver leur habitat ont été considérablement renforcées ainsi que l'appropriation par la communauté d'une gestion locale des ressources (Corey et al., 2018 ; Cox et al., 2006). Dans ces deux cas, les populations de crocodiles sauvages ont augmenté dans les zones naturelles exploitées depuis que les projets ont été initiés et le nombre d'œufs collectés a pu augmenter en conséquence. Ces initiatives démontrent que les programmes d'utilisation durable de crocodiles sauvages gérés par les communautés peuvent avoir des effets bénéfiques pour la conservation et améliorer les moyens de subsistance des populations locales, à condition qu'ils soient gérés, commercialisés et soutenus de manière appropriée.

Bien que ces projets démontrent que ces activités peuvent être écologiquement et économiquement rentables, qu'elles peuvent être localement durables, la collecte d'œufs et la vente de juvéniles sont confrontées à la loi du marché mondial. Elles doivent pouvoir subvenir à la demande en offrant une chaîne d'approvisionnement fiable aux fermes d'élevage pour répondre aux exigences et maintenir les obligations contractuelles de l'industrie du cuir. L'approvisionnement en œufs et en juvéniles est variable d'une année sur l'autre et l'augmentation du prix des œufs pourrait amener les fermes de crocodiles à mettre en place leur propres programmes d'élevages pour sécuriser la chaîne d'approvisionnement. Cela réduirait alors leur dépendance et leurs besoins en œufs prélevés dans le milieu naturel et mettre en péril les initiatives communautaires de conservation des crocodiles sauvages et de leurs habitats ainsi que les avantages pour les communautés (Corey et al., 2018).

Les projets de collectes et de ventes de juvéniles issus de la récolte de populations sauvages par des communautés locales devraient bénéficier du soutien de l'industrie du luxe et des fermes d'élevage de crocodiles. La mise en place d'un « label » pour le commerce équitable pourrait valoriser les peaux de crocodiles issus de prélèvement sauvage durable par les

communautés, développant une économie locale tout en soutenant la conservation des crocodiliens et celle de leurs habitats. Ce type de valorisation pourrait offrir un avantage à toute les parties prenantes (communauté, ferme d'élevage, industrie du cuir et consommateurs) en promouvant une activité économique durable et éthique, une meilleure image de cette industrie ainsi qu'un argument de vente supplémentaire pour les consommateurs sensibles à ces démarches. Ce genre d'initiative, si mis en place, pourrait stimuler et soutenir cette approche de collectes à long terme et promouvoir activement le travail des communautés et la conservation. Ce type de commerce équitable a déjà démontré son utilité pour l'utilisation durable d'autres ressources naturelles et doit être considéré comme une contribution significative pour le développement du bien-être des communautés (Le Mare, 2008). Par exemple, Morsello, (2002), a examiné la production d'huile de noix du Brésil par le PA de Kayapoi en Amazonie, en partenariat avec Body Shop. Elle a révélé que le commerce équitable offrait plus de sécurité et de meilleurs revenus.

3.7 Limites et critiques mises en évidence dans ces projets

D'après les informations disponibles, ces projets, au même titre que la plupart des projets de conservation, sont ou ont été dépendants au financement étranger. Cette dépendance peut impacter la viabilité des initiatives en raison des potentiels fluctuations ou arrêts de ces financements. Développer et mettre en place des activités génératrices de revenu est important pour augmenter *l'empowerment* des communautés dans la gestion de leurs ressources et pour limiter, voir se soustraire à, la dépendance aux sources étrangères de financement. Les exemples d'utilisation durable des crocodiliens des projets 3 (O'Som) et 4 (Sepik) via le tourisme, la collecte d'œufs et la vente de juvéniles ont montré qu'il est possible de générer durablement des revenus et obtenir des avantages au développement. Tandis que les projets 2 (Siargo) et 5 (Bawinanga) qui ont également développé des activités similaires peinent à être rentables. C'est pourquoi il est également impératif de diversifier les activités génératrices de revenus au-delà des crocodiliens. Les projets 1 (Croc) et 3 (O'Som) ont développé des activités agricoles et d'utilisation d'autres ressources naturelles durables, génératrices de revenu. Cette stratégie de diversification permet aussi de se protéger de certains aléas tels qu'une baisse, voire un effondrement, du tourisme dans la région ou les fluctuations du marché du commerce de peaux.

Ces projets montrent que le caractère contexte-spécifique imposé par les caractéristiques culturelles, sociales, politiques, juridiques, économiques et environnementales uniques à

chaque communauté et territoire rend la répliquabilité des projets complexe. Cela nécessite une approche adaptable et flexible pour prendre en compte les spécificités locales afin de pouvoir concilier au mieux les objectifs de conservation avec les objectifs de développement pour répondre aux besoins des PACL. La répliquabilité des projets de conservation communautaire peut être facilitée par une documentation approfondie des bonnes pratiques, une communication régulière entre les acteurs de la conservation à différentes échelles ainsi qu'un engagement à partager les connaissances et les expériences acquises dans les différents contextes.

On retrouve peu d'informations sur les potentiels HCC notamment pour les projets 4 (Sepik) et 5 (Bawinanga) où les communautés coexistent avec des populations de *Crocodylus porosus* en augmentation. Le projet 5 montre une augmentation de la tolérance du public l'égard de la population croissante de crocodiles qui repose en partie sur leur valeur économique, tandis que dans le projet 4 on observe une augmentation des fréquences des conflits entre les populations locales et les crocodiles adultes, désormais moins méfiants et dont le nombre de grands individus a augmenté.

Au seul regard de la littérature, peu de projets de conservation des crocodiliens semblent appliquer l'approche de la CC, ou alors ne sont pas suffisamment documentés pour que l'on puisse les caractériser comme tels. Il est néanmoins plus que probable qu'elle soit plus répandue qu'il n'est actuellement rapporté dans la littérature disponible. Les projets présentés ont tous obtenu un certain succès, ce qui pourrait sous-entendre que d'autres initiatives, qui ont échoué, n'ont pas donné lieu à des rapports ou publications scientifiques. Ce manque de bibliographie, laissant supposer un biais du survivant ; est préjudiciable car les projets avortés ou qui n'ont pas obtenu les résultats voulus peuvent fournir de précieuses informations. Leur documentation contribuerait à l'enrichissement de la littérature scientifique et permettrait ainsi de développer une compréhension globale des obstacles et limites de l'approche communautaire qui pourrait enrichir et orienter de manière plus efficace les politiques de conservation des crocodiliens. Il devrait être possible d'étudier la CC appliquée aux crocodiliens de façon plus exhaustive et pertinente en développant des questionnaires standardisés comme celui de Bricchieri-Colombi et al. (2018) à destination des acteurs de la conservation des crocodiliens pour réaliser des enquêtes. Ces enquêtes permettraient sans doute de mettre en lumière un plus grand nombre d'initiatives et surtout de pouvoir réaliser des analyses plus poussées grâce l'obtention d'un plus grand nombre de données, standardisées et diversifiées.

3.8 Conclusion

La conservation des crocodiliens constitue un défi majeur, tant pour leur rôle dans les écosystèmes aquatiques que pour les conflits potentiels qu'ils représentent pour les populations humaines. Les méthodes traditionnelles de conservation, souvent top-down et menées par des organisations externes, n'ont pas suffisamment démontré leur efficacité et ont parfois même engendré localement des conflits sociaux. L'approche centrée sur la conservation communautaire implique activement les populations locales dans la gestion durable et la protection des crocodiliens à long terme. Intégrer l'approche communautaire dans la mise en place de projet, misant sur l'engagement et la participation des communautés locales, semble offrir une voie prometteuse pour la gestion durable des populations de crocodiliens. Les quelques projets présentés dans ce chapitre ont montré qu'il était possible de changer localement les attitudes et de motiver les populations à soutenir des programmes de conservation des crocodiliens. Les avantages économiques ne constituent pas le seul élément de motivation, ni forcément le plus important. Des valeurs culturelles telles que la fierté, l'intérêt et le plaisir peuvent constituer une incitation importante pour la mise en place de programme de conservation. Ils ont également démontré que des projets communautaires d'utilisation durable des crocodiliens pouvaient être mis en place avec succès, avec des retombées socio-économiques importantes pour les populations locales.

Au-delà de l'utilisation des crocodiliens, il est possible de développer d'autres moyens de subsistance alternatifs et durables, permettant de réduire la dépendance des populations locales aux écosystèmes aquatiques qui constituent les habitats des crocodiliens. La plupart de ces programmes de conservation communautaire ont permis d'observer le maintien ou l'augmentation de leur population de crocodiliens. Cependant, ces programmes ne peuvent pas être simplement répliqués. La mise en place de l'approche de la CC dans un projet de conservation nécessite une planification minutieuse et la prise en compte de nombreux éléments, nécessitant une approche contextuel socio-économique et écologique propre à chaque milieu et communauté. La stratégie à adopter et les possibilités sont très contexte-dépendantes. Ce travail de planification et d'adaptation d'une approche adaptée permettra de maximiser les chances de succès lors de la mise en place et la pérennisation des actions engagées. On manque cependant de recul sur les approches de conservation communautaire appliquées aux crocodiliens, ainsi que d'évaluation globale et de suivi à long terme. Des études plus approfondies s'avèrent nécessaires. Adopter une démarche transdisciplinaire qui intègre

les perspectives des sciences sociales et celles de l'écologie pourrait enrichir significativement notre compréhension de la conservation CC appliquée aux crocodiliens.

4 Chapitre II - Apport des drones comme nouvel outil d'inventaire et de suivi de populations de crocodiliens

Dans ce chapitre je vais traiter les deux dernières des trois questions posées dans mon introduction :

- **Question 2** : Les drones peuvent-ils être utilisés comme un outil standardisé de détection et de suivi de populations de crocodiliens ?
- **Question 3** : Peut-on utiliser les drones pour mesurer et estimer précisément les crocodiliens de façon standardisée afin d'étudier la structure démographique de leurs populations ?

4.1 Introduction

La détermination de la structure démographique des crocodiliens dans une population est essentielle pour comprendre sa dynamique afin de concevoir et mettre en œuvre des plans de gestion adaptés. Cependant, les crocodiliens et leur histoire naturelle unique posent de nombreux défis aux chercheurs et aux gestionnaires qui cherchent à inventorier et suivre les populations de crocodiles, afin de déterminer l'efficacité des programmes de conservation via des protocoles de surveillance établis. Ils sont cryptiques, principalement nocturnes, principalement aquatiques et, dans les endroits où vivent plus d'une espèce, présentent souvent un cloisonnement tel que la meilleure méthode d'inventaire pour une espèce n'est pas toujours la meilleure pour les autres (Shirley & Eaton, 2012). Les inventaires sur les crocodiliens sont généralement réalisés sous forme d'enquêtes diurnes ou nocturnes par projecteurs à partir d'un bateau ou à pied (Fukuda, et al., 2013a; Shirley & Eaton, 2012), parfois à l'aide d'aéronef habité (Combrink et al., 2011). Bien que ces méthodes à pied ou en bateau aient prouvé leur efficacité (Ferreira & Pienaar, 2011; Shirley et al., 2012), elles sont néanmoins limitées par l'hétérogénéité structurelle de l'habitat et l'inaccessibilité de nombreux habitats de zones humides. Elles prennent du temps et nécessitent souvent des ressources humaines importantes. Ces protocoles de suivi diurnes et nocturnes reposent également sur des classifications subjectives de la taille des crocodiles, potentiellement très biaisées, à partir d'observations directes (Choquenot & Webb, 1987; Combrink, 2004; Fukuda, et al., 2013b; Woodward & Moore, 1993) ou nécessitent la capture d'animaux pour des mesures directes. C'est une méthode coûteuse, qui pose des problèmes logistiques, exige un savoir-faire et s'accompagne de risques et de stress pour les chercheurs comme pour les animaux (Montague, 1984).

Pour s'affranchir de certaines de ces contraintes, les drones apparaissent comme une opportunité, avec des coûts potentiellement très inférieurs à ceux des méthodes traditionnelles. Les drones sont un outil de plus en plus utilisé dans la science de la conservation et la gestion des ressources naturelles, et révolutionnent déjà la recherche sur la faune et les habitats (Evans et al., 2016). Les drones présentent plusieurs avantages par rapport aux méthodes d'observation traditionnelles : ils peuvent collecter des images à très haute résolution, conservables à long-terme (McEvoy et al., 2016), sont moins chers et plus sûrs que les hélicoptères et les petits avions de brousse (Ogden, 2013; Zahawi et al., 2015). Ils peuvent effectuer avec succès des vols autonomes et standardisés sur des distances parfois importantes (Floreano & Wood, 2015; Ventura et al., 2016), ce qui permet aux chercheurs d'accéder à des zones dangereuses ou éloignées, inaccessibles par voie terrestre ou aquatique, et d'approcher des espèces difficiles en toute sécurité (Gademer et al., 2009). Par ailleurs, même s'il s'agit d'une technologie de pointe, les drones grand public, disponibles dans le commerce, possèdent des caractéristiques techniques suffisantes pour la majorité des applications en conservation, et sont relativement faciles à piloter, ne nécessitant qu'une formation limitée pour une utilisation efficace (Koh & Wich, 2012). Enfin, les véhicules aériens sans pilote (UAV), électriques, ont une empreinte écologique inférieure à celle d'un avion à essence, et leurs moteurs silencieux ont moins d'impact sur la faune (Vas et al., 2015).

Dans ce chapitre, j'ai évalué l'efficacité des drones comme outils d'étude des crocodiles. Dans l'article 1, j'ai comparé les relevés de drones aux méthodes traditionnelles d'inventaires par comptage diurne ou nocturne et étudié comment les paramètres de vol affectent la détectabilité et les perturbations de la faune. Dans l'article 2, j'ai évalué la capacité des drones pour l'estimation de paramètres physiques individuels des crocodiles, tels que leur taille, et construit un modèle d'estimation de la taille des crocodiles à partir de ces images aériennes. Le but de ces travaux est de proposer un protocole standardisé et optimisé pour les inventaires des crocodiliens par drone.

4.1.1 Les méthodes de suivi usuelles des crocodiliens

4.1.1.1 Inventaire nocturne

Le dénombrement nocturne à pied ou en bateau est la méthode la plus utilisée pour avoir un indice d'abondance de crocodiliens en raison de leurs mœurs crépusculaires (Shirley & Eaton, 2012). La prospection commence environ 30 minutes après le coucher du soleil car les

crocodiliens sont généralement plus actifs durant les premières heures de la nuit. La prospection à pied est généralement utilisée pour les espèces de marécage, forestière ou lorsqu'on ne bénéficie pas d'embarcation. Les prospections en bateau équipé de moteur sont réalisées à vitesse constante (entre 9-12km/h), les observateurs sont positionnés à l'avant de l'embarcation et sont équipés d'une lampe frontale et d'un phare lumineux. La démarche consiste à balayer horizontalement le faisceau lumineux à hauteur des yeux en formant un arc d'environ 180°. Le but est de détecter les yeux des crocodiliens qui se réfléchissent particulièrement bien lors du passage du faisceau lumineux en raison de la présence d'une couche réfléchissante au fond de l'œil appelée *tapetum lucidum* (Fitzgerald, 2012). La couleur des yeux rouge-orangée et le fait qu'ils ne clignent pas des yeux permet de les distinguer de la plupart des autres animaux nocturne (Fukuda et al., 2013). Les crocodiles sont ainsi plus facilement détectables quelle que soit leur taille. Ils sont également plus faciles à approcher durant la nuit, ce qui facilite l'identification de l'espèce, l'estimation de leur classe démographique et l'acquisition du point GPS (Shirley & Eaton, 2012). Lorsque le crocodile n'est pas capturé, l'identification et l'estimation de la taille totale est réalisée visuellement de façon subjective par l'observateur. Cette technique requiert de l'expérience et présente une incertitude importante (Choquenot & Webb, 1987). Il arrive aussi souvent que les crocodiles aient seulement la tête visible à la surface de l'eau. La taille totale de l'individu est alors estimée à partir de l'estimation de la taille de la tête conduisant à une imprécision supplémentaire (Fukuda et al., 2013b). Bien que cette méthode soit souvent préférée et en théorie facile, elle est chronophage, nécessite des observateurs confirmés ainsi qu'une logistique importante. De plus, la présence d'une équipe et d'une embarcation à moteur perturbe la faune environnante. Les prospections nocturnes à pied quant à elles, peuvent présenter un risque dans certaines zones en raison de la présence d'animaux potentiellement dangereux (éléphants, hippopotames,...)

4.1.1.2 Inventaire de jour

Les prospections diurnes sont réalisées de la même manière que les prospections nocturnes, sauf que les crocodiliens sont cherchés à l'aide de jumelles plutôt qu'avec un phare lumineux. Les crocodiles sont repérés lorsqu'ils se chauffent au soleil sur les rives, sur des branches d'arbre tombées, en train de nager ou immobiles dans l'eau. Cette méthode a les mêmes limites que les inventaires de nuit et détecte généralement moins de crocodiles, notamment dans les plus petites classes de taille. De plus il n'est pas possible d'approcher autant les individus que durant les inventaires nocturnes. Là encore, la présence d'une équipe dans et autour des points

d'eau est une source potentielle de perturbation, en particulier durant les saisons sèches pendant lesquelles les points d'eau concentrent la faune.

4.1.1.3 Inventaire aérien dans des aéronefs habités

Les inventaires de crocodiliens dans les aéronefs avec des observateurs embarqués tels que les avions légers et hélicoptères ont l'avantage de permettre de se déplacer rapidement, peu importe la nature du terrain, et de couvrir une zone importante. Cependant cette méthode requière une logistique très importante et est extrêmement coûteuse. A titre d'exemple, le coût hebdomadaire moyen d'un hélicoptère avec une équipe au sol varie entre 30 000 et 50 000\$ (Ogden, 2013). L'utilisation d'aéronef est également beaucoup plus polluante. Là aussi, le bruit des moteurs à combustion est une source de perturbation pour la faune. Comme avec les méthodes décrites précédemment, l'identification des espèces et la taille des individus sont évaluées immédiatement et subjectivement. La méthode n'offre aucune possibilité de vérification post-inventaire.

4.2 Les drones peuvent-ils être utilisés comme un outil standardisé de détection et de suivi de populations de crocodiliens ?

4.2.1 Résumé Article 1



Dans ce premier article, j'ai testé l'utilisation des drones comme outils pour développer une méthode standardisée pour le suivi de crocodiliens et discuté comment ce nouvel outil pourrait être utilisé dans les programmes de conservation. Les zones d'études se situaient dans 4 parcs nationaux d'Afrique de l'Ouest en Côte d'Ivoire, au Bénin et au Niger. Elles ont été choisies en fonction des opportunités logistiques et de la présence connue de populations de crocodiliens suffisamment importantes pour mettre en place mon expérimentation. Dans un premier temps, j'ai réalisé des essais sur le terrain afin de définir les paramètres de mon protocole en étudiant l'impact du drone en termes de perturbation sur les crocodiles et la faune présente dans leurs habitats. J'ai ensuite défini les paramètres de vol optimaux pour la détection des crocodiles tout en essayant de couvrir la surface la plus importante possible. Pour finir, j'ai regardé le nombre de crocodiles manqués et de fausses détections auprès d'un échantillon d'observateurs. Dans un second temps, j'ai testé mon protocole expérimental en le comparant aux méthodes traditionnelles de suivi de crocodiles que sont les inventaires de jour et de nuit, inventaires qui ont été réalisés à pied ou en bateau. J'ai appliqué ces 3 protocoles sur 23 sites d'études.

Cette étude a permis de mettre en place avec succès une méthode standardisée et viable d'inventaire de crocodiliens présentant de nombreux avantages tels que la faible perturbation de la faune, l'accès rapide à la zone d'étude dans des environnements difficiles d'accès et la limitation de l'effet observateur en raison de la possibilité de vérifier les données post acquisition. Cette méthode, en plus d'être peu coûteuse est très facile d'utilisation et ne nécessite qu'une formation modérée. Toutefois, cette nouvelle méthode n'a pas pu dénombrer autant d'individus que les inventaires de nuit, principalement à cause du fait que les drones ne détectent pas les petits individus et n'est pas adaptée à toutes les espèces de crocodiliens, notamment les espèces d'habitats forestiers. Elle offre néanmoins suffisamment d'avantages pour être utilisée et développée.

Les résultats de cette étude ont été présentés et discutés sous forme d'un article scientifique rédigé en anglais et publié dans la revue *Wildlife Research* (Article 1).

4.2.2 Article 1: Evaluation of the Use of Drones to Monitor a Diverse Crocodylian Assemblage in West Africa

Evaluation of the use of drones to monitor a diverse crocodylian assemblage in West Africa

Clément Aubert ^{A,B,C,K}, Gilles Le Mogueédec^D, Cindy Assio^A,
Rumsaïs Blatrix^E, Michel N'dédé Ahizi^{C,F}, Georges Codjo Hedegbetan^G,
Nathalie Gnanki Kpera^H, Vincent Lapeyre^I, Damien Martin^G, Pierrick Labbé^{B,J}
and Matthew H. Shirley ^{A,C}

^AInstitute of Environment, Florida International University, Biscayne Bay Campus, AC1 210, 3000 N.E. 151st Street, North Miami, FL 33181, USA.

^BInstitut des Sciences de l'Evolution de Montpellier (UMR 5554, CNRS-UM-IRD-EPHE), Université de Montpellier, Montpellier, 34095 Cedex 5, France.

^CProject Mecistops, 615 Waterside Way, Sarasota, FL 34242, USA.

^DAMAP, Université Montpellier, INRAE, CIRAD, CNRS, IRD, Montpellier, France.

^ECEFE, University of Montpellier, CNRS University Paul Valéry Montpellier 3, EPHE, IRD, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier, France.

^FLaboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique, Université de Nangui, Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02.

^GCentre Régional de Recherche et d'Education pour un Développement Intégré (CREDI-ONG), BP 471 Abomey-Calavi, République du Bénin.

^HNational Institute of Agricultural Research of Benin (INRAB), BP 1915 Abomey-Calavi, République du Bénin.

^IConservation Program, Zoological Society of London, Regent's Park, London, England NW1 4RY.

^JInstitut Universitaire de France, 1 Rue Descartes, 75231 Cedex 05, Paris.

^KCorresponding author. Emails: clement.aubert34@hotmail.fr; clement.aubert@umontpellier.fr

Abstract

Context. West African crocodylian populations are declining and in need of conservation action. Surveys and other monitoring methods are critical components of crocodile conservation programs; however, surveys are often hindered by logistical, financial and detectability constraints. Increasingly used in wildlife monitoring programs, drones can enhance monitoring and conservation efficacy.

Aims. This study aimed to determine a standard drone crocodylian survey protocol and evaluate the drones as a tool to survey the diverse crocodylian assemblage of West Africa.

Methods. We surveyed crocodile populations in Benin, Côte d'Ivoire, and Niger in 2017 and 2018, by using the DJI Phantom 4 Pro drone and via traditional diurnal and nocturnal spotlight surveys. We used a series of test flights to first evaluate the impact of drones on crocodylian behaviour and determine standard flight parameters that optimise detectability. We then, consecutively, implemented the three survey methods at 23 sites to compare the efficacy of drones against traditional crocodylian survey methods.

Key results. *Crocodylus suchus* can be closely approached (>10 m altitude) and consumer-grade drones do not elicit flight responses in West African large mammals and birds at altitudes of >40–60 m. Altitude and other flight parameters did not affect detectability, because high-resolution photos allowed accurate counting. Observer experience, field conditions (e.g. wind, sun reflection), and site characteristics (e.g. vegetation, homogeneity) all significantly affected detectability. Drone-based crocodylian surveys should be implemented from 40 m altitude in the first third of the day. Comparing survey methods, drones performed better than did traditional diurnal surveys but worse than standard nocturnal spotlight counts. The latter not only detected more individuals, but also a greater size-class diversity. However, drone surveys provide advantages over traditional methods, including precise size estimation, less disturbance, and the ability to cover greater and more remote areas. Drone survey photos allow for repeatable and quantifiable habitat assessments, detection of encroachment and other illegal activities, and leave a permanent record.

Conclusions. Overall, drones offer a valuable and cost-effective alternative for surveying crocodylian populations with compelling secondary benefits, although they may not be suitable in all cases and for all species.

Implications. We propose a standardised and optimised protocol for drone-based crocodylian surveys that could be used for sustainable conservation programs of crocodylians in West Africa and globally.

Keywords: *Crocodylus*, *Mecistops*, suchus, elephant, UAV, Pendjari.

Received 1 October 2020, accepted 2 March 2021, published online 17 June 2021

Introduction

Drones are an increasingly useful and used tool in conservation science and natural resources management, and they are already revolutionising research into wildlife and habitats (Evans *et al.* 2016). Drones have several advantages over traditional methods of observation. They can collect very high-resolution images (McEvoy *et al.* 2016), are cheaper and safer than helicopters and small bush planes (Ogden 2013; Zahawi *et al.* 2015), and they can successfully perform autonomous flights over varying distances (Floreano and Wood 2015; Ventura *et al.* 2016). Even though they are advanced technology, commercially available, consumer drones are relatively easy to pilot and require limited training for efficient use (Koh and Wich 2012). Importantly, for conservation, unmanned aerial vehicles (UAVs) have a smaller ecological footprint than does a gasoline-powered aircraft and their quiet engines have less stress impact on wildlife (Vas *et al.* 2015). Finally, drones can closely approach any object and their remotely piloted capacity for long-distance flight allows researchers to access dangerous or remote areas and approach challenging species safely (Gadamer *et al.* 2009). As a result, drones are now being used for habitat monitoring (Koh and Wich 2012), 3D mapping (Lisein *et al.* 2014), animal population censuses (Hodgson *et al.* 2018), and even in anti-poaching (Mukwazvure and Magadza 2014).

As charismatic species with a high potential ecological, economic, and sociocultural importance (Somaweera *et al.* 2020), crocodylians are globally embraced as important target species for conservation and management programs. They have also been shown to be ideal indicators of critical habitat and ecosystem restoration initiatives (Droulers 2004; Mazzotti *et al.* 2009). Unfortunately, crocodylians also represent one of the most threatened vertebrate Orders, with 25% of recognised species listed as Critically Endangered. Global crocodylian declines have been attributed to many of the same factors as most species globally, including habitat loss (Myers *et al.* 2000), conflicts with artisanal fisheries (Brashares *et al.* 2004), bushmeat trafficking (Shirley *et al.* 2009; Covey and McGraw 2014), hydrocarbon pollution (Dallmeier *et al.* 2006), and illicit trade in skins (Thorbjarnarson 1999).

Crocodylians and their unique natural histories pose many challenges for researchers and program managers seeking to determine program efficacy via established monitoring protocols. They are cryptic, mostly nocturnal, mostly aquatic, and, in places with more than one species, often exhibit partitioning such that the best survey method for one species is not always the best for others (Shirley and Eaton 2012). Crocodylian surveys are typically implemented as nocturnal spotlight surveys from a boat or on foot (Shirley and Eaton 2012). Although these methods are proven effective (Ferreira and Pienaar 2011; Shirley *et al.* 2012), they are, nonetheless, limited by habitat

structural heterogeneity and inaccessibility of many wetland habitats, they are time-consuming, and often require significant human resources. Further, the close approach required to identify and demographically categorise detected individuals may have unknown consequences for the animals.

Drones may provide an opportunity to overcome some of these constraints, with costs lower or equal to those of traditional methods. Drones have recently been used to investigate aspects of crocodylian populations in the USA (Martin *et al.* 2012; Elsey and Trosclair 2016), Asia (Evans *et al.* 2016; Thapa *et al.* 2018), Australia (Harvey and Hill 2003; Bevan *et al.* 2018), Argentina (Scarpa and Piña 2019) and South Africa (Ezat *et al.* 2018). Most of these studies focussed on mapping and counting crocodylian nests, whereas two compared drones to traditional daytime on-ground surveys (Ezat *et al.* 2018; Thapa *et al.* 2018). Only Bevan *et al.* (2018) have evaluated optimal drone survey parameters (such as height and speed) for one or more crocodylian species.

West Africa presents a unique setting in which to test the efficacy of drones as tools for crocodylian population surveys. Here, three endemic species are all ecologically unique and have different conservation statuses, and yet often occur sympatrically. The most abundant of these species, the West African crocodile (*Crocodylus suchus*), is distributed throughout West Africa and occupies habitats ranging from coastal forested lagoons and large wooded rivers all the way into northern savanna and Sahel habitats (Brito *et al.* 2011; Cunningham *et al.* 2016). *Crocodylus suchus* is a cavity-nesting species that often basks during the day and is currently being evaluated for inclusion on the IUCN Red List. The West African dwarf crocodile (*Osteolaemus* sp. nov. aff. *tetraspis*) is a small, forest-dwelling species that can also be found in forested habitats, adjacent coastal lagoons, and in riparian habitats in northern savannas (Waitkuwait 1989; Eaton 2010). *Osteolaemus* sp. nov. aff. *tetraspis* is a mound-nesting species that is rarely seen during the day (Waitkuwait 1989) and is currently being evaluated for inclusion on the IUCN Red List. Finally, the West African slender-snouted crocodile (*Mecistops cataphractus*) is a medium-sized, forested wetland-dwelling species predominantly found in the forested southern wetland habitats and the wooded wetland habitats of the north (Waitkuwait 1989; Shirley 2010). It is a mound-nesting species that sometimes basks on fallen trees and submerged rocks during the day (Shirley *et al.* 2018). *Mecistops cataphractus* is listed as Critically Endangered on the IUCN Red List (Shirley 2014).

In the present study, we assessed the efficacy of drones as crocodile survey tools for this diverse crocodylian species assemblage in West Africa. We compared drone surveys to traditional daytime and night-time counting methods, and investigated how flight parameters affect detectability and disturbance. We, thus, also propose a standardised and

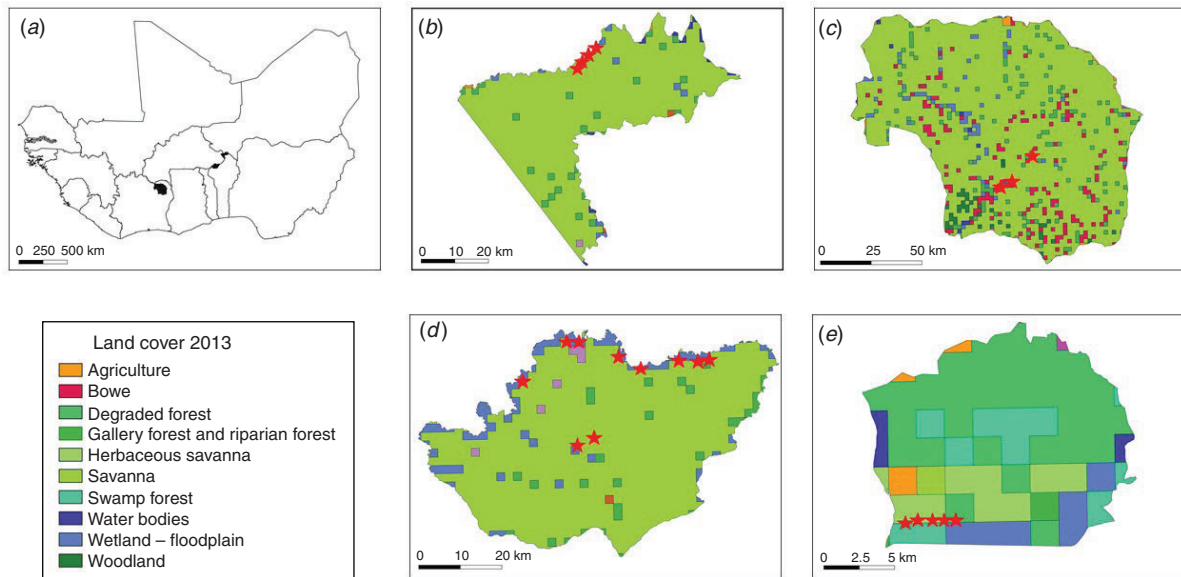


Fig. 1. (a) Distribution of study areas in West Africa. (b) W National Park (WNP), Niger. (c) Comoé National Park (CNP), Côte d'Ivoire. (d) Pendjari National Park (PNP), Benin. (e) Azagny National Park (ANP), Côte d'Ivoire. Study sites are ponds and river sections (red stars); the map is based on the *Landscapes of West Africa* atlas (CILSS 2016).

optimised protocol for drone-based crocodylian surveys, and discuss how drones can help establish evidence-based directives for sustainable conservation programs of crocodylians in West Africa, and globally.

Materials and methods

Study areas

We implemented this work in four different study sites in three different countries in West Africa, as follows (Fig. 1, Supplementary material Table S1):

1. *Pendjari National Park (PNP), Benin.* We surveyed PNP from 18 March to 12 April 2017. PNP is located in north-western Benin ($10^{\circ}30'–11^{\circ}30'N$, $0^{\circ}50'–2^{\circ}00'E$) and comprises 273 123 ha of Sudano-Guinean savanna, including a diversity of wetland habitats ranging from the meandering Pendjari River to a series of natural and artificially maintained dams. It has a marked dry season (generally from November to April) and a single rainy season (generally from June to October; Rouxel 2010). This park is known to contain only *C. suchus*, which is abundant (Chirio 2009). In PNP, we surveyed crocodiles in a diversity of natural and artificial pools (Table S1).
2. *Comoé National Park (CNP), Côte d'Ivoire.* We surveyed CNP from 28 July to 1 August 2017. CNP is located in north-eastern Côte d'Ivoire ($8^{\circ}5'–9^{\circ}6'N$, $3^{\circ}1'–4^{\circ}4'W$) and comprises 1 149 150 ha of Sudano-Guinean savanna. It is the largest protected area in West Africa and was gazetted as a UNESCO World Heritage Site in 1983 (UNESCO 2003). It contains a diversity of habitats, including tropical grasslands and wooded savannas (Seydou *et al.* 2017). This park is known to contain all three West African crocodylian species (Waitkuwait 1989). We surveyed a small portion of the Iringou River and a small pool 'Mare aux Buffles.'

For logistical reasons unrelated to the methodology, we were unable to implement the diurnal surveys and all drone survey replicates on the Comoé and Iringou rivers.

3. *Azagny National Park (ANP), Côte d'Ivoire.* We surveyed ANP from 26 June to 30 June 2017. ANP is located on the coast of Côte d'Ivoire ($5^{\circ}14'–5^{\circ}31'N$, $4^{\circ}76'–5^{\circ}01'W$) and comprises 19 400 ha of subequatorial wetland (Djaha *et al.* 2008). It was classified as a Ramsar site in 1996 (Ramsar 2018). Its climate comprises a long rainy season (generally late April to mid-July), followed by a prolonged dry season (generally from December to April; Avenard 1971). ANP habitats are composed of large swaths of *Raphia hookeri* swampland, mangroves (*Rhizophora racemosa* and *Avicennia africana*), and a manmade canal linking the Ebrié Lagoon to the Bandama River (Aké Assi 1984). This park is known to contain all three West African crocodylian species (Shirley and Yaokokore-Beibro 2008). We surveyed 5 km of the Azagny canal divided into five 1 km contiguous sections.
4. *W National Park (WNP), Niger.* We surveyed WNP from 12 February to 17 April 2018. WNP is located in south-western Niger ($12^{\circ}35'–11^{\circ}54'N$, $2^{\circ}04'–2^{\circ}50'E$) and comprises 330 000 ha of Sahelian and Sudano-Guinean savanna vegetation. It is an arid park, receiving an average of 640 mm of rain generally from May to September/October (Ipavec *et al.* 2007). Niger's Park W is part of the trinational WAP complex, which is the largest transboundary protected area in West Africa, comprising over 1 033 900 ha, and is classified as a World Heritage site (Inoussa *et al.* 2017). Its wetland habitats include the Niger River, the Tapoa River, and a series of natural and artificially maintained dams. This park is known to contain only *C. suchus*, which is abundant (Shirley and Eaton 2008; Chirio 2009). We surveyed 2.5 km of the Tapoa River divided into five 500 m contiguous sections.

Testing flight plans and data collection to minimise disturbance and maximise detectability

We collected all described drone data using a Phantom 4 Pro (DJI, China) operated from a Samsung Galaxy Tab 6 (Samsung, South Korea) using a DJI GO 4 tablet-based app. The Phantom 4 Pro has a maximum flight time of ~ 30 min, a maximum speed >70 km h⁻¹, and a pilot-controlled range of ± 5 km. It comes equipped with a 20 MP camera with a high definition 4K/60fps video capacity. We programmed all flight plans using Pix4D capture software (Pix4D, Switzerland). We ultimately assembled and ortho-rectified all images using Agisoft Photoscan Pro ver. 1.2.5.2594, which is now Agisoft Metashape (Agisoft, Russia), and imported them into QGIS ver. 2.8.6 (QGIS Development Team, USA) for analysis.

Prior to implementing any drone-based crocodile surveys, we wanted first to test the drone for disturbance effects on the crocodiles that might affect drone-based survey results (e.g. fleeing, submersion, or other evasive manoeuvres). We also wanted to minimise extreme disturbance to other species potentially encountered during surveys, and thus defined the minimum flight height without disturbance for each species group as the last flight altitude before the altitude during which they fled. To test for disturbance, we flew the drone for 28 min over Bali Pond (PNP), starting at 80 m and descending 5 m every 2 min (the time it took to fly a slow, steady lap around the pond) to an altitude of 5 m. We additionally approached specific crocodiles while they were basking, starting from 10 m, and descending slowly to 1 m, to determine the altitude at which they would flee. Five observers equipped with binoculars observed an equal portion of the pond and its shores, monitoring the behaviour of the crocodiles, both on land and in the water, and other species present (such as elephants, warthogs and birds).

Also, before implementing any drone-based crocodile surveys, we wanted to test flight, ambient light, and photographic parameters to optimise detectability in the resulting images. Higher-altitude flights increase surface-area coverage relative to battery power by decreasing necessary flight duration. But, when flight altitude increases, photo resolution decreases (e.g. from 0.62 cm² per pixel at 20 m to 1.22 cm² per pixel at 40 m altitude); however, the number of photos to be processed also decreases. To establish flight and photographic parameters that optimise detectability, we flew four test flight sessions over Bali Pond (PNP) consecutively on the same day, with 20 min intervals between each session. Each session included four flights, each at a different altitude (20, 25, 30 and 40 m), corresponding to different photo resolutions (0.62, 0.72, 0.95 and 1.22 cm² per pixel), resulting in four maps per session covering the 1 ha pond area. We imported the maps into a GIS, where five experienced, independent observers counted the number of individual crocodilians they detected in each of the 16 maps by placing a georeferenced dot on each detected crocodile. We limited observers to 10 min per map and they were blind to the corresponding flight parameters. We additionally asked all the observers to rank each map (from 1 to 4; 1 = low, 2 = average, 3 = good, 4 = very good) on the basis of their perception of the image quality and apparent ease of searching for crocodiles. To verify observer reliability, a sixth observer performed an *a posteriori* recount on all maps without time limit to estimate

the number of individuals that went undetected and to estimate the frequency of false detections. All analyses considered time of day of flight, flight altitude, map rank, and observer identity as factors influencing crocodile counts.

Comparing drones to traditional crocodile survey methods

We compared the effectiveness of drone surveys to two traditional crocodile survey protocols, namely, diurnal counts and night spotlight counts. We implemented each of the three survey types successively, following the protocols below, on the same day, starting with a drone survey, at 23 sites (Fig. 1, Supplementary material Table S1). We conducted diurnal and nocturnal surveys in the same area at each site as the area covered by the corresponding drone flight. At each site, we collected the following additional data: cloud cover, aquatic vegetation density, vegetation cover by visual estimation, and wind speed. We scored each of the first three covariates on a quantitative scale from 0 to 4 (0 = 0%, 1 = 1–25%, 2 = 26–50%, 3 = 51–75% and 4 = 76–100%), and visually assessed wind speed, scoring it on a qualitative scale from 0 to 4.

(1) Drone surveys

Following the results of our optimal flight evaluations (see Results), we flew drone surveys at an altitude of 40 m and at a speed of 5 m s⁻¹ with 90° camera orientation, autonomously following a pre-programmed flight plan from take-off to landing. For each site, we repeated the same flight plan three times in the same day (if the logistics allowed), namely, once between 0900 hours and 1100 hours, once between 1300 hours and 1500 hours, and once between 1700 hours and 1900 hours. We programmed the drone to take photos at regular intervals that ensured a minimum 60% overlap between two consecutive images to optimise photo collation and avoid shadows on maps (Koh and Wich 2012). We made maps from each survey as described above and visually searched maps to identify to species (using head shape visible in photographs) and quantify the number of crocodiles detected (Fig. 2).

(2) Diurnal surveys

We counted crocodiles immediately following the drone count, searching for crocodiles with the aid of binoculars. We traversed the study plot either on foot or by using a 3.5 m zodiac with a 15 hp outboard motor travelling at a constant speed of 6–8 km h⁻¹. Because of logistical issues, we could not always replicate the diurnal survey protocols three times (once per drone count). For each detected crocodile, we identified it to species and took a GPS point of its location. Where crocodiles could not be approached for classification, we noted the sighting as eyes only (EO).

(3) Nocturnal spotlight surveys

We counted crocodiles one time each night following standard eyeshine spotlight protocol (e.g. Shirley *et al.* 2009), starting and finishing each survey between 2000 hours and 0200 hours. We used a Streamlight Waypoint 550 lm spotlight and a 1-W LED headlamp to detect crocodiles. We traversed the study plot either on foot or by using a 3.5 m zodiac with a 15 hp outboard motor travelling at a constant speed of 6–8 km h⁻¹. For each detected

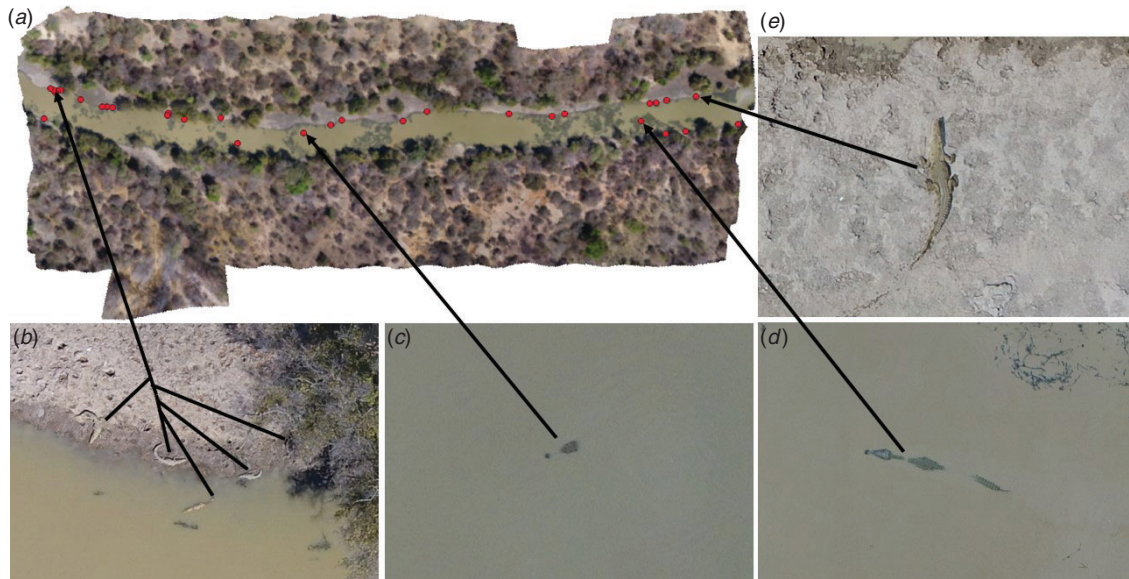


Fig. 2. Crocodile counts and mapping from drone photos. (a) The main map is the aggregation of 120 orthorectified photos. The red points are for detected crocodiles, which were detected (b, e) on the shore and (c, d) in the water. Flight parameters: altitude 40 m, speed 5 m s^{-1} , overlap 60%. Tapoa River, W National Park, Niger.

crocodile, we identified it to species and took a GPS point of its location. Where crocodiles could not be approached for classification, we noted the sighting as eyes only (EO).

Statistical analysis

We used Poisson regressions, a particular case of generalised linear model (McCullagh 2018), to model crocodile count data with the logarithm as the link function. When relevant, we used the quasi-Poisson distribution instead of the simple Poisson to take into account overdispersion in the data. We used likelihood ratio tests (LRT) to study the effect of covariates and interactions among covariates. We performed all analyses in R version 3.5.2 (R Core Team 2018).

To assess flight parameters and the analysis of the observer effect, we modelled crocodile count data against time of day of flight, flight altitude, map rank and observer identity. We separately modelled the number of false or missed detections against the same covariates.

To compare the three survey methods, we modelled crocodile count data against site identity (10, 8, and 5 sites for Benin, Cote d'Ivoire and Niger respectively) and count method (3 drone investigations during the day, 1 diurnal survey, and 1 nocturnal survey). For drone surveys only, we modelled crocodile counts against time of day, wind strength, cloud cover and, additionally, a site effect. We, ultimately, did not include the vegetation index in the model as a covariate because there is no variation of this variable within a site. We analysed data independently for each country and for all countries combined.

Results

Testing flight plans and data collection to minimise disturbance and maximise detectability

At Bali Pond (PNP), we found that *Crocodylus suchus* was the least disturbed by the drone of all species present, with the flee

altitude ranging from 1 to 10 m (Fig. 3). In contrast, all mammals were the most sensitive to the drones, with flee altitudes ranging from 60 m for *Loxodonta africana* to 20 m for *Hippopotamus amphibius* and *Papio anubis*, whereas bird flee altitudes ranged from 10 to 15 m (Fig. 3). Flight responses of other species present around the pond indicated no behavioural change in the crocodiles. On the basis of these results, we determined that crocodylian species in West Africa were unlikely to be perturbed by drone surveys to the point of fleeing except below 11 m and, therefore, crocodile drone surveys should be flown at altitudes above this minimum.

In our analysis of test flight parameters that optimise detectability, every covariate, except altitude, had a significant impact on counts (Fig. 4a, Table 1). We found that the five independent observers counted, on average, 18.21 crocodiles per map, ranging from 4 to 39, where the best observer counted, on average, 28.38 and the worst observer 9.44. The independent, unconstrained observer counted an average of 34.94 crocodiles per map (24–47), and found, on average, 1.23 more crocodiles than did the best observer and 3.7 more than the worst observer (Table 1). The variation between observers was significant, both including and excluding (result not shown) the independent, unconstrained observer implementing the exhaustive count (Table 1).

In terms of false detections or undetected individuals, altitude, map quality, and time of day had no significant relationship, but observer identity and time of day had a significant impact (Table 1). On average, the five observers missed 16.79 individuals per map, ranging from seven for the best observer to 23.19 for the worst, and the inter-observer differences were highly significant ($F_{4,74} = 23.98$, $P = 1.8 \times 10^{-12}$; Fig. 4b, Table 1). Observers made an average of 0.63 false detections per map, ranging from 0.44 to 1.06, although inter-observer differences were not significant ($F_{4,74} = 1.0$, $P = 0.41$; Fig. 4c,

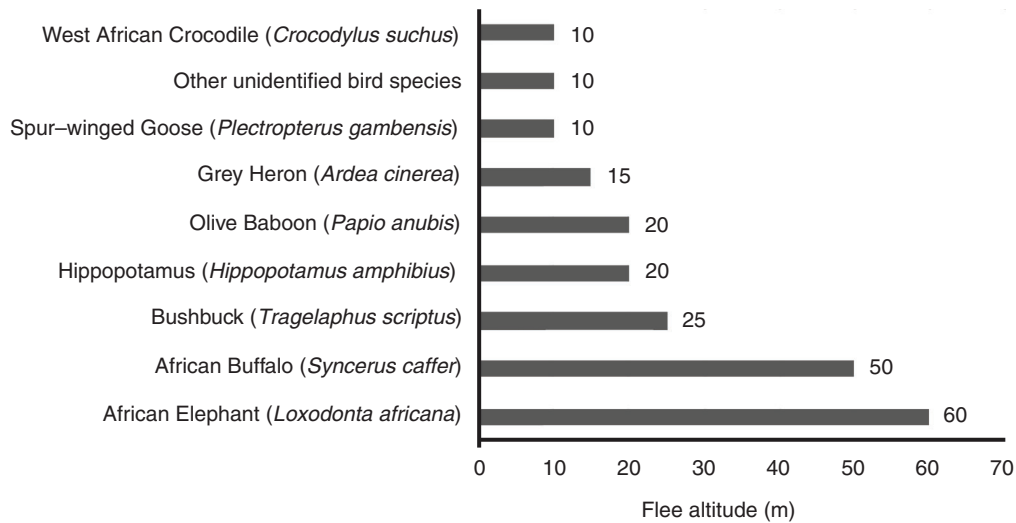


Fig. 3. Drone flight altitude (m) at which species observed at Bali Pond, Pendjari National Park, Benin, fled the drone.

Table 1). Generally, the best observers were either those with the most experience in the field and/or with technology. There was a significant difference in the number of crocodiles observed across the four sessions (i.e. time of day; $F_{3,71} = 4.86$, $P = 0.004$), with more crocodiles being detected during the first session. As altitude decreased (e.g. map resolution increased), the observers did not detect more crocodiles ($F_{1,70} = 3.06$, $P = 0.085$; Fig. 4a, Table 1), nor did they detect more crocodiles on maps they judged to be of higher quality ($F_{1,69} = 4.19$, $P = 0.044$; Table 1). On the basis of these results, we flew all subsequent drone surveys at 40 m altitude (see above), and delayed flights when elephants and buffalos were present to avoid disturbance.

Comparing drones to traditional crocodile survey methods

We detected very few crocodylians in Cote d'Ivoire, namely, 0 at all sites by all methods, except at Mare aux Buffles where we detected 0 by drone, 0 by day count, and 3 by night count. We ultimately excluded Cote d'Ivoire from further analysis. In Benin, we detected 49 crocodiles by drone, 30 by day survey, and 71 by night survey, where most of these detections were exclusively in the Bali pond in PNP (Site 1; Supplementary material Fig. S1). In Niger, we detected 156 crocodiles by drone, 32 by day survey, and 311 by night survey (Fig. S1). We ultimately analysed data from Benin and Niger separately to reduce the chance for bias owing to the difference in scale of number of crocodiles detected. We found that night surveys detected significantly more crocodiles than either of the other two survey methods in both countries, and that drones detected significantly more crocodiles than did standard day surveys (Fig. 5a, Table 2: Niger $F_{2,18} = 38.70$, $P = 3.56 \times 10^{-6}$; Benin: $F_{2,28} = 59.39$, $P = 5.7 \times 10^{-5}$; Fig. 5b).

Environmental factors on the drone detection efficiency

We observed no effect of the site on the number of crocodiles detected in Niger ($F_{4,10} = 0.648$, $P = 0.65$; Table 3), whereas in Benin the site effect was significant ($F_{4,10} = 890.21$,

$P = 2.6 \times 10^{-7}$; Table 3). Time of day was not significant in Niger ($F_{2,8} = 0.46$, $P = 0.655$; Table 3), but it was significant in Benin ($F_{2,8} = 97.74$, $P = 9.8 \times 10^{-5}$; Table 3). Wind intensity had no significant effect in Niger ($F_{3,5} = 1.022$, $P = 0.457$; Table 3) or Benin $F_{3,5} = 4.91$, $P = 0.060$; Table 3). Ultimately, we did not model cloud cover because there was not enough variation across days, sites or times.

Discussion

We sought to assess the efficacy of drones as crocodile survey tools for a diverse crocodylian species assemblage in West Africa. In so doing, we tested several flight parameters that allowed us to also establish a standardised and optimised protocol for drone-based crocodylian surveys. We found that drones were more effective crocodile survey tools than were traditional day surveys for crocodylians in West Africa. However, as with traditional day surveys, drone surveys were less effective than were traditional night surveys both because crocodiles are generally more available and detectable at night and also because typical consumer drones do not currently have nocturnal filming capacity. Further, we found that drone flight parameters that optimise flight efficiency and area coverage are more important considerations for flight planning than are characteristics we pre-suppose will affect subsequent detectability or disturbance. Here, we discuss each of these in turn.

Developing standard flight protocols for use of drones in crocodylian surveys

We assessed the effect of altitude, map rank, time of the day, observer bias and disturbance on crocodile counts using drones to propose a standard protocol for such future studies. We found that image resolution when using the standard camera (4K resolution) on the DJI Phantom 4 Pro was high enough, so that we found no effect on crocodile counts up to 40 m altitude. Forty metres altitude is an optimal flight height to achieve time- and power-efficient coverage of sites; however, future studies should replicate the testing protocol of crocodile detectability at higher

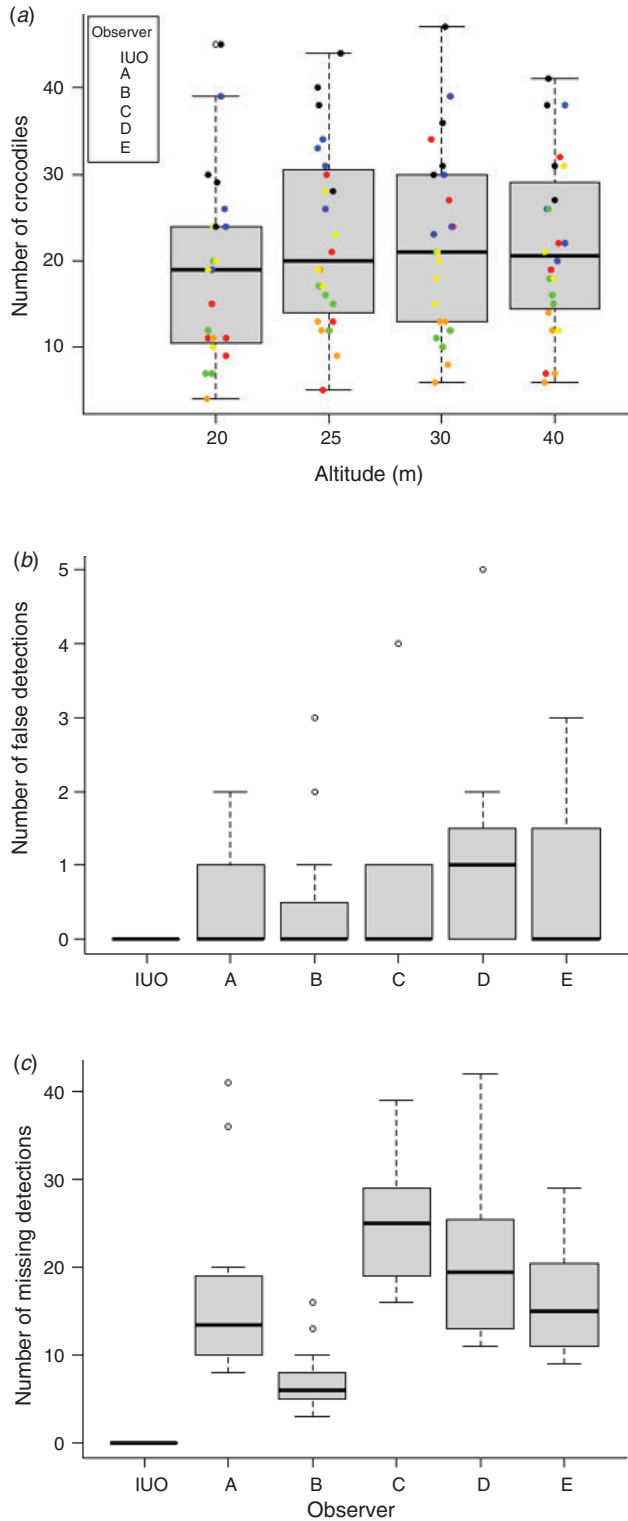


Fig. 4. Observer effects on crocodile detection. (a) Distribution of crocodile counts for each observer and flight altitude. Each observer (A–E, each with a different colour) had 10 min to count the crocodiles on the reconstituted maps (Bali pond, Pendjari National Park, Benin), and the independent, unconstrained observer (IUO) had no time limit. (b) Number of missed detections per observer and (c) number of false detections per observer. The boxplots represent the aggregated counts for each height (median, 25% and 75% quartiles, whiskers representing 5% and 95% quartiles).

Table 1. Results of generalised linear model assessing the influence of flight, photo, and observer characteristics on the number of crocodiles counted by drones

Variable	d.f. num.	d.f. denom.	F-value	P-value
Number of crocodiles counted				
Observer identity	4	74	22.44	6.73E–12
Time of flight	3	71	4.86	0.003978
Flight altitude	1	70	3.06	0.084852
Map rank	1	69	4.19	0.044535
Number of false detections				
Observer identity	4	74	1.0044	0.4113
Time of flight	3	71	1.4943	0.2238
Flight altitude	1	70	2.496	0.1187
Map rank	1	69	1.5352	0.2195
Number of missed detections				
Observer identity	4	74	23.9791	1.855E–12
Time of flight	3	71	12.8099	9.548E–07
Flight altitude	1	70	0.9668	0.3289
Map rank	1	69	0.6862	0.4103

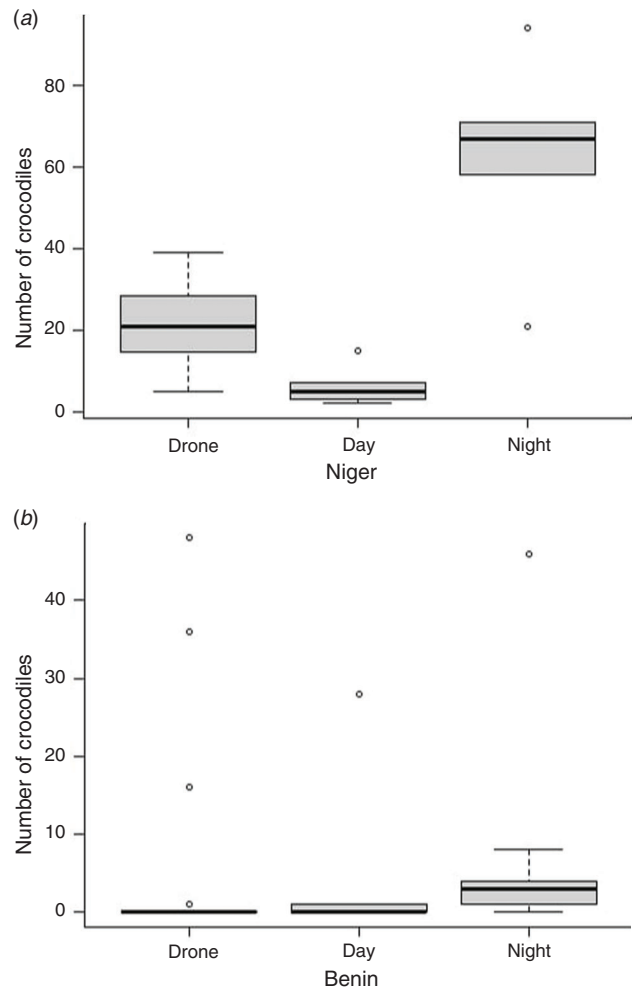


Fig. 5. Number of crocodiles detected for each survey protocol in (a) Niger and (b) Benin. The boxplots represent the median, 25% and 75% quartiles, whiskers representing 5% and 95% quartiles, and dots the outliers.

Table 2. Results of generalised linear model comparing crocodylian survey methods

Site is the site identity (as a fixed effect). Protocol refers to survey method (drone vs diurnal count vs nocturnal spotlight count). Wind and cloud cover are both categorical covariates

Variable	d.f. num.	d.f. denom.	F-value	P-value
Benin				
Site	9	30	92.7694	2.119E-15
Protocol	2	28	15.7479	5.690E-05
Wind	3	25	5.5811	0.005296
Cloud cover	3	22	14.2627	2.222E-05
Niger				
Site	4	20	2.3649	0.10693
Protocol	2	18	38.6973	3.365E-06
Wind	3	15	1.2516	0.33146
Cloud cover	2	13	3.7614	0.05142

Table 3. Results of generalised linear model assessing the impact of environmental variables on drone surveys

Site is the site identity (as a fixed effect). Time of day and Wind are both categorical covariates

Variable	d.f. num.	d.f. denom.	F-value	P-value
Benin				
Site	4	10	890.208	2.574E-07
Time of day	2	8	97.739	9.823E-05
Wind	3	5	4.911	0.05955
Niger				
Site	4	10	0.6480	0.6524
Time of day	2	8	0.4610	0.6550
Wind	3	5	1.0223	0.4569

altitudes to further optimise coverage, time, and battery efficiency, especially as higher-resolution cameras become available.

The ability to zoom into images because of the high 4K resolution rendered false detections rare, regardless of the observer. As a result, observer bias far exceeded technical flight bias as the most influential factor affecting drone-based crocodile surveys, as it has been shown for standard spotlight counts (Nichols *et al.* 2000; Shirley *et al.* 2012). Counting crocodiles on map images is a tedious, time-consuming task that requires intense concentration; limited to 10 min per map, it took 3 h for observers to count crocodiles on the 16 1-ha test maps, and it took the independent, unconstrained observer 5 h to do an exhaustive search. Investment in/engagement with the study and individual experience are critical to achieving good results.

Of secondary importance, some meteorological conditions can hinder reconstruction or quality of map images (Fig. 6a). Although there was no significant effect of time of day on the number of crocodiles detected by the drone in the present study, there was a noticeable decrease in the quality of aerial images in the evening. To counterbalance the lack of light, the camera automatically increases the sensor sensitivity (ISO), thus degrading the quality of the image. This may not, ultimately, affect the detectability of crocodiles by skilled observers, although sites with more debris will certainly be more

complicated. In the middle of the day, as the sun orientation approaches 90° from the water surface, reflections back to the camera effectively whiteout patches of habitat (Fig. 6c). These observations are similar to those in other drone studies for aquatic-wildlife monitoring (Kiszka *et al.* 2016; Linchant *et al.* 2018). Meteorological conditions such as wind are already known to be unfavourable for observing crocodiles (Shirley *et al.* 2012). Sun reflection and wind-generated waves also degrade the quality of the aerial photos and disrupt the assembly of tiled photos (Fig. 6b). Further, windy conditions make small drone flights challenging. For these reasons, we recommend flights in the morning (from 0900 hours to 1100 hours).

Despite their small size, drones have been shown to be disturbing to wildlife (McEvoy *et al.* 2016), especially when animals are approached too closely (Bennitt *et al.* 2019) or at sensitive nesting and breeding sites (Dulava *et al.* 2015; Pomeroy *et al.* 2015; Weissensteiner *et al.* 2015). We assessed the altitude at which species commonly found in our study sites fled due to the presence of the drone. Interestingly, *Crocodylus suchus* fled the drone at the closest approach altitude of any species at our study site, and even showed signs of being more tolerant than other crocodylian species (e.g. *Crocodylus porosus*; Bevan *et al.* 2018). Indeed, with the same drone model and similar methods, Bevan *et al.* (2018) observed that *C. porosus* responded to drones at 30 m with lateral head movements and submerged or retreated to deeper water at 10 m altitude. Although, due to our single test flight at different altitudes, we do not exclude the possibility of habituation of the crocodiles to the drone at higher altitudes, and caution should be used for future projects at altitudes lower than 40 m. In comparison, mammals fled at much higher altitudes; however, the results for these other species may not be representative, given the single flight and the low numbers of individuals present, ranging from 1 to 10 or so, depending on the species, compared with 100 or so for the crocodiles.

We report here the first indications for African buffalo (*Syncerus caffer*), which fled at 50 m. Our results are congruent with those of Bennitt *et al.* (2019), who also found that elephants (*Loxodonta africana*) were perturbed at 60 m. Several studies have shown that elephants avoid bees (Vollrath and Douglas-Hamilton 2002; Ngama *et al.* 2016; King *et al.* 2017) and the noise emitted by the drone rotors could be confused for a swarm of bees. Other species were much more tolerant of the drone, including hippos which fled at 20 m approach altitude, as was found in other studies (Linchant *et al.* 2018; Inman *et al.* 2019). Finally, birds of any species fled the drone at an altitude of only 10–15 m, being congruent with what has been observed at other sites for other bird species (Vas *et al.* 2015; McEvoy *et al.* 2016; Brisson-Curadeau *et al.* 2017; Rush *et al.* 2018). The increased altitudes precipitating a flight response in large mammals will not likely result in decreased detection of these species, given their enormous size. And, even though drones have the possibility of disturbing these species, they are likely to be less disruptive than humans in close approach on foot or in an automobile, and observation from a drone is less dangerous for the observers (Mulero-Pázmány *et al.* 2017). Importantly, fleeing is not the only behavioural evidence of disturbance by drones on wildlife, but rather the last-resort behaviour. For crocodylians, we did not observe other behaviours potentially indicative of disturbance (such as repositioning, leg and head movements and

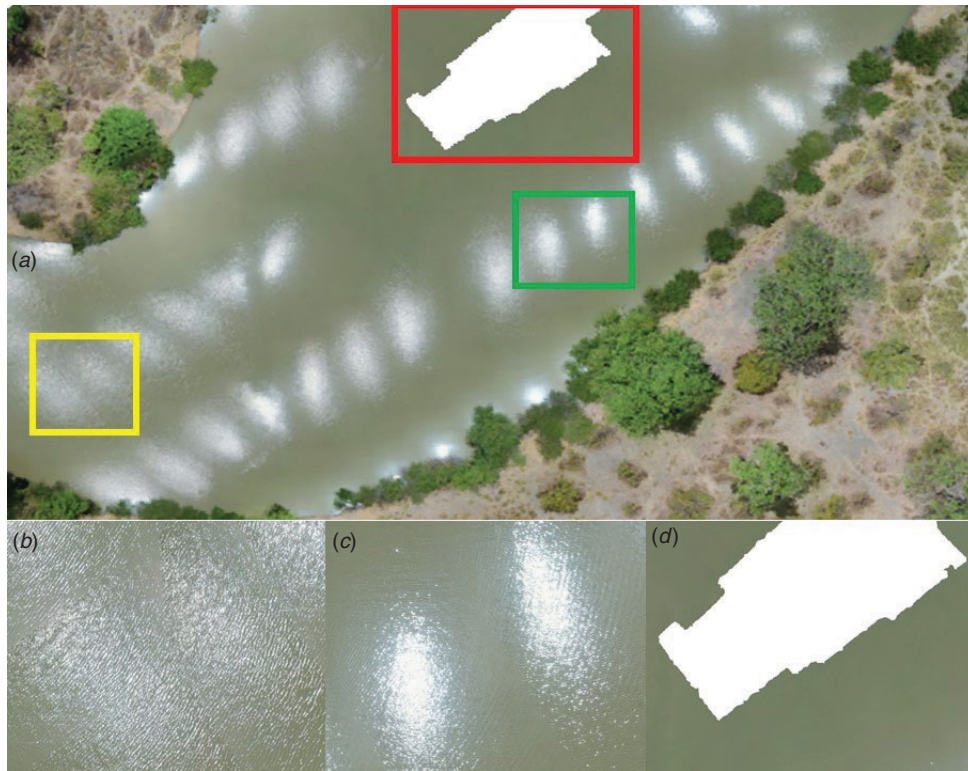


Fig. 6. Image-quality disturbance owing to wind and sunlight. (a) This reconstructed image of the Canard pond (PNP, Benin) shows how (b) the small waves generated by wind (yellow square in a) and (c) sunlight reflection (green square in a) can affect the quality of the image, and thus potentially the crocodile count. (d) Part of this image is also truncated (red square in a) because its homogeneity prevents photo assembly for map reconstruction.

submersion), but did not look for behaviours such as wing extension (Weimerskirch *et al.* 2018), vocalisations (Wilson *et al.* 2020) and head movements (Bennitt *et al.* 2019) in the other species present at our study sites because of our focus on crocodiles. Nonetheless, we find it interesting to present these results, given the very few data available for wildlife–drone interactions in West Africa.

Efficacy of and uses for drones to survey crocodiles in West Africa and elsewhere

We aimed to compare drone counts with traditional diurnal and nocturnal crocodile surveys. We found that nocturnal spotlight counts detected significantly more crocodiles (87%) than did either of the two other methods, although we detected 231% more crocodiles by drone than during traditional diurnal surveys, being congruent with previous studies counting crocodiles with drones in Africa (Ezat *et al.* 2018). The drone was incapable of detecting individuals smaller than 100 cm in total length in most conditions; however, this is also a standard problem of diurnal crocodylian surveys (Shirley and Eaton 2012). Unfortunately, the drone we used was not mounted with technology enabling nocturnal drone surveys for more direct comparison with nocturnal spotlight surveys. As consumer drones with camera technologies permitting night filming become available, we recommend testing nocturnal drone surveys as a potentially promising avenue for future research.

Despite detecting fewer individuals during the daytime than do traditional nocturnal surveys, drone surveys are likely to bring several advantages in crocodylian surveys compared with standard spotlight or traditional diurnal surveys. For one, because of the high-resolution map images (1.22 cm² per pixel at 40 m), drones allow for unbiased measurement of the detected individual's size on the basis of either *in situ* scaling or use of standard head length to total length ratios (e.g. Fukuda *et al.* 2013). Although this is certainly possible through close approach of individuals during nocturnal surveys, even expert observers are shown to be error prone (Choquet and Webb 1987), and the close approach necessary can be stressful for the animals. These photos could also be used to identify individuals present at study sites, resighting either artificial tags or natural crocodylian markings (Swanepoel 1996; Bouwman and Cronje 2016; Boucher *et al.* 2017; Coetzee *et al.* 2018).

Drones provide not only a rigorous and non-invasive way to characterise observed individuals, but also leave a permanent record of observations, an advantage that cannot be understated (Kelaher *et al.* 2020). Map records can be used for later verification of number, size, species and position, including habitat occupied, of all detected crocodiles. The reduced disturbance to animals compared with foot and boat surveys will also likely result in less double counting of individuals as they flee and submerge only to resurface elsewhere. This has long been recognised as an advantage in aerial surveys for crocodiles, but

with the added advantage of objective counts from photos reducing aerial survey observer bias and limitations (Nichols *et al.* 2000). Drones share other advantages and disadvantages with manned aerial surveys. Both can be used to cover more territory faster and for less cost than for boat surveys, but both fail to detect diverse crocodylian demographics (Bayliss *et al.* 1986). However, drones are cheaper than manned craft, with simpler logistics, smaller ecological footprints, and introduce less disturbance.

Because of the elevated point of view, drones can overcome several habitat-related visibility issues of crocodile surveys. The presence of plants and the complexity of the habitat strongly affect on-ground visibility and are a principal source of bias in estimating crocodylian populations (Shirley *et al.* 2012). In our study, we detected more crocodylians using drones than with traditional day surveys despite the shrubby vegetation cover on the banks and the presence of aquatic plants on the Tapoa River. Drones effectively allow observers to see typically unobservable space, in this case, beyond the first layer of vegetation, and more generally, including otherwise inaccessible or distant habitats (Vas *et al.* 2015). However, when habitats are too homogeneous, such as the centre of the water without the shoreline or other features (e.g. aquatic vegetation, rocks, tree trunks) in the field of view, map reconstruction becomes nearly impossible because of the low number of reference points between photos (Fig. 6d). The continuous improvement of image compilation and ortho-rectification software should mitigate or even eliminate this in the coming years. Additionally, the presence of vegetation above study sites makes aerial photos with a camera oriented at 90° irrelevant.

The latter is a major problem for forested waterways where crocodylians at the water's edge will always be under tree cover and, therefore, undetectable from above. In West Africa, this means that drone surveys may never be a relevant method for counting *Mecistops cataphractus* and *Osteolaemus* spp., which both prefer forested habitats and nest under closed canopy forest cover (Waitkuwait 1989; Shirley *et al.* 2018). Indeed, our drone surveys did not detect either of these species at sites where they are known to be present. However, in Cote d'Ivoire, this is also likely to do as much with their rarity as with detectability issues, because our nocturnal surveys also failed to detect them (Shirley *et al.* 2009, 2018). Drones are increasingly used to survey forest vertebrates, although more generally primates, birds, and other species that live and/or nest in the canopy (Weissensteiner *et al.* 2015; Wich *et al.* 2015; Bonnin *et al.* 2018).

Finally, drones are increasingly inexpensive (less than US\$1500), easy to master, can often facilitate field logistics, and reduce costs compared with other crocodile survey methods. Drone surveys do not require a boat, fuel, driver, and multiple observers with strong field experience, unlike standard nocturnal and diurnal surveys do (Shirley and Eaton 2012). However, the limited battery life of the drone can limit the extent of the study area, access to electricity to recharge batteries can limit the choice of study sites, and increasingly strict national laws and protected areas regulations concerning drone usage may prevent some users from employing drones.

Beyond drones: some additional considerations and observations from the present study

These surveys represent some of the first published information on crocodylian populations in Cote d'Ivoire, Benin and Niger.

We surveyed sites that contained up to three different crocodylian species, including the Critically Endangered *Mecistops cataphractus*; however, we detected only *Crocodylus suchus*. This species is the most widespread and found in the greatest diversity of habitats (Kofron 1992; Telleria *et al.* 2008; Brito *et al.* 2011; Luiselli *et al.* 2012). In contrast, *Osteolaemus* spp. and *Mecistops cataphractus*, although ranging from coastal swamp forest to gallery forest wetland habitats in Guinean savanna, are dependent on forested habitats (Waitkuwait 1989; Shirley *et al.* 2018). The lack of observations during nocturnal spotlight surveys at two sites where they were known to be present is of concern. At these sites, we observed unsustainable and illegal fishing and palm cultivation (ANP) and counted more than 60 gold panning rafts on the Comoe River (CNP).

Our study also underscored certain conservation issues for *Crocodylus suchus*. Night surveys on the Pendjari River and in the surrounding ponds showed an extremely low crocodylian density, with often no individuals being observed, whereas this species was seemingly abundant only a decade ago (Pooley 1982; Chirio 2009). In contrast, we observed many signs of poaching and fishing, including such as fishing nets, traps and smoking platforms, along the river that forms the border between the Pendjari National Park (Benin) and Arly National Park (Burkina Faso). While poaching and fishing camps were mostly on the Burkina side, poachers extracted wildlife from within the boundaries of both parks. Fishing and poaching activities had already precipitated the near extinction of crocodiles in the Niger River bordering the WAP complex before 2010 (Shirley and Eaton 2008). By comparison, the Bali pond situated closer to the centre of the PNP and with more tourist presence, had many crocodiles. Similarly, crocodiles are extremely abundant in the Tapoa River (Park W, Niger), near the main ranger station and tourist axes (Shirley and Eaton 2008). African Parks took over management of Pendjari in 2018 and W (Benin) in 2020, which will hopefully result in increasing protection for the crocodiles and all wildlife in this critical conservation area. Drones may even provide a valuable tool for remote detection of these illegal activities.

Conclusions

Protecting crocodylians and their habitats is an urgent conservation need, especially in West Africa where they are not typically present on the conservation agenda. Drones provide an inexpensive and effective tool for assessing and monitoring crocodylian populations in some ecological contexts. They offer advantages of reduced impacts on wildlife, limiting risks for observers, easy logistics, potentially larger survey-area coverage, and data security. Further work is merited across the region to unlock their full potential, both for crocodylians and wildlife and protected areas.

Conflicts of interest

The authors declare no conflicts of interest.

Acknowledgements

We thank Christine Kouman, Laëticia Mathon, Olivier Thaler, Christina Gomez, Diane Hirth Murdock, Audrey Ipavec, Kirk Gastrich, Marie-Hélène Filippi, Alain Botton, Justine Boutry, and Gwénaél Duclos from WIPSEA

for their support. We thank the Zoological Society of London (ZSL), Nature Conserv'Action, Horst Oebel from the Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), and Juan Lapuente from the Station de Recherche en Ecologie de la Comôé (SREC) for helping with the logistics. We thank the staff of Centre National de Gestion des Réserves de Faune (CENAGREF), l'Office Ivoirien des Parcs et Réserves (OIPR), the Ivorian Ministère des Eaux et Forêts, and the Eaux et Forêts du Niger for authorising this research. In Benin, this research was authorised under permit number 110/17/CENAGREF/DG/DT/DAF/AD from CENAGREF. In Cote d'Ivoire, this research was authorised under permit number 189/MESRS/DGRI from the Direction Generale de la Recherche et de l'Innovation (Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique). The project was funded by the Fondation BIOTOPE, IUCN/SSC Crocodile Specialist Group Student Research Assistance Scheme, Fonds de Solidarité et de Développement des Initiatives Étudiantes de l'Université de Montpellier, Ondulia, an Okpal crowdfunding campaign, and Projet *Mecistops*.

References

- Aké Assi, L. (1984). Flore de la Côte-d'Ivoire. Étude descriptive et biogéographique avec quelques notes ethnobotaniques. Tome I. II. III. Doctoral dissertation, Ph.D., Ès-Sc. Nat., FAST Université Felix Houphouët-Boigny, Abidjan, Ivory Coast.
- Avenard, J. M. (1971). 'Le Milieu naturel de la Côte d'Ivoire'. (IRD Editions.)
- Bayliss, P., Webb, G., Whitehead, P., Dempsey, K., and Smith, A. (1986). Estimating the abundance of saltwater crocodiles, *Crocodylus porosus* Schneider, in tidal wetlands of the Northern Territory: a mark-recapture experiment to correct spotlight counts to absolute numbers, and the calibration of helicopter and spotlight counts. *Wildlife Research* **13**, 309–320. doi:10.1071/WR9860309
- Bennett, E., Bartlam-Brooks, H. L. A., Hubel, T. Y., and Wilson, A. M. (2019). Terrestrial mammalian wildlife responses to Unmanned Aerial Systems approaches. *Scientific Reports* **9**, 2142. doi:10.1038/s41598-019-38610-x
- Bevan, E., Whiting, S., Tucker, T., Guinea, M., Raith, A., and Douglas, R. (2018). Measuring behavioral responses of sea turtles, saltwater crocodiles, and crested terns to drone disturbance to define ethical operating thresholds. *PLoS One* **13**, e0194460. doi:10.1371/journal.pone.0194460
- Bonnin, N., Van Andel, A., Kerby, J., Piel, A., Pintea, L., and Wich, S. (2018). Assessment of chimpanzee nest detectability in drone-acquired images. *Drones (Basel)* **2**, 17. doi:10.3390/drones2020017
- Boucher, M., Tellez, M., and Anderson, J. T. (2017). A tail of two crocs: coding tail-spot patterns for individual identification of American (*Crocodylus acutus*) and Morelet's (*Crocodylus moreletii*) crocodiles. *Mesoamerican Herpetology* **4**, 14.
- Bouwman, H., and Cronje, E. (2016). An 11-digit identification system for individual Nile crocodiles using natural markings. *Koedoe* **58**, a1351. doi:10.4102/koedoe.v58i1.1351
- Brashares, J. S., Arcese, P., Sam, M. K., Coppolillo, P. B., Sinclair, A. R. E., and Balmford, A. (2004). Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa. *Science* **306**, 1180–1183. doi:10.1126/science.1102425
- Brisson-Curadeau, É., Bird, D., Burke, C., Fifield, D. A., Pace, P., Sherley, R. B., and Elliott, K. H. (2017). Seabird species vary in behavioural response to drone census. *Scientific Reports* **7**, 17884. doi:10.1038/s41598-017-18202-3
- Brito, J. C., Martínez-Freiria, F., Sierra, P., Sillero, N., and Tarroso, P. (2011). Crocodiles in the Sahara Desert: an update of distribution, habitats and population status for conservation planning in Mauritania. *PLoS One* **6**, e14734. doi:10.1371/journal.pone.0014734
- Chirio, L. (2009). Inventaire des reptiles de la région de la Réserve de Biosphère Transfrontalière du W (Niger/Bénin/Burkina Faso: Afrique de l'Ouest). *Bulletin de la Société Herpétologique de France* **132**, 13–41.
- Choquenot, D., and Webb, G. J. W. (1987). A photographic technique for estimating the size of crocodiles seen in spotlight surveys and for quantifying observer bias. *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators* 217–224.
- CILSS (2016). Landscapes of West Africa – A Window on a Changing World. (U.S. Geological Survey: Garretson, SD, USA.)
- Coetzee, B. W. T., Ferreira, S. M., and Maciejewski, K. (2018). Challenges and opportunities for monitoring wild Nile crocodiles with scute mark-recapture photography. *Koedoe* **60**, 1–5. doi:10.4102/koedoe.v60i1.1505
- Covey, R., and McGraw, W. S. (2014). Monkeys in a West African bushmeat market: implications for cercopithecoid conservation in eastern Liberia. *Tropical Conservation Science* **7**, 115–125. doi:10.1177/194008291400700103
- Cunningham, S. W., Shirley, M. H., and Hekkala, E. R. (2016). Fine scale patterns of genetic partitioning in the rediscovered African crocodile, *Crocodylus suchus* (Saint-Hilaire 1807). *PeerJ* **4**, e1901. doi:10.7717/peerj.1901
- Dallmeier, F., Alonso, A., Campbell, P., Lee, M. E., Buij, R., and Pauwels, O. S. G. (2006). Ecological indicators for the industrial corridor in the Gamba Complex of Protected Areas: a zone of high biodiversity value and oil exploration in southwest Gabon. *Bulletin of the Biological Society of Washington* **12**, 243–252.
- Djaha, K., Yves, A. Y. C., Edouard, K. K., Edouard, N. G. K., and Kouadio, A. (2008). Preliminary floristic inventory and diversity in Azagny National Park (Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research* **23**(4), 537–547.
- Droulers, M. (2004). 'L'Amazonie: vers un développement durable.' (Armand Colin.)
- Dulava, S., Bean, W. T., and Richmond, O. M. W. (2015). Environmental reviews and case studies: applications of unmanned aircraft systems (UAS) for waterbird surveys. *Environmental Practice* **17**, 201–210. doi:10.1017/S1466046615000186
- Eaton, M. J. (2010). Dwarf crocodile *Osteolaemus tetraspis*. In 'Crocodiles. Status Survey and Conservation Action Plan'. 3rd edn. (Eds S. C. Manolis and C. Stevenson.) pp. 127–132. (Crocodile Specialist Group: Darwin, NT, Australia.)
- Elsley, R. M., and Trosclair, P. L. (2016). The use of an unmanned aerial vehicle to locate alligator nests. *Southeastern Naturalist (Steuben, ME)* **15**, 76–82. doi:10.1656/058.015.0106
- Evans, L. J., Jones, T. H., Pang, K., Saimin, S., and Goossens, B. (2016). Spatial ecology of estuarine crocodile (*Crocodylus porosus*) nesting in a fragmented landscape. *Sensors* **16**, 1527. doi:10.3390/s16091527
- Ezat, M. A., Fritsch, C. J., and Downs, C. T. (2018). Use of an unmanned aerial vehicle (drone) to survey Nile crocodile populations: a case study at Lake Nyamithi, Ndumo game reserve, South Africa. *Biological Conservation* **223**, 76–81. doi:10.1016/j.biocon.2018.04.032
- Ferreira, S. M., and Pienaar, D. (2011). Degradation of the crocodile population in the Olifants River Gorge of Kruger National Park, South Africa. *Aquatic Conservation* **21**, 155–164. doi:10.1002/aqc.1175
- Floreano, D., and Wood, R. J. (2015). Science, technology and the future of small autonomous drones. *Nature* **521**, 460–466. doi:10.1038/nature14542
- Fukuda, Y., Saalfeld, K., Lindner, G., and Nichols, T. (2013). Estimation of total length from head length of saltwater crocodiles (*Crocodylus porosus*) in the Northern Territory, Australia. *Journal of Herpetology* **47**, 34–40.
- Gadamer, A., Mainfroy, F., Beaudoin, L., Avanthey, L., Germain, V., Chéron, C., Monat, S., and Rudant, J. P. (2009). Faucon noir UAV project development of a set of tools for managing, visualizing and mosaicing centimetric UAV images. In '2009 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium', Cape Town, South Africa. pp. III-228–III-231.
- Harvey, K. R., and Hill, G. J. E. (2003). Mapping the nesting habitats of saltwater crocodiles (*Crocodylus porosus*) in Melacca Swamp and the Adelaide River wetlands, Northern Territory: an approach using remote sensing and GIS. *Wildlife Research* **30**, 365–375. doi:10.1071/WR00008
- Hodgson, J. C., Mott, R., Baylis, S. M., Pham, T. T., Wotherspoon, S., Kilpatrick, A. D., Segaran, R. R., Reid, I., Terauds, A., and Koh, L. P. (2018). Drones count wildlife more accurately and precisely than

- humans. *Methods in Ecology and Evolution* **9**, 1160–1167. doi:10.1111/2041-210X.12974
- Inman, V. L., Kingsford, R. T., Chase, M. J., and Leggett, K. E. A. (2019). Drone-based effective counting and ageing of hippopotamus (*Hippopotamus amphibius*) in the Okavango Delta in Botswana. *PLoS One* **14**, e0219652. doi:10.1371/journal.pone.0219652
- Inoussa, M. M., Padonou, E. A., Lykke, A. M., Glèlè Kakaï, R., Bakasso, Y., Mahamane, A., and Saadou, M. (2017). Contrasting population structures of two keystone woodland species of W National Park, Niger. *South African Journal of Botany* **112**, 95–101. doi:10.1016/j.sajb.2017.05.010
- Ipavec, A., Maillard, D., Chardonnet, P., Danés, C., Wally, M., Lompo, M., and Dulieu, D. (2007). Elephant movement in W regional park, western Africa. *Pachyderm* **43**, 36–42.
- Kelaher, B. P., Colefax, A. P., Tagliafico, A., Bishop, M. J., Giles, A., and Butcher, P. A. (2020). Assessing variation in assemblages of large marine fauna off ocean beaches using drones. *Marine and Freshwater Research* **71**, 68. doi:10.1017/MF18375
- King, L. E., Lala, F., Nzumu, H., Mwambingu, E., and Douglas-Hamilton, I. (2017). Beehive fences as a multidimensional conflict-mitigation tool for farmers coexisting with elephants. *Conservation Biology* **31**, 743–752. doi:10.1111/cobi.12898
- Kiszka, J. J., Mourier, J., Gastrich, K., and Heithaus, M. R. (2016). Using unmanned aerial vehicles (UAVs) to investigate shark and ray densities in a shallow coral lagoon. *Marine Ecology Progress Series* **560**, 237–242. doi:10.3354/meps11945
- Kofron, C. P. (1992). Status and habitats of the three African crocodiles in Liberia. *Journal of Tropical Ecology* **8**, 265–273. doi:10.1017/S0266467400006490
- Koh, L. P., and Wich, S. A. (2012). Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science* **5**, 121–132. doi:10.1177/194008291200500202
- Linchant, J., Lhoest, S., Quevauvillers, S., Lejeune, P., Vermeulen, C., Semeki Ngabinzeke, J., Luse Belanganayi, B., Delvingt, W., and Bouché, P. (2018). UAS imagery reveals new survey opportunities for counting hippos. *PLoS One* **13**, e0206413. doi:10.1371/journal.pone.0206413
- Lisein, J., Bonnet, S., Lejeune, P., and Pierrot-Deseilligny, M. (2014). Modélisation de la canopée forestière par photogrammétrie depuis des images acquises par drone. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection* **206**.
- Luiselli, L., Akani, G. C., Ebere, N., Angelici, F. M., Amori, G., and Politano, E. (2012). Macro-habitat preferences by the African manatee and crocodiles: ecological and conservation implications. *Web Ecology* **12**, 39–48. doi:10.5194/we-12-39-2012
- Martin, J., Edwards, H. H., Burgess, M. A., Percival, H. F., Fagan, D. E., Gardner, B. E., Ortega-Ortiz, J. G., Ifju, P. G., Evers, B. S., and Rambo, T. J. (2012). Estimating Distribution of Hidden Objects with Drones: from Tennis Balls to Manatees. *PLoS One* **7**, e38882. doi:10.1371/journal.pone.0038882
- Mazzotti, F. J., Best, G. R., Brandt, L. A., Cherkiss, M. S., Jeffery, B. M., and Rice, K. G. (2009). Alligators and crocodiles as indicators for restoration of Everglades ecosystems. *Ecological Indicators* **9**, S137–S149. doi:10.1016/j.ecolind.2008.06.008
- McCullagh, P. (2018). 'Generalized Linear Models.' (Routledge.)
- McEvoy, J. F., Hall, G. P., and McDonald, P. G. (2016). Evaluation of unmanned aerial vehicle shape, flight path and camera type for waterfowl surveys: disturbance effects and species recognition. *PeerJ* **4**, e1831. doi:10.7717/peerj.1831
- Mukwazvure, A., and Magadza, T. B. (2014). A survey on anti-poaching strategies. *International Journal of Science and Research* **3**, 1064–1066.
- Mulero-Pázmány, M., Jenni-Eiermann, S., Strebel, N., Sattler, T., Negro, J. J., and Tablado, Z. (2017). Unmanned aircraft systems as a new source of disturbance for wildlife: a systematic review. *PLoS One* **12**, e0178448. doi:10.1371/journal.pone.0178448
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., and Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853–858. doi:10.1038/35002501
- Ngama, S., Korte, L., Bindelle, J., Vermeulen, C., and Poulsen, J. R. (2016). How bees deter elephants: beehive trials with forest elephants (*Loxodonta africana cyclotis*) in Gabon. *PLoS One* **11**, e0155690. doi:10.1371/journal.pone.0155690
- Nichols, J. D., Hines, J. E., Sauer, J. R., Fallon, F. W., Fallon, J. E., and Heglund, P. J. (2000). A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. *The Auk* **117**, 393–408. doi:10.1093/auk/117.2.393
- Ogden, L. E. (2013). Drone ecology. *BioScience* **63**, 776. doi:10.1093/bioscience/63.9.776
- Pomeroy, P., O'Connor, L., and Davies, P. (2015). Assessing use of and reaction to unmanned aerial systems in gray and harbor seals during breeding and molt in the UK. *Journal of Unmanned Vehicle Systems* **3**, 102–113. doi:10.1139/juvs-2015-0013
- Pooley, A. C. (1982). National Report: Côte-d'Ivoire. In 'Proceedings of the 5th Working Meeting of the IUCN/SSC Crocodile Specialist Group', 12–16 August 1980, Florida State Museum, Gainesville, Florida, USA.
- R Core Team (2018). 'R: A language and environment for statistical computing.' (R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria.) Available at <https://www.R-project.org/>.
- Ramsar (2018). 'Fiche descriptive Ramsar, Site n° 790, Parc National d'Azagny, Côte d'Ivoire.' (Service d'information sur les Sites Ramsar.) Available at https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/C1790R-IS_1809_fr.pdf.
- Rouxel, C. (2010). Conservation de la biodiversité et développement durable des territoires. Transition agricole et paysagère en zone tampon de la Réserve de biosphère du Parc régional du W, Afrique de l'ouest. *Économie Rurale. Agricultures, Alimentations, Territoires* **320**, 39–52.
- Rush, G. P., Clarke, L. E., Stone, M., and Wood, M. J. (2018). Can drones count gulls? Minimal disturbance and semiautomated image processing with an unmanned aerial vehicle for colony-nesting seabirds. *Ecology and Evolution* **8**, 12322–12334. doi:10.1002/ece3.4495
- Scarpa, L. J., and Piña, C. I. (2019). The use of drones for conservation: a methodological tool to survey caimans nests density. *Biological Conservation* **238**, 108235. doi:10.1016/j.biocon.2019.108235
- Seydou, Y. Z., Charles, S. Y., Sabas, B. Y. S., Issouf, B., and Apollinaire, K. K. (2017). Diversité Floristique Et Structure Des Fragments Forestiers Du Sud-Ouest Du Parc National De La Comoe Apres Les Conflits Des Annees 2000 En Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal* **13**, 421–439.
- Shirley, M. H. (2010). Slender-snouted Crocodile *Crocodylus cataphractus*. In 'Crocodiles. Status Survey and Conservation Action Plan', 3rd edn. (Eds S. C. Manolis and C. Stevenson.) pp. 54–58. (Crocodile Specialist Group: Darwin, NT, Australia.)
- Shirley, M. H. (2014). *Mecistops cataphractus*. In 'The IUCN Red List of Threatened Species 2014, e.T5660A3044332'. Available at <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T5660A3044332.en>.
- Shirley, M. H., and Eaton, M. J. (2008). Africa regional reports: trip report: Niger 2007. *Crocodile Specialist Group Newsletter* **27**(3), 21–23.
- Shirley, M. H., and Eaton, M. J. (2012). 'Procédure Standard de Suivi des Populations de Crocodiles.' (Groupe Spécialiste de Crocodiles.)
- Shirley, M. H., and Yaokokore-Beibro, H. (2008). National Report: Côte-d'Ivoire. In 'Proceedings of the 1st Meeting of the IUCN/SSC Crocodile Specialist Group in West Africa, Conservation and Breeding of Crocodiles', Parc W, Niger, 13–15 November 2007.
- Shirley, M. H., Odoro, W., and Beibro, H. Y. (2009). Conservation status of crocodiles in Ghana and Côte-d'Ivoire, West Africa. *Oryx* **43**, 136–145. doi:10.1017/S0030605309001586
- Shirley, M. H., Dorazio, R. M., Abassery, E., Elhady, A. A., Mekki, M. S., and Asran, H. H. (2012). A sampling design and model for estimating abundance of Nile crocodiles while accounting for heterogeneity of

- detectability of multiple observers. *The Journal of Wildlife Management* **76**, 966–975. doi:10.1002/jwmg.348
- Shirley, M. H., Carr, A. N., Nestler, J. H., Vliet, K. A., and Brochu, C. A. (2018). Systematic revision of the living African Slender-snouted crocodiles (*Mecistops* Gray, 1844). *Zootaxa* **4504**, 151. doi:10.11646/zootaxa.4504.2.1
- Somaweera, R., Nifong, J., Rosenblatt, A., Brien, M. L., Combrink, X., Elsey, R. M., Grigg, G., Magnusson, W. E., Mazzotti, F. J., Percy, A., Platt, S. G., Shirley, M. H., Tellez, M., van der Ploeg, J., Webb, G., Whitaker, R., and Webber, B. L. (2020). The ecological importance of crocodylians: towards evidence-based justification for their conservation. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* **95**, 936–959. doi:10.1111/brv.12594
- Swanepoel, D. G. J. (1996). Identification of the Nile crocodile *Crocodylus niloticus* by the use of natural tail marks. *Koedoe* **39**, 113–115. doi:10.4102/koedoe.v39i1.287
- Telleria, J. L., El Mamy Ghaillani, H., Fernández-Palacios, J. M., Bartolomé, J., and Montiano, E. (2008). Crocodiles *Crocodylus niloticus* as a focal species for conserving water resources in Mauritanian Sahara. *Oryx* **42**, 292–295. doi:10.1017/S0030605308007850
- Thapa, G. J., Thapa, K., Thapa, R., Jnawali, S. R., Wich, S. A., Poudyal, L. P., and Karki, S. (2018). Counting crocodiles from the sky: monitoring the critically endangered gharial (*Gavialis gangeticus*) population with an unmanned aerial vehicle (UAV). *Journal of Unmanned Vehicle Systems* **6**, 71–82. doi:10.1139/juvs-2017-0026
- Thorbjarnarson, J. (1999). Crocodile tears and skins: international trade, economic constraints, and limits to the sustainable use of crocodylians. *Conservation Biology* **13**, 465–470. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.00011.x
- UNESCO (2003). 'Convention concernant la protection des patrimoines mondiaux culturels et naturels comité du patrimoine mondial: Vingt-septième session', 30 June – 5 July 2003. (Siège de l'UNESCO, Salle XII: Paris, France.)
- Vas, E., Lescroël, A., Duriez, O., Boguszewski, G., and Grémillet, D. (2015). Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. *Biology Letters* **11**, 20140754. doi:10.1098/rsbl.2014.0754
- Ventura, D., Bruno, M., Jona Lasinio, G., Belluscio, A., and Ardizzone, G. (2016). A low-cost drone based application for identifying and mapping of coastal fish nursery grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **171**, 85–98. doi:10.1016/j.ecss.2016.01.030
- Vollrath, F., and Douglas-Hamilton, I. (2002). African bees to control African elephants. *Naturwissenschaften* **89**, 508–511. doi:10.1007/s00114-002-0375-2
- Waitkuwait, W. E. (1989). Present knowledge of the West African slender-snouted crocodile, *Crocodylus cataphractus* Cuvier 1824 and the West African dwarf crocodile *Osteolaemus tetraspis* Cope 1861. In 'Crocodiles. Ecology, Management and Conservation'. (Ed. Crocodile Specialist Group of the Species Survival Commission.) Gland, pp. 260–275. (International Union for the Conservation of Nature.)
- Weimerskirch, H., Prudor, A., and Schull, Q. (2018). Flights of drones over sub-Antarctic seabirds show species- and status-specific behavioural and physiological responses. *Polar Biology* **41**, 259–266. doi:10.1007/s00300-017-2187-z
- Weissensteiner, M. H., Poelstra, J. W., and Wolf, J. B. W. (2015). Low-budget ready-to-fly unmanned aerial vehicles: an effective tool for evaluating the nesting status of canopy-breeding bird species. *Journal of Avian Biology* **46**, 425–430. doi:10.1111/jav.00619
- Wich, S., Dellatore, D., Houghton, M., Ardi, R., and Koh, L. P. (2015). A preliminary assessment of using conservation drones for Sumatran orang-utan (*Pongo abelii*) distribution and density. *Journal of Unmanned Vehicle Systems* **4**, 45–52. doi:10.1139/juvs-2015-0015
- Wilson, A. M., Boyle, K. S., Gilmore, J. L., Kiefer, C. J., and Walker, M. F. (2020). Species-specific responses of bird song output in the presence of drones. *BioRxiv* 2020.07.19.211045. doi:10.1101/2020.07.19.211045
- Zahawi, R. A., Dandois, J. P., Holl, K. D., Nadwodny, D., Reid, J. L., and Ellis, E. C. (2015). Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery. *Biological Conservation* **186**, 287–295. doi:10.1016/j.biocon.2015.03.031

Handling Editor: Aaron Wirsing

4.3 Peut-on utiliser les drones pour mesurer et estimer précisément les crocodiliens de façon standardisée afin étudier la structure démographique de leurs populations ?

4.3.1 Résumé Article 2

Dans un second temps, j'ai voulu aller plus loin dans l'utilisation des drones afin d'étudier précisément la structure démographique des populations de crocodiliens. En effet, l'acquisition de données biométriques permet de mieux comprendre les variables démographiques et reproductives pour une meilleure gestion des populations (Nichols, 1987). Cependant les méthodes traditionnelles actuelles nécessitent la capture des individus et présentent des risques importants pour les crocodiliens et les opérateurs, ou une estimation subjective à vue qui nécessite des observateurs expérimentés et peut comporter des incertitudes importants (Choquenot & Webb, 1987).






Dans cette étude, j'ai développé une méthode standardisée pour estimer précisément la taille de crocodiliens à partir de celle de leur tête en utilisant une allométrie reliant ces deux tailles. J'ai tout d'abord étudié différentes co-variables liées à la précision de mesure à partir d'images aériennes : la topologie du sol, la taille des objets mesurés, la résolution des images, la position du crocodile, les logiciels de compilation d'images et d'ortho-rectification. J'ai ensuite compilé des mesures concernant 17 espèces de crocodiles pour construire un modèle allométrique pour chacune d'elles. L'ensemble permet non seulement d'obtenir une estimation de la taille des crocodiles, mais également de lui associer une précision tenant compte de toutes les sources d'erreurs aux différentes étapes du processus, de l'acquisition de l'image à l'écart individuel de chaque crocodile à l'allométrie de son espèce. Enfin, j'ai pu tester mon modèle à partir des données aériennes de ma précédente étude (Article 1) pour estimer la structure démographique d'une population de crocodiles d'Afrique de l'Ouest (*Crocodylus suchus*) dans le parc national du W au Niger.

Les résultats de la seconde étude de ce chapitre ont été présentés et discutés sous forme d'un article scientifique rédigé en anglais et publié dans la revue *Drones* (Article 2).

4.3.2 Article 2: Estimating total length of partially submerged crocodylians from drone imagery

Article

Estimating Total Length of Partially Submerged Crocodylians from Drone Imagery

Clément Aubert^{1,2,3,4,5,*}, Gilles Le Moguédec², Alvaro Velasco⁶, Xander Combrink⁷, Jeffrey W. Lang⁸, Phoebe Griffith⁹, Gualberto Pacheco-Sierra¹⁰, Etiam Pérez¹¹, Pierre Charruau¹², Francisco Villamarín¹³, Igor J. Roberto¹⁴, Boris Marioni¹⁵, Joseph E. Colbert¹⁶, Asghar Mobaraki¹⁷, Allan R. Woodward¹⁸, Ruchira Somaweera^{19,20}, Marisa Tellez²¹, Matthew Brien²² and Matthew H. Shirley^{1,4}

- ¹ Global Forensics and Justice Center, Florida International University, 8285 Bryan Dairy Rd. #125, Largo, FL 33777, USA; mshirley@fiu.edu
- ² AMAP, University Montpellier, CIRAD, CNRS, INRAE, IRD, 34000 Montpellier, France; gilles.moguedec@cirad.fr
- ³ Institut des Sciences de l'Evolution de Montpellier (UMR 5554, CNRS-UM-IRD-EPHE), Université de Montpellier, Cedex 5, Montpellier 34095, France
- ⁴ Project Mecistops, 615 Waterside Way, Sarasota, FL 34242, USA
- ⁵ Nature Conservancy Action, 28 Avenue Georges Clémenceau, 34430 Saint Jean de Védas, France
- ⁶ FUDECI (Foundation of the National Academy of Physical, Mathematical and Natural Sciences), Av. Universidad, Bolsa a San Francisco, Edif, Palacio de las Academias, Edif Anexo, Piso 2, Of Fudeci, Distrito Capital, Caracas 1010-A, Venezuela; velascocaiman@gmail.com
- ⁷ Department of Nature Conservation, Tshwane University of Technology, Pretoria 0001, South Africa; combrinkas@tut.ac.za
- ⁸ Gharial Ecology Project, Madras Crocodile Bank Trust, East Coast Road, Vadanamelli Village, Mahabalipuram 603104, Tamil Nadu, India; jeff.lang@email.und.edu
- ⁹ Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Germany; phoebe.griffith@igb-berlin.de
- ¹⁰ Be'Tonal Conservation & Research AC, Calle 5n x30 y 32 #405, Mérida 97236, Yucatán, Mexico; gpacheco@iecologia.unam.mx
- ¹¹ Enterprise for the Conservation of the Zapata Swamp, km 30 Jaguey Grande-Playa Larga Street, Zapata Swamp 43000, Cuba; cocodrilo@eficz.co.cu
- ¹² Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, Ranchería el Guineo Sección 2, Villahermosa C.P. 86280, Tabasco, Mexico; pierre.charruau@ecosur.mx
- ¹³ Grupo de Biogeografía y Ecología Espacial (BioGeoE2), Universidad Regional Amazónica Ikiam, km 7 vía Muyauna, 150101 Tena, Ecuador; francisco.villamarin@ikiam.edu.ec
- ¹⁴ Faculdade de Educação, Ciências e Letras de Iguatu, Universidade Estadual do Ceará, Iguatu 63500-000, Ceará, Brazil; igor.joventino@uece.br
- ¹⁵ Instituto Nacional de Pesquisa da Amazonia INPA, Programa PCI, Av. Andre Araujo, Manaus 6900-000, Amazonas, Brazil; borispcca@gmail.com
- ¹⁶ Jekyll Island Conservation Department, 100 James Rd., Jekyll Island, GA 31527, USA; jcolbert@jekyllisland.com
- ¹⁷ Reptilian and Amphibian Expert, Member of IUCN/SSC Crocodile Specialist Group, Wildlife Conservation and Management Bureau, Pardisan Eco-Park, Tehran P.O. Box 14155-7383, Iran; a.mobaraki@doe.ir
- ¹⁸ Florida Fish and Wildlife Research Institute, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, 1105 SW Williston Road, Gainesville, FL 32601, USA; allan.woodward@myfwc.com
- ¹⁹ Stantec Australia, Perth, WA 6000, Australia; ruchira.somaweera@stantec.com
- ²⁰ School of Environmental and Conservation Sciences, Murdoch University, Murdoch, WA 6150, Australia
- ²¹ Crocodile Research Coalition, Maya Beach, Stann Creek, Belize; marisa.tellez@crcbelize.org
- ²² Queensland Parks and Wildlife Services, Department of Environment and Science, Manly, QLD 4179, Australia; matt.brien@des.qld.gov.au
- * Correspondence: clement.aubert34@hotmail.fr; Tel.: +33-6-59-85-41-89



Citation: Aubert, C.; Le Moguédec, G.; Velasco, A.; Combrink, X.; Lang, J.W.; Griffith, P.; Pacheco-Sierra, G.; Pérez, E.; Charruau, P.; Villamarín, F.; et al. Estimating Total Length of Partially Submerged Crocodylians from Drone Imagery. *Drones* **2024**, *8*, 115. <https://doi.org/10.3390/drones8030115>

Academic Editors: Humberto L. Perotto-Baldivieso and Aaron M. Foley

Received: 8 February 2024

Revised: 7 March 2024

Accepted: 11 March 2024

Published: 21 March 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Abstract: Understanding the demographic structure is vital for wildlife research and conservation. For crocodylians, accurately estimating total length and demographic class usually necessitates close observation or capture, often of partially immersed individuals, leading to potential imprecision and risk. Drone technology offers a bias-free, safer alternative for classification. We evaluated the

effectiveness of drone photos combined with head length allometric relationships to estimate total length, and propose a standardized method for drone-based crocodylian demographic classification. We evaluated error sources related to drone flight parameters using standardized targets. An allometric framework correlating head to total length for 17 crocodylian species was developed, incorporating confidence intervals to account for imprecision sources (e.g., allometric accuracy, head inclination, observer bias, terrain variability). This method was applied to wild crocodylians through drone photography. Target measurements from drone imagery, across various resolutions and sizes, were consistent with their actual dimensions. Terrain effects were less impactful than Ground-Sample Distance (GSD) errors from photogrammetric software. The allometric framework predicted lengths within $\approx 11\text{--}18\%$ accuracy across species, with natural allometric variation among individuals explaining much of this range. Compared to traditional methods that can be subjective and risky, our drone-based approach is objective, efficient, fast, cheap, non-invasive, and safe. Nonetheless, further refinements are needed to extend survey times and better include smaller size classes.

Keywords: UAV; allometry; crocodiles survey; non-invasive survey; ecology; alternative methods

1. Introduction

Drones are now established and widely used as useful tools for conservation science and natural resource management [1,2]. They have the ability to collect very high-resolution (e.g., 4K and 8K) images [3], perform long-range autonomous flights to collect data in inaccessible areas [4,5], and are much less costly than helicopters and small manned planes [6,7]. Moreover, they are easy to pilot and generally only require a short training [8], and most newer brands result in limited disturbance to wildlife due to noise suppression techniques [9,10]. Constant improvements to battery life, sensors, and embedded algorithms continuously increase the capacity and utility of drones. In particular, the developing diversity of on-board cameras, including higher-resolution or multispectral cameras, LiDAR systems, allows for new means to remotely investigate ecosystems in ever increasing detail and spectrums. Drones have already been used to evaluate the behavior [11], population ecology [12–14], anti-poaching [15,16], and habitat monitoring [5] related to a diversity of species. However, standardized and objective testing is still needed to validate specific sampling approaches, particularly in respect to specific species, contexts, and environments [2].

In particular, drones have high potential for the study of cryptic, shy, and dangerous species, as well as those that inhabit places difficult to access. This is the case of crocodylians—which are largely cryptic, mostly nocturnal, and mostly aquatic. In areas where multiple species coexists, survey methods ideal for one species may not necessarily suit the others [17]. Because of their unique natural histories, crocodylians pose many challenges for researchers and wildlife managers seeking to implement efficient monitoring protocols. Surveys from a boat, on foot, or from manned aircraft are the traditional methods used for crocodylians [18–21]; they are widely used and proven effective [22,23]. Nonetheless, they are time-consuming, and often require significant, thus costly, human resources and heavy logistics. In comparison, during a comparable amount of time, a single drone-operator could cover a comparable amount of habitat without incurring additional field-related expenses or risk to personnel. Traditional on-ground methods are further limited by often inaccessible wetlands and other habitats that are difficult to navigate and penetrate, which are not barriers for drones. However, drones also have their drawbacks: they are limited by battery life and the logistics required to recharge batteries or have ample backups in the field; they are limited by available memory to store large quantities of data (e.g., photos and videos); they are limited to observations in the open with no visibility of individuals under vegetation; they are largely restricted to daytime operations with very limited or no capacity to have sufficient lighting sources; and there are increasing administrative and legal restrictions on their usage in some regions.

Drones have recently been used in several crocodylian studies, mostly to count the number of individuals or nests, but also for individual identification, including for the American alligator *Alligator mississippiensis* [24,25], American crocodile *Crocodylus acutus* [26], Yacare caiman *Caiman yacare*, and broad-snouted caiman *Caiman latirostris* [27], saltwater crocodile *Crocodylus porosus* [28–31], mugger crocodile *Crocodylus palustris* [32,33], Nile crocodile *Crocodylus niloticus* [34–36], West African crocodile *Crocodylus suchus* [10], and gharial *Gavialis gangeticus* [37]. Aubert et al. (2021) proposed optimal drone flight parameters to count crocodiles under various field conditions and compared their efficiency to other survey methods. Beyond population size surveys, biometric data that could be obtained during the surveys can provide a greater understanding of demographic and reproductive variables, leading to better understanding and managing the populations [38]. In general, crocodylian surveys do attempt to collect data on individual body size and size-class structure of populations [39,40].

Collection of such data for crocodylians, however, is not easy. Precise body measurements for population size structure requires capturing and restraining individuals, which can be logistically intense and requires trained personnel to ensure human and crocodile safety [41]. It additionally causes a high amount of stress on the captured individuals, potentially even leading to death from anoxic acidosis and other factors [42–46]. Alternatively, size can be estimated visually where observers approach the specimen as closely as possible to identify the species and evaluate its total length (TL), but this relies heavily on observer experience, can be subjective from a distance, and can be heavily biased [47]. Most of the time, however, only the head is visible in partially submerged individuals and total length (TL) is estimated from head length (HL) using personal knowledge, experience, or formulas [48], thus leading to further bias [49].

Drones provide a potential solution to most of these challenges because they are capable of capturing standardized, high-resolution photos from which the size of an object could be remotely measured. Based on our knowledge, two previous studies have attempted to measure size of crocodiles using drones [33,34]. However, neither evaluated the accuracy of their measurements, therefore the biases by ground topology, camera definition, software, and observer, the crocodile size or body position is unknown. Moreover, these studies focused only on fully visible (i.e., unobstructed) crocodiles on land, thus limiting the number of individuals measured relative to the number detectable in photos.

In this study, we seek to validate a protocol and algorithm for using aerial drone photos to estimate accurately and precisely the TL of individual crocodylians from their HL. We first assessed the accuracy of measurements for different covariables and flight or photo parameters (e.g., topology, target size, camera definition, software, observer, biological variations). Then, using previous capture records of real HL:TL ratios for 17 crocodylian species, we defined a method for drone-based individual size estimation. Finally, we tested the application of this method using available photo data of *Crocodylus suchus* from previous drone crocodile surveys [10].

2. Materials and Methods

2.1. Study Areas and Equipment

We used MAVIC 2 Pro (DJI, Shenzhen, China) operated from a Samsung Galaxy Tab 6 (Samsung, Seoul, Republic of Korea) to measure standard targets placed in an open and flat field area outside of Montpellier, France. This grey colored drone has a maximum flight time ~31 min, a maximum speed of 72 km per hour, a pilot-controlled range of ± 6 km in optimal conditions, a sound of ≈ 75 dB, and weighs 907 g. It was equipped with a high-definition camera L1D-20c (4K/30 fps; 20 MP 1" sensor; Hasselblad, Gothenburg, Sweden). The images used for the study were collected by Aubert et al. (2021) in 2017 and 2018 from several ponds in the Pendjari National Park (Benin) and transects along the Tapoa River in the W National Park (Niger).

2.2. Calibration of Flight and Photo Parameters for Optimal Measurements

We first estimated how photo resolution impacts the precision of measurements using standardized targets. We made four targets of each size to mimic the approximate length and volume of crocodile heads of three different sizes (Size 1 = 13.7 cm; Size 2 = 27.3 cm; Size 3 = 40.8 cm). We flew the drone over the targets at different altitudes (20, 30, and 40 m) corresponding to different photo resolutions (0.51, 0.76 and 1.02 cm² per pixel), following the optimal flight parameters as recommended by [10] (60% overlap, flight speed 5 m·s⁻¹, 90° camera orientation, autonomously following a pre-programmed flight plan from take-off to landing). We programmed all flight plans using the Pix4D capture software version 1.2.4 (Pix4D, Prilly, Switzerland). We replicated flights at each altitude six times, resulting in 18 maps covering ca. 0.7 ha each. During the flights, we recorded the time of the day and visually scored the cloud cover from 0 to 4 (0 = 0%, 1 = 1–25%, 2 = 26–50%, 3 = 51–75% and 4 = 76–100%). We used Agisoft Metashape Pro (ver. 1.6.2.10247, Agisoft, St Petersburg, Russia) to assemble and ortho-rectify all images, and imported them into QGIS (ver. 3.16.16, QGIS Development Team, USA) for analysis.

Once pre-programmed, consumer drones fly at a constant altitude, irrespective of the variations in topology along the flight path (e.g., slopes, depressions, etc.), therefore could have varying ground resolutions in the captured images. Following recommendation issued from [10], we privileged the 40 m altitude. To assess the impact of the small elevation differences one would expect in a natural wetland system on measurement accuracy, we conducted an additional three flights at each of five different altitudes (38, 39, 40, 41 and 42 m) within the same test area. By comparing the resolution at these different altitudes, we thus mimic the ±2 m variation in topology that we would expect flying along a river course. Indeed, some crocodiles are in the water and some are on the river banks at varying points in the slope. For each flight, we calculated the Ground-Sample Distance (GSD, in cm/pixel) using two independent methods: (1) automatically, using the Agisoft Metashape Pro software (thus the GSD as estimated by the software), and (2) using the formula in Equation (1) [50], thus the actual GSD.

$$GSD_h = \frac{\text{Flight height} \times \text{Sensor height}}{\text{Focal length} \times \text{Image height}} \quad (1)$$

For each generated image, we measured the target lengths using the “Measure Line” tool in QGIS, which requires the user to manually define two reference points on the picture corresponding to the extremities of the target; then the length of the defined segment is converted from pixels to centimeters using the resolution. To estimate the repeatability, the same user measured each target twice from the same photo within a 3-week interval.

2.3. Allometric Ratios for Total Length Determination

We sought to establish the allometric relationship between head length (HL, as measured from tip of snout to dorsal supraoccipital margin) and total body length (TL, as measured ventrally from tip of snout to tip of tail) in order to create a reference allometric framework that incorporates sources of variation relevant to measuring HL and estimating TL from drone photos. To do this, we compiled HL and TL measured from captured individuals of 17 different crocodylian species: *Alligator mississippiensis* (USA (Florida): 1650, USA (Georgia): 744), *Caiman crocodilus* (Brazil: 459), *Crocodylus acutus* (Belize: 259, Mexico (Atlantic): 493, Mexico (Pacific): 154), *Crocodylus intermedius* (Venezuela: 403), *Crocodylus johnstoni* (Australia: 588), *Crocodylus moreletii* (Belize: 390, Mexico: 207), *Crocodylus niloticus* (Egypt: 65, Gabon: 20, South Africa: 228, Tanzania: 5, Uganda: 22), *Crocodylus palustris* (India: 23, Iran: 57), *Crocodylus porosus* (Australia: 370), *Crocodylus rhombifer* (Cuba: 196), *Crocodylus suchus* (Côte d’Ivoire: 24, Ghana: 37, Niger: 36, Uganda: 19), *Gavialis gangeticus* (India: 308, Nepal: 45), *Mecistops leptorhynchus* (Gabon: 159), *Melanosuchus niger* (Brazil: 104, Ecuador: 63), *Osteolaemus tetraspis* (Gabon: 106), *Paleosuchus palpebrosus* (Brazil: 149), and *Paleosuchus trigonatus* (Brazil: 87). The final database included HL and TL measurements from 7368 individual crocodylians from these species (Table 1).

Table 1. Summary statistics for the 17 Crocodylians species and summary of the two modeling approaches (ratio and allometry). For each crocodylian species, we provide the number of measured individuals (N_i), the number of observations kept for modeling (N_u , see text), as well as mean (Mean) and median (Med) of head and total lengths (HL and TL) with variation on each measurement across the sample (1st quartile Q1 and 3rd quartile Q3). We also provide statistics information for the two methods to estimate TL from HL: (1) for the ratio approach: observed 1st quartile (Q1), median (Med), mean (Mean) and 3rd quartile (Q3) of TL:HL ratio; (2) for the allometry, $\text{Log TL} = a + b * \text{Log HL} + \epsilon$: estimated coefficients (a, b), residual standard deviation of ϵ (σ) and the R^2 (determination coefficient) of the regression, as well as the relative error (RE) as a percentage. The contribution of each source to the total imprecision is also indicated: head inclination (HI), head length measurement (HLM), allometry variation (AV) and allometry residuals (AR).

Species	N_i	N_u	Observed (N_u only)										Results from Regression												
			HL (cm)				TL (cm)						Ratio TL/HL				Allometry Characteristics			RE	Variance Distribution by Sources of Imprecision				
			Q1	Med	Mean	Q3	Min	Q1	Med	Mean	Q3	Max	Q1	Med	Mean	Q3	a	b	R^2	(%)	HI (%)	HLM (%)	AV (%)	AR (%)	
<i>Alligator mississippiensis</i>	2391	2374	13.5	17.5	19.1	25.5	20.6	99.9	130.9	140.8	189.1	396.0	7.1	7.4	7.3	7.6	1.89	1.04	0.06	0.99	10.90	2.5	43.9	2.7	50.9
<i>Caiman crocodilus</i>	459	454	14.6	18.0	16.6	19.3	26.4	109.2	132.3	122.3	143.5	204.9	7.1	7.4	7.3	7.6	1.81	1.06	0.06	0.97	12.20	2.3	40.0	2.5	55.3
<i>Crocodylus acutus</i>	906	905	4.2	7.8	12.6	18.6	22.5	27.1	49.0	82.4	121.4	372.0	6.3	6.4	6.4	6.6	1.82	1.02	0.05	1.00	9.70	2.7	48.2	3.0	46.1
<i>Crocodylus intermedius</i>	403	396	5.7	7.3	8.3	9.3	23.7	35.2	46.8	51.2	56.5	197.0	6.0	6.1	6.3	6.4	1.84	1.00	0.08	0.96	14.80	1.6	28.5	1.6	68.2
<i>Crocodylus johnstoni</i>	588	539	4.0	4.6	7.2	9.6	18.6	25.9	29.4	42.4	55.0	230.2	6.1	6.4	6.4	6.7	2.02	0.91	0.06	0.98	13.00	1.7	29.9	1.5	67.0
<i>Crocodylus moreletii</i>	597	591	8.1	12.6	15.2	20.9	21.0	53.0	85.9	102.3	139.5	375.0	6.4	6.7	6.7	6.9	1.83	1.03	0.06	0.99	12.50	2.1	37.5	2.4	58.0
<i>Crocodylus niloticus</i>	340	340	4.2	9.6	19.0	38.7	27.2	32.0	71.2	136.6	275.1	413.6	7.1	7.3	7.3	7.6	2.01	0.99	0.07	1.00	13.50	1.8	32.3	1.9	64.0
<i>Crocodylus palustris</i>	80	79	21.0	31.0	34.3	47.8	43.0	144.5	196.5	206.5	260.3	487.0	5.5	6.5	6.4	7.2	2.49	0.81	0.12	0.94	24.30	0.5	8.9	0.4	90.2
<i>Crocodylus porosus</i>	370	368	6.4	8.2	10.5	11.5	26.9	41.5	54.3	71.3	77.9	332.5	6.5	6.6	6.7	6.8	1.78	1.05	0.04	0.99	8.40	3.2	55.7	3.3	37.9
<i>Crocodylus rhombifer</i>	196	193	15.5	22.8	25.0	34.0	94.0	109.8	163.0	176.5	234.0	330.0	6.9	7.1	7.1	7.2	2.05	0.97	0.05	0.98	10.10	2.5	43.7	2.2	51.6
<i>Crocodylus suchus</i>	116	115	7.0	10.3	13.9	18.4	34.2	49.8	69.1	94.8	126.0	250.0	6.7	6.9	6.9	7.1	2.02	0.96	0.05	0.99	9.40	2.7	46.9	2.7	47.8
<i>Gavialis gangeticus</i>	353	350	30.0	40.0	41.1	52.3	73.0	172.0	223.0	230.7	293.0	533.0	5.4	5.6	5.6	5.9	1.76	0.99	0.08	0.95	15.10	1.6	27.9	1.5	69.1
<i>Mecistops leptorhynchus</i>	159	159	8.6	12.2	17.0	21.1	33.8	50.7	70.1	96.1	120.4	302.0	5.6	5.8	5.7	5.9	1.83	0.97	0.03	1.00	5.80	3.8	66.6	3.4	26.1
<i>Melanosuchus niger</i>	167	167	9.2	15.1	17.1	23.8	31.2	73.5	121.1	131.9	188.7	283.5	7.5	7.7	7.7	8.0	2.02	1.01	0.06	0.99	11.20	2.4	41.0	2.4	54.2
<i>Osteolaemus tetraspis</i>	106	103	9.1	12.1	13.0	17.1	39.5	61.3	81.8	88.9	112.9	165.2	6.6	6.8	6.7	6.9	1.83	1.03	0.05	0.98	10.30	2.6	45.0	2.8	49.6
<i>Paleosuchus palpebrosus</i>	149	148	8.0	11.9	12.4	15.9	28.1	54.2	84.1	88.2	120.1	185.5	6.9	7.1	7.1	7.3	1.80	1.07	0.05	0.99	9.50	2.9	50.4	3.3	43.5
<i>Paleosuchus trigonatus</i>	87	87	12.9	15.7	16.2	19.5	50.0	81.3	102.8	103.8	127.7	183.0	6.2	6.4	6.4	6.6	1.65	1.08	0.04	0.98	7.70	3.4	58.5	3.3	34.8

We calculated the allometric ratio for each individual, and ultimately removed all observations for which the allometric ratio was $1.4 > \text{HL:TL} > 1.9$ as these likely represent measurement or data recording errors (i.e., they do not correspond to real crocodiles). To better understand the precision of our allometric ratios and the estimated TL from HL for realistic crocodile lengths, we simulated the entire process with random perturbations at each step. This allowed us to provide confidence intervals around the predicted values that consider all known sources of imprecision. These sources of imprecision were either directly measured from our experiments or estimated by simulating perturbations, as follows:

- *Head inclination*: because the drone camera objective is vertically oriented, direct estimation of the HL from the picture implicitly assumes that the head is horizontally oriented. In reality, head inclination can deviate from the horizontal plane due to the terrain slope, because crocodylians thermoregulate by opening their mouths, or when they are simply resting at any non-horizontal angle. This leads to an underestimation of the real HL by a $\cos(\theta)$ factor, where θ is the angle between the head inclination and the horizontal plane (Figure 1). We simulated head inclination using a β distribution for $\theta \in [0^\circ; 90^\circ]$ (Figure S1a). Since we have no data to fit that inclination, we arbitrarily chose the distribution parameters so that the average inclination $\bar{\theta}$ equals 5° and that $\theta < 20^\circ$ for 99% of the samples, a conservative choice.
- *Target length estimation*: we compared the lengths measured in drone photos lengths (HL_e) to the known lengths (HL_0) of the mock targets. The imprecision of the HL_e measurement (ϵ_h) can result from variation of the distance between the ground and the drone altitude (due to topology), orthophoto treatment, or observer accuracy in choosing the two reference points (i.e., head delimitation effect; Figure 1). We measured this imprecision as $\epsilon_h = \ln \frac{\text{HL}_e}{\text{HL}_0}$ and fitted a Johnson's SU-distribution, a 4-parameter distribution that is more flexible than the classical normal distribution. In particular, this distribution can be asymmetric. We used the logarithm of the relative error, rather than the absolute error, to stabilize the variance (heteroscedasticity). We tried both Gaussian and Johnson's SU distributions, where goodness-of-fit indicated that Johnson's SU better fit the data (Figure S1b).
- *Allometry*: to take into account the natural variability of individuals and the limited size of the sample of allometry data above, we used a simple linear regression $\ln(\text{TL}) = f[\ln(\text{HL})]$ to predict TL from HL, and to estimate the confidence interval around TL for a given HL. The logarithm is used to stabilize the residual variance, in accordance with the standard hypothesis of the linear model. Overall, the total imprecision on the total body length prediction (TL_e) is thus the consequence of all these independent sources of imprecision (head inclination, target length acquisition, and allometry). We simulated them 50 times each to produce the overall confidence intervals around TL_e , thereby establishing a robust reference allometric framework. We then determined the part of the total deviance of TL_e from TL explained by each source using an ANOVA. We performed all analyses in R version 4.2.2 [51].

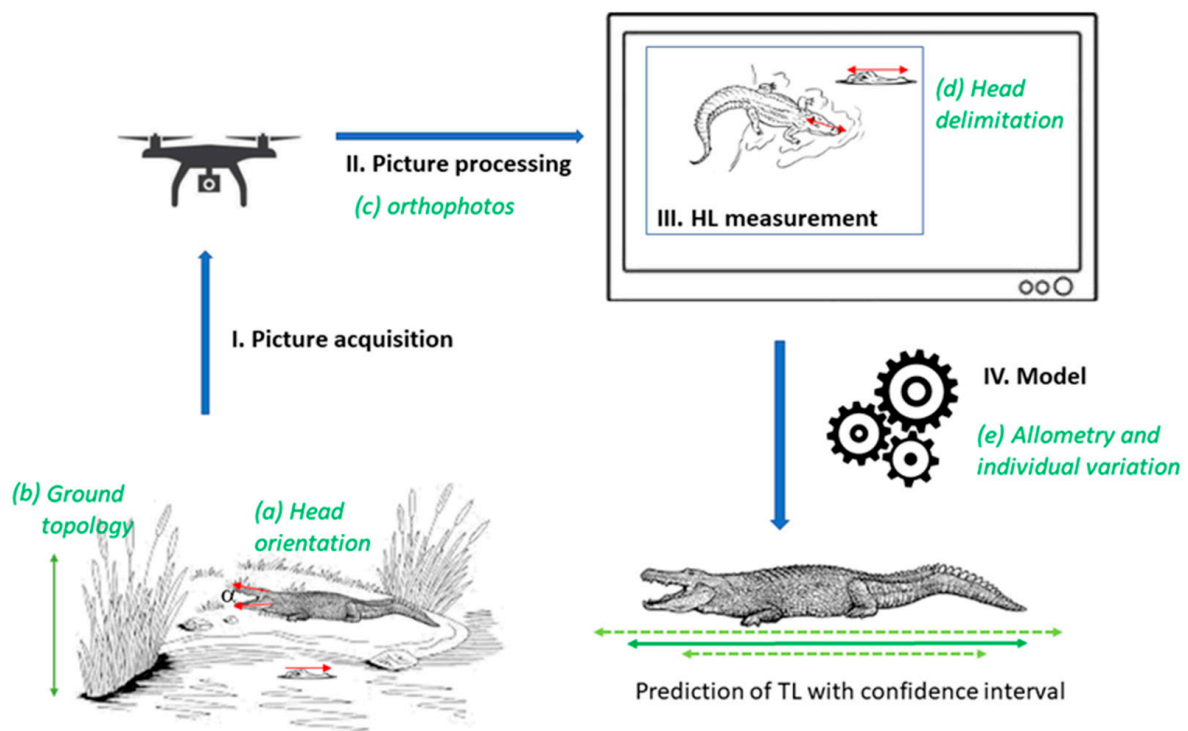


Figure 1. Estimating the total length of crocodylians from drone-captured images and the various sources of imprecision. This schematic represents the various steps (bolded) to obtain demographic information from crocodiles observed by drone: I. picture capture with the drone; II. image processing; III. measurement of head length (HL); and IV. model-based estimation of the total body length (TL) of the crocodile (dashed lines represent the CI on the TL estimation). The various sources of imprecision at each step are also indicated (green, italicized): (a) head inclination, (b) topology, (c) orthophoto treatment (i.e., software effects), (d) head delimitation (i.e., observer effects), and (e) allometry and individual variation.

2.4. Crocodile Size Class Distribution in Natural Populations

We used drone images of *Crocodylus suchus*, previously collected in 2018 in the Tapoa River (W National Park, Niger) and Bali Pond (Pendjari National Park, Benin) [10], to test our reference allometric framework. For all individuals appearing in full view in the photos, we measured both HL_p and TL_p , i.e., the head and body lengths measured directly from the drone-captured and ortho-rectified photos, with QGIS (Figure 2). Using our reference allometric framework designed for *C. suchus*, we then estimated TL_e from the measured HL_p and compared it back to TL_p for each individual. Some crocodiles may have been photographed multiple times, but because each photo represents different acquisition conditions (e.g., time of the day, ambient light, body position, etc.) we considered that each crocodile in each photo represents a unique sample point for testing the reference allometric framework. For estimating the size class distributions, for sites where multiple flights were flown, we only used the single flight that detected the highest number of crocodiles.

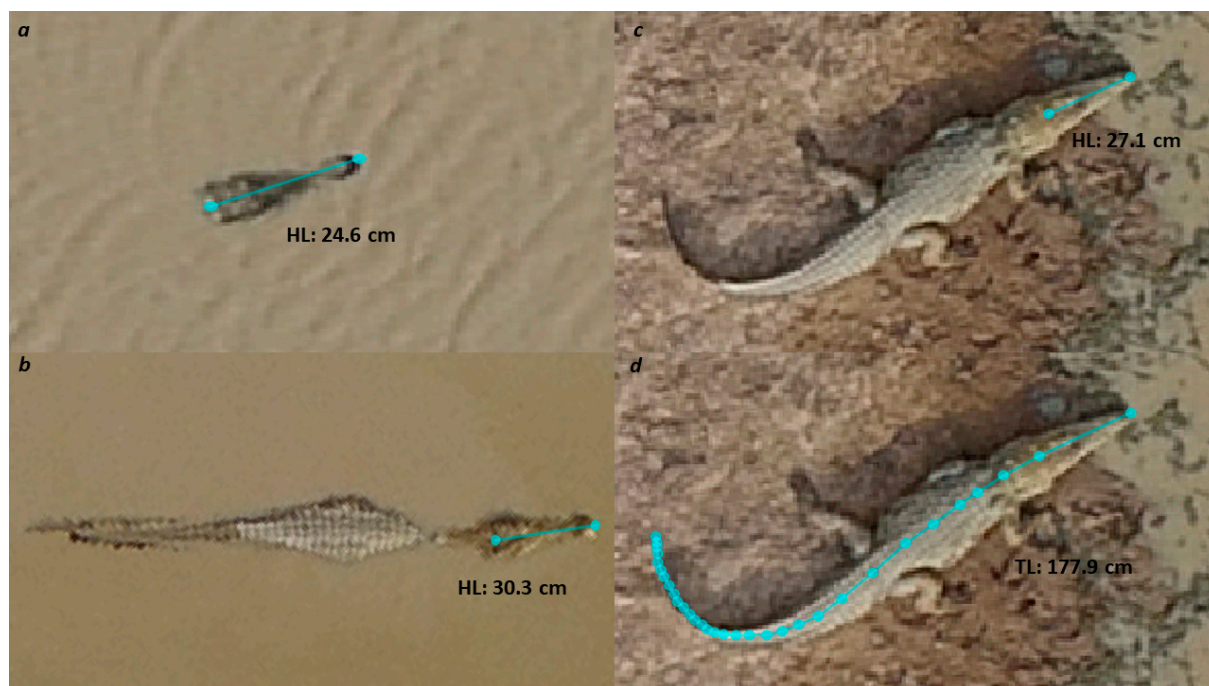


Figure 2. *Crocodylus suchus* measurements using QGIS. For head length (HLp): (a) partially submerged with only the head visible, (b) partially submerged, (c) on the shore. For total length (TLp): (d) on the shore. Pendjari National Park (Benin) and W National Park (Niger).

3. Results and Discussion

The aim of the present study was to develop a robust, remote, and objective method for the collection of biometric data from photographed crocodylians as part of drone crocodile surveys, in particular the total length (TL) of observed individuals. Such data are indeed invaluable to understand crocodylian demographics for both research and management purposes [18,38].

3.1. Drone-Captured Pictures Allow Precise Target Length Measurement

We generally found that the drone-based measurements are very accurate. Flight height (20, 30 and 40 m) resulting in slight differences of image resolution (0.51, 0.76 and 1.02 cm² per pixel) had no significant effect on the precision of the measurement, which remains on the order of ± 1 cm (Table 2, Figure 2a). Similarly, the standard deviation of the difference was around 0.8 cm for all target sizes (Table 2, Figure 3b). There was no apparent effect of cloud cover or time of day. This precision of the measurement is largely enough for our purpose. In particular, the 40 m flight altitude, and its corresponding image resolution of 1.02 cm² per pixel, recommended for drone surveys of crocodiles [10] appears well adapted. Note that, as part of our previous work [10], we showed that *C. suchus* was not affected by drones at flight altitudes > 10 m, though [31] observed that *C. porosus* responded to drones at 30 m. We are not aware of any other studies on disturbances to crocodylians due to drones, and it is not yet known whether different drones with different power and/or sound profiles will have different impacts, nor could we presume to know the results of such tests for other crocodylian species. Although there is already some literature on the impact of drones on wildlife (birds: [3,9,52,53], mammals: [54–56], and reptiles and fish: [57]), disturbance tests should be performed before implementing any drone survey.

However, our results suggest several additional considerations. First, we found a clear bias in that TL tended to be systematically, although marginally (median difference ≈ 0.5 cm), overestimated (>75% of the measurements, Figure 3). This is probably mostly due to the pixelated nature of the image. At the tested image resolutions, the target size

was quite small, making it difficult to decide between adjacent pixels when delimiting the end points. We tended to include the last pixel, which partly surpasses the end of the target. This may be related to a second source of imprecision, which is observer heterogeneity in choosing the measurement endpoints. From one measurement to the next three weeks later, we found a mean difference of ± 0.43 cm (95% of the differences were between -1.09 cm and $+1.80$ cm) and a standard deviation of the variability of 0.76 cm (Figure S1b).

Table 2. Description of targets used to calibrate the length measurement methodology. For each target true length and flight altitude at which the targets were photographed and measured, we provide the average measurements of targets, standard deviation of targets, difference between average measurement and true target length (Δ), and the relative error of the measurement (as a percent deviation from the true value).

True Length (cm)	Altitude (m)	Average Estimation (cm)	Standard Deviation (cm)	Δ (cm)	Relative Error (%)
13.7	20	14.02	0.58	0.32	2.4
13.7	30	14.30	0.82	0.60	4.4
13.7	40	14.22	0.72	0.52	3.8
27.3	20	27.70	0.71	0.40	1.4
27.3	30	27.99	0.92	0.69	2.5
27.3	40	27.95	0.82	0.65	2.4
40.8	20	41.09	0.51	0.29	0.7
40.8	30	41.75	1.10	0.95	2.3
40.8	40	41.80	0.67	1.00	2.5

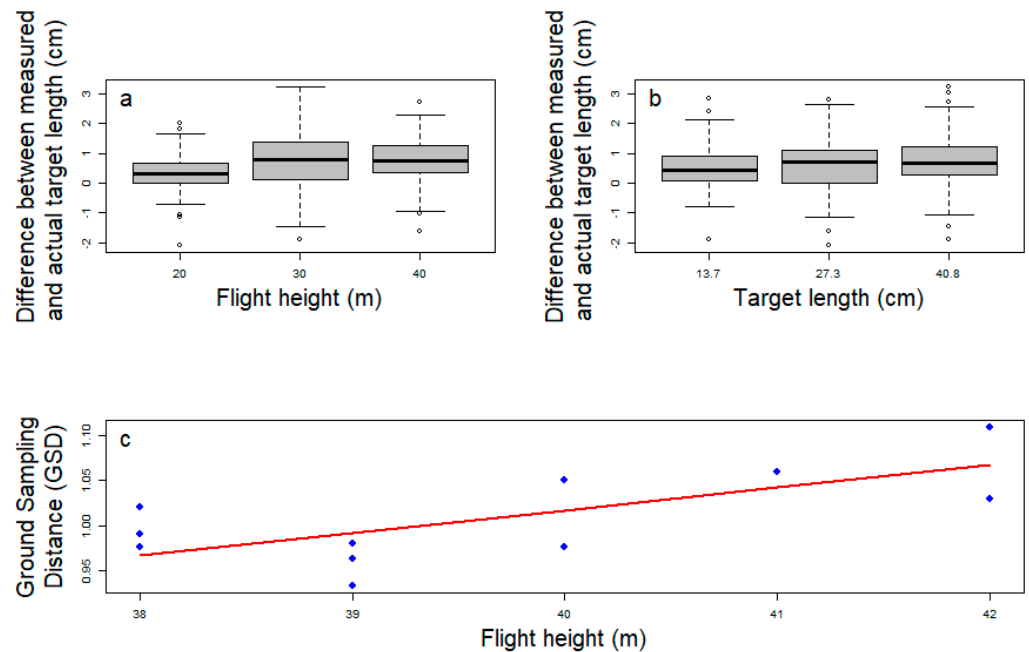


Figure 3. Effect of flight height, target length and ground topology on measurement precision in drone photos. Parts (a,b): Distribution of the difference between target length as measured in the drone photo and actual target length at different flight heights (a) and for different target lengths (b). The boxplots represent the median, 25% and 75% quartiles, whiskers representing 5% and 95% quartiles, and dots the outliers. Part (c): the true Ground-Sample Distance (GSD) was calculated relative to flight height (red line, see Equation (1)) and compared to the GSD automatically estimated by the photogrammetric processing software Agisoft Metashape Pro (blue dots) to assess whether minor differences (± 2 m) in ground topology would affect the estimation. The inaccuracy automatically computed (± 0.070 cm/pixel at 40 m) was larger than the true difference in GSD (0.025 cm/pixel per meter). The topology effect is thus overshadowed by the GSD variation in the processing software.

Finally, within a single photo or in reconstructed orthophotos, two targets could actually be at different distances from the drone camera due to micro-topological variation (e.g., crocodiles can rest on rocks or fallen trees, etc., resulting in uneven ground). However, we did not observe any significant effects. For example, when GSD was estimated automatically by Agisoft Metashape Pro, the inaccuracy (± 0.070 cm/pixel at 40 m) was larger than the true difference in GSD (0.025 cm/pixel per meter; hence -0.05 cm/pixel at 38 m and $+0.05$ cm/pixel at 42 m) (Figure 3c). The topology effect is thus overshadowed by the GSD variation in the processing software and as long as the difference in level does not exceed ± 2.8 m, then the error will be limited to 0.025 cm/pixel per meter. To maintain a constant altitude during the flight, elevation information can be used by Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) to establish an automated flight plan wherein the drone maintains a constant altitude relative to terrain heterogeneity along the flight path, but this makes set-up more complex and more costly for virtually no benefit.

This level of imprecision (< 1 cm; Table 2, Figure 3a) has very little, if any, impact on how these data are ultimately used in crocodylian monitoring programs. Crocodylians are usually categorized into size classes based on either broader life stage categories or estimated total length categories. The first method comprises subjective categories such as hatchlings (young of the year), juveniles, subadults, or adults, which are often defined by some ecological criteria (e.g., probability to disperse or ability to reproduce), differ from one species to another, and between males and females within a species [58–60]. The second method is based on visual estimation of total length and typically the observed animals are grouped into 25 or 50 cm classes [61–64]. In both cases, the groupings of individuals are quite coarse with length thresholds that far surpass 1 cm variation. Moreso, biologically, within and between species, sexes and geographical locations, there is notable variation in the size thresholds. Thus, the minor imprecision in measurements in drone-based methods will have no biologically meaningful effect on the outcomes.

3.2. Reference Allometric Framework for Estimating Total Length from Head Length in Crocodylians

Two prior studies included size class estimations of individuals from drone surveys, but only measured individuals fully visible on the banks [33,34]. Most crocodylians, however, spend most of their time at least partially submerged with only their heads visible [49]. Providing a population-level demographic classification based only on crocodiles basking on land would inevitably make the assessment biased towards larger size classes because smaller crocodiles are less likely to be fully emerged and visible on banks [10,65,66]. Thus, the ability to estimate the total body length (TL) of an individual crocodile from its head-length (HL) provides an alternative to measure the size of individuals that are partially submerged. For many crocodylian species, the typical HL:TL allometric relationship is about at 1:7 ratio [48,67], but the exact ratio differs between crocodylian species [48]. Moreover, even within the same species, the allometric ratio can also vary with the size, particularly for very large animals [68–71]. For example, the ratio of very large *C. porosus* seems to be closer to 1:8 [49]. Drone-captured images allow more accurate and repeatable measurements, thus, providing a great advantage over the traditional on-ground visual estimation approach, though still acknowledging that between and within-species variation may bias the estimated TL from HL measurements in the photos.

The simple HL:TL ratio calculated for the 17 different species varied from 1:5.6 to 1:7.3 (Table 1). These results are similar to previous studies estimating this relationship for some of these species [48,49,72–76], while for others this is the first time this information is being published (e.g., *C. suchus*, *M. leptorhynchus*). With the exception of *C. palustris*, in 16 of the 17 species, the slope of the allometric method was also very close to 1 in logarithmic scale reinforcing the usefulness of the ratio for both these species and for our sample (Table 1). If the allometry slope were strictly equal to 1, the two methods (ratio and allometric) would lead to the same estimation, but only the allometric method provides information on bias and precision (Figure 4). Deviation from 1 in the allometric method predicts an ontogenetic shift in

the relationship with crocodile size (and thus age), where slope of <1 predicts that TL increases less than proportionally with HL, and >1 predicts that it increases more than proportionally (as observed by [77]). For *C. porosus*, we found a slope equal to 1.05 possibly driven by the HL:TL ratio which is closer to 1:8 (than 1:7 as in other species) for the larger individuals. In the allometric method, the intercept coefficients were quite variable between species (Table 1, Figure 4), again reinforcing the interspecific differences. The species for which the relationship was the least accurate was *C. palustris* (Figure S9), which is likely due to the small sample size for this species that came from two different populations with different size class distributions and for which the method of measurement was unknown. It should be emphasized that the residual analysis for each of the 17 regressions showed no particular problems, and that the R-squared are very close to 1. The worst of these is for *C. palustris*, equal to 0.94 (Table 1).

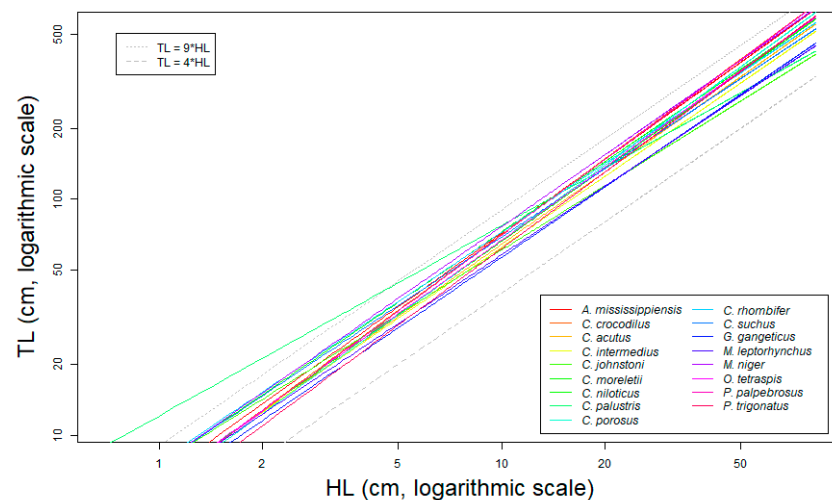


Figure 4. Simple allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log–log scale for 17 crocodylian species. The allometric relationships were derived from measurement of 7368 wild-caught individuals (Table 1). For the allometry computation, only data considered as realistic, those with the TL:HL ratio between 4 and 9, have been used.

The allometry corresponds to one step of the whole process to estimate TL. Each step of the HL acquisition process and of its conversion to TL indeed contains its own sources of bias or imprecision, which we treated as follows:

- *Measurement bias:* We accounted for the measurement imprecision in drone photos previously identified from the standard targets by using a Johnson’s SU-distribution, which better fit the data than a Gaussian distribution (Figure S1b). The Johnson’s SU-distribution was fitted on the logarithm of the relative measurement error and the value of its four parameters are: $\gamma = 0.0947$, $\delta = 0.936$, $\xi = 0.0209$ and $\lambda = 0.0227$.
- *Head inclination:* The drone objective is perpendicular to the ground, thus if the target is not horizontal its size can be underestimated (see Methods, Figure 1). This could be particularly problematic to measure crocodile head length because crocodylians often incline their head. We assessed this potential distortion by conservatively assuming that, on average, crocodiles have a head inclination of 5° and 99% of the population have a head inclination $< 20^\circ$ (Figure S1a; pers. obs.). With this assumption, we calculated that we underestimate the true length in drone photos by 0.7% on average, and that the underestimate is less than 6% for 99% of the population. Randomly adding target inclination distortions in our model further confirmed that it results in limited relative imprecision (2.7% of total variability).
- *Allometric variation:* For all species, we observed a robust allometric relationship between HL and TL (See Table 1, Figures 5a and S2a–S17a). Our data show that the absolute variation of the allometric relationship increases with the size of the individuals (i.e., more

variance around the predicted values for bigger crocodylians), but with a fairly constant relative error (average $\simeq 9.63\%$, range $\simeq 5.8\%$ for *M. leptorhynchus* to $\simeq 15\%$ for *G. gangeticus*, not including *C. palustris*, which we excluded because of the afore-explained data quality problems). As it was directly measured on real crocodiles, this variation comes from biological processes independent from the measuring method.

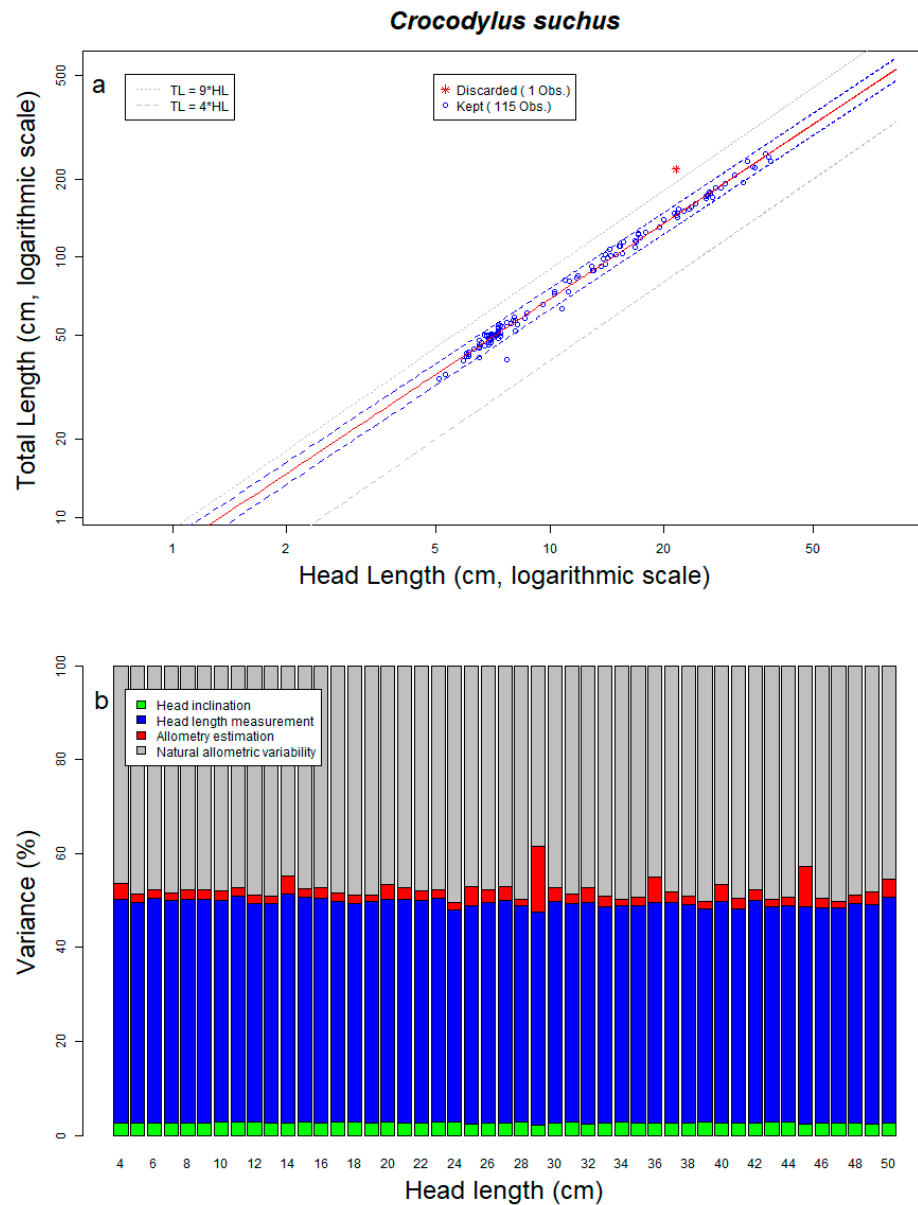


Figure 5. Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log–log scale of wild-caught West African crocodiles (*Crocodylus suchus*) measured in natural populations. (a) The allometric relationship is derived from HL and TL measurements from 116 individual *C. suchus* captured from throughout the species distribution. We discarded all observations (red stars; kept individuals are indicated by a blue dot) for which the ratio was greater than 1:9 (grey dotted line) and less than 1:4 (grey dashed line). The allometry prediction curve (red line) and its 95% confidence envelope (blue lines) are illustrated. (b) We estimated the variance by simulating 125,000 values (i.e., 50 head inclinations \times 50 target length acquisitions \times 50 allometry values randomly chosen from their respective distributions) to assess the contribution of each source of bias to the overall imprecision in the predicted total length estimations based on the allometric relationship: (i) head inclination (light green), (ii) head length measurement (blue), (iii) allometry estimation (red), and (iv) natural allometric variability, i.e., biological variation (grey).

Overall, despite several sources of imprecision, we were able to design a reference allometric framework based on a statistical model to estimate TL from HL with a robust confidence interval for 17 different crocodylian species (See Figures 5a and S2a–S17a, Tables S1–S17). The advantage of our method is that it offers an objective estimate with a defined error (half width of the 95% confidence interval \simeq 13% of the estimated length for *C. suchus*, and between \simeq 11% for *M. leptorhynchus* and \simeq 18% for *G. gangeticus*, also without including *C. palustris*), while traditional methods are based mostly on subjective estimates during on-ground visual evaluations. We evaluated the variance structure of the different sources of imprecision for all 17 species (Table 1, Figures 5b and S2b–S17b). As an example, for *C. suchus* the variation distribution is fairly constant among individuals (Figure 5b) as follows: (i) head inclination, mean = 2.7% of the total variation; (ii) HL measurement errors (i.e., observer and hardware/software effects), mean = 46.8% of the total variation; (iii) natural allometric variability, mean = 47.8% of the total variation; (iv) allometry estimation (due to the number of observations from which the allometry coefficients are estimated), mean = 2.7% of the total variation (see Table 1 for the other species). The largest contribution to the imprecision came from natural allometric variability between individuals (i.e., within the species), which obviously cannot be reduced. The second largest contributor to imprecision is the accuracy of measurements from the photos, which in our case was limited by the camera resolution and, generally, had very little effect on the overall TL estimation (see above). This source of measurement imprecision, in addition to benefiting from a margin for improvement, is not constrained by the experience of the observer, which itself varies among species [47,48].

We then wanted to compare our framework's estimates to actual crocodiles from natural populations. Ideally, we would have taken precise measurements by hand from captured individuals and then taken pictures of the same individuals with the drone. Unfortunately, due to COVID travel limitations, we were unable to access wild or captive crocodiles. Consequently, we tested our reference allometric framework with orthorectified drone photos of *C. suchus* previously collected in 2018 in Niger and Benin [10]. We measured and estimated both TL_p and TL_e , i.e., HL and TL measured directly from the drone photos (TL_p), and estimated TL estimated from our framework (TL_e) from TL_p . Most of the TL_p fell within the CI of our TL_e ($n = 78$ of 99), confirming the robustness of our predictions (Figure 6). The 21 TL_p outside of the TL_e CI were below the lower CI, which might suggest a tendency of the TL_p method to underestimate the true size. The largest discrepancy between TL_p and TL_e was only 17 cm, which is biologically negligible for demographic classification of most individuals detectable by drones, because most crocodiles detected this way are typically >1.5 m TL (see below and Figure 7). Thus, the magnitude of any underestimation likely has little to no bearing for management.

Any discrepancy is likely mostly explained by measurement errors resulting from measuring a crocodile that is not lying perfectly straight. It can also be difficult to clearly identify the exact end of the crocodile tail on the photos and/or parts of the tail are missing or deformed due to past injuries [78], which will be difficult to see in drone photos. These same uncertainties probably affected the TL measurements in previous drone studies [33,34]. Ultimately, only on-ground TL measurements compared to TL_e from drone-captured pictures of the same individuals will definitively confirm the robustness of our method. Regardless, our results already provide confidence in the framework, as most individuals fell within the CI (Figure 6). As a result, the size class distribution of a large sample would be only marginally affected and, with little to no bearing for population management or other demographic inferences, and access to demographic information from a greater portion of the population is worth this small trade-off.

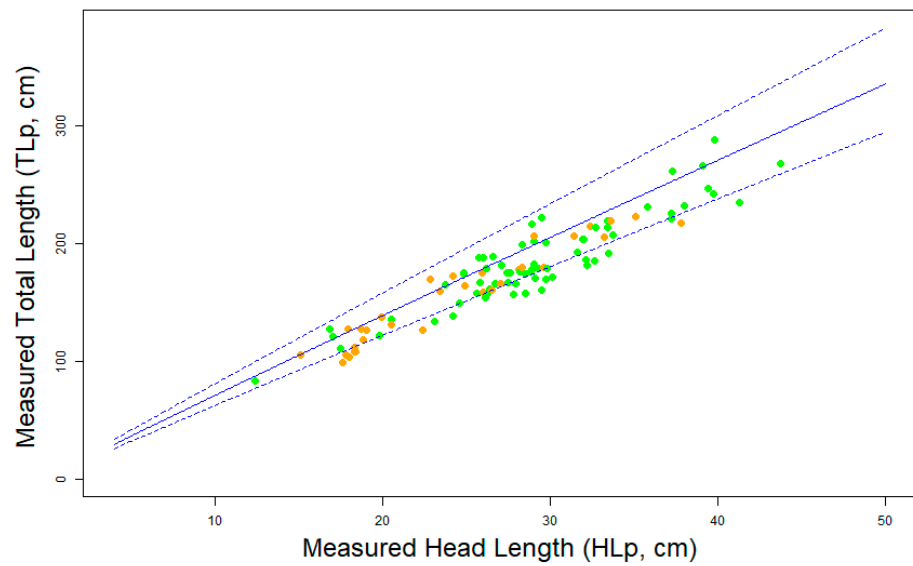


Figure 6. Assessing the accuracy of our reference allometric framework model to estimate the TL from HL measured in drone photos of crocodiles in natural populations. We measured head length (HL_p) and total length (TL_p) for *Crocodylus suchus* individuals detected in drone photos (from [10]) from the Tapoa River (W National Park, Niger) (light green dots, $n = 67$) and Bali Pond (Pendjari National Park, Benin) (orange dots, $n = 32$). For each HL_p value, we also estimated the TL (TL_e) using our reference allometric framework, which is represented by the blue solid-line and including its 95% confidence interval envelope (blue dotted-lines). TL_p were slightly lower than TL_e in most cases, though not statistically significantly, and for 26 out of 99 individuals the TL_p was below the 95% CI of TL_e .

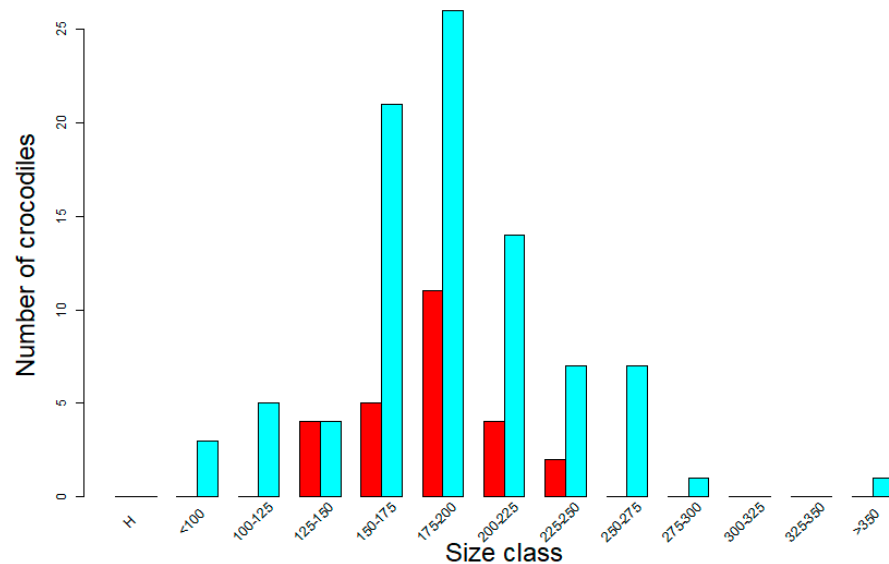


Figure 7. Size-class distribution inferred from drone-captured pictures. We counted *C. suchus* from pictures captured by drones in a 2 km-long transect of the Tapoa River, W National Park (Niger; $n = 131$; light blue bars) and the Bali pond (1.32 ha), Pendjari National Park (Benin; $n = 38$; red bars) [10]. Their total body length (TL_e) was estimated using our reference allometric framework, and they were then categorized as hatchlings (<50 cm), individuals smaller than 100 cm (<100), and then into 25 cm classes from $TL = 100$ to 350 cm, and over >350 cm. Some individuals were detected in the pictures but their HL could not be measured (blurred, partially visible, etc.) (Niger = 42, Benin = 12).

3.3. Improved Demographic Classification of Wild Crocodile Populations from Drones—But with Limitations

Using [10] data from 2018, we measured HL for *C. suchus* individuals along a 2 km transect of the Tapoa River (W National Park, Niger) and in the Bali Pond (Pendjari National Park, Benin). In Niger, we detected 226 individuals, including 25 individuals for which only the head was measurable (11% of the detected individuals) and 67 individuals for which both the head and full body length were measurable (30% of the detected crocodiles). In Benin, we detected 253 individuals, including 64 individuals for which only the head was measurable (25% of the detected individuals) and 32 individuals for which both the HL and TL were measurable (13% of the detected crocodiles). At both sites, neither the HL nor the TL were fully visible/measurable for the remaining $\pm 60\%$ of individuals. Compared to previous drone-based approaches that measured only fully visible individuals, our method allowed us to capture usable demographic data for an additional 37% (Niger) to 200% (Benin) of the individuals within the detected sample, resulting in a more representative view of the population size-class distribution than was previously possible (e.g., as in the work presented in [34] or [33]).

We used the results of the best replicates (for which the number of detected crocodiles were the highest) of each transect (from the work presented in [10]) to obtain size-class distributions for the study areas in Niger and Benin. Using our reference allometric framework, we assigned each detected crocodile to a 25 cm TL_e size class and obtained a fairly robust estimation of the population size-structure for individuals greater than 1.5 m TL, with a median in the 1.75–2.0 m size class (Figure 7). In Niger, only two individuals were larger than 2.75 m, with the largest estimated to be 3.97 m (First quartile: $Q_{inf} = 349.19$ cm; Mean = 397.17 cm; third quartile: $Q_{sup} = 451.43$ cm), which would be a very large contemporary individual for this species (M.H. Shirley, pers. obs.). A previous nocturnal spotlight survey in this area observed multiple large individuals (i.e., 2.5–3.0 m TL), as well as a balanced size class distribution including more than 46% of individuals juveniles (i.e., <1.5 m TL) [79,80].

As has been previously documented [10,34], drone surveys almost completely miss the small individuals (approximately less than 100 cm). They are often hidden in vegetation or are simply too small to detect or reliably identify even in very high resolution drone photos [10]. They are also predominantly nocturnal compared to adults, mostly to avoid predation risk from diurnal predators (e.g., birds, fish, mammals, snakes, and bigger crocodiles), which is less of a risk with increasing crocodile size [81,82]. For the same reasons, small crocodylians can also be difficult to detect using traditional survey methods [17]. However, for most crocodylian populations, hatchlings and juveniles represent more than 50% of the individuals and only a fraction of them will survive until adulthood [20,83]. A high proportion of juvenile size classes can be a good indicator of healthy populations because it represents high female fecundity, high juvenile survival, and high recruitment potential [84–87]. Thus, our inability to fully describe the size class distribution of crocodile populations remains one of the most significant limitations of drone-based approaches (but it also affects the more traditional methods).

4. Conclusions and Future Directions

Determining the size distribution of crocodylians in a population is critical to understanding population dynamics, designing and implementing management and conservation plans, and monitoring recovery [18,38]. Traditional, standardized diurnal and nocturnal population survey protocols rely on subjective, potentially biased, classifications from direct observations from a distance [47,49,88,89] or require capturing animals for direct measurements, which is costly, logistically challenging, requires experience, and comes with risks and stress to both researchers and the animals [61]. Drone-based methods can robustly estimate the total length of crocodylians without catching them and should be considered a viable approach by researchers and wildlife managers working on these species. Here we provide a fast, cheap, non-invasive, safe, and robust method that pre-

dicts crocodylian total length from head length measurements in drone photos with tight confidence intervals for 17 crocodylian species (Tables S1–S17). Moreover, the photos can be reanalyzed if necessary, making the method repeatable. Beyond use with drone photos, both our simple ratios and allometry results will be useful for researchers visually estimating TL from observations of HL during traditional surveys. Despite estimating the HL:TL allometric relationship for 17 different species, we recognize that drones are currently not very useful tools for surveying forest-dwelling crocodylian species (e.g., *Osteolaemus* spp., *Paleosuchus* spp., and *Mecistops* spp. in most habitats). We nonetheless provide the reference allometric framework for these species for the future with improvements in drone technology, for use with other methodologies, and/or in the event they are useful for other purposes.

Future improvements in drone technology will further improve crocodylian drone surveys and the data we are able to capture remotely. Even recent technological developments have extended drone flight ranges, and new hybrid drones use less energy during flights and considerably increase their autonomy [90]. Using more powerful, on-board optical equipment can increase image and video resolution, reducing the current overestimation bias when estimating total length. Though crocodylians are heterothermic and expected to maintain body temperatures closely matching ambient, drone-mounted infrared cameras may eventually result in increased detection of all size classes during nocturnal flights, especially in the early hours of the evening when the ambient drops quickly but crocodylians are still warm from the day [91]. Drone positioning, and thus, Ground-Sample Distance (GSD) estimation, could be significantly improved by using onboard Real Time Kinematic (RTK) or Post Processed Kinematic (PPK) GPS correction technology, and by designing ground control points (GCPs) for orthophotographic correction [92]. However, these technologies will considerably increase the logistical costs and the required technical skills for a limited and sometimes unnecessary gain in precision. Another significant improvement could be provided through automation—counting and measuring crocodiles on map images is a tedious, time-consuming task that requires intense concentration. The characteristic triangular shape of the crocodylian head on aerial images may allow for the automation of counting and potentially measuring individuals using trained AI models, which are currently under development for other species [93].

Among their many current applications, drones can be used to remotely identify specific individuals from dorsal scute patterns [32]. And, in the future may help facilitate the management of human-crocodile conflicts [94]. The ability to quickly detect, identify, and measure large crocodiles will be advantageous in areas of high conflict, including identifying sites at risk [95]. Drones have even been used to remotely capture crocodiles, which will be useful in the case of problem animals that are often wary, trap shy, or otherwise unapproachable for capture using traditional methods [96]. As the technology embedded improves and their prices drop, drones will be an increasingly accessible application in conservation and environmental management, even in impoverished areas.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/drones8030115/s1>. Figure S1: A priori distribution of crocodiles head inclination and Gaussian vs. Johnson's distribution; Figure S2: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught American alligator (*Alligator mississippiensis*) measured in natural populations; Figure S3: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught spectacled caiman (*Caiman crocodilus*) measured in natural populations (n = 459); Figure S4: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught American crocodile (*Crocodylus acutus*) measured in natural populations (n = 906); Figure S5: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) measured in natural populations (n = 403); Figure S6: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught freshwater crocodile (*Crocodylus johnstoni*) measured in natural populations (n = 588); Figure S7: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*)

measured in natural populations (n = 597); Figure S8: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Nile crocodile (*Crocodylus niloticus*) measured in natural populations (n = 340); Figure S9: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught mugger crocodile (*Crocodylus palustris*) measured in natural populations (n = 80); Figure S10: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught saltwater crocodile (*Crocodylus porosus*) measured in natural populations (n = 370); Figure S11: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Cuban crocodile (*Crocodylus rhombifer*) measured in natural populations (n = 196); Figure S12: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught gharial (*Gavialis gangeticus*) measured in natural populations (n = 353); Figure S13: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Central African slender-snouted crocodile (*Mecistops leptorhynchus*) measured in natural populations (n = 159); Figure S14: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught black caiman (*Melanosuchus niger*) measured in natural populations (n = 167); Figure S15: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught dwarf crocodile (*Osteolaemus tetraspis*) measured in natural populations (n = 106); Figure S16: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Cuvier's dwarf caiman (*Paleosuchus palpebrosus*) measured in natural populations (n = 149); Figure S17: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught smooth-fronted caiman (*Paleosuchus trigonatus*) measured in natural populations (n = 87). Table S1: *Alligator mississippiensis* framework; Table S2: *Caiman crocodilus* framework; Table S3: *Crocodylus acutus* framework; Table S4: *Crocodylus intermedius* framework; Table S5: *Crocodylus johnstoni* framework; Table S6: *Crocodylus moreletii* framework; Table S7: *Crocodylus niloticus* framework; Table S8: *Crocodylus palustris* framework; Table S9: *Crocodylus porosus* framework; Table S10: *Crocodylus rhombifer* framework; Table S11: *Crocodylus suchus* framework; Table S12: *Gavialis gangeticus* framework; Table S13: *Mecistops leptorhynchus* framework; Table S14: *Melanosuchus niger* framework; Table S15: *Osteolaemus tetraspis* framework; Table S16: *Paleosuchus palpebrosus* framework; Table S17: *Paleosuchus trigonatus* framework.

Author Contributions: Conceptualization, Investigation, Methodology, Project Administration, Resources, Validation and Writing—Original Draft: C.A., G.L.M. and M.H.S.; Formal analysis: C.A. and G.L.M.; Supervision: G.L.M. and M.H.S.; Data Curation, Funding Acquisition, Investigation, Writing—Editing and Review: C.A., G.L.M., A.V., X.C., J.W.L., P.G., G.P.-S., E.P., P.C., F.V., I.J.R., B.M., J.E.C., A.M., A.R.W., R.S., M.T., M.B. and M.H.S. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This project was funded by the Fondation BIOTOPE, IUCN/SSC Crocodile Specialist Group Student Research Assistance Scheme, Fonds de Solidarité et de Développement des Initiatives Étudiantes de l'Université de Montpellier, Ondulia, an Okpal crowdfunding campaign, and Projet Mecistops. Fieldwork by MH Shirley was funded by the Wildlife Conservation Society, WCS's Wildlife, Landscapes and Development for Conservation in Northern Uganda project (WILDCO) supported by USAID, a National Science Foundation Doctoral Dissertation Improvement Grant (DDIG; Agreement No. 1010574), the Conservation, Food, and Health Foundation, Riverbanks Zoo and Gardens Conservation Support Fund, U.S. Fish and Wildlife Service Wildlife Without Borders Program (Agreement No. 96200-1-G003), Cleveland Metroparks Zoo, Oklahoma City Zoo, Aspinall Foundation, WWF, Columbus Zoological Park Association, Inc. Conservation Fund, IDEA WILD, St Augustine Alligator Farm, Rotary International, IUCN/SSC Crocodile Specialist Group, AZA Crocodylian Advisory Group, Minnesota Zoo, Fresno Chaffee Zoo, San Diego Zoological Society, Mohamed bin Zayed Species Conservation Fund, C. Stevenson, and JP Ross. The Rare Species Conservatory Foundation served as a zero-overhead funding fiduciary for grants. Sampling and animal handling methods were reviewed and approved by IFAS ARC at the University of Florida (approval # 011-09WEC). We thank the Wildlife Conservation Society (WCS) through Instituto Piagaçu (IPI), Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSMA) and the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) which provided financial support. CNPq also provided doctoral scholarship for Boris Marioni. Igor Joventino Roberto thanks Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior—Brasil (CAPES), the CNPq for fellowship (PDCTR 301304/2022-0) and Crocodylia Brasil for the support. We thank WCS-Ecuador which provided financial support to Francisco Villamarín.

Data Availability Statement: The data presented in this study are available on request at the following DOI: <https://doi.org/10.57745/LEVTCU>.

Acknowledgments: We thank Jean-Loup, Françoise, and Martine Claret for their permission to access the experimental flight area, and Pierrick Labbé for his help. We thank Nature Conserv'Action (NCA) for providing the drones. We thank the Zoological Society of London (ZSL), the staff of Centre National de Gestion des Réserves de Faune of Benin (CENAGREF), and the Ministère des Eaux et Forêts of Niger for authorizing the research that provided drone images for *C. suchus*. In Benin, this research was authorized under permit number 110/17/CENAGREF/DG/DT/DAF/AD from CENAGREF. We would like to thank W. Oduro, H. Yaokokore-Beibro, C. Ofori-Boateng, C. Hutton, M. Jallow, K. Ingenloff, L. Paziaud, M. Selinske, Z. Chifundera, S. Aucoin, the staff of Kidepo Valley National Park, Wildlife Conservation Society Uganda, and all other persons at the protected areas and other sites where we captured *C. suchus* to take measurements for their help with fieldwork, logistics, permits, and sampling. Logistical support in Gabon and DR Congo was provided by the Wildlife Conservation Society, World Wildlife Fund (WWF), Smithsonian Institute, Project Protections des Gorilles (PPG) and the Aspinall Foundation, Protection des Grandes Singes de Moukalaba-Doudou (PROGRAM), Fondation Liambissi and the Lukuru Foundation. We thank R. Starkey, M. Starkey, R. Calaque, B. Huijbrechts, B. Verhage, L. Korte, M. Butler, N. Bout, A. Vosper, K. Kombila, R. Beville, F. Koumba Pambo, J. and T. Hart, P. and S. du Plessis for their assistance throughout. We thank M. Adu-Nsiah of the Ghana Wildlife Division (Ghana), Col. K. Amani Denis of the Direction de la Faune, Ministère des Eaux et Forêts (Côte-d'Ivoire), A. Jallow of the Dept. of Parks and Wildlife Management (Gambia), and P. Anying and A. Rwetsiba of the Uganda Wildlife Authority (Uganda) for authorizing the research that provided the body measurements for *C. suchus*. In Gabon and DR Congo, we thank the Centre National pour la Recherche Scientifique et Technologique (CENAREST—N°AR0024/09/ and N°AR0013/11) for authorising research in the Gabonese national territory. We thank the Agence Nationale des Parcs Nationaux for authorising research in Loango National Park, and the support of former conservateur Brice Leandre Meye and Flore Aurelie Koumba Pambo. Finally, we would like to thank all the peoples and organizations involved in the collection of crocodylians measurement data used on this paper. Namely Omar Hernández, Lilo Enes, Roldan De Sola, Arnaldo Ferrer, Jonathan Triminio. We acknowledge and thank Yank Moore for significant contributions involved in capture, handling, and data collections of *A. mississippiensis* on Jekyll Island. We thank the Cuban staff, led by Etiam Perez and Gustavo Sosa, for providing the *C. rhombifer* information collected at the Zapata Swamp. We thank Colleen Downs and Jon Warner from the University of KwaZulu-Natal's Zululand Crocodile Research Program, School of Life Sciences, University of KwaZulu-Natal, South Africa.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

References

- Hodgson, J.C.; Mott, R.; Baylis, S.M.; Pham, T.T.; Wotherspoon, S.; Kilpatrick, A.D.; Segaran, R.R.; Reid, I.; Terauds, A.; Koh, L.P. Drones Count Wildlife More Accurately and Precisely than Humans. *Methods Ecol. Evol.* **2018**, *9*, 1160–1167. [[CrossRef](#)]
- Wirsing, A.J.; Johnston, A.N.; Kiszka, J.J.; Wirsing, A.J.; Johnston, A.N.; Kiszka, J.J. Foreword to the Special Issue on 'The Rapidly Expanding Role of Drones as a Tool for Wildlife Research'. *Wildl. Res.* **2022**, *49*, i–v. [[CrossRef](#)]
- McEvoy, J.F.; Hall, G.P.; McDonald, P.G. Evaluation of Unmanned Aerial Vehicle Shape, Flight Path and Camera Type for Waterfowl Surveys: Disturbance Effects and Species Recognition. *PeerJ* **2016**, *4*, e1831. [[CrossRef](#)]
- Floreano, D.; Wood, R.J. Science, Technology and the Future of Small Autonomous Drones. *Nature* **2015**, *521*, 460–466. [[CrossRef](#)]
- Ventura, D.; Bruno, M.; Jona Lasinio, G.; Belluscio, A.; Ardizzone, G. A Low-Cost Drone Based Application for Identifying and Mapping of Coastal Fish Nursery Grounds. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2016**, *171*, 85–98. [[CrossRef](#)]
- Ogden, L.E. Drone Ecology. *BioScience* **2013**, *63*, 776. [[CrossRef](#)]
- Zahawi, R.A.; Dandois, J.P.; Holl, K.D.; Nadwodny, D.; Reid, J.L.; Ellis, E.C. Using Lightweight Unmanned Aerial Vehicles to Monitor Tropical Forest Recovery. *Biol. Conserv.* **2015**, *186*, 287–295. [[CrossRef](#)]
- Koh, L.P.; Wich, S.A. Dawn of Drone Ecology: Low-Cost Autonomous Aerial Vehicles for Conservation. *Trop. Conserv. Sci.* **2012**, *5*, 121–132. [[CrossRef](#)]
- Vas, E.; Lescroël, A.; Duriez, O.; Boguszewski, G.; Grémillet, D. Approaching Birds with Drones: First Experiments and Ethical Guidelines. *Biol. Lett.* **2015**, *11*, 20140754. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Aubert, C.; Mogueuedec, G.L.; Assio, C.; Blatrix, R.; Ahizi, M.N.; Hedegbetan, G.C.; Kpera, N.G.; Lapeyre, V.; Martin, D.; Labbé, P.; et al. Evaluation of the Use of Drones to Monitor a Diverse Crocodylian Assemblage in West Africa. *Wildl. Res.* **2021**, *49*, 11–23. [[CrossRef](#)]
- Schofield, G.; Katselidis, K.A.; Lilley, M.K.S.; Reina, R.D.; Hays, G.C. Detecting Elusive Aspects of Wildlife Ecology Using Drones: New Insights on the Mating Dynamics and Operational Sex Ratios of Sea Turtles. *Funct. Ecol.* **2017**, *31*, 2310–2319. [[CrossRef](#)]

12. Adame, K.; Pardo, M.A.; Salvadeo, C.; Beier, E.; Elorriaga-Verplancken, F.R. Detectability and Categorization of California Sea Lions Using an Unmanned Aerial Vehicle. *Mar. Mammal Sci.* **2017**, *33*, 913–925. [[CrossRef](#)]
13. Shah, K.; Ballard, G.; Schmidt, A.; Schwager, M. Multidrone Aerial Surveys of Penguin Colonies in Antarctica. *Sci. Robot.* **2020**, *5*, eabc3000. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
14. Rahman, D.A.; Herliansyah, R.; Subhan, B.; Hutasoit, D.; Imron, M.A.; Kurniawan, D.B.; Sriyanto, T.; Wijayanto, R.D.; Fikriansyah, M.H.; Siregar, A.F.; et al. The First Use of a Photogrammetry Drone to Estimate Population Abundance and Predict Age Structure of Threatened Sumatran Elephants. *Sci. Rep.* **2023**, *13*, 21311. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
15. Penny, S.; White, R.; Scott, D.; MacTavish, L.; Pernetta, A. Using Drones and Sirens to Elicit Avoidance Behaviour in White Rhinoceros as an Anti-Poaching Tactic. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2019**, *286*, 20191135. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
16. Reischig, T.; Resende, E.; Cordes, H. Controlling Poaching of Nesting Loggerhead Sea Turtles with Night Vision Unmanned Aerial Vehicles on Boavista Island, Cabo Verde. *Afr. Sea Turtle Newsl.* **2018**, *10*, 9–13.
17. Shirley, M.H.; Eaton, M.J. *Procédures Standard de Suivi des Populations de Crocodiles*; Groupe Spécialiste de Crocodiles: Darwin, Australia, 2012.
18. Webb, G.; Manolis, S.C.; Whitehead, P.J. *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators*; S. Beatty & Sons/Conservation Commission of the Northern Territory: Chipping Norton, Australia, 1987; ISBN 978-0-949324-09-2.
19. Thorbjarnarson, J.; Platt, S.G.; Khaing, U.S.T. A Population Survey of the Estuarine Crocodile in the Ayeyarwady Delta, Myanmar. *Oryx* **2000**, *34*, 317–324. [[CrossRef](#)]
20. Shirley, M.H.; Oduro, W.; Beibro, H.Y. Conservation Status of Crocodiles in Ghana and Côte-d'Ivoire, West Africa. *Oryx* **2009**, *43*, 136–145. [[CrossRef](#)]
21. Fukuda, Y.; Saalfeld, K.; Webb, G.; Manolis, C.; Risk, R. Standardised Method of Spotlight Surveys for Crocodiles in the Tidal Rivers of the Northern Territory, Australia. *North. Territ. Nat.* **2013**, *24*, 14–32. [[CrossRef](#)]
22. Ferreira, S.M.; Pienaar, D. Degradation of the Crocodile Population in the Olifants River Gorge of Kruger National Park, South Africa. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2011**, *21*, 155–164. [[CrossRef](#)]
23. Shirley, M.H.; Dorazio, R.M.; Abassery, E.; Elhady, A.A.; Mekki, M.S.; Asran, H.H. A Sampling Design and Model for Estimating Abundance of Nile Crocodiles While Accounting for Heterogeneity of Detectability of Multiple Observers. *J. Wildl. Manag.* **2012**, *76*, 966–975. [[CrossRef](#)]
24. Martin, J.; Edwards, H.H.; Burgess, M.A.; Percival, H.F.; Fagan, D.E.; Gardner, B.E.; Ortega-Ortiz, J.G.; Ifju, P.G.; Evers, B.S.; Rambo, T.J. Estimating Distribution of Hidden Objects with Drones: From Tennis Balls to Manatees. *PLoS ONE* **2012**, *7*, e38882. [[CrossRef](#)]
25. Elsey, R.M.; Trosclair, P.L. The Use of an Unmanned Aerial Vehicle to Locate Alligator Nests. *Southeast. Nat.* **2016**, *15*, 76–82. [[CrossRef](#)]
26. Marín-Enríquez, E.; Charruau, P.; Félix-Salazar, L.A. Discovery of a Suburban Wetland Refuge for a Depleted American Crocodile (*Crocodylus Acutus*) Population in Northwestern Mexico, Using a Commercial Unmanned Aerial Vehicle. *Trop. Conserv. Sci.* **2023**, *16*, 19400829231209848. [[CrossRef](#)]
27. Scarpa, L.J.; Piña, C.I. The Use of Drones for Conservation: A Methodological Tool to Survey Caimans Nests Density. *Biol. Conserv.* **2019**, *238*, 108235. [[CrossRef](#)]
28. Harvey, K.R.; Hill, G.J.E. Mapping the Nesting Habitats of Saltwater Crocodiles (*Crocodylus porosus*) in Melacca Swamp and the Adelaide River Wetlands, Northern Territory: An Approach Using Remote Sensing and GIS. *Wildl. Res.* **2003**, *30*, 365–375. [[CrossRef](#)]
29. Evans, I.J.; Jones, T.H.; Pang, K.; Evans, M.N.; Saimin, S.; Goossens, B. Use of Drone Technology as a Tool for Behavioral Research: A Case Study of Crocodylian Nesting. *Herpetol. Conserv. Biol.* **2015**, *10*, 90–98.
30. Evans, L.J.; Jones, T.H.; Pang, K.; Saimin, S.; Goossens, B. Spatial Ecology of Estuarine Crocodile (*Crocodylus porosus*) Nesting in a Fragmented Landscape. *Sensors* **2016**, *16*, 1527. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
31. Bevan, E.; Whiting, S.; Tucker, T.; Guinea, M.; Raith, A.; Douglas, R. Measuring Behavioral Responses of Sea Turtles, Saltwater Crocodiles, and Crested Terns to Drone Disturbance to Define Ethical Operating Thresholds. *PLoS ONE* **2018**, *13*, e0194460. [[CrossRef](#)]
32. Desai, B.; Patel, A.; Patel, V.; Shah, S.; Raval, M.S.; Ghosal, R. Identification of Free-Ranging Mugger Crocodiles by Applying Deep Learning Methods on UAV Imagery. *Ecol. Inform.* **2022**, *72*, 101874. [[CrossRef](#)]
33. Sawan, S.; Mondal, T.; Williams, A.C.; Yadav, S.P.; Krishnamurthy, R. Hybrid Drone-Based Survey of Riverine Habitat and Crocodiles in Complex Landscapes. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **2023**, *20*, 13571–13582. [[CrossRef](#)]
34. Ezat, M.A.; Fritsch, C.J.; Downs, C.T. Use of an Unmanned Aerial Vehicle (Drone) to Survey Nile Crocodile Populations: A Case Study at Lake Nyamithi, Ndumo Game Reserve, South Africa. *Biol. Conserv.* **2018**, *223*, 76–81. [[CrossRef](#)]
35. Jordaan, P.R. The Establishment of a Multifaceted *Crocodylus Niloticus Laurenti* 1768 Monitoring Programme on Maputo Special Reserve (Maputo Province, Mozambique) with Preliminary Notes on the Population (Reptilia: Crocodylidae). *Herpetol. Notes* **2021**, *14*, 1155–1162.
36. Woolcock, A.B.; Cotton, S.; Cotton, A.J. Effectiveness of Using Drones and Convolutional Neural Networks to Monitor Aquatic Megafauna. *Afr. J. Ecol.* **2022**, *60*, 544–556. [[CrossRef](#)]

37. Thapa, G.J.; Thapa, K.; Thapa, R.; Jnawali, S.R.; Wich, S.A.; Poudyal, L.P.; Karki, S. Counting Crocodiles from the Sky: Monitoring the Critically Endangered Gharial (*Gavialis gangeticus*) Population with an Unmanned Aerial Vehicle (UAV). *J. Unmanned Veh. Syst.* **2018**, *6*, 71–82. [CrossRef]
38. Nichols, J.D. *Population Models and Crocodile Management*; Surrey Beatty and Sons: Chipping Norton, NSW, Australia, 1987.
39. Webb, G.J.; Smith, A.M. Life History Parameters, Population Dynamics and the Management of Crocodilians. In *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators*; Surrey Beatty: Sydney, Australia, 1987; pp. 199–210.
40. Da Silveira, R.; Magnusson, W.E.; Campos, Z. Monitoring the Distribution, Abundance and Breeding Areas of Caiman Crocodilus Crocodilus and Melanosuchus Niger in the Anavilhanas Archipelago, Central Amazonia, Brazil. *J. Herpetol.* **1997**, *31*, 514–520. [CrossRef]
41. Combrink, X.; Warner, J.; Hofmeyr, M.; Govender, D.; Ferreira, S. *Standard Operating Procedure for the Monitoring, Capture and Sampling of Nile Crocodiles (Crocodylus niloticus)*; Unpublished report; South African National Parks: Skukuza, South Africa, 2013.
42. Coulson, A.R.; Hernandez, T. Alligator Metabolism Studies on Chemical Reactions In Vivo. *Comp. Biochem. Physiol. Part B Comp. Biochem.* **1983**, *74*, 1–175. [CrossRef]
43. Bennett, A.F.; Seymour, R.; Bradford, D.F.; Webb, G. Mass-Dependence of Anaerobic Metabolism and Acid-Base Disturbance during Activity in the Salt-Water Crocodile, *Crocodylus porosus*. *J. Exp. Biol.* **1985**, *118*, 161–171. [CrossRef]
44. Seymour, R.S.; Webb, G.J.; Albert, F. *Effect of Capture on the Physiology of Crocodylus porosus*; Surrey Beatty and Sons: Chipping Norton, NSW, Australia, 1987.
45. Franklin, C.E.; Davis, B.M.; Peucker, S.K.J.; Stephenson, H.; Mayer, R.; Whittier, J.; Lever, J.; Grigg, G.C. Comparison of Stress Induced by Manual Restraint and Immobilisation in the Estuarine Crocodile, *Crocodylus porosus*. *J. Exp. Zool. A Comp. Exp. Biol.* **2003**, *298A*, 86–92. [CrossRef] [PubMed]
46. Molinaro, H.G.; Anderson, G.S.; Grunly, L.; Sperou, E.S.; Heard, D.J. Use of Blood Lactate in Assessment of Manual Capture Techniques of Zoo-Housed Crocodilians. *Animals* **2022**, *12*, 397. [CrossRef]
47. Choquenot, D.; Webb, G.J.W. A Photographic Technique for Estimating the Size of Crocodiles Seen in Spotlight Surveys and for Quantifying Observer Bias. In *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators*; Surrey Beatty and Sons: Chipping Norton, NSW, Australia, 1987; pp. 217–224.
48. Magnusson, W.E. Size Estimates of Crocodilians. *J. Herpetol.* **1983**, *17*, 86–88. [CrossRef]
49. Fukuda, Y.; Saalfeld, K.; Lindner, G.; Nichols, T. Estimation of Total Length from Head Length of Saltwater Crocodiles (*Crocodylus porosus*) in the Northern Territory, Australia. *J. Herpetol.* **2013**, *47*, 34–40. [CrossRef]
50. Wawrzyn, D. What Is Ground Sample Distance and How Does It Affect Your Drone Data? Available online: <https://www.propelleraero.com/blog/ground-sample-distance-gsd-calculate-drone-data/> (accessed on 27 July 2023).
51. R Core Team R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Found. Stat. Comput.* 2023.
52. Brisson-Curadeau, É.; Bird, D.; Burke, C.; Fifield, D.A.; Pace, P.; Sherley, R.B.; Elliott, K.H. Seabird Species Vary in Behavioural Response to Drone Census. *Sci. Rep.* **2017**, *7*, 17884. [CrossRef] [PubMed]
53. Rush, G.P.; Clarke, L.E.; Stone, M.; Wood, M.J. Can Drones Count Gulls? Minimal Disturbance and Semiautomated Image Processing with an Unmanned Aerial Vehicle for Colony-Nesting Seabirds. *Ecol. Evol.* **2018**, *8*, 12322–12334. [CrossRef] [PubMed]
54. Bennitt, E.; Bartlam-Brooks, H.L.A.; Hubel, T.Y.; Wilson, A.M. Terrestrial Mammalian Wildlife Responses to Unmanned Aerial Systems Approaches. *Sci. Rep.* **2019**, *9*, 2142. [CrossRef] [PubMed]
55. Linchant, J.; Lhoest, S.; Quevauvillers, S.; Lejeune, P.; Vermeulen, C.; Semeki Ngabinzeke, J.; Luse Belanganayi, B.; Delvingt, W.; Bouché, P. UAS Imagery Reveals New Survey Opportunities for Counting Hippos. *PLoS ONE* **2018**, *13*, e0206413. [CrossRef] [PubMed]
56. Palomino-González, A.; Kovacs, K.M.; Lydersen, C.; Ims, R.A.; Lowther, A.D. Drones and Marine Mammals in Svalbard, Norway. *Mar. Mammal Sci.* **2021**, *37*, 1212–1229. [CrossRef]
57. Mo, M.; Bonatakis, K. Approaching Wildlife with Drones: Using Scientific Literature to Identify Factors to Consider for Minimising Disturbance. *Aust. Zool.* **2021**, *42*, 1–29. [CrossRef]
58. Ross, J.P.; Crocodile Specialist Group. In Proceedings of the International Workshop for Management and Trade of Caiman Yacare, Gainsville, FL, USA, 3–5 October 2002. 2003. Available online: <http://aquaticcommons.org/id/eprint/2568> (accessed on 5 August 2023).
59. Platt, S.G.; Rainwater, T.R.; Finger, A.G.; Thorbjarnarson, J.B.; Anderson, T.A.; McMurry, S.T. Food Habits, Ontogenetic Dietary Partitioning and Observations of Foraging Behaviour of Morelet’s Crocodile (*Crocodylus moreletii*) in Northern Belize. *Herpetol. J.* **2006**, *16*, 281–290.
60. Padilla, S.E.; González-Jáuregui, M.; Von Osten, J.R.; Valdespino, C.; López Luna, M.A.; Quiróz, G.B.; Barão-Nóbrega, J.A.L. Using Regression Tree Analysis to Determine Size Class Intervals and Sexual Dimorphism in the Morelet’s Crocodile *Crocodylus moreletii*. *Wildl. Biol.* **2020**, *2020*, wlb.00707. [CrossRef]
61. Montague, J. Morphometric Analysis of *Crocodylus novaeguineae* from the Fly River Drainage, Papua New Guinea. *Wildl. Res.* **1984**, *11*, 395. [CrossRef]
62. Kushlan, J.A.; Mazzotti, F.J. Population Biology of the American Crocodile. *J. Herpetol.* **1989**, *23*, 7–21. [CrossRef]
63. Platt, S.G.; Thorbjarnarson, J.B. Status and Conservation of the American Crocodile, *Crocodylus acutus*, in Belize. *Biol. Conserv.* **2000**, *96*, 13–20. [CrossRef]

64. Fukuda, Y.; Manolis, C.; Appel, K. Featured Article: Management of Human-Crocodile Conflict in the Northern Territory, Australia: Review of Crocodile Attacks and Removal of Problem Crocodiles. *J. Wildl. Manag.* **2014**, *78*, 1239–1249. [[CrossRef](#)]
65. Grigg, G.C.; Seebacher, F.; Beard, L.A.; Morris, D. Thermal Relations of Large Crocodiles, *Crocodylus porosus*, Free-Ranging in a Naturalistic Situation. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **1998**, *265*, 1793–1799. [[CrossRef](#)]
66. Downs, C.T.; Greaver, C.; Taylor, R. Body Temperature and Basking Behaviour of Nile Crocodiles (*Crocodylus niloticus*) during Winter. *J. Therm. Biol.* **2008**, *33*, 185–192. [[CrossRef](#)]
67. Webb, G.; Manolis, C. *Crocodiles of Australia*; Reed Books Pty, Ltd.: Frenchs Forest, Australia, 1989.
68. Montague, J.J. A New Size Record for the Saltwater Crocodile (*Crocodylus porosus*). *Herpetol. Rev.* **1983**, *14*, 36–37.
69. Woodward, A.R.; White, J.H.; Linda, S.B. Maximum Size of the Alligator (*Alligator mississippiensis*). *J. Herpetol.* **1995**, *29*, 507–513. [[CrossRef](#)]
70. Platt, S.G.; Rainwater, T.R.; Thorbjarnarson, J.B.; Finger, A.G.; Anderson, T.A.; McMurry, S.T. Size Estimation, Morphometrics, Sex Ratio, Sexual Size Dimorphism, and Biomass of Morelet's Crocodile in Northern Belize. *Caribb. J. Sci.* **2009**, *45*, 80–93. [[CrossRef](#)]
71. Britton, A.; Whitaker, R.; Whitaker, N. Here Be a Dragon: Exceptional Size in a Saltwater Crocodile (*Crocodylus porosus*) from the Philippines. *Herpetol. Rev.* **2012**, *43*, 541–546.
72. Hutton, J.M. Morphometrics and Field Estimation of the Size of the Nile Crocodile. *Afr. J. Ecol.* **1987**, *25*, 225–230. [[CrossRef](#)]
73. Whitaker, R.; Whitaker, N. *Who's Got the Biggest?* Crocodile Specialist Group Newsletter: Darwin, Australia, 2008.
74. Eaton, M.J.; Martin, A.; Thorbjarnarson, J.; Amato, G. Species-Level Diversification of African Dwarf Crocodiles (Genus *Osteolaemus*): A Geographic and Phylogenetic Perspective. *Mol. Phylogenet. Evol.* **2009**, *50*, 496–506. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
75. Warner, J.K.; Combrink, X.; Calverley, P.; Champion, G.; Downs, C.T. Morphometrics, Sex Ratio, Sexual Size Dimorphism, Biomass, and Population Size of the Nile Crocodile (*Crocodylus niloticus*) at Its Southern Range Limit in KwaZulu-Natal, South Africa. *Zoomorphology* **2016**, *135*, 511–521. [[CrossRef](#)]
76. Mobaraki, A.; Abtin, E.; Erfani, M.; Stevenson, C. Total Length and Head Length Relationship in Mugger Crocodiles *Crocodylus palustris* (Reptilia: Crocodylia: Crocodylidae) in Iran. *J. Threat. Taxa* **2021**, *13*, 19162–19164. [[CrossRef](#)]
77. Verdade, L.M. Regression Equations between Body and Head Measurements in the Broad-Snouted Caiman (*Caiman latirostris*). *Rev. Bras. Biol.* **2000**, *60*, 469–482. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
78. Webb, G.J.W.; Messel, H. Morphometric Analysis of *Crocodylus porosus* from the North Coast of Arnhem Land, Northern Australia. *Aust. J. Zool.* **1978**, *26*, 1–27. [[CrossRef](#)]
79. Shirley, M.H.; Eaton, M.J. Africa Regional Reports: Trip Report: Niger 2007. *Crocodile Spec. Group Newsl.* **2008**, *273*, 21–23.
80. Shirley, M.H.; Eaton, M.J. Niger Trip Report 2007. Unpublished Project Report, University of Florida.
81. Thorbjarnarson, J.B. Ecology of the American Crocodile, *Crocodylus acutus*. In Proceedings of the 7th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group of the Species Survival Commission of the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Caracas, Venezuela, 21–28 October 1986; Volume 21, pp. 228–259.
82. Somaweera, R.; Brien, M.; Shine, R. The Role of Predation in Shaping Crocodylian Natural History. *Herpetol. Monogr.* **2013**, *27*, 23–51. [[CrossRef](#)]
83. Ouedraogo, I.; Oueda, A.; Hema, M.E.; Shirley, M.H.; Kabre, B.G. Impact of Anthropogenic Activities on the Abundance of *Crocodylus suchus* (Saint-Hilaire 1807) within the Nazinga Game Ranch, Burkina Faso. *Open J. Ecol.* **2022**, *12*, 788–803. [[CrossRef](#)]
84. Hutchings, J.A. Adaptive Life Histories Effectuated by Age-Specific Survival and Growth Rate. *Ecology* **1993**, *74*, 673–684. [[CrossRef](#)]
85. Gaillard, J.-M.; Festa-Bianchet, M.; Yoccoz, N.G. Population Dynamics of Large Herbivores: Variable Recruitment with Constant Adult Survival. *Trends Ecol. Evol.* **1998**, *13*, 58–63. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
86. Caswell, H. Prospective and Retrospective Perturbation Analyses: Their Roles in Conservation Biology. *Ecology* **2000**, *81*, 619–627. [[CrossRef](#)]
87. Saether, B.-E.; Coulson, T.; Festa-Bianchet, M.; Gaillard, J.-M.; Jenkins, A.; Jones, C.; Nicoll, M.A.C.; Norris, K.; Oli, M.K.; Ozgul, A.; et al. How Life History Influences Population Dynamics in Fluctuating Environments. *Life Hist. Influ. Popul. Dyn. Fluctuating Environ.* **2013**, *182*, 743–759. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
88. Woodward, A.R.; Moore, C.T. Use of crocodylian night count data for population trend estimation. In Proceedings of the 2nd Conference Crocodile Specialist Group Species Survival Commission, Darwin, NT, USA, 12–19 March 1993; pp. 12–13.
89. Combrink, A.S. *Population Survey of Crocodylus niloticus (Nile Crocodile) at Lake Sibaya, Republic of South Africa*; Centre for Environment and Development, School of Applied Environmental Sciences, University of KwaZulu Natal: Durban, South Africa, 2004.
90. Adoni, W.Y.H.; Lorenz, S.; Fareedh, J.S.; Gloaguen, R.; Bussmann, M. Investigation of Autonomous Multi-UAV Systems for Target Detection in Distributed Environment: Current Developments and Open Challenges. *Drones* **2023**, *7*, 263. [[CrossRef](#)]
91. Seebacher, F.; Grigg, G.C. Patterns of Body Temperature in Wild Freshwater Crocodiles, *Crocodylus johnstoni*: Thermoregulation versus Thermoconformity, Seasonal Acclimatization, and the Effect of Social Interactions. *Copeia* **1997**, *1997*, 549–557. [[CrossRef](#)]
92. Myburgh, A.; Botha, H.; Downs, C.T.; Woodborne, S.M. The Application and Limitations of a Low-Cost UAV Platform and Open-Source Software Combination for Ecological Mapping and Monitoring. *Afr. J. Wildl. Res.* **2021**, *51*, 166–177. [[CrossRef](#)]
93. Hua, A.; Martin, K.; Shen, Y.; Chen, N.; Mou, C.; Sterk, M.; Reinhard, B.; Reinhard, F.F.; Lee, S.; Alibhai, S.; et al. Protecting Endangered Megafauna through AI Analysis of Drone Images in a Low-Connectivity Setting: A Case Study from Namibia. *PeerJ* **2022**, *10*, e13779. [[CrossRef](#)]
94. García-Grajales, J.; Buenrostro-Silva, A. Assessment of Human-Crocodile Conflict in Mexico: Patterns, Trends and Hotspots Areas. *Mar. Freshw. Res.* **2019**, *70*, 708. [[CrossRef](#)]

95. González-Desales, G.; Sigler, L.; García-Grajales, J.; Charruau, P.; Zarco-González, M.; Monroy-vilchis, O.; Balbuena-Serrano, Á. Factors Influencing the Occurrence of Negative Interactions between People and Crocodilians in Mexico. *Oryx* **2021**, *55*, 791–799. [[CrossRef](#)]
96. Brien, M.; Beri, P.; Coulson, S.; Frisby, T.; Perera, D.; Joyce, M. A Novel Method of Using a Drone to Capture Saltwater Crocodiles (*Crocodylus porosus*). *Herpetol. Rev.* **2020**, *51*, 32–37.

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

4.4 Conclusion et perspectives

Mes deux études (Article 2 et Article 3) présentent une méthode d'inventaire innovante, rapide, bon marché, non invasive, sûre et robuste qui permet de détecter les crocodiliens et prédire leur longueur totale en utilisant une mesure de leur longueur de tête issue de photos aériennes. Cette approche à l'avantage de pouvoir être facilement mise en place par une variété d'acteurs de l'environnement sans nécessiter de compétences ou d'expérience particulièrement poussées sur les drones et les crocodiles. Les méthodes basées sur l'utilisation des drones peuvent détecter les crocodiles et estimer de manière robuste leur longueur totale sans les capturer et devraient être considérées comme une approche viable par les chercheurs et les gestionnaires de la faune travaillant sur ces espèces. Les améliorations futures des technologies embarquées par les drones permettront d'améliorer encore les enquêtes sur les crocodiliens et la qualité des données collectées à distance. Les développements technologiques récents ont permis d'étendre considérablement les distances de vol des drones avec l'apparition de nouveaux drones hybrides qui consomment moins d'énergie pendant les vols, augmentant considérablement leur autonomie, tout en gardant leur capacité de décollage et atterrissage verticaux (Adoni et al., 2023). L'utilisation d'équipements optiques embarqués plus précis permettrait d'augmenter la résolution des images et des vidéos, réduisant ainsi le léger biais de surestimation actuellement constaté lors de l'estimation de la taille des têtes des crocodiles, ainsi que d'augmenter la hauteur de vol. Bien que les crocodiliens soient hétérothermes et qu'on s'attende à ce que leur température corporelle corresponde étroitement à la température ambiante, les caméras infrarouges montées sur les drones pourraient éventuellement permettre une meilleure détection de toutes les classes de taille pendant les vols nocturnes, en particulier dans les premières heures de la soirée lorsque la température ambiante baisse rapidement mais que les crocodiliens sont encore chauds de la journée (Seebacher & Grigg, 1997). Une autre amélioration significative pourrait être apportée par l'automatisation du travail de détection et de mesure des crocodiles sur les images cartographiques, qui est une tâche fastidieuse et chronophage demandant une concentration intense. La forme triangulaire caractéristique de la tête des crocodiles sur les images aériennes devrait permettre d'automatiser le comptage et éventuellement la mesure des individus à l'aide de modèles d'IA entraînés. Ces méthodes sont actuellement en cours de développement sur d'autres espèces (Hua et al., 2022). De plus, Desai et al ont commencé à développer une méthode pour identifier à distance des individus spécifiques à partir des motifs de la dossière dorsale de crocodile (Desai et al., 2022). Au fur et à mesure que la technologie intégrée dans les drones s'améliore et que leur prix baisse, les

drones seront de plus en plus accessibles pour la conservation et la gestion de l'environnement, même dans les zones défavorisées. Leur facilité d'utilisation suggère que les PACL pourrait être équipés de cette technologie et l'utiliser avec succès (ex : Sauls et al., (2023)).

5 Discussion Générale

5.1 Apports de l'approche communautaire dans la conservation

5.1.1 *Empowerment* des PACL

Le terme "*empowerment*", n'a pas encore d'équivalent en langue française. L'*empowerment* est un processus dynamique d'autonomisation et de développement de capacité d'agir. Dans le cas des communautés, il a pour but de les aider à s'organiser pour atteindre des objectifs communs ou à défendre leurs intérêts. Son application dans la conservation est apparue au début des années 1970 (Petriello et al., 2021). L'*empowerment* des communautés est un élément-clé de l'approche de conservation communautaire. Cette autonomisation est cruciale pour obtenir une adhésion à long terme et un impact durable des projets (Garnett et al., 2007). Il soutient l'engagement des PACL dans la gestion des ressources naturelles avec la volonté de lier et concilier les objectifs de développement socio-économique et de conservation tout en permettant de légitimer leur droit et l'expression de leurs valeurs traditionnelles (Kellert et al., 2000). Cette approche renforce la cohésion sociale et facilite la coopération. Des études suggèrent que lorsque les populations locales sont habilitées à gérer les ressources de leur territoire de manière autonome, elles étaient capables de le faire de manière durable (Agrawal, 2001; Agrawal & Chhatre, 2006). De plus, Berkes & Adhikari, (2006) ont montré que la décentralisation des pouvoirs de gestion des ressources naturelles contribuait à l'autonomisation des femmes et des jeunes. Cependant l'autonomisation est un processus complexe, avec des mesures et des résultats variés (Petriello et al., 2021). Cette complexité de l'*empowerment* ne permet pas toujours de parvenir à des résultats satisfaisants (Kellert et al., 2000).

5.1.1.1 Implication active des PACL

Mes travaux documentent l'importance de l'approche de la CC dans le processus de planification et la réalisation des projets de conservation visant à protéger la biodiversité de manière socialement responsable. Je mets en évidence qu'intégrer les considérations sociales et écologiques est crucial pour une planification efficace en offrant une approche plus réaliste, inclusive et durable de la conservation. Les projets présentés dans le chapitre I ont pris en compte l'inclusion des parties prenantes à toutes les étapes de la planification, afin de mobiliser les connaissances locales et de tenir compte des spécificités sociales, culturelles, économiques

et politiques de la zone concernée tout en instaurant un climat de confiance. Ils ont tous obtenu des résultats positifs, tant sur le plan écologique que sur les plans sociaux et économiques. A titre d'illustration, rappelons deux exemples. Tout d'abord, le SWMI (Cf. Section 4.1.1, projet 4), une organisation communautaire, gère la récolte et la vente durable d'œufs de crocodile depuis plusieurs décennies en travaillant avec plusieurs dizaines de milliers personnes issue de diverses communautés (Cox et al., 2006). Ensuite, la communauté d'O'Som (Cf. Section 4.1.1, projet 3) a adapté ses pratiques de pêche et mis en place des patrouilles communautaires conduisant à une diminution notable de la chasse et de la déforestation au profit d'une agriculture durable et d'une augmentation de la sécurité alimentaire (Daltry et al., 2005).

Bien que la protection de la biodiversité soit une composante importante, la prise en compte et le respect des besoins fondamentaux des populations locales doit être une composante prioritaire et augmente les chances de succès des projets, notamment à long terme. Nous, biologistes et acteurs de la biodiversité, avons la responsabilité éthique de tenir compte des droits et des besoins des PACL dans le processus de planification. De plus, la prise en compte des normes culturelles, ethniques, des systèmes de croyances et des pratiques coutumières, bien que parfois complexe, joue un rôle important comme source de motivation pour les PACL à conserver l'environnement (Charles, 2021; Jentoft et al., 2003) et mettre en œuvre les actions souhaitées (Cumming, 2018; Knight et al., 2008; Wilson et al., 2007). Ces aspects ont souvent été ignorés ou trop peu pris en compte au profit d'une approche basée principalement sur la biodiversité.

5.1.1.2 Dégager des opportunités et alternatives économiques durables

Mes travaux montrent que certaines espèces ont une valeur économique potentiellement importante en tant que ressources naturelles ou espèces charismatiques. Leur présence peut offrir diverses opportunités économiques, notamment par le biais d'activités touristiques. Ces activités génèrent des revenus directs et indirects aux populations locales telles que les visites guidées, la restauration, le logement et l'artisanat. Elles comprennent souvent un volet éducatif qui sensibilise à l'importance écologique des espèces concernées et à la nécessité de leur protection, contribuant ainsi à la préservation de leurs habitats et, quand c'est le cas, à la réduction des conflits entre hommes et animaux. Cependant, certaines pratiques touristiques peuvent être préjudiciables en modifiant le comportement des animaux ou entraîner chez eux d'importants stress physiologiques. Comme c'est déjà le cas pour certaines (ex : cétacés, oiseaux,..., Buckley, 2009), la mise en place d'une réglementation du tourisme responsable est

nécessaire pour la conservation des prédateurs, notamment pour les crocodiliens (Macdonald et al., 2017). Enfin, il est essentiel que les populations vivant dans les habitats d'espèces charismatiques et qui subissent parfois cette cohabitation bénéficient financièrement de l'écotourisme pour que ces projets réussissent durablement. Toutefois, ces modèles économiques ne sont pas applicables partout et nécessitent des infrastructures, une accessibilité et la garantie de la sécurité des visiteurs.

Le commerce des produits dérivés de certaines espèces est une activité lucrative mais peut poser des défis éthiques et environnementaux. C'est pourquoi un encadrement de ces pratiques est nécessaire pour prévenir certain impact négatif. Nous avons vu dans le c I des communautés et organisations communautaires ont généré des revenus significatifs sans avoir d'impact négatif sur les populations animales ciblées et favorisé la conservation de leurs habitats. Cependant, ces activités économiques peuvent fortement dépendre des fluctuations du marché international, ce qui pourrait en compromettre la pérennité.

Bien que parfois controversée, l'organisation de chasses sportives d'espèces charismatiques peut jouer un rôle significatif dans la conservation des habitats naturels et des espèces sauvages, tout en contribuant à l'économie locale (Shirley et al., 2014). Elle génère des revenus pour divers acteurs locaux et la vente de licences de chasse ainsi que les taxes associées peuvent financer des programmes de conservation et de développement des communautés. La distribution de la viande issue de la chasse aux communautés locales fournit également une source de protéines. La pêche et la chasse sont parmi les principales sources en protéine pour un nombre important de communautés rurales (Béné et al., 2009; Peres, 2000). Des projets de gestion durable de ces ressources ont été mis en place avec succès (Campos-Silva & Peres, 2016; de Araujo Lima Constantino et al., 2012; Mfunda & Røskoft, 2010). Néanmoins, pour que cette pratique soit durable, il est crucial de mettre en place des réglementations strictes (Da Silveira & Thorbjarnarson, 1999; Utete, 2021).

En résumé, on peut concevoir une grande diversité d'opportunités, incitations et autres actions pouvant soutenir la conservation tout en apportant des avantages économiques et sociaux aux communautés. Adopter une approche basée sur les bénéfices permet d'encourager les PACL à adopter une attitude positive l'égard de la conservation.

5.1.2 Déclinaisons particulières de l'approche de la CC

5.1.2.1 Spécificités de la CC avec un prédateur

Promouvoir la coexistence est un défi sociétal important pour la conservation des prédateurs (Campbell et al., 2015). Les connaissances sur les forces et mécanismes socio-culturels qui soutiennent et maintiennent la coexistence sont encore peu connus (Majgaonkar et al., 2019). Cette résilience sociétale est pourtant essentielle pour le maintien des écosystèmes et la coexistence entre les espèces (McPhearson et al., 2015). La problématique générale de coexistence entre humains et prédateurs, que ce soit pour les grands carnivores ou pour les grandes espèces de crocodiliens sont similaires. Les principes de mitigation sont les mêmes, seules les solutions opérationnelles diffèrent en fonction des caractéristiques propres à chaque espèce et à chaque contexte :

Éducation et sensibilisation : La première étape consiste à développer et renforcer la sensibilisation et les connaissances sur l'écologie du prédateur concerné et son importance ainsi que sur la prévention des risques. Ces actions permettent d'adapter le comportement du public, d'accroître sa tolérance et favorise le soutien aux programmes de conservation. Comme vu dans le chapitre I, il existe une large variété d'outils de communication pour transmettre ces informations. Cependant, les méthodes et les outils utilisés doivent être adaptés aux contextes, croyances, coutumes et perceptions locales mais aussi prendre en compte d'autres paramètres comme le taux d'alphabétisation afin d'identifier les approches les mieux adaptées à chaque situation.

Limitation des interactions : Ensuite, il existe plusieurs méthodes non invasives pour limiter les interactions directes (Khorozyan & Waltert, 2019; Treves et al., 2006). Dans le cas particulier des écosystèmes aquatiques, deux méthodes non invasives sont utilisées pour sécuriser l'accès à l'eau des populations humaines et de leurs animaux domestiques. La première consiste à établir des points d'eau alternatifs comme des puits, des forages ou des stations de pompage pour réduire la dépendance aux points d'eau naturels. La seconde repose sur la mise en place d'enclos d'exclusion pour un accès sécurisé à ces derniers. Ces méthodes sont particulièrement efficaces lorsqu'elles sont correctement appliquées, disposent de financements adéquats et d'un entretien régulier. Leur mise en œuvre doit considérer les spécificités locales, comme les variations saisonnières du niveau de l'eau ou la présence d'autres espèces comme les hippopotames (*Hippopotamus amphibius*).

Compensation : Face aux coûts économiques parfois imposés par la présence de prédateurs, la compensation financière des dommages subis est une méthode couramment utilisée (Dickman et al., 2011). Ce système de compensation permet d'atténuer les tensions entre populations locales et initiative de conservation. Cependant, cette méthode présente plusieurs contraintes, telles que la complexité et la lenteur des procédures de compensation, ainsi que des risques de corruption. Par ailleurs, une dépendance aux indemnités peut mener à une négligence dans la protection du bétail. Il est donc préférable de considérer la compensation financière comme une solution provisoire, en attendant la mise en place de solutions plus adaptées.

Intervention ciblée : Enfin, il existe des méthodes invasives non létales, comme la translocation, et des méthodes létales, telles que le tir et le piégeage. La capture et la relocalisation d'individus identifiés comme « problématiques » sont courantes dans certaines régions, impliquant leur déplacement vers des habitats éloignés ou leur maintien en captivité. Toutefois, cette méthode est stressante, potentiellement dangereuse pour les animaux et requiert des ressources et du personnel qualifié. L'élimination d'individus est parfois nécessaire, notamment en raison de pressions locales et de l'absence de moyens techniques adaptés pour la translocation. Ces méthodes invasives ont un intérêt limité pour la conservation et sont parfois controversées. Elles ont démontré une efficacité limitée et dans certains cas une dégradation de la situation (Athreya et al., 2011; Treves et al., 2016). Il est donc préférable de privilégier les méthodes non invasives.

5.1.2.2 Spécificités de l'approche CC des écosystèmes aquatiques

Les écosystèmes aquatiques d'eau douce et les ressources en eau sont soumis à d'énormes pressions et ont besoin d'être protégés (Garcia-Moreno et al., 2014). Le rôle central des PACL dans la gestion des ressources et l'approche de CC offrent un mécanisme pour relever ce défi (Berkes, 2007). Cette approche contribue à la protection, à la conservation des espèces et des écosystèmes d'eau douce par les PACL qui en dépendent pour leur subsistance tout en offrant des opportunités de développement. L'un des principaux défis de la gestion des écosystèmes aquatiques réside dans l'ampleur même des territoires concernés, qui dépassent souvent les frontières des communautés locales, voire du territoire national. L'identification de l'échelle appropriée pour la gouvernance de ces écosystèmes dépend du bassin versant, de l'utilisation particulière de l'eau et des potentielles problématiques qui en découlent (Mollinga et al., 2007). En effet, la plupart des utilisateurs de ces écosystèmes y prélèvent de l'eau et potentiellement

d'autres ressources. Ils en restituent cependant une partie, mais comprenant des eaux usées pouvant affecter les autres utilisateurs, en particulier en aval (Zhang et al., 2023). Il est cependant difficile de mener des actions collectives de gestion de la ressource en eau à cette échelle (Kerr, 2007), qui ne correspond généralement pas à l'échelle d'intervention des ONG et autres structures pour l'approche CC. La mise en place de projet de CC dans ces écosystèmes nécessite donc d'identifier l'échelle d'intervention, l'ensemble des parties prenantes, de leur garantir une participation inclusive et le respect des droits d'accès et d'un partage équitable de la ressource. Pour rappel, l'accès adéquat à l'eau potable et à l'assainissement est reconnu par les Nations Unies comme un droit humain depuis 2010 (Résolution 64/292). Le travail présenté dans le chapitre I montre qu'il est possible de protéger les écosystèmes aquatiques durablement grâce à l'approche de CC, à des échelles multiples allant de quelques centaines d'hectares impliquant une seule communauté (Daltry et al., 2005) à quelques millions d'hectares en impliquant des dizaines de communautés (Corey et al., 2018; Cox et al., 2006). Ces exemples prouvent que les programmes d'utilisation de la faune sauvage gérés par les PACL peuvent avoir des effets bénéfiques pour la conservation et améliorer les moyens de subsistance des populations, à condition qu'ils soient gérés, et soutenus de manière appropriée.

L'accès à l'eau reste et restera un enjeu important dans la conservation des crocodiliens et la gestion des HCC. Cet enjeu est de plus très inégal entre les pays, en fonction notamment des différents niveaux de développement. Par exemple, on a recensé moins de 10 attaques non fatales et moins d'une attaque fatale par an aux Etats-Unis entre 1948 et 2018 (Conover, 2019). En Australie on a dénombré 45 attaques non fatales et 18 fatales entre 1971 et 2013 (Fukuda et al., 2014). A l'opposé, des pays comme le Mozambique ont déjà enregistré 134 décès sur une période de seulement 27 mois (juillet 2006 à septembre 2008) (Dunham et al., 2010) et environ 77 décès dans seulement 30 villages de la région du Sundarbans en Inde entre 2000 et 2013 (Das & Jana, 2018). En Tanzanie, 18 attaques fatales en quelques mois à la suite d'une panne sur une station de pompage ont été reportées (Scott & Scott, 1994). Si les populations humaines aux Etats-Unis et en Australie sont, de manière générale, plus sensibilisées et disposent de plus d'outils de communication pour limiter les interactions négatives (Fukuda et al., 2014; Skupien et al., 2016), ces pays ont aussi un faible pourcentage de leur population encore directement dépendant des rivières et plans d'eau naturels grâce à l'accès à l'eau courante. Les quelques incidents et décès sont principalement observés lors d'activités récréatives (Aust et al., 2009; Caldicott et al., 2005). Pour la majorité des autres pays en revanche, une part importante des populations dépend des écosystèmes aquatiques au quotidien pour ses activités

domestiques et vivrières (Aust et al., 2009). L'accès généralisé à l'eau courante des populations humaines, bien qu'idéal en termes de droits humains et dans la limitation des HCC, semble encore aujourd'hui irréalisable dans de nombreux pays (World Bank, 2016). Pourtant, la problématique de l'accès à l'eau et son évolution probable en raison du réchauffement climatique, de l'expansion continue des populations humaines et de l'anthropisation autour des écosystèmes aquatiques est un enjeu fort, tant pour les populations humaines que pour la conservation des crocodiliens.

5.2 Apports des drones dans la conservation

L'identification de la structure démographique des populations de crocodiliens est cruciale pour en saisir la dynamique et développer des stratégies de gestion efficaces. Mes deux études (Article 2 et Article 3) décrivent une nouvelle méthode standardisée d'inventaire et de suivi qui est à la fois rapide, abordable, non intrusive, sûre et précise. Cette méthode peut être considérée comme une approche viable par les chercheurs et les gestionnaires de la faune travaillant sur ce taxon. Bien qu'elle ne soit pas adaptée au suivi d'espèces aux mœurs forestières, son utilisation pourrait être effective pour plus de la moitié des espèces de crocodiliens. Elle nécessite toutefois des études supplémentaires dans différents écosystème et contexte.

Les drones ont également été utilisés avec succès sur d'autres aspects, tel que la détection de nids (ex Elsey & Trosclair, (2016); Scarpa & Piña, (2019), l'identification individuelle (Desai et al., 2022) et même pour leur capture (Brien et al., 2020). Les drones pourront probablement être utilisés dans un futur proche pour faciliter la gestion de HCC (García-Grajales & Buenrostro-Silva, 2019). La capacité de détecter, d'identifier et de mesurer rapidement les grands crocodiles sera avantageuse dans les zones de conflits humains-crocodiles élevés, notamment en identifiant les sites à risque (González-Desales et al., 2021). L'utilisation des drones pour l'étude et la conservation des crocodiliens va sans nul doute se développer et se populariser dans les prochaines années. Le groupe des spécialistes des crocodiles de l'UICN (CSG - IUCN) a même déjà mis en place des ateliers sur l'utilisation des drones et un groupe de travail dans cette perspective.

5.2.1 Avantages

Depuis plusieurs années, les drones se sont révélés être un outil précieux dans le domaine de la conservation (Anderson & Gaston, 2013). L'utilisation des drones offre une simplicité opérationnelle et la possibilité de standardiser les méthodes de collecte de données. Une fois le

protocole établi, les drones peuvent effectuer des tâches répétitives avec une précision constante, rendant les données fiables et comparables à long terme. Ils peuvent donc être utilisés par l'ensemble des acteurs de la conservation (chercheurs, gestionnaires, communauté et autres acteurs de la conservation). De plus, l'emploi de drones est généralement plus économique que les méthodes traditionnelles qui requièrent des équipements supplémentaires et des ressources humaines importantes (Koh & Wich, 2012). Le coût initial de l'achat d'un drone peut donc être rapidement amorti. Fonctionnant souvent à l'énergie électrique, ils génèrent moins de pollution et réduisent l'empreinte carbone des opérations de suivi. Une des forces majeures des drones est leur capacité à recueillir des données à distance, en minimisant les intrusions dans les habitats naturels. Ils offrent un accès rapide à tout type d'habitats ouvert et à des zones potentiellement difficiles d'accès. Cette approche distante est particulièrement utile pour le suivi des espèces sensibles ou menacées car elle réduit le risque de perturbation de la faune. Son utilisation limite également les risques d'incident en mettant une distance sécuritaire avec la faune potentiellement dangereuse présente dans les habitats étudiés. Ils permettent une vérification et une analyse en temps réel des données et ou de les stocker pour des analyses ultérieures. De plus les données peuvent être analysées et vérifiées par plusieurs experts, augmentant ainsi la fiabilité des résultats. Enfin, les drones peuvent embarquer un panel varié d'équipements et de capteurs permettant l'acquisition d'une large gamme d'informations pour aider les acteurs de la conservation dans leur travaux (Jiménez López & Mulero-Pázmány, 2019). Bien que les drones aient déjà beaucoup apporté dans le domaine de la conservation, leur potentiel reste encore vaste. L'évolution rapide des technologies embarquées suggère que nous n'en avons pas encore exploré tout son potentiel.

5.2.2 Limites

L'utilisation des drones en écologie, bien qu'innovante et efficace, présente tout de même des limites techniques, réglementaires et sociales. Leur usage dans la conservation n'est pas sans controverse, notamment en raison de leur connotation militaire (Sandbrook, 2015). Le déploiement de drones et l'acquisition des données soulèvent des questions de sécurité et de respect de la vie privée (Sabino et al., 2022). Dans des zones à fortes tensions sociales autour d'aires protégées, il peut également susciter des sentiments de surveillance militarisé (Simlai & Sandbrook, 2021). De plus, la législation sur l'utilisation des drones varie considérablement d'un pays à l'autre (Alamouri et al., 2021; Tran & Nguyen, 2022). Leur utilisation est de plus en plus réglementée pour des questions évidentes de sécurité et respect de la vie privée. Il est

donc fondamental de se renseigner suffisamment sur le cadre légal de leur utilisation avant toute mise en œuvre dans des projets. L'article 1 met en évidence que l'efficacité des drones est influencée par des facteurs météorologiques, notamment la pluie, le vent et la luminosité, lesquels affectent leur déploiement ainsi que la collecte des données. De plus, en orthophotographie l'intérêt des drones est limitée dans des paysages homogènes comme les forêts avec un couvert végétal dense. Ils donnent leur plein potentiel dans les milieux ouverts. Enfin, il est important de prendre en considération les perturbations éventuelles des drones dans le milieu étudié, qu'ils soient déployés pour l'étude d'habitats ou d'une ou plusieurs espèces animales ou végétales (Mo & Bonatakis, 2022). Il est fondamental d'évaluer cet impact en consultant la bibliographie existante et de réaliser des tests au préalable afin d'adapter au mieux son usage. Certaines espèces peuvent n'être impactées par la présence de drones seulement lors de certaines périodes, comme en période de reproduction (Leija et al., 2023; Zink et al., 2023; Obs pers). Cette utilisation éthique de l'outil drone n'est malheureusement pas toujours respectée (Obs per).

5.3 Utilisation des drones par les PACL

Les drones étant devenu des outils accessibles, relativement faciles à utiliser et ne nécessitant pas une expertise technique approfondie, ils sont adaptés à une large gamme d'utilisateurs. La plupart des drones peuvent être déployés après une formation rapide des opérateurs. Les PACL pourraient donc s'approprier leur utilisation. Cet outil, en plus d'être accessible, est peu coûteux, ceux qui le rend particulièrement adapté dans les pays en développement et dans le cadre de projet de CC qui manquent généralement de ressources financières. De plus l'appropriation de nouvelles technologies soutient *l'empowerment* en renforçant les capacités techniques et l'autonomie des PACL et en leur donnant les moyens de surveiller et gérer les ressources de leur territoire. Cependant, le niveau d'autonomie d'utilisation des drones par les PACL peut être très hétérogène, allant de la simple collaboration avec des partenaires qui utilisent des drones à une utilisation quasi-autonome dans l'acquisition et l'analyse de données (Sauls et al., 2023). Cette différence d'autonomisation s'explique en partie à cause des limites de compétence techniques, des limitations légales et dépend de l'accompagnement des partenaires (Paneque-Gálvez et al., 2017). L'adoption de l'utilisation des drones par les PACL peut être influencée par différent facteurs sociaux, politiques, environnementaux et culturels (Sauls et al., 2023).

Les drones sont déjà parfois utilisés par des PACL dans divers pays, principalement pour surveiller des actes de déforestation illégale, la détection d'incendie de forêt, documenter l'occupation des terres et réaliser des cartographies participatives (Paneque-Gálvez et al., 2017; Sauls et al., 2023). Les drones déployés par les communautés sont devenus un outil de revendication des droits fonciers et territoriaux, de défense des pratiques traditionnelles d'utilisation des terres et d'affirmation du potentiel des PACL à mettre en œuvre des actions de conservation efficaces (Sauls et al., 2023). Toutefois, la réglementation parfois stricte en matière de drones, nécessitant une bureaucratie parfois lourde, est susceptible d'entraver son utilisation efficace par les communautés. Les contraintes logistiques, en particulier dans les régions reculées, limitent les possibilités d'entretien du matériel. De plus, il est probable que leur utilisation soit dépendante d'un soutien technique et financier de partenaires.

L'utilisation de drones par les PACL va sans doute se développer de façon importante et leurs usages vont se diversifier. Il est tout-à-fait envisageable que les PACL soient capables de mettre en place un panel diversifié de protocoles avec différents degrés d'autonomie pour répondre à leurs besoins et à ceux de leurs partenaires. La mise en place de suivi de populations de crocodiliens, la détection de zones « hot spot » et d'identification de grands crocodiles pour la limitation des HCC semblent tout-à-fait envisageable.

6 Conclusion

Cette thèse contribue à élargir et approfondir les connaissances sur les approches et méthodes applicables à la conservation, avec un focus particulier sur celle des crocodiliens. Tout d'abord, ma synthèse bibliographique sur l'intérêt de l'approche de conservation communautaire a permis dégager les facteurs clefs pour construire un projet de conservation socialement responsable et favoriser la cohabitation entre les populations humaines et populations animales potentiellement porteuses de conflits comme les prédateurs. Cette approche holistique de la conservation basée sur l'implication, les bénéfices et le respect des droits et des pratiques coutumières des peuples autochtones et communautés locales en considérant les dimensions sociales, économiques et environnementales permet de concilier les objectifs de conservation et de développement afin d'augmenter les chances de succès et de durabilité. La conservation communautaire apparaît comme une méthode prometteuse pour surmonter certaines limitations inhérentes aux approches usuelles de conservation. Cependant, il est impératif de conduire des recherches approfondies pour remédier aux faiblesses d'une analyse bibliographique qui pourrait ne pas refléter la réalité des initiatives existantes, suggérant la présence d'un biais du survivant. Une approche transdisciplinaire entre sciences sociales et sciences de l'écologie devrait également conduire à une meilleure compréhension des interactions et processus socio-écologique complexe des peuples autochtones et communautés locales, permettant ainsi d'augmenter la probabilité de réussite des projets.

La seconde partie de mes travaux a permis de développer une méthode innovante d'inventaire et de suivi des crocodiliens à l'aide de drones. Cette méthode objective, efficace, rapide économique, non invasive et sûre permet la détection et la mesure des individus. Elle contribue également à s'affranchir de certaines contraintes des méthodes existantes et devrait être considérées comme une approche viable par les chercheurs et les gestionnaires de la faune travaillant sur ces espèces. Bien que cette méthode ne soit pour le moment pas adaptée à toutes les espèces de crocodiliens, son utilisation pourrait être effective pour au moins la moitié d'entre elles. Elle nécessite tout de même des études supplémentaires sur ces espèces, dans différents écosystèmes et contextes. La législation hétérogène entre les pays pourrait cependant être un facteur limitant de son déploiement. Malgré tout, cette technologie, initialement perçue comme novatrice et encore en évolution, est en train de s'inscrire dans une dynamique d'adoption généralisée, témoignant de son efficacité et de son adaptabilité. Ne nécessitant pas une expertise technique approfondie, les drones sont adaptés à une large gamme d'utilisateurs

et offrent aux peuples autochtones et communautés locales des capacités supplémentaires pour protéger activement les écosystèmes dont ils dépendent, faire respecter leurs droits, tout en favorisant leur *empowerment*, renforçant ainsi leur rôle central dans ces efforts.

En résumé, ma thèse offre des perspectives pour la conservation des crocodiliens, en associant l'engagement communautaire et les avancées technologiques, pour une approche plus efficace, inclusive et durable de la conservation.

7 Bibliographie

- Adoni, W. Y. H., Lorenz, S., Fareedh, J. S., Gloaguen, R., & Bussmann, M. (2023). Investigation of Autonomous Multi-UAV Systems for Target Detection in Distributed Environment: Current Developments and Open Challenges. *Drones*, 7(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/drones7040263>
- Afán, I., Máñez, M., & Díaz-Delgado, R. (2018). Drone Monitoring of Breeding Waterbird Populations: The Case of the Glossy Ibis. *Drones*, 2(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/drones2040042>
- Agrawal, A. (2001). Common Property Institutions and Sustainable Governance of Resources. *World Development*, 29(10), 1649-1672. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(01\)00063-8](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(01)00063-8)
- Agrawal, A., & Chhatre, A. (2006). Explaining success on the commons: Community forest governance in the Indian Himalaya. *World Development*, 34(1), 149-166. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2005.07.013>
- Agrawal, A., & Gibson, C. C. (1999). Enchantment and Disenchantment: The Role of Community in Natural Resource Conservation. *World Development*, 27(4), Article 4. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(98\)00161-2](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(98)00161-2)
- Agrawal, A., & Redford, K. (2009). Conservation and Displacement: An Overview. *Conservation and Society*, 7(1), 1-10.
- Agrawal, A., & Redford, K. (2013). *Poverty, Development and Biodiversity Conservation—Shooting in the Dark*. <https://library.wcs.org/en-us/doi/ctl/view/mid/33065/pubid/DMX1525700000.aspx>
- Alamouri, A., Lampert, A., & Gerke, M. (2021). An Exploratory Investigation of UAS Regulations in Europe and the Impact on Effective Use and Economic Potential. *Drones*, 5(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/drones5030063>
- Alpert, P. (1996). Integrated Conservation and Development Projects. *BioScience*, 46(11), Article 11. <https://doi.org/10.2307/1312970>
- Amarasinghe, A. A. T., Madawala, M. B., Karunarathna, D. M. S. S., Manolis, S. C., Silva, A. de, & Sommerlad, R. (2015). Human-crocodile conflict and conservation implications of Saltwater Crocodiles *Crocodylus porosus* (Reptilia : Crocodylia: Crocodylidae) in Sri Lanka. *Journal of Threatened Taxa*, 7(5), Article 5. <https://doi.org/10.11609/JoTT.o4159.7111-30>
- Amoatey, P., & Baawain, M. S. (2019). Effects of pollution on freshwater aquatic organisms. *Water Environment Research*, 91(10), Article 10. <https://doi.org/10.1002/wer.1221>
- Ancin-Murguzur, F. J., Munoz, L., Monz, C., & Hausner, V. H. (2020). Drones as a tool to monitor human impacts and vegetation changes in parks and protected areas. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6(1), 105-113. <https://doi.org/10.1002/rse2.127>
- Anderson, K., & Gaston, K. J. (2013). Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), 138-146. <https://doi.org/10.1890/120150>
- Andrade, G. S. M., & Rhodes, J. R. (2012). Protected Areas and Local Communities: An Inevitable Partnership toward Successful Conservation Strategies? *Ecology and Society*, 17(4), Article 4. <https://www.jstor.org/stable/26269207>
- Ardiantiono, Henkanathgedara, S. M., Sideleau, B., Sheherazade, Anwar, Y., Haidir, I. A., & Amarasinghe, A. A. T. (2023). Integrating social and ecological information to identify

- high-risk areas of human-crocodile conflict in the Indonesian Archipelago. *Biological Conservation*, 280, 109965. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109965>
- Arrowood, H., & Mvele, C. (2017). Projet Faux Gavial reduces commerce of slender-snouted crocodile in Gabon. *Oryx*, 51(1), 13-14. <https://doi.org/10.1017/S003060531600140X>
- Ashepet, M.-G., Dahdouh-Guebas, F., Redpath, S., Pooley, S., & Hugé, J. (2023). The state and perceptions of human-crocodile interactions around Murchison falls conservation area, Uganda. *Human Dimensions of Wildlife*, 1-16. <https://doi.org/10.1080/10871209.2023.2212692>
- Atanga, R. A. (2019). Stakeholder views on sustainable community-based ecotourism : A case of the Paga Crocodile Ponds in Ghana. *GeoJournal of Tourism and Geosites*, 25(2), 321-333.
- Athreya, V., Odden, M., Linnell, J. D. C., & Karanth, K. U. (2011). Translocation as a Tool for Mitigating Conflict with Leopards in Human-Dominated Landscapes of India. *Conservation Biology*, 25(1), Article 1. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01599.x>
- Aust, P., Boyle, B., Fergusson, R., & Coulson, T. (2009). The impact of Nile crocodiles on rural livelihoods in northeastern Namibia : Research article. *South African Journal of Wildlife Research - 24-month delayed open access*, 39(1), Article 1. <https://doi.org/10.10520/EJC117306>
- Austin, B., & Corey, B. (2012). Factors contributing to the longevity of the commercial use of crocodiles by Indigenous people in remote Northern Australia : A case study. *The Rangeland Journal*, 34, 239. <https://doi.org/10.1071/RJ11082>
- Bae, M.-J., & Park, Y.-S. (2014). Biological early warning system based on the responses of aquatic organisms to disturbances : A review. *Science of The Total Environment*, 466-467, 635-649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.075>
- Balaguera-Reina, S. A., Espinosa-Blanco, A. S., Morales-Betancourt, M. A., Seijas, A. E., Lasso, C. A., Antelo, R., & Iii, L. D. D. (2017). Conservation status and regional habitat priorities for the Orinoco crocodile : Past, present, and future. *PLOS ONE*, 12(2), e0172439. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172439>
- Balaguera-Reina, S., Espinosa-Blanco, A., Antelo, R., Morales-Betancourt, M., & Seijas, A. (2018). *Crocodylus intermedius*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-1.RLTS.T5661A3044743.en>
- Balian, E. V., Segers, H., Martens, K., & Lévêque, C. (2008). The Freshwater Animal Diversity Assessment : An overview of the results. In E. V. Balian, C. Lévêque, H. Segers, & K. Martens (Éds.), *Freshwater Animal Diversity Assessment* (Vol. 198, p. 627-637). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_61
- Ban, N. C., Mills, M., Tam, J., Hicks, C. C., Klain, S., Stoeckl, N., Bottrill, M. C., Levine, J., Pressey, R. L., Satterfield, T., & Chan, K. M. (2013). A social–ecological approach to conservation planning : Embedding social considerations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(4), Article 4. <https://doi.org/10.1890/110205>
- Ban, N. C., Picard, C. R., & Vincent, A. C. J. (2009). Comparing and Integrating Community-Based and Science-Based Approaches to Prioritizing Marine Areas for Protection. *Conservation Biology*, 23(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01185.x>
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B., & Ferrer, E. A. (2011).

- Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), Article 7336. <https://doi.org/10.1038/nature09678>
- Barreto, J., Cajaíba, L., Teixeira, J. B., Nascimento, L., Giacomo, A., Barcelos, N., Fettermann, T., & Martins, A. (2021). Drone-Monitoring : Improving the Detectability of Threatened Marine Megafauna. *Drones*, 5(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/drones5010014>
- Barrow, E., & Murphree, M. (2001). Community conservation : From concept to practice. *African wildlife and livelihoods: The promise and performance of community. conservation*, 24-37.
- Barua, M., Bhagwat, S. A., & Jadhav, S. (2013). The hidden dimensions of human–wildlife conflict : Health impacts, opportunity and transaction costs. *Biological Conservation*, 157, 309-316. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.07.014>
- B.Cott, H. (1961). Scientific results of an inquiry into the ecology and economic status of the Nile Crocodile (*Crocodilus niloticus*) in Uganda and Northern Rhodesia. *The Transactions of the Zoological Society of London*, 29(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1961.tb00220.x>
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(2), 20150623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>
- Béné, C., Steel, E., Luadia, B. K., & Gordon, A. (2009). Fish as the “bank in the water” – Evidence from chronic-poor communities in Congo. *Food Policy*, 34(1), Article 1. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2008.07.001>
- Berghöfer, A. (2010). Protected Areas : The Weakness of Calls for Strict Protection. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 19(1), Article 1. <https://doi.org/10.14512/gaia.19.1.3>
- Berkes, F. (2004). Rethinking Community-Based Conservation. *Conservation Biology*, 18(3), 621-630. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00077.x>
- Berkes, F. (2007). Community-based conservation in a globalized world. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(39), Article 39. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702098104>
- Berkes, F. (2021). *Advanced Introduction to Community-based Conservation*. Edward Elgar Publishing.
- Berkes, F., & Adhikari, T. (2006). Development and conservation : Indigenous businesses and the UNDP Equator Initiative. *International Journal of Entrepreneurship and Small Business*, 3(6), Article 6. <https://doi.org/10.1504/IJESB.2006.010920>
- Besson, M., Alison, J., Bjerger, K., Gorochofski, T. E., Høye, T. T., Jucker, T., Mann, H. M. R., & Clements, C. F. (2022). Towards the fully automated monitoring of ecological communities. *Ecology Letters*, 25(12), 2753-2775. <https://doi.org/10.1111/ele.14123>
- Blake, D. K., & Loveridge, J. P. (1975). The role of commercial crocodile farming in crocodile conservation. *Biological Conservation*, 8(4), Article 4. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(75\)90004-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(75)90004-X)
- Bock, S. L., Lowers, R. H., Rainwater, T. R., Stolen, E., Drake, J. M., Wilkinson, P. M., Weiss, S., Back, B., Guillette, L., & Parrott, B. B. (2020). Spatial and temporal variation in nest temperatures forecasts sex ratio skews in a crocodilian with environmental sex determination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1926), Article 1926. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0210>
- Bohmann, K., Evans, A., Gilbert, M. T. P., Carvalho, G. R., Creer, S., Knapp, M., Yu, D. W., & Bruyn, M. de. (2014). Environmental DNA for wildlife biology and biodiversity monitoring. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(6), 358-367. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.04.003>

- Bonnet, X., Shine, R., & Lourda, O. (2002). Taxonomic chauvinism. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(1), Article 1. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02381-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02381-3)
- Botha, H., Hoven, W. van, & Jr, L. G. (2011). The decline of the Nile crocodile population in Loskop Dam, Olifants River, South Africa. *Water SA*, 37(1), Article 1. <https://doi.org/10.4314/wsa.v37i1.64109>
- Bowler, D. E., Bjorkman, A. D., Dornelas, M., Myers-Smith, I. H., Navarro, L. M., Niamir, A., Supp, S. R., Waldock, C., Winter, M., Vellend, M., Blowes, S. A., Böhning-Gaese, K., Bruelheide, H., Elahi, R., Antão, L. H., Hines, J., Isbell, F., Jones, H. P., Magurran, A. E., ... Bates, A. E. (2020). Mapping human pressures on biodiversity across the planet uncovers anthropogenic threat complexes. *People and Nature*, 2(2), Article 2. <https://doi.org/10.1002/pan3.10071>
- Brackhane, S., Webb, G., Xavier, F. M. E., Gusmao, M., & Pechacek, P. (2018). When conservation becomes dangerous: Human-Crocodile conflict in Timor-Leste. *The Journal of Wildlife Management*, 82(7), Article 7. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21497>
- Brackhane, S., Webb, G., Xavier, F. M. E., Trindade, J., Gusmao, M., & Pechacek, P. (2019). Crocodile management in Timor-Leste: Drawing upon traditional ecological knowledge and cultural beliefs. *Human Dimensions of Wildlife*, 24(4), Article 4. <https://doi.org/10.1080/10871209.2019.1614240>
- Brichieri-Colombi, T. A., McPherson, J. M., Sheppard, D. J., Mason, J. J., & Moehrensclager, A. (2018). Standardizing the evaluation of community-based conservation success. *Ecological Applications*, 28(8), 1963-1981. <https://doi.org/10.1002/eap.1788>
- Brien, M., Beri, P., Coulson, S., Frisby, T., Perera, D., & Joyce, M. (2020). A novel method of using a drone to capture saltwater crocodiles (*Crocodylus porosus*). *Herpetological Review*, 51, 32-37.
- Brien, M. L., Gienger, C. M., Browne, C. A., Read, M. A., Joyce, M. J., Sullivan, S., Brien, M. L., Gienger, C. M., Browne, C. A., Read, M. A., Joyce, M. J., & Sullivan, S. (2017). Patterns of human–crocodile conflict in Queensland: A review of historical estuarine crocodile (*Crocodylus porosus*) management. *Wildlife Research*, 44(4), Article 4. <https://doi.org/10.1071/WR17011>
- Briggs-Gonzalez, V., Bonenfant, C., Basille, M., Cherkiss, M., Beauchamp, J., & Mazzotti, F. (2017). Life histories and conservation of long-lived reptiles, an illustration with the American crocodile (*Crocodylus acutus*). *Journal of Animal Ecology*, 86(5), Article 5. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12723>
- Britton, A. R. C., Britton, E. K., McMahon, C. R., Britton, A. R. C., Britton, E. K., & McMahon, C. R. (2013). Impact of a toxic invasive species on freshwater crocodile (*Crocodylus johnstoni*) populations in upstream escarpments. *Wildlife Research*, 40(4), Article 4. <https://doi.org/10.1071/WR12215>
- Brockington, D., & Wilkie, D. (2015). Protected areas and poverty. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1681), 20140271. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0271>
- Brooks, J., Waylen, K. A., & Mulder, M. B. (2013). Assessing community-based conservation projects: A systematic review and multilevel analysis of attitudinal, behavioral, ecological, and economic outcomes. *Environmental Evidence*, 2(1), 2. <https://doi.org/10.1186/2047-2382-2-2>
- Brooks, S. E., Allison, E. H., Gill, J. A., & Reynolds, J. D. (2010). Snake prices and crocodile appetites: Aquatic wildlife supply and demand on Tonle Sap Lake, Cambodia. *Biological Conservation*, 143(9), 2127-2135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.023>

- Brosius, J. P. (2006). Common Ground between Anthropology and Conservation Biology. *Conservation Biology*, 20(3), 683-685.
- Brosius, P. J., Tsing, A. L., & Zerner, C. (2005). *Communities and Conservation : Histories and Politics of Community-Based Natural Resource Management*. Rowman Altamira.
- Brunell, A. M., Deem, V., Bankovich, B., Bled, F., & Mazzotti, F. J. (2023). Effects of translocation on American crocodile movements and habitat use in South Florida. *The Journal of Wildlife Management*, 87(6), Article 6. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22427>
- Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., & da Fonseca, G. A. B. (2001). Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science*, 291(5501), 125-128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>
- Buckley, R. (2009). *Ecotourism : Principles and Practices*. CABI.
- Bucol, A. A., Aspillá, P. S., Dipaling, C. P., Manalo, R. I., Baltazar, P. C., Alcalá, A. C., & Chan, S. S. (2013). Status of the Introduced Philippine Crocodiles (*Crocodylus mindorensis*) in Paghongawan Marsh, Siargao Island, Philippines. *Crocodile. Specialist Group Newsletter*, 32(3), 20-22.
- Burger, J. (2006). Bioindicators : Types, Development, and Use in Ecological Assessment and Research. *Environmental Bioindicators*, 1(1), 22-39. <https://doi.org/10.1080/15555270590966483>
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity : Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), Article 5982. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Butcher, P. A., Colefax, A. P., Gorkin, R. A., Kajjura, S. M., López, N. A., Mourier, J., Purcell, C. R., Skomal, G. B., Tucker, J. P., Walsh, A. J., Williamson, J. E., & Raoult, V. (2021). The Drone Revolution of Shark Science : A Review. *Drones*, 5(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/drones5010008>
- Caldicott, D. G. E., Croser, D., Manolis, C., Webb, G., & Britton, A. (2005). Crocodile Attack in Australia : An Analysis of Its Incidence and Review of the Pathology and Management of Crocodylian Attacks in General. *Wilderness & Environmental Medicine*, 16(3), Article 3. [https://doi.org/10.1580/1080-6032\(2005\)16\[143:CAIAAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1580/1080-6032(2005)16[143:CAIAAA]2.0.CO;2)
- Caldwell, J. (2018). World trade in crocodylian skins 2014–2016. Retrieved from Cambridge.
- Calverley, P. M., & Downs, C. T. (2017). The Past and Present Nesting Ecology of Nile Crocodiles in Ndumo Game Reserve, South Africa : Reason for Concern? *Journal of Herpetology*, 51(1), Article 1. <https://doi.org/10.1670/13-200>
- Campbell, H. A., Dwyer, R. G., Wilson, H., Irwin, T. R., & Franklin, C. E. (2015). Predicting the probability of large carnivore occurrence : A strategy to promote crocodile and human coexistence. *Animal Conservation*, 18(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/acv.12186>
- Campbell, K. R. (2003). Ecotoxicology of crocodylians. *Applied Herpetology*, 1(1-2), Article 1-2. <https://doi.org/10.1163/157075403766451225>
- Campos, J. C., Martínez-Freiría, F., Sousa, F. V., Santarém, F., & Brito, J. C. (2016). Update of distribution, habitats, population size, and threat factors for the West African crocodile in Mauritania. *Amphibia-Reptilia*, 37(3), 325-330. <https://doi.org/10.1163/15685381-00003059>
- Campos, J. C., Mobaraki, A., Abtin, E., Godinho, R., & Brito, J. C. (2018). Preliminary assessment of genetic diversity and population connectivity of the Mugger Crocodile

- in Iran. *Amphibia-Reptilia*, 39(1), Article 1. <https://doi.org/10.1163/15685381-16000173>
- Campos, Z. (2019). Disruption of reproductive behaviour of black caiman, *Melanosuchus niger* in the Santo Antônio hydroelectric dam, Madeira River, Brazilian Amazon. *Herpetological Bulletin*, 26-28. <https://doi.org/10.33256/hb148.2628>
- Campos, Z. (2020). Responses of crocodylians to construction of a hydroelectric dam on the Madeira River in the Brazilian Amazon. *Herpetological Journal*, Volume 30, Number 4, Article Volume 30, Number 4. <https://doi.org/10.33256/hj30.4.215221>
- Campos-Silva, J. V., & Peres, C. A. (2016). Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. *Scientific Reports*, 6(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/srep34745>
- Cavalcanti, S., Marchini, S., Zimmermann, A., Gese, E., & Macdonald, D. W. (2010). Jaguars, Livestock, and People in Brazil : Realities and Perceptions Behind The Conflict. *USDA Wildlife Services: Staff Publications*. https://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/918
- Cavalier, R., Pratt, E. N., Serenari, C., & Rubino, E. C. (2022). Human dimensions of crocodylians : A review of the drivers of coexistence. *Human Dimensions of Wildlife*, 27(4), Article 4. <https://doi.org/10.1080/10871209.2021.1953195>
- CBD. (2020). CBD (Convention on Biological Diversity). *Global biodiversity outlook 5. Secretariat of the CBD, Montreal*. <https://www.cbd.int/gbo5>
- CBD. (2023). United Nations Convention on Biological Diversity. *In Proc. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework*.
- Chabot, D., & Bird, D. M. (2015). Wildlife research and management methods in the 21st century : Where do unmanned aircraft fit in? *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3(4), 137-155. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0021>
- Champion, G., & Downs, C. T. (2017). Status of the Nile crocodile population in Pongolapoort Dam after river impoundment. *African Zoology*, 52(1), Article 1. <https://doi.org/10.1080/15627020.2016.1238321>
- Chang, M. S., Gachal, G. S., Qadri, A. H., Ursani, T., Baloch, S., & M.Y, S. (2012). Distribution and Population Status of Marsh Crocodiles, *Crocodylus Palustris* In Nara Desert Wildlife Sanctuary (NDWS) Sindh, Pakistan. *Sindh University Research Journal*, Volume (44), 453-456 (2012).
- Chapin, M. (2004). A Challenge to Conservationists. *World Watch*, 17(6), 17-31.
- Charles, A. (2021). *Communities, conservation and livelihoods* [Resource]. IUCN. <https://www.iucn.org/resources/publication/communities-conservation-and-livelihoods>
- Charruau, P. (2017). Additional details on temperature-dependent sex determination in *Crocodylus acutus*. *Salamandra*, 53(2), 304-308.
- Cherkiss, M. S., Watling, J. I., Brandt, L. A., Mazzotti, F. J., Lindsay, J., Beauchamp, J. S., Lorenz, J., Wasilewski, J. A., Fujisaki, I., & Hart, K. M. (2020). Shifts in hatching date of American crocodile (*Crocodylus acutus*) in southern Florida. *Journal of Thermal Biology*, 88, 102521. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2020.102521>
- Chimbuya, S., & Hutton, J. M. (1987). The conflict between crocodiles and inshore fishing on Lake Kariba. *In Proceedings of the SADCC Workshop on Management and Utilisation of Crocodiles in the SADCC Region of Africa. Kariba, Zimbabwe (pp. 56-58)*.
- Chomba, C. (2012). Patterns of human wildlife conflicts in Zambia, causes, consequences and management responses. *Journal of Ecology and The Natural Environment*, 4(12), Article 12. <https://doi.org/10.5897/JENE12.029>

- Choquenot, D., & Webb, G. J. W. (1987a). A photographic technique for estimating the size of crocodiles seen in spotlight surveys and for quantifying observer bias. *Wildlife management: crocodiles and alligators*, 217-224.
- Choquenot, D., & Webb, G. J. W. (1987b). A photographic technique for estimating the size of crocodiles seen in spotlight surveys and for quantifying observer bias. *Wildlife management: crocodiles and alligators*, 217-224.
- Choudhary, S., Choudhury, B. C., & Gopi, G. V. (2017). Differential response to disturbance factors for the population of sympatric crocodilians (*Gavialis gangeticus* and *Crocodylus palustris*) in Katarniaghat Wildlife Sanctuary, India. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(5), Article 5. <https://doi.org/10.1002/aqc.2815>
- Christin, S., Hervet, É., & Lecomte, N. (2019). Applications for deep learning in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(10), 1632-1644. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13256>
- Cléménçon, R. (2021). Is sustainable development bad for global biodiversity conservation? *Global Sustainability*, 4, e16. <https://doi.org/10.1017/sus.2021.14>
- Collen, B., Whitton, F., Dyer, E. E., Baillie, J. E. M., Cumberlidge, N., Darwall, W. R. T., Pollock, C., Richman, N. I., Soulsby, A.-M., & Böhm, M. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography*, 23(1), 40-51. <https://doi.org/10.1111/geb.12096>
- Combrink, A. S. (2004). *Population survey of Crocodylus niloticus (Nile crocodile) at Lake Sibaya, Republic of South Africa*. <https://researchspace.ukzn.ac.za/handle/10413/3572>
- Combrink, X., Korrubel, J. L., Taylor, R., Kyle, R., & Ross, P. (2011). Evidence of a declining Nile crocodile (*Crocodylus niloticus*) population at Lake Sibaya, South Africa : Research article. *South African Journal of Wildlife Research*, 41(2), 145-157. <https://doi.org/10.10520/EJC117381>
- Congretel, M., & Pinton, F. (2020). Local knowledge, know-how and knowledge mobilized in a globalized world : A new approach of indigenous local ecological knowledge. *People and Nature*, 2(3), 527-543. <https://doi.org/10.1002/pan3.10142>
- Conover, M. (2019). Numbers of Human Fatalities, Injuries, and Illnesses in the United States Due to Wildlife. *Human–Wildlife Interactions*, 13(2). <https://doi.org/10.26077/r59n-bv76>
- Corey, B., Webb, G. J. W., Manolis, S. C., Fordham, A., Austin, B. J., Fukuda, Y., Nicholls, D., & Saalfeld, K. (2018). Commercial harvests of saltwater crocodile *Crocodylus porosus* eggs by Indigenous people in northern Australia : Lessons for long-term viability and management. *Oryx*, 52(4), Article 4. <https://doi.org/10.1017/S0030605317000217>
- Corvera, M. D., Manalo, R. I., & Aquino, M. T. R. (2017). *People and Crocodiles Sharing One Environment : An Analysis of Local Human- Crocodile Conflict Management Strategies in the Philippines*.
- Cox, J. H. (2010). New Guinea freshwater crocodile *Crocodylus novaeguineae*. *Crocodiles. Status Survey and Conservation Action Plan. Third Edition*, ed. by SC Manolis and C. Stevenson. *Crocodile Specialist Group: Darwin*, 90-93.
- Cox, J. H., Gowep, B., Mava, A., Wana, J., Kula, V., & Langelet, E. (2006). The saltwater crocodile, *Crocodylus porosus*, egg harvest program in Papua New Guinea : Linking conservation, commerce and community development. *Crocodiles, Proceedings of the 18th working meeting of the Crocodile Specialist Group, Switzerland (pp. 134-155)*.

- Cumming, G. S. (2018). A Review of Social Dilemmas and Social-Ecological Traps in Conservation and Natural Resource Management. *Conservation Letters*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.1111/conl.12376>
- Cumming, G. S., & Allen, C. R. (2017). Protected areas as social-ecological systems : Perspectives from resilience and social-ecological systems theory. *Ecological Applications*, 27(6), Article 6. <https://doi.org/10.1002/eap.1584>
- Cureg, M. C., Bagunu, A. M., van Weerd, M., Balbas, M. G., Soler, D., & van der Ploeg, J. (2016). A longitudinal evaluation of the Communication, Education and Public Awareness (CEPA) campaign for the Philippine crocodile *Crocodylus mindorensis* in northern Luzon, Philippines. *International Zoo Yearbook*, 50(1), 68-83. <https://doi.org/10.1111/izy.12112>
- Da Silveira, R., & Thorbjarnarson, J. B. (1999). Conservation implications of commercial hunting of black and spectacled caiman in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Brazil. *Biological Conservation*, 88(1), 103-109. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00084-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00084-6)
- Dalerum, F., Somers, M. J., Kunkel, K. E., & Cameron, E. Z. (2008). The potential for large carnivores to act as biodiversity surrogates in southern Africa. *Biodiversity and Conservation*, 17(12), Article 12. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9406-4>
- Daltry, J. C., Langley, E., Solmu, G., Van der Ploeg, J., van Weerd, M., & Whitaker, R. (2016). Successes and failures of crocodile harvesting strategies in the Asia Pacific Region. *Tropical conservation: Perspectives on local and global priorities*, 345-362.
- Daltry, J., Chheang, D., & Nhek, R. (2005). *A Pilot Project to Integrate Crocodile Conservation and Livelihoods in Cambodia Fauna and Flora International : Cambodia Programme*.
- Daltry, J., Han, S., Leng, H., Ratanapich, N., Piseth, S., Sovannara, H., Simpson, B., Starr, A., Brook, S., & Frechette, J. (2015). Status, distribution and ecology of the Siamese crocodile *Crocodylus siamensis* in Cambodia. *Cambodian Journal of Natural History*, 2015, 153-164.
- Das, C. S., & Jana, R. (2018). Human–crocodile conflict in the Indian Sundarban : An analysis of spatio-temporal incidences in relation to people’s livelihood. *Oryx*, 52(4), Article 4. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001502>
- de Araujo Lima Constantino, P., 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. *Ecology and Society*, 17(4), Article 4. <https://www.jstor.org/stable/26269211>
- Decker, D. J., Riley, S. J., & Siemer, W. F. (2012). *Human Dimensions of Wildlife Management*. JHU Press.
- DeFries, R., Hansen, A., Newton, A. C., & Hansen, M. C. (2005). Increasing Isolation of Protected Areas in Tropical Forests Over the Past Twenty Years. *Ecological Applications*, 15(1), 19-26. <https://doi.org/10.1890/03-5258>
- de Lima Franco, D., Botero-Arias, R., Filho, R., & Vital, T. (2022). Assessment of Local Community Perspective About Caiman Management in the Mamirauá Reserve, Brazil. *International Journal of Social Ecology and Sustainable Development*, 13, 1-12. <https://doi.org/10.4018/IJSESD.287884>
- Desai, B., Patel, A., Patel, V., Shah, S., Raval, M. S., & Ghosal, R. (2022). Identification of free-ranging mugger crocodiles by applying deep learning methods on UAV imagery. *Ecological Informatics*, 72, 101874. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101874>

- de Silva, A. (2008). The status of the Saltwater crocodile (*Crocodylus porosus*) inhabiting the Nilwala River, Matara District and its impact on the community. *IUCN/WWF/American Red Cross Partnership*, 34.
- de Silva, A. (2013). The Crocodiles of Sri Lanka : Including Archaeology, History, Folklore, Traditional Medicine, Human-crocodile Conflict and a Bibliography of the Literature on Crocodiles of Sri Lanka. *World Crocodile Conference (22nd Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, UICN/SSC) Held in Negombo, Sri-Lanka 20-23 May, 2013. Anselm de Silva*.
- Dickman, A. J. (2010). Complexities of conflict : The importance of considering social factors for effectively resolving human–wildlife conflict. *Animal Conservation*, 13(5), Article 5. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00368.x>
- Dickman, A. J., Macdonald, E. A., & Macdonald, D. W. (2011). A review of financial instruments to pay for predator conservation and encourage human–carnivore coexistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(34), 13937-13944. <https://doi.org/10.1073/pnas.1012972108>
- Dirzo, R., & Raven, P. H. (2003). Global State of Biodiversity and Loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), Article 1. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
- Domínguez, L., & Luoma, C. (2020). Decolonising Conservation Policy : How Colonial Land and Conservation Ideologies Persist and Perpetuate Indigenous Injustices at the Expense of the Environment. *Land*, 9(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/land9030065>
- Dowie, M. (2011). *Conservation Refugees: The Hundred-Year Conflict between Global Conservation and Native Peoples*. MIT Press.
- Dudgeon, D. (2000). Large-Scale Hydrological Changes in Tropical Asia : Prospects for Riverine Biodiversity: The construction of large dams will have an impact on the biodiversity of tropical Asian rivers and their associated wetlands. *BioScience*, 50(9), Article 9. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0793:LSHCIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0793:LSHCIT]2.0.CO;2)
- Dudgeon, D. (2010). Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century : Linking ecosystem structure and function. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(5), 422-430. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.001>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity : Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), Article 2. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dudley, N. (2008). *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. IUCN.
- Dueñas, M.-A., Hemming, D. J., Roberts, A., & Diaz-Soltero, H. (2021). The threat of invasive species to IUCN-listed critically endangered species : A systematic review. *Global Ecology and Conservation*, 26, e01476. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01476>
- Dunham, K. M., Ghiurghi, A., Cumbi, R., & Urbano, F. (2010). Human–wildlife conflict in Mozambique : A national perspective, with emphasis on wildlife attacks on humans. *Oryx*, 44(2), Article 2. <https://doi.org/10.1017/S003060530999086X>
- Earthwatch Institute. (2002). *Business & biodiversity : The handbook for corporate action. Earthwatch Institute, IUCN and World Business Council for Sustainable Development, Switzerland*.
- Eaton, M. J. (2010). Dwarf crocodile *Osteolaemus tetraspis*. *Crocodiles. Status survey and conservation action plan*, 127-132.

- Eaton, M. J. (2009). *Systematics, population structure and demography of the African dwarf crocodile (Osteolaemus spp.): A perspective from multiple scales - ProQuest*. <https://www.proquest.com/openview/d3de7e504b6ca584400add8dc028f265/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750>
- Eklund, A., López-Bao, J. V., Tourani, M., Chapron, G., & Frank, J. (2017). Limited evidence on the effectiveness of interventions to reduce livestock predation by large carnivores. *Scientific Reports*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-02323-w>
- Eklund, A., Waldo, Å., Johansson, M., & Frank, J. (2023). Navigating “Human Wildlife Conflict” situations from the individual’s perspective. *Biological Conservation*, 283, 110117. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110117>
- Elsley, R. M., Mouton, E. C., & Kinler, N. (2012). Effects of Feral Swine (*Sus scrofa*) on Alligator (*Alligator mississippiensis*) Nests in Louisiana. *Southeastern Naturalist*, 11(2), Article 2. <https://doi.org/10.1656/058.011.0204>
- Elsley, R. M., & Trosclair, P. L. (2016). The Use of an Unmanned Aerial Vehicle to Locate Alligator Nests. *Southeastern Naturalist*, 15(1), 76-82. <https://doi.org/10.1656/058.015.0106>
- Elsley, R. M., & Woodward, A. R. (2010). American alligator *Alligator mississippiensis*. *Crocodyles. Status survey and conservation action plan*, 1-4.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., Jackson, J. B. C., Marquis, R. J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R. T., Pickett, E. K., Ripple, W. J., Sandin, S. A., Scheffer, M., Schoener, T. W., ... Wardle, D. A. (2011). Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333(6040), Article 6040. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>
- Estoup, A., Beaumont, M., Sennedot, F., Moritz, C., & Cornuet, J.-M. (2004). Genetic Analysis of Complex Demographic Scenarios: Spatially Expanding Populations of the Cane Toad, *Bufo marinus*. *Evolution*, 58(9), Article 9. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2004.tb00487.x>
- Evans, L. J., Jones, T. H., Pang, K., Saimin, S., & Goossens, B. (2016). Spatial Ecology of Estuarine Crocodile (*Crocodylus porosus*) Nesting in a Fragmented Landscape. *Sensors*, 16(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/s16091527>
- Eversole, C. B., Henke, S. E., Ogden, J. L., Wester, D. B., & Cooper, A. (2014). Nuisance American alligators: An investigation into trends and public opinion. *Human-Wildlife Interactions*, 8(1), 5-21.
- Fa, J., & Brown, D. (2009). Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: A review and synthesis. *Mammal Review*, 39, 231-264. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2009.00149.x>
- Fernandez, C., & Luxmoore, R. (1995). The crocodile industry in Papua New Guinea. In T.M. Swanson, C. Fernandez Ugalde, and R. Luxmoore, eds. *Survey of wildlife management regimes for sustainable utilisation: A Darwin Initiative project*, pp. 233–63. Cambridge University and World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK.
- Ferraro, P. J., & Kiss, A. (2002). Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science*, 298(5599), Article 5599. <https://doi.org/10.1126/science.1078104>
- Ferreira, S. M., & Pienaar, D. (2011). Degradation of the crocodile population in the Olifants River Gorge of Kruger National Park, South Africa. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(2), Article 2. <https://doi.org/10.1002/aqc.1175>
- Finn, R. L., & Wright, D. (2012). Unmanned aircraft systems: Surveillance, ethics and privacy in civil applications. *Computer Law & Security Review*, 28(2), Article 2. <https://doi.org/10.1016/j.clsr.2012.01.005>

- Firth, P., & Fisher, S. G. (2012). *Global Climate Change and Freshwater Ecosystems*. Springer Science & Business Media.
- Fitzgerald, L. A. (2012). Finding and capturing reptiles. *Reptile biodiversity: standard methods for inventory and monitoring (2012)*: 77-88.
- Floreato, D., & Wood, R. J. (2015). Science, technology and the future of small autonomous drones. *Nature*, 521(7553), Article 7553. <https://doi.org/10.1038/nature14542>
- Fordham, D. A., Georges, A., & Corey, B. (2007). Optimal conditions for egg storage, incubation and post-hatching growth for the freshwater turtle, *Chelodina rugosa*: Science in support of an indigenous enterprise. *Aquaculture*, 270(1), Article 1. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.03.012>
- Forgie, V., Horsley, P., & Johnston, J. (2001). Facilitating community-based conservation initiatives. *Science for Conservation*, 5-67.
- Foucat, V. S. A. (2002). Community-based ecotourism management moving towards sustainability, in Ventanilla, Oaxaca, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 45(8), Article 8. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(02\)00083-2](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00083-2)
- Franklin, C. E., Davis, B. M., Peucker, S. k. j., Stephenson, H., Mayer, R., Whittier, J., Lever, J., & Grigg, G. c. (2003). Comparison of stress induced by manual restraint and immobilisation in the estuarine crocodile, *Crocodylus porosus*. *Journal of Experimental Zoology Part A: Comparative Experimental Biology*, 298A(2), Article 2. <https://doi.org/10.1002/jez.a.10233>
- Fukuda, Y., Manolis, C., & Appel, K. (2014). Featured article: Management of human-crocodile conflict in the Northern Territory, Australia: Review of crocodile attacks and removal of problem crocodiles. *The Journal of Wildlife Management*, 78(7), Article 7. <https://doi.org/10.1002/jwmg.767>
- Fukuda, Y., Manolis, C., Saalfeld, K., & Zuur, A. (2015). Dead or Alive? Factors Affecting the Survival of Victims during Attacks by Saltwater Crocodiles (*Crocodylus porosus*) in Australia. *PLOS ONE*, 10(5), Article 5. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126778>
- Fukuda, Y., McDonald, P. J., & Crase, B. (2022). Lost to the Sea : Predicted Climate Change Threats to Saltwater Crocodile Nesting Habitat. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2022.839423>
- Fukuda, Y., Saalfeld, K., Lindner, G., & Nichols, T. (2013a). Estimation of Total Length from Head Length of Saltwater Crocodiles (*Crocodylus porosus*) in the Northern Territory, Australia. *Journal of Herpetology*, 47(1), Article 1. <https://doi.org/10.1670/11-094>
- Fukuda, Y., Saalfeld, K., Lindner, G., & Nichols, T. (2013b). Estimation of Total Length from Head Length of Saltwater Crocodiles (*Crocodylus porosus*) in the Northern Territory, Australia. *Journal of Herpetology*, 47(1), 34-40. <https://doi.org/10.1670/11-094>
- Fukuda, Y., Saalfeld, K., Webb, G., Manolis, C., & Risk, R. (2013). Standardised method of spotlight surveys for crocodiles in the Tidal Rivers of the Northern Territory, Australia. *Northern Territory Naturalist*, 24, 14-32. <https://doi.org/10.3316/informit.208393706566585>
- Fukuda, Y., Tingley, R., Crase, B., Webb, G., & Saalfeld, K. (2016). Long-term monitoring reveals declines in an endemic predator following invasion by an exotic prey species. *Animal Conservation*, 19(1), Article 1. <https://doi.org/10.1111/acv.12218>
- Fukuda, Y., Webb, G., Manolis, C., Delaney, R., Letnic, M., Lindner, G., & Whitehead, P. (2011). Recovery of saltwater crocodiles following unregulated hunting in tidal rivers of the Northern Territory, Australia. *The Journal of Wildlife Management*, 75(6), Article 6. <https://doi.org/10.1002/jwmg.191>

- Fukuda, Y., Whitehead, P., & Boggs, G. (2008). Corrigendum to : Broad-scale environmental influences on the abundance of saltwater crocodiles (*Crocodylus porosus*) in Australia. *Wildlife Research*, 35(2), Article 2. https://doi.org/10.1071/wr06110_co
- Furness, R. W., & Greenwood, J. J. D. (2013). *Birds as Monitors of Environmental Change*. Springer Science & Business Media.
- Gademer, A., Mainfroy, F., Beaudoin, L., Avanthey, L., Germain, V., Chéron, C., Monat, S., & Rudant, J. P. (2009). Faucon noir UAV project development of a set of tools for managing, visualizing and mosaicing centimetric UAV images. *2009 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 3, III-228-III-231. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2009.5417833>
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M. I., & Vilà, M. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22(1), 151-163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13004>
- Games, I., & Moreau, J. (1997). *The feeding ecology of two Nile crocodile populations in the Zambezi Valley*. University of Zimbabwe (UZ) Publications. <https://opendocs.ids.ac.uk/opendocs/handle/20.500.12413/12011>
- Gandiwa, E., Heitkönig, I. M. A., Lokhorst, A. M., Prins, H. H. T., & Leeuwis, C. (2013). Illegal hunting and law enforcement during a period of economic decline in Zimbabwe : A case study of northern Gonarezhou National Park and adjacent areas. *Journal for Nature Conservation*, 21(3), 133-142. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.11.009>
- Gani, M. I. Z., Hassan, R., Tisen, O., & Ahmad, R. (2022). *Human-Crocodile Conflicts in Sarawak, Malaysian Borneo : An analysis of crocodile attacks from 2000 until 2020*.
- García Grajales, J., & Buenrostro Silva, A. (2018). Crocodile attacks in Oaxaca, Mexico : An update of its incidences and consequences for management and conservation. *Acta Universitaria*, 28(5), 1-8.
- García-Grajales, J., & Buenrostro-Silva, A. (2019). Assessment of human–crocodile conflict in Mexico : Patterns, trends and hotspots areas. *Marine and Freshwater Research*, 70(5), 708. <https://doi.org/10.1071/MF18150>
- García-Grajales, J., Rubio, A., González, C., & Buenrostro, A. (2021). *NEW RECORDS OF HUMAN-CROCODILE INTERACTIONS IN MEXICO FROM 2018 THROUGH THE FIRST HALF OF 2021*. 4, 153-160. <https://doi.org/10.22201/fc.25942158e.2021.02.323>
- García-Moreno, J., Harrison, I. J., Dudgeon, D., Clausnitzer, V., Darwall, W., Farrell, T., Savy, C., Tockner, K., & Tubbs, N. (2014). Sustaining Freshwater Biodiversity in the Anthropocene. In A. Bhaduri, J. Bogardi, J. Leentvaar, & S. Marx (Éds.), *The Global Water System in the Anthropocene : Challenges for Science and Governance* (p. 247-270). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-07548-8_17
- Garnett, S. T., Burgess, N. D., Fa, J. E., Fernández-Llamazares, Á., Molnár, Z., Robinson, C. J., Watson, J. E. M., Zander, K. K., Austin, B., Brondizio, E. S., Collier, N. F., Duncan, T., Ellis, E., Geyle, H., Jackson, M. V., Jonas, H., Malmer, P., McGowan, B., Sivongxay, A., & Leiper, I. (2018). A spatial overview of the global importance of Indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability*, 1(7), Article 7. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0100-6>
- Garnett, S. T., Sayer, J., & du Toit, J. (2007). Improving the Effectiveness of Interventions to Balance Conservation and Development : A Conceptual Framework. *Ecology and Society*, 12(1), Article 1. <https://www.jstor.org/stable/26267842>

- Ghimire, K. B., & Pimbert, M. P. (1997). *Social Change and Conservation : Environmental Politics and Impacts of National Parks and Protected Areas*. Earthscan.
- Gibbons, J. (1988). The management of amphibians, reptiles, and small mammals in North America : The need for an environmental attitude. *In Management of amphibians, reptiles, and small mammals in North America: proceedings of the symposium (pp. 4-10)*.
- Gibbons, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S., Greene, J. L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., & Winne, C. T. (2000). The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians : Reptile species are declining on a global scale. Six significant threats to reptile populations are habitat loss and degradation, introduced invasive species, environmental pollution, disease, unsustainable use, and global climate change. *BioScience*, *50*(8), 653-666. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0653:TGDORD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2)
- Gibson, C. C., Williams, J. T., & Ostrom, E. (2005). Local Enforcement and Better Forests. *World Development*, *33*(2), 273-284. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.07.013>
- Glen, A., & Dickman, C. (2014). *Carnivores of Australia : Past, Present and Future*. Csiro Publishing.
- Global Forest Coalition. (2018). Rapport sommaire sur l'Initiative de résilience de la conservation communautaire 2018. *Global Forest Coalition*. <https://globalforestcoalition.org/files/CCRI-GLOBAL-REPORT-FOR-WEB-FR.pdf>
- González, E. J., Martínez-López, M., Morales-Garduza, M. A., García-Morales, R., Charruau, P., & Gallardo-Cruz, J. A. (2019). The sex-determination pattern in crocodylians : A systematic review of three decades of research. *Journal of Animal Ecology*, *88*(9), Article 9. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13037>
- González-Desales, G., Sigler, L., García-Grajales, J., Charruau, P., Zarco-González, M., Monroy-vilchis, O., & Balbuena-Serrano, Á. (2021). Factors influencing the occurrence of negative interactions between people and crocodylians in Mexico. *Oryx*, *55*, 1-9. <https://doi.org/10.1017/S0030605319000668>
- Gorman, J., Pearson, D., & Whitehead, P. (2008). Assisting Australian indigenous resource management and sustainable utilization of species through the use of GIS and environmental modeling techniques. *Journal of Environmental Management*, *86*(1), Article 1. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.033>
- Green, R., & Giese, M. (2004). Negative effects of wildlife tourism on wildlife. *Wildlife tourism: Impacts, management and planning*, 81-97.
- Groombridge, B. (1987). The distribution and status of world crocodylians. *Wildlife management: crocodiles and alligators*, 9-21.
- Guillette Jr., L. J., Brock, J. W., Rooney, A. A., & Woodward, A. R. (1999). Serum Concentrations of Various Environmental Contaminants and Their Relationship to Sex Steroid Concentrations and Phallus Size in Juvenile American Alligators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *36*(4), Article 4. <https://doi.org/10.1007/PL00006617>
- Guillette, L. J., Gross, T. S., Masson, G. R., Matter, J. M., Percival, H. F., & Woodward, A. R. (1994). Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida. *Environmental Health Perspectives*, *102*(8), 680-688. <https://doi.org/10.1289/ehp.94102680>

- Habibullah, M. S., Din, B. H., Tan, S.-H., & Zahid, H. (2022). Impact of climate change on biodiversity loss : Global evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15702-8>
- Hall, P. M. (1990). Harvest Patterns of New-Guinea (*Crocodylus-Novaeguineae*) and Saltwater (*Crocodylus-Porosus*) Crocodiles in Papua-New-Guinea, 1969-1980. *Wildlife Research*, 17(3), Article 3. <https://doi.org/10.1071/wr9900261>
- Hall, P. M., & Johnson, D. R. (1987). Nesting Biology of *Crocodylus novaeguineae* in Lake Murray District, Papua New Guinea. *Herpetologica*, 43(2), Article 2.
- Harrison, R. D., Sreekar, R., Brodie, J. F., Brook, S., Luskin, M., O'Kelly, H., Rao, M., Scheffers, B., & Velho, N. (2016). Impacts of hunting on tropical forests in Southeast Asia. *Conservation Biology*, 30(5), 972-981. <https://doi.org/10.1111/cobi.12785>
- Herrero, M., & Thornton, P. K. (2013). Livestock and global change : Emerging issues for sustainable food systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(52), 20878-20881. <https://doi.org/10.1073/pnas.1321844111>
- Holmern, T., Nyahongo, J., & Røskaft, E. (2007). Livestock loss caused by predators outside the Serengeti National Park, Tanzania. *Biological Conservation*, 135(4), 518-526. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.049>
- Holt, E. A., & Miller, S. W. (2011). Bioindicators : Using organisms to measure. *Nature*, 3, 8-13.
- Honegger, R. E. (1971). The status of four threatened crocodylian species of Asia. *Published with the financial assistance of UNESCO*.
- Horai, S., Itai, T., Noguchi, T., Yasuda, Y., Adachi, H., Hyobu, Y., Riyadi, A. S., Boggs, A. S. P., Lowers, R., Guillette, L. J., & Tanabe, S. (2014). Concentrations of trace elements in American alligators (*Alligator mississippiensis*) from Florida, USA. *Chemosphere*, 108, 159-167. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.031>
- Horta, K., & Round, R. (2002). *The Global Environment Facility : The first ten years – growing pains or inherent flaws?* Environmental Defense Fund. <http://www.newgreenorder.info/briefings.htm>
- Horwich, R., & Lyon, J. (2007). Community conservation : Practitioners' answer to critics. *Oryx*. <https://doi.org/10.1017/S0030605307001010>
- Horwich, R., Lyon, J., & Bernstein, S. E. (2004). An evaluation tool for internal and external assessments of community-based conservation projects. *Unpublished Report*. Gay Mills, WI: *Community Conservation, Inc*.
- Hough, J. L. (1988). Obstacles to Effective Management of Conflicts Between National Parks and Surrounding Human Communities in Developing Countries. *Environmental Conservation*, 15(2), Article 2. <https://doi.org/10.1017/S0376892900028939>
- Hua, A., Martin, K., Shen, Y., Chen, N., Mou, C., Sterk, M., Reinhard, B., Reinhard, F. F., Lee, S., Alibhai, S., & Jewell, Z. C. (2022). Protecting endangered megafauna through AI analysis of drone images in a low-connectivity setting : A case study from Namibia. *PeerJ*, 10, e13779. <https://doi.org/10.7717/peerj.13779>
- Humphries, M. S., Myburgh, J. G., Campbell, R., Buah-Kwofie, A., & Combrink, X. (2021). Organochlorine pesticide bioaccumulation in wild Nile crocodile (*Crocodylus niloticus*) fat tissues : Environmental influences on changing residue levels and contaminant profiles. *Science of The Total Environment*, 753, 142068. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142068>
- Hutton, J. M., & Van Jaarsveldt, K. R. (1987). Crocodile farming and ranching in Zimbabwe. *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators*, 323-327.

- IIED. (1994). International Institute for Environment, & Great Britain. Overseas Development Administration. (1994). Whose Eden?: An overview of community approaches to wildlife management. *International Institute for Environment, & Great Britain. Overseas Development Administration.*
- Inman, V. L., Kingsford, R. T., Chase, M. J., & Leggett, K. E. A. (2019). Drone-based effective counting and ageing of hippopotamus (*Hippopotamus amphibius*) in the Okavango Delta in Botswana. *PLOS ONE*, 14(12), Article 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219652>
- IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental SciencePolicy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Bonn, Germany: IPBES Secretariat.*
- IPCC. (2013). Climate change 2013: The physical science basis. *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK/ New York, NY, USA: Cambridge University Press.*
- IUCN. (1996). IUCN Red List of Threatened Animals. *IUCN, Gland, Switzerland.*
- IUCN. (2020). *IUCN SSC position statement on the management of human-wildlife conflict.* <https://www.iucn.org/resources/issues-brief/human-wildlifeconflict>
- IUCN. (2023). *Current IUCN Red List Categories for crocodylians.*
- Ivanova, S., Prosekov, A., & Kaledin, A. (2022). A Survey on Monitoring of Wild Animals during Fires Using Drones. *Fire*, 5(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/fire5030060>
- Janzen, F. J. (1994). Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 91(16), 7487-7490. <https://doi.org/10.1073/pnas.91.16.7487>
- Jáuregui, M., Padilla, S. E., Hinojosa-Garro, D., Valdespino, C., & Rendón von Osten, J. (2018). Evaluation of the use of dermal scutes and blood samples to determine organochlorine pesticides in *Crocodylus moreletii*: A non-destructive method for monitoring crocodiles and environmental health. *Ecological Indicators*, 88, 161-168. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.016>
- Jenkins, R. W., Jelden, D., Webb, G. J. W., & Manolis, S. C. (2006). Review of Crocodile Ranching Programmes. *Conducted for CITES by IUCN-SSC Crocodile Specialist Group. AC22 Inf. 2.*
- Jentoft, S., Minde, H., & Nilsen, R. (2003). *Indigenous Peoples: Resource Management and Global Rights.* Eburon Uitgeverij B.V.
- Jiménez López, J., & Mulero-Pázmány, M. (2019). Drones for Conservation in Protected Areas: Present and Future. *Drones*, 3(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/drones3010010>
- Jones, J. P. G., Andriamarovololona, M. M., & Hockley, N. (2008). The Importance of Taboos and Social Norms to Conservation in Madagascar. *Conservation Biology*, 22(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00970.x>
- Kansky, R., & Knight, A. T. (2014). Key factors driving attitudes towards large mammals in conflict with humans. *Biological Conservation*, 179, 93-105. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.008>
- Kays, R., Sheppard, J., Mclean, K., Welch, C., Paunescu, C., Wang, V., Kravit, G., & Crofoot, M. (2019). Hot monkey, cold reality: Surveying rainforest canopy mammals using drone-mounted thermal infrared sensors. *International Journal of Remote Sensing*, 40(2), 407-419. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1523580>

- Kellert, S., Mehta, J., & Ebbin, S. (2000). S Kellert, J Mehta, SA Ebbin, L Lichtenfeld. 2000. "Community Natural Resource Management : Promise, Rhetoric, and Reality." *Society and Natural Resources*, 13: 705-715. *Society and Natural Resources*, 13, 705-715.
- Kelly, J. R., Doherty, T. J., Gabel, T., & Disbrow, W. (2019). Large Carnivore Attacks on Humans : The State of Knowledge. *Human Ecology Review*, 25(2), 15-34.
- Kerr, J. (2007). Watershed management : Lessons from common property theory. *International Journal of the Commons* 1.1 (2007): 89-109.
- Khorozyan, I., & Waltert, M. (2019). A framework of most effective practices in protecting human assets from predators. *Human Dimensions of Wildlife*, 24(4), Article 4. <https://doi.org/10.1080/10871209.2019.1619883>
- Kievit, H. (2000). Conservation of the Nile Crocodile : Has CITES Helped or Hindered? In *Endangered Species Threatened Convention*. Routledge.
- Kiss, A. (2004). 6. Making Biodiversity Conservation a Land-Use Priority. In 6. *Making Biodiversity Conservation a Land-Use Priority* (p. 98-123). Columbia University Press. <https://doi.org/10.7312/mcsh12764-008>
- Kissui, B. M., Kiffner, C., König, H. J., & Montgomery, R. A. (2019). Patterns of livestock depredation and cost-effectiveness of fortified livestock enclosures in northern Tanzania. *Ecology and Evolution*, 9(19), Article 19. <https://doi.org/10.1002/ece3.5644>
- Knight, A. T., Cowling, R. M., & Campbell, B. M. (2006). An Operational Model for Implementing Conservation Action. *Conservation Biology*, 20(2), Article 2. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00305.x>
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A. T., & Campbell, B. M. (2008). Knowing But Not Doing : Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap. *Conservation Biology*, 22(3), Article 3. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x>
- Koh, L. P., & Wich, S. A. (2012). Dawn of Drone Ecology : Low-Cost Autonomous Aerial Vehicles for Conservation. *Tropical Conservation Science*, 5(2), Article 2. <https://doi.org/10.1177/194008291200500202>
- Kohler, F., & Brondizio, E. S. (2017). Considering the needs of indigenous and local populations in conservation programs. *Conservation Biology*, 31(2), Article 2. <https://doi.org/10.1111/cobi.12843>
- König, H. J., Ceaușu, S., Reed, M., Kendall, H., Hemminger, K., Reinke, H., Ostermann-Miyashita, E.-F., Wenz, E., Eufemia, L., Hermanns, T., Klose, M., Spyra, M., Kuemmerle, T., & Ford, A. T. (2021). Integrated framework for stakeholder participation : Methods and tools for identifying and addressing human–wildlife conflicts. *Conservation Science and Practice*, 3(3), e399. <https://doi.org/10.1111/csp2.399>
- Lamichhane, S., Bhattarai, D., Karki, J. B., Gautam, A. P., Pandeya, P., Tripathi, S., & Mahat, N. (2022). Population status, habitat occupancy and conservation threats to Mugger crocodile (*Crocodylus palustris*) in Ghodaghodi lake complex, Nepal. *Global Ecology and Conservation*, 33, e01977. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01977>
- Lance, V. A., Elsey, R. M., & Iii, P. L. T. (2015). Sexual Maturity in Male American Alligators in Southwest Louisiana. *South American Journal of Herpetology*, 10(1), Article 1. <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-15-00005.1>
- Lang, J. W. (1987). Implications for Management. *Wildlife management: crocodiles and alligators*, 273.

- Langley, R. L. (2005). Alligator Attacks on Humans in the United States. *Wilderness & Environmental Medicine*, 16(3), Article 3. [https://doi.org/10.1580/1080-6032\(2005\)16\[119:AAOHIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1580/1080-6032(2005)16[119:AAOHIT]2.0.CO;2)
- Lanhupuy, W. (1987). Australian Aboriginal attitudes to crocodile management. In G. J. W. Webb, S. C. Manolis, & P. J. Whitehead (Eds.), *Wildlife management: Crocodiles and alligators* (pp. 145–147). Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty & Sons.
- Larriera, A., & Piña, C. (2000). Caiman latirostris (broad-snouted caiman) nest predation : Does low rainfall facilitate predator access? *Herpetological Natural History*, 7, 71-77.
- Le Mare, A. (2008). The Impact of Fair Trade on Social and Economic Development : A Review of the Literature. *Geography Compass*, 2(6), 1922-1942. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2008.00171.x>
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., Lefebvre, A., & Pinay, G. (2019). Eutrophication : A new wine in an old bottle? *Science of The Total Environment*, 651, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Leach, G. J., Delaney, R., & Fukuda, Y. (2009). Management Program for the Saltwater Crocodile in the Northern Territory of Australia, 2009-2014. *Northern Territory Department of Natural Resources, Environment, The Arts and Sport, Darwin. A management program prepared under the Territory Parks and Wildlife Conservation Act.*
- LeBuff, C. (2016). Historical review of American crocodiles (*Crocodylus acutus*) along the Florid Gulf Coast. *History*, 54(3), 50-7.
- Lee, H., Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S. L., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., ... Zommers, Z. (2023). *Climate Change 2023 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Report]. The Australian National University. <https://openresearch-repository.anu.edu.au/handle/1885/299630>
- Leija, A. C. de, Mirzadi, R. E., Randall, J. M., Portmann, M. D., Mueller, E. J., & Gawlik, D. E. (2023). A meta-analysis of disturbance caused by drones on nesting birds. *Journal of Field Ornithology*, 94(2). <https://doi.org/10.5751/JFO-00259-940203>
- Lemaire, J. (2021). *Mercury contamination in caimans from French Guiana, bioaccumulation and physiological effects* [Phdthesis, Université de La Rochelle]. <https://theses.hal.science/tel-03716076>
- Lemaire, J., Marquis, O., Bustamante, P., Mangione, R., & Brischoux, F. (2021). I got it from my mother : Inter-nest variation of mercury concentration in neonate Smooth-fronted Caiman (*Paleosuchus trigonatus*) suggests maternal transfer and possible phenotypical effects. *Environmental Research*, 194, 110494. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110494>
- Leslie, A. J., & Spotila, J. R. (2001). Alien plant threatens Nile crocodile (*Crocodylus niloticus*) breeding in Lake St. Lucia, South Africa. *Biological Conservation*, 98(3), Article 3. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00177-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00177-4)
- Letnic, M., & Nichols, T. (2008). *Problem crocodiles : Reducing the risk of attacks by Crocodylus porosus in Darwin Harbour, Northern Territory, Australia.* (p. 509-517.).
- Lindner, G. (2004). Crocodile management—Kakadu National Park. In *Crocodiles. Proceedings of the 17th Working Meeting of the IUCN-SSC Crocodile Specialist*

- Group. *The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Gland, Switzerland (pp. 41-51).*
- Lindsey, P. A., Alexander, R. R., du Toit, J. T., & Mills, M. G. L. (2005). The potential contribution of ecotourism to African wild dog *Lycaon pictus* conservation in South Africa. *Biological Conservation*, 123(3), Article 3. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.12.002>
- Lindsey, P. A., Balme, G., Becker, M., Begg, C., Bento, C., Bocchino, C., Dickman, A., Diggle, R. W., Eves, H., Henschel, P., Lewis, D., Marnewick, K., Mattheus, J., Weldon McNutt, J., McRobb, R., Midlane, N., Milanzi, J., Morley, R., Murphree, M., ... Zisadza-Gandiwa, P. (2013). The bushmeat trade in African savannas: Impacts, drivers, and possible solutions. *Biological Conservation*, 160, 80-96. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.020>
- Lindsey, P. A., Roulet, P. A., & Romañach, S. S. (2007). Economic and conservation significance of the trophy hunting industry in sub-Saharan Africa. *Biological Conservation*, 134(4), Article 4. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.005>
- Loveridge, A. J., Reynolds, J. C., & Milner-Gulland, E. J. (2007). Does sport hunting benefit conservation. *Key topics in conservation biology*, 1, 222.
- Macdonald, C., Gallagher, A. J., Barnett, A., Brunnschweiler, J., Shiffman, D. S., & Hammerschlag, N. (2017). Conservation potential of apex predator tourism. *Biological Conservation*, 215, 132-141. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.07.013>
- Macdonald, D. W., Boitani, L., Dinerstein, E., Fritz, H., & Wrangham, R. (2013). Conserving large mammals. In *Key Topics in Conservation Biology 2* (p. 277-312). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118520178.ch16>
- Majgaonkar, I., Vaidyanathan, S., Srivathsa, A., Shivakumar, S., Limaye, S., & Athreya, V. (2019). Land-sharing potential of large carnivores in human-modified landscapes of western India. *Conservation Science and Practice*, 1(5), e34. <https://doi.org/10.1111/csp2.34>
- Malik, D. S., Sharma, A. K., Sharma, A. K., Thakur, R., & Sharma, M. (2020). A review on impact of water pollution on freshwater fish species and their aquatic environment. In *Advances in Environmental Pollution Management: Wastewater Impacts and Treatment Technologies* (p. 10-28). Agro Environ Media - Agriculture and Environmental Science Academy, Haridwar, India. <https://doi.org/10.26832/aesa-2020-aepm-02>
- Manalo, R., Alcalá, A., Mercado, V., & Belo, W. (2016). Conservation Introduction of the Philippine crocodile in Paghungawan Marsh, Siargao Island Protected Landscape and Seascape (SIPLAS), Surigao Del Norte, Philippines. *Global Re-introduction Perspectives: 2016. Case-studies from around the globe*, 51.
- Manalo, R. I., Alcalá, A. C., Bucol, A. A., Belo, W. T., & Baltazar, P. C. (2015). *Philippine Crocodile Release Program: An Update on the Status of the Introduced Philippine Crocodiles (Crocodylus mindorensis) in Paghungawan Marsh, Siargao Island Protected Landscapes and Seascapes, Pilar, Surigao Del Norte, Philippines.*
- Manolis, S. C., & Webb, G. J. W. (2016). Best management practices for crocodylian farming. *IUCN-SSC Crocodile Specialist Group: Darwin, Australia (2016): 79.*
- Manral, U., Sengupta, S., Hussain, S., Rana, S., & Badola, R. (2016). HUMAN WILDLIFE CONFLICT IN INDIA: A REVIEW OF ECONOMIC IMPLICATION OF LOSS AND PREVENTIVE MEASURES. *Indian Forester*, 142, 928-940.

- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), Article 6783. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Markwell, K. (2015). *Animals and Tourism: Understanding Diverse Relationships*. Channel View Publications.
- Martin, S. (2008). Global diversity of crocodiles (Crocodilia, Reptilia) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9030-4>
- Mazzotti, F. J., Nestler, J. H., Cole, J. M., Closius, C., Kern, W. H., Rochford, M. R., Suarez, E., Brubaker, R., Platt, S. G., Rainwater, T., & Ketterlin, J. K. (2020). Diet of Nile Monitors (*Varanus niloticus*) Removed from Palm Beach and Broward Counties, Florida, USA. *Journal of Herpetology*, 54(2), Article 2. <https://doi.org/10.1670/18-115>
- McCallum, M. L. (2015). Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodiversity and Conservation*, 24(10), Article 10. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0940-6>
- McEvoy, J. F., Hall, G. P., & McDonald, P. G. (2016). Evaluation of unmanned aerial vehicle shape, flight path and camera type for waterfowl surveys: Disturbance effects and species recognition. *PeerJ*, 4, e1831. <https://doi.org/10.7717/peerj.1831>
- McGregor, J. (2005). Crocodile crimes: People versus wildlife and the politics of postcolonial conservation on Lake Kariba, Zimbabwe. *Geoforum*, 36(3), Article 3. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2004.06.007>
- McInerney, P. J., Shackleton, M. E., Rees, G. N., Frechette, J. L., Sam, H., & Hor, L. (2019). Release of critically endangered crocodiles: Development and application of a food web approach to determine suitability of release habitat. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(11), Article 11. <https://doi.org/10.1002/aqc.3159>
- McManus, J. S., Dickman, A. J., Gaynor, D., Smuts, B. H., & Macdonald, D. W. (2015). Dead or alive? Comparing costs and benefits of lethal and non-lethal human-wildlife conflict mitigation on livestock farms. *Oryx*, 49(4), Article 4. <https://doi.org/10.1017/S0030605313001610>
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., & Frantzeskaki, N. (2015). Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 12, 152-156. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.012>
- McShane, T. O. (2003). Protected areas and poverty. In *Community Empowerment for Conservation. Special edition of Policy Matters*, 12, 52-53.
- McShane, T. O., & Newby, S. A. (2004). 4. Expecting the Unattainable: The Assumptions Behind ICDPs. In *4. Expecting the Unattainable: The Assumptions Behind ICDPs* (p. 49-74). Columbia University Press. <https://doi.org/10.7312/mcsh12764-006>
- McShane, T. O., & Wells, M. P. (2004). *Getting Biodiversity Projects to Work: Towards More Effective Conservation and Development*. Columbia University Press.
- Mendonça, W., Duncan, W., Vidal, M., Magnusson, W., & Da Silveira, R. (2023). Conservation implications of tourism and stress for Amazonian caimans. *The Journal of Wildlife Management*. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22482>
- Mercado, V., Alcalá, A. C., Belo, W. T., Manalo, R., Diesmos, A. C., & De Leon, J. (2013). Soft release introduction of the Philippine Crocodile (*Crocodylus mindorensis*, Schmidt 1935) In Paghongawan Marsh, Siargao Island Protected Landscape and Seascape, Southern Philippines. *Crocodile Specialist Group Newsletter* 32(1): 13-15.
- Mfunda, I., & Røskaft, E. (2010). Bushmeat hunting in Serengeti, Tanzania: An important economic activity to local people. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 2, 263-272.

- Milnes, M. R., & Guillette, L. J., Jr. (2008). Alligator Tales : New Lessons about Environmental Contaminants from a Sentinel Species. *BioScience*, 58(11), 1027-1036. <https://doi.org/10.1641/B581106>
- Miranda, J., van Weerd, M., & van der Ploeg, J. (2004). *Devolving Crocodile Conservation to the Local Level : The Case of Philippine Crocodile Conservation in the Municipality of San Mariano, Northeast Luzon, the Philippines.*
- Miya, M. (2022). Environmental DNA Metabarcoding : A Novel Method for Biodiversity Monitoring of Marine Fish Communities. *Annual Review of Marine Science*, 14(1), 161-185. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041421-082251>
- Mo, M., & Bonatakis, K. (2022). An examination of trends in the growing scientific literature on approaching wildlife with drones. *Drone Systems and Applications*, 10(1), 111-139. <https://doi.org/10.1139/dsa-2021-0003>
- Molinaro, H. G., Anderson, G. S., Gruny, L., Sperou, E. S., & Heard, D. J. (2022). Use of Blood Lactate in Assessment of Manual Capture Techniques of Zoo-Housed Crocodilians. *Animals*, 12(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/ani12030397>
- Mollinga, P. P., Meinzen-Dick, R. S., & Merrey, D. J. (2007). Politics, Plurality and Problemsheds : A Strategic Approach for Reform of Agricultural Water Resources Management. *Development Policy Review*, 25(6), 699-719. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7679.2007.00393.x>
- Montague, J. (1984). Morphometric Analysis of *Crocodylus novaeguineae* from the Fly River Drainage, Papua New Guinea. *Wildlife Research*, 11(2), Article 2. <https://doi.org/10.1071/WR9840395>
- Montague, J. J. (1983). A new size record for the saltwater crocodile (*Crocodylus porosus*). *Herpetological Review*, 14, 36-37.
- Morsello, C. (2002). Market integration and sustainability in Amazonian indigenous livelihoods : The case of the Kayapó. *Doctoral dissertation, University of East Anglia.*
- Mourão, G., & Campos, Z. (1995). Survey of broad-snouted caiman *Caiman latirostris*, marsh deer *Blastocerus dichotomus* and capybara *Hydrochaeris hydrochaeris* in the area to be inundated by Porto Primavera Dam, Brazil. *Biological Conservation*, 73(1), Article 1. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)90055-1](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)90055-1)
- Mulero-Pázmány, M., Stolper, R., Essen, L. D. van, Negro, J. J., & Sassen, T. (2014). Remotely Piloted Aircraft Systems as a Rhinoceros Anti-Poaching Tool in Africa. *PLOS ONE*, 9(1), e83873. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083873>
- Muloin, S. (2023). Indigenous wildlife tourism in Australia : Wildlife attractions, cultural interpretation and indigenous involvement. (No Title). <https://cir.nii.ac.jp/crid/1130282272048471808>
- Mulonga, S., Suich, H., & Murphy, C. (2003). *The conflict continues : Human wildlife conflict and livelihoods in Caprivi.*
- Murillo, L. P. P., & Cambronerero, E. M. (2020). Analysis of the Interactions Between Humans and Crocodiles in Costa Rica. *South American Journal of Herpetology*, 16(1), Article 1. <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-18-00076.1>
- Murphy, C., & Mulonga, S. (2002). A profile of the livelihoods of people in two conservancies in Caprivi. *DIFID, Ministry of Environment and Tourism, Windhoek, Namibia.*
- Mylan, J. A. (2018). Sustainable tourism in Costa Rica : Aligning tourists' interests with local development. *PURE Insights*, 7(1), 8.
- Naabeh, C. S. S., Oppong, S. K., Amoah, E., Ahmed, S., & Anokye, A. (2023). *The Vulnerable West African Dwarf Crocodile (Osteolaemus Sp. Aff. Tetraspis) is Worth Conserving*

- in Urban Ecosystems: Evidence from Ghan.* <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2778658/v1>
- Natsukawa, H., & Sergio, F. (2022). Top predators as biodiversity indicators : A meta-analysis. *Ecology Letters*, 25(9), 2062-2075. <https://doi.org/10.1111/ele.14077>
- Nawab, A., Basu, D. J., Yadav, S. K., & Gautam, P. (2013). Impact of Mass Mortality of Gharial *Gavialis gangeticus* (Gmelin, 1789) on its Conservation in the Chambal River in Rajasthan. In B. K. Sharma, S. Kulshreshtha, & A. R. Rahmani (Éds.), *Faunal Heritage of Rajasthan, India: Conservation and Management of Vertebrates* (p. 221-229). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-01345-9_9
- Newbold, T., Bentley, L. F., Hill, S. L. L., Edgar, M. J., Horton, M., Su, G., Şekercioğlu, Ç. H., Collen, B., & Purvis, A. (2020). Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. *Functional Ecology*, 34(3), 684-693. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13500>
- Nichols, J. D. (1987). *Population models and crocodile management.* 177-187.
- Nishan, K. c., Neupane, B., Belbase, B., Dhimi, B., Bist, B. S., Basyal, C. R., & Bhattarai, S. (2023). Factors influencing the habitat selection of Mugger crocodile (*Crocodylus palustris*) and its conservation threats in the Rapti River of Chitwan National Park, Nepal. *Global Ecology and Conservation*, 42, e02406. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02406>
- Noss, R. F., & Cooperrider, A. Y. (1994). Saving nature's legacy : Protecting and restoring biodiversity. *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity.* <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19951806499>
- Nunez, S., Arets, E., Alkemade, R., Verwer, C., & Leemans, R. (2019). Assessing the impacts of climate change on biodiversity : Is below 2 °C enough? *Climatic Change*, 154(3), Article 3. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02420-x>
- Nyhus, P. J. (2016). Human–Wildlife Conflict and Coexistence. *Annual Review of Environment and Resources*, 41(1), 143-171. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085634>
- Ogden, L. E. (2013). Drone Ecology. *BioScience*, 63(9), Article 9. <https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.9.18>
- Oleksyn, S., Tosoletto, L., Raoult, V., Joyce, K. E., & Williamson, J. E. (2021). Going Batty : The Challenges and Opportunities of Using Drones to Monitor the Behaviour and Habitat Use of Rays. *Drones*, 5(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/drones5010012>
- Ordiz, A., Bischof, R., & Swenson, J. E. (2013). Saving large carnivores, but losing the apex predator? *Biological Conservation*, 168, 128-133. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.09.024>
- Ouédraogo, I., Oueda, A., Kangoyé, N., Thiam, M., Kabore, J., & Kabré, G. (2020). Croyances Traditionnelles et Conservation du *Crocodylus Suchus* Dans les Mares Sacrées de Bazoulé et de Sabou (Burkina Faso). *European Scientific Journal ESJ*, 16. <https://doi.org/10.19044/esj.2020.v16n6p188>
- Oum, S., Hor, L., Sonn, P., Simpson, B., & Daltry, J. (2009). A comparative study of incentive-based schemes for Siamese crocodile *Crocodylus siamensis* conservation in the Cardamom Mountains, Cambodia. *Cambodian Journal of Natural History*.
- Packer, C., Kosmala, M., Cooley, H. S., Brink, H., Pintea, L., Garshelis, D., Purchase, G., Strauss, M., Swanson, A., Balme, G., Hunter, L., & Nowell, K. (2009). Sport Hunting, Predator Control and Conservation of Large Carnivores. *PLOS ONE*, 4(6), Article 6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005941>

- Pagoda, L. R. (2017). Crocodile Human Encounter Patterns in Sri Lanka. *Prehospital and Disaster Medicine*, 32(S1), S117-S117. <https://doi.org/10.1017/S1049023X17003338>
- Paneque-Gálvez, J., Vargas-Ramírez, N., Napoletano, B. M., & Cummings, A. (2017). Grassroots Innovation Using Drones for Indigenous Mapping and Monitoring. *Land*, 6(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/land6040086>
- Peres, C. A. (2000). Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, 14(1), Article 1. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98485.x>
- Pethiyagoda, P. D. R. S., Prasad, G. a. T., & Mahaulpatha, W. a. D. (2015). *FIRST REPORT OF A FATAL ACCIDENT OF A SALTWATER CROCODILE (Crocodylus porosus) DUE TO ELECTROCUTION IN SRI LANKA*. <http://dr.lib.sjp.ac.lk/handle/123456789/5998>
- Petriello, M. A., Redmore, L., Sène-Harper, A., & Katju, D. (2021). Terms of empowerment : Of conservation or communities? *Oryx*, 55(2), Article 2. <https://doi.org/10.1017/S0030605319000036>
- Pettit, N. E., Bayliss, P., & Bartolo, R. (2016). Dynamics of plant communities and the impact of saltwater intrusion on the floodplains of Kakadu National Park. *Marine and Freshwater Research*, 69(7), 1124-1133. <https://doi.org/10.1071/MF16148>
- Pettorelli, N., Laurance, W. F., O'Brien, T. G., Wegmann, M., Nagendra, H., & Turner, W. (2014). Satellite remote sensing for applied ecologists : Opportunities and challenges. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 839-848. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12261>
- Pimm, S. L., & Brooks, T. M. (2000). The sixth extinction : How large, where, and when. *Nature and Human Society: The Quest for a Sustainable World*. Washington DC: National Academy Press., PP. 46-62.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), Article 6187. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- Platt, S. G., McCaskill, L., Rainwater, T. R., Temsiripong, Y., Simpson, B. K., & Bezuijen, M. R. (2019). Siamese crocodile *Crocodylus siamensis*. *Crocodyles. Status Survey and Conservation Action Plan*, 4.
- Platt, S. G., Oudomxay, T., Outhenekone, P., & Rainwater, T. R. (2018). Notes on traditional ecological knowledge and ethnoherpetology of Siamese Crocodile in Lao PDR. *Crocodile Specialist Group Newsletter*, 37, 6–11.
- Platt, S. G., Rainwater, T. R., Thorbjarnarson, J. B., & McMurry, S. T. (2008). Reproductive dynamics of a tropical freshwater crocodylian : Morelet's crocodile in northern Belize. *Journal of Zoology*, 275(2), Article 2. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00426.x>
- Platt, S. G., Sovannara, H., Kheng, L., Thorbjarnarson, J. B., & Rainwater, T. R. (2004). Population status and conservation of wild Siamese crocodiles (*Crocodylus siamensis*) in the Tonle Sap Biosphere Reserve, Cambodia. *Natural History Bulletin of the Siam Society*, 52(2), 133-149.
- Pooley, A. C., & Gans, C. (1976). The Nile Crocodile. *Scientific American*, 234(4), Article 4.
- Pooley, S. (2014). *Croc Digest Visualising croc attack data to improve mitigation*. <https://doi.org/10.13140/2.1.1299.7441>
- Pooley, S. (2015a). *Don't get eaten by a crocodile : In South Africa or Swaziland*.
- Pooley, S. (2015b). Using predator attack data to save lives, human and crocodylian. *Oryx*, 49(4), Article 4. <https://doi.org/10.1017/S0030605315000186>

- Pooley, S. (2016). A Cultural Herpetology of Nile Crocodiles in Africa. *Conservation and Society*, 14(4), Article 4.
- Pooley, S., Barua, M., Beinart, W., Dickman, A., Holmes, G., Lorimer, J., Loveridge, A. J., Macdonald, D. W., Marvin, G., Redpath, S., Sillero-Zubiri, C., Zimmermann, A., & Milner-Gulland, E. J. (2017). An interdisciplinary review of current and future approaches to improving human–predator relations. *Conservation Biology*, 31(3), Article 3. <https://doi.org/10.1111/cobi.12859>
- Pooley, S., Bhatia, S., & Vasava, A. (2020). Rethinking the study of human-wildlife coexistence. *Conservation Biology*, in press. <https://doi.org/10.1111/cobi.13653>
- Pooley, S., Botha, H., Combrink, X., & Powell, G. (2020). Synthesizing Nile crocodile *Crocodylus niloticus* attack data and historical context to inform mitigation efforts in South Africa and eSwatini (Swaziland). *Oryx*, 54(5), Article 5. <https://doi.org/10.1017/S0030605318001102>
- Pooley, S., Siroski, P. A., Fernandez, L., Sideleau, B., & Ponce-Campos, P. (2021). Human–crocodilian interactions in Latin America and the Caribbean region. *Conservation Science and Practice*, 3(5), Article 5. <https://doi.org/10.1111/csp2.351>
- Posey, D. A., & Duffield, G. (1996). *Beyond Intellectual Property: Toward Traditional Resource Rights for Indigenous Peoples and Local Communities*. IDRC.
- Powell, G., Versluys, T. M. M., Williams, J. J., Tiedt, S., & Pooley, S. (2020). Using environmental niche modelling to investigate abiotic predictors of crocodilian attacks on people. *Oryx*, 54(5), Article 5. <https://doi.org/10.1017/S0030605319000681>
- Pressey, R. L., & Bottrill, M. C. (2009). Approaches to landscape- and seascape-scale conservation planning : Convergence, contrasts and challenges. *Oryx*, 43(4), 464-475. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990500>
- Pretty, J., & Smith, D. (2004). Social Capital in Biodiversity Conservation and Management. *Conservation Biology*, 18(3), 631-638. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00126.x>
- Programme (UNDP), U. N. D. (2012). *Sepik Wetlands Management Initiative, Papua New Guinea*. United Nations Development Programme (UNDP). <https://library.sprep.org/content/sepik-wetlands-management-initiative-papua-new-guinea>
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., ... Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), Article 6. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- Rafsanjani, A. K., & Karami, M. (2011). Eco-tourism necessity to preserve and maintain endangered species : A case study of mugger crocodile. *Journal of Geography and Regional Planning*, 4(14), 708.
- Rao, R. J., & Gurjwar, R. K. (2013). Crocodile human conflict in National Chambal Sanctuary, India. *CROCODILES*, 105.
- Read, M. A., Grigg, G. C., Irwin, S. R., Shanahan, D., & Franklin, C. E. (2007). Satellite Tracking Reveals Long Distance Coastal Travel and Homing by Translocated Estuarine Crocodiles, *Crocodylus porosus*. *PLOS ONE*, 2(9), Article 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000949>
- Read, M. A., Miller, J. D., Bell, I. P., & Felton, A. (2004). The distribution and abundance of the estuarine crocodile, *Crocodylus porosus*, in Queensland. *Wildlife Research*, 31(5), 527-534. <https://doi.org/10.1071/WR02025>

- Redpath, S. M., Bhatia, S., & Young, J. (2015). Tilting at wildlife : Reconsidering human–wildlife conflict. *Oryx*, 49(2), Article 2. <https://doi.org/10.1017/S0030605314000799>
- Reed, R. N., Willson, J. D., Rodda, G. H., & Dorcas, M. E. (2012). Ecological correlates of invasion impact for Burmese pythons in Florida. *Integrative Zoology*, 7(3), Article 3. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00304.x>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), Article 3. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Resop, J. P., Lehmann, L., & Hession, W. C. (2019). Drone Laser Scanning for Modeling Riverscape Topography and Vegetation : Comparison with Traditional Aerial Lidar. *Drones*, 3(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/drones3020035>
- Revol, B. (1995). Crocodile farming and conservation, the example of Zimbabwe. *Biodiversity & Conservation*, 4(3), 299-305. <https://doi.org/10.1007/BF00055975>
- Rietbergen, S., Bishop, J., & Mainka, S. (2023). *Ecosystem Conservation—A neglected tool for poverty reduction*.
- Ripple, W. J., Abernethy, K., Betts, M. G., Chapron, G., Dirzo, R., Galetti, M., Levi, T., Lindsey, P. A., Macdonald, D. W., Machovina, B., Newsome, T. M., Peres, C. A., Wallach, A. D., Wolf, C., & Young, H. (2016). Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3(10), 160498. <https://doi.org/10.1098/rsos.160498>
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343(6167), Article 6167. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>
- Robertson, A. i., & Rowling, R. w. (2000). Effects of livestock on riparian zone vegetation in an Australian dryland river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 16(5), Article 5. [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200009/10\)16:5<527::AID-RRR602>3.0.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<527::AID-RRR602>3.0.CO;2-W)
- Rosenblatt, A. E., Lardizabal, K., Li, F., Holland, A., Lawrence, D., & Taylor, P. (2021). Tourism Value of Crocodilians : The Black Caiman (*Melanosuchus niger*) as a Case Study. *Herpetologica*, 77(4), Article 4. <https://doi.org/10.1655/Herpetologica-D-21-00017.1>
- Ruppert, K. M., Kline, R. J., & Rahman, M. S. (2019). Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding : A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. *Global Ecology and Conservation*, 17, e00547. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00547>
- Ryan, C., & Harvey, K. (2000). Who Likes Saltwater Crocodiles? Analysing Socio-demographics of Those Viewing Tourist Wildlife Attractions Based on Saltwater Crocodiles. *Journal of Sustainable Tourism*, 8(5), Article 5. <https://doi.org/10.1080/09669580008667377>
- Sabino, H., Almeida, R. V. S., Moraes, L. B. de, Silva, W. P. da, Guerra, R., Malcher, C., Passos, D., & Passos, F. G. O. (2022). A systematic literature review on the main factors for public acceptance of drones. *Technology in Society*, 71, 102097. <https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2022.102097>

- Salber, M. (2023). *30x30 – Le positif, le négatif, et les mesures à prendre maintenant—Cidessous notre analyse de l'objectif 30x30 et autres dispositions*: <https://policycommons.net/artifacts/3376668/30x30/4175515/>
- Sandbrook, C. (2015). The social implications of using drones for biodiversity conservation. *Ambio*, 44(4), Article 4. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0714-0>
- Sandoval-Hernández, I., Duran-Apuy, A., & Quirós-Valerio, J. (2017). Activities That May Influence the Risk of Crocodile (*Crocodylus Acutus*: Reptilia: Crocodylidae) Attack to Humans in the Tempisque River Area, Guanacaste, Costa Rica. *Uniciencia*, 31(1), Article 1. <https://doi.org/10.15359/ru.31-1.2>
- Saragih, G. S., Kayat, Hidayatullah, M., & Hadi, D. S. (2020). A preliminary study on the population and habitat of saltwater crocodile (*Crocodylus porosus*) in Timor Island, East Nusa Tenggara. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 591(1), Article 1. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/591/1/012044>
- Sauls, L. A., Paneque-Gálvez, J., Amador-Jiménez, M., Vargas-Ramírez, N., & Laumonier, Y. (2023). Drones, communities and nature : Pitfalls and possibilities for conservation and territorial rights. *Global Social Challenges Journal*, 2(1), Article 1. <https://doi.org/10.1332/AJHA9183>
- Sayer, J., Bullb, G., & Elliott, C. (2008). Mediating Forest Transitions : 'Grand Design' or 'Muddling Through'. *Conservation and Society*, 6(4), Article 4.
- Scarpa, L. J., & Piña, C. I. (2019). The use of drones for conservation : A methodological tool to survey caimans nests density. *Biological Conservation*, 238, 108235. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108235>
- Schmitz, O. J., & Suttle, K. B. (2001). Effects of Top Predator Species on Direct and Indirect Interactions in a Food Web. *Ecology*, 82(7), 2072-2081. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2072:EOTPSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2072:EOTPSO]2.0.CO;2)
- Schwerdtner, K., & Gruber, B. (2007). A conceptual framework for damage compensation schemes. *Biological Conservation*, 134(3), Article 3. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.010>
- Scott, R., & Scott, H. (1994). Crocodile bites and traditional beliefs in Korogwe District, Tanzania. *BMJ : British Medical Journal*, 309(6970), Article 6970.
- Seebacher, F. (2005). A review of thermoregulation and physiological performance in reptiles : What is the role of phenotypic flexibility? *Journal of Comparative Physiology B*, 175(7), Article 7. <https://doi.org/10.1007/s00360-005-0010-6>
- Seebacher, F., & Grigg, G. C. (1997). Patterns of Body Temperature in Wild Freshwater Crocodiles, *Crocodylus johnstoni*: Thermoregulation versus Thermoconformity, Seasonal Acclimatization, and the Effect of Social Interactions. *Copeia*, 1997(3), Article 3. <https://doi.org/10.2307/1447558>
- Selcer, K. W. (2005). Reptile ecotoxicology: Studying the effects of contaminants on populations. *Toxicology of reptiles*, 267-313.
- Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., McHugh, K., & Hiraldo, F. (2008). Top Predators as Conservation Tools : Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39(1), 1-19. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173545>
- Seymour, R. S., Webb, G. J., & Albert, F. (1987). *Effect of Capture on the Physiology of Crocodylus porosus*.
- Shafer, C. L. (2015). Cautionary thoughts on IUCN protected area management categories V–VI. *Global Ecology and Conservation*, 3, 331-348. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.12.007>

- Sharney, K., Shwedick, B. M., Simpson, B., & Stevenson, C. (2019). *Tomistoma Tomistoma schlegelii*. . . Pp. xx-xx in *Crocodyles. Status Survey and Conservation Action Plan. Fourth Edition*, ed. by S.C. Manolis and C. Stevenson. Crocodile Specialist Group: Darwin.
- Sharp, B. R., & Whittaker, R. J. (2003). The irreversible cattle-driven transformation of a seasonally flooded Australian savanna. *Journal of Biogeography*, 30(5), Article 5. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00840.x>
- Shirley, M. H. (2014). *Mecistops cataphractus*. *The IUCN red*.
- Shirley, M. H., & Austin, J. D. (2017). Did Late Pleistocene climate change result in parallel genetic structure and demographic bottlenecks in sympatric Central African crocodiles, *Mecistops* and *Osteolaemus*? *Molecular Ecology*, 26(22), Article 22. <https://doi.org/10.1111/mec.14378>
- Shirley, M. H., Carr, A. N., Nestler, J. H., Vliet, K. A., & Brochu, C. A. (2018). Systematic revision of the living African Slender-snouted Crocodiles (*Mecistops* Gray, 1844). *Zootaxa*, 4504(2), Article 2. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4504.2.1>
- Shirley, M. H., Dorazio, R. M., Abassery, E., Elhady, A. A., Mekki, M. S., & Asran, H. H. (2012). A sampling design and model for estimating abundance of Nile crocodiles while accounting for heterogeneity of detectability of multiple observers. *The Journal of Wildlife Management*, 76(5), Article 5. <https://doi.org/10.1002/jwmg.348>
- Shirley, M. H., & Eaton, M. J. (2012). Procédures standard de suivi des populations de crocodiles. *Groupe Spécialiste de Crocodiles*.
- Shirley, M. H., Siege, L., & Ademasu, M. (2014). Crocodile Management in Ethiopia. *Crocodile Specialist Group*.
- Sideleau, B., Sitorus, T., Suryana, D., & Britton, A. (2021). Saltwater crocodile (*Crocodylus porosus*) attacks in East Nusa Tenggara, Indonesia. *Marine and Freshwater Research*, 72. <https://doi.org/10.1071/MF20237>
- Sillero, C., & Laurenson, M. (2001). Interactions between carnivores and local communities : Conflict or co-existence? In *Carnivore Conservation* (p. 282-312).
- Simlai, T., & Sandbrook, C. (2021). Digital surveillance technologies in conservation and their social implications. *Conservation technology*, 239-249.
- Simpson, B. K., & Bezuijen, M. R. (2010). Siamese crocodile *Crocodylus siamensis*. In S.C. Manolis and C. Stevenson, eds. *Crocodyles: Status survey and conservation action plan, 3d ed., pp. 120–26*. IUCN/SSC Crocodile Specialist Group, Darwin, Australia.
- Skupien, G. M., Andrews, K. M., & Larson, L. R. (2016). Teaching Tolerance? Effects of Conservation Education Programs on Wildlife Acceptance Capacity for the American Alligator. *Human Dimensions of Wildlife*, 21(3), Article 3. <https://doi.org/10.1080/10871209.2016.1147624>
- Smith, J. G., & Phillips, B. L. (2006). Toxic tucker : The potential impact of Cane Toads on Australian reptiles. *Pacific Conservation Biology*, 12(1), Article 1. <https://doi.org/10.1071/pc060040>
- Somaweera, R., Brien, M. L., Sonneman, T., Didham, R. K., & Webber, B. L. (2019). Absence of evidence is not evidence of absence : Knowledge shortfalls threaten the effective conservation of freshwater crocodiles. *Global Ecology and Conservation*, 20, e00773. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00773>
- Somaweera, R., Nifong, J., Rosenblatt, A., Brien, M. L., Combrink, X., Elsey, R. M., Grigg, G., Magnusson, W. E., Mazzotti, F. J., Percy, A., Platt, S. G., Shirley, M. H., Tellez, M., Ploeg, J. van der, Webb, G., Whitaker, R., & Webber, B. L. (2020). The ecological

- importance of crocodylians: Towards evidence-based justification for their conservation. *Biological Reviews*, 95(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/brv.12594>
- Soulsbury, C. D., & White, P. C. L. (2015). Human–wildlife interactions in urban areas: A review of conflicts, benefits and opportunities. *Wildlife Research*, 42(7), 541-553. <https://doi.org/10.1071/WR14229>
- Start, D., & Gilbert, B. (2017). Predator personality structures prey communities and trophic cascades. *Ecology Letters*, 20(3), 366-374. <https://doi.org/10.1111/ele.12735>
- Stevenson, C., Silva, A., Vyas³, R., Nair, T., Mobaraki, A., & Chaudhry, A. (2014). *Human-Crocodile Conflict in South Asia and Iran*.
- Struhsaker, T. T., Struhsaker, P. J., & Siex, K. S. (2005). Conserving Africa's rain forests: Problems in protected areas and possible solutions. *Biological Conservation*, 123(1), Article 1. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.10.007>
- Sutherland, W. J., Atkinson, P. W., Butchart, S. H. M., Capaja, M., Dicks, L. V., Fleishman, E., Gaston, K. J., Hails, R. S., Hughes, A. C., Le Anstey, B., Le Roux, X., Lickorish, F. A., Maggs, L., Noor, N., Oldfield, T. E. E., Palardy, J. E., Peck, L. S., Pettorelli, N., Pretty, J., ... Thornton, A. (2022). A horizon scan of global biological conservation issues for 2022. *Trends in Ecology & Evolution*, 37(1), Article 1. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.10.014>
- Sykora-Bodie, S. T., Bezy, V., Johnston, D. W., Newton, E., & Lohmann, K. J. (2017). Quantifying Nearshore Sea Turtle Densities: Applications of Unmanned Aerial Systems for Population Assessments. *Scientific Reports*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17719-x>
- Targarona, R. R., Soberon, R. R., Tabet, M. A., & Thorbjarnarson, J. B. (2010). Cuban crocodile (*Crocodylus rhombifer*). *Crocodyles: status, survey and conservation action plan. Third edition. Darwin: Crocodile Specialist Group*, 114-118.
- Tellería, J. L., El Mamy Ghailani, H., Fernández-Palacios, J. M., Bartolomé, J., & Montiano, E. (2008). Crocodiles *Crocodylus niloticus* as a focal species for conserving water resources in Mauritanian Sahara. *Oryx*, 42(02), Article 02. <https://doi.org/10.1017/S0030605308007850>
- Tellez, M., & Boucher, M. (2018). The Lessons of History and the Future of American Crocodile Conservation in Belize. *Herpetological Review*, 49, 492-499.
- Terborgh, J., Estes, J. A., Paquet, P., Ralls, K., Boyd-Herger, D., Miller, B. J., & Noss, R. F. (1999). *The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems*. 39-64.
- Than, K. Z., Zaw, Z., & Hughes, A. C. (2022). Integrating local perspectives into conservation could facilitate human–crocodile coexistence in the Ayeyarwady Delta, Myanmar. *Oryx*, 56(1), Article 1. <https://doi.org/10.1017/S003060532000037X>
- The Durban Action Plan. (2004). *World Conserv. Union (IUCN). 2004. The Durban Action Plan (revised version). Presented at IUCN 5th World Parks Congress., Durban S. Afr.*
- Thomas, G. D. (2006). *Human-crocodile conflict (Nile crocodile : *Crocodylus niloticus*) in the Okavango Delta, Botswana* [Thesis, Stellenbosch: Stellenbosch University]. <https://scholar.sun.ac.za:443/handle/10019.1/50612>
- Thorbjarnarson, J. B., & Eaton, M. J. (2004). Preliminary examination of crocodile bushmeat issues in the Republic of Congo and Gabon. *Pp. 236-247 in Crocodiles. Proceedings of the 17th Working Meeting of the IUCNSSC Crocodile Specialist Group. IUCN: Gland.*
- Thorbjarnarson, J. B., Messel, H., King, F. W., & Ross, J. P. (1992). *Crocodyles: An Action Plan for Their Conservation*. IUCN.

- Thorbjarnarson, J., & Wang, X. (2010). *The Chinese Alligator: Ecology, Behavior, Conservation, and Culture*. JHU Press.
- Thorbjarnarson, J., & Xiaoming, W. (1999). The conservation status of the Chinese alligator. *Oryx*, 33(2), Article 2. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.1999.00051.x>
- Tiemensma, M. (2019). Environmental Deaths in the Northern Territory of Australia, 2003–2018. *Wilderness & Environmental Medicine*, 30(2), 177-185. <https://doi.org/10.1016/j.wem.2019.03.002>
- Tisdell, C. A., & Swarna Nantha, H. (Éds.). (2005). *Management, Conservation and Farming of Saltwater Crocodiles: An Australian Case Study of Sustainable Commercial Use*. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.55068>
- Todd, B., Willson, J., & Gibbons, J. (2010). The Global Status of Reptiles and Causes of Their Decline. In *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles* (p. 47-67). <https://doi.org/10.1201/EBK1420064162-c3>
- Tran, T.-H., & Nguyen, D.-D. (2022). Management and Regulation of Drone Operation in Urban Environment: A Case Study. *Social Sciences*, 11(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/socsci11100474>
- Trathan, P. N., García-Borboroglu, P., Boersma, D., Bost, C.-A., Crawford, R. J. M., Crossin, G. T., Cuthbert, R. J., Dann, P., Davis, L. S., De La Puente, S., Ellenberg, U., Lynch, H. J., Mattern, T., Pütz, K., Seddon, P. J., Trivelpiece, W., & Wienecke, B. (2015). Pollution, habitat loss, fishing, and climate change as critical threats to penguins. *Conservation Biology*, 29(1), 31-41. <https://doi.org/10.1111/cobi.12349>
- Treves, A., Krofel, M., & McManus, J. (2016). Predator control should not be a shot in the dark. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(7), Article 7. <https://doi.org/10.1002/fee.1312>
- Treves, A., Wallace, R. B., Naughton-Treves, L., & Morales, A. (2006). Co-Managing Human–Wildlife Conflicts: A Review. *Human Dimensions of Wildlife*, 11(6), Article 6. <https://doi.org/10.1080/10871200600984265>
- Turak, E., Harrison, I., Dudgeon, D., Abell, R., Bush, A., Darwall, W., Finlayson, C. M., Ferrier, S., Freyhof, J., Hermoso, V., Juffe-Bignoli, D., Linke, S., Nel, J., Patricio, H. C., Pittock, J., Raghavan, R., Revenga, C., Simaika, J. P., & De Wever, A. (2017). Essential Biodiversity Variables for measuring change in global freshwater biodiversity. *Biological Conservation*, 213, 272-279. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.005>
- Uluwaduge, P., Edirisooriya, D., Senevirathna, E. M. T. K., & Pathirana, G. C. L. (2018). Mitigating the Human-Crocodile Conflict in Sri Lanka: A Study Based on the Nilwala River Area in Matara District. *Procedia Engineering*, 212, 994-1001. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2018.01.128>
- United Nations. (2007). *UN General Assembly (2007) United Nations declaration on the rights of Indigenous Peoples. Adopted 2 October 2007: United Nations*.
- Untari, D., Hardjanto, H., Nugroho, B., & Soekmadi, R. (2020). Patterns and Trends of Crocodile Trade from Tanah Papua, Indonesia. *Forest and Society*, 4(1), Article 1. <https://doi.org/10.24259/fs.v4i1.9058>
- Utete, B. (2021). A review of the conservation status of the Nile crocodile (*Crocodylus niloticus* Laurenti, 1768) in aquatic systems of Zimbabwe. *Global Ecology and Conservation*, 29, e01743. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01743>
- Van der Ploeg, J., Ratu, F., Viravira, J., Brien, M., Wood, C., Zama, M., Gomese, C., & Hurutarau, J. (2019). Human-crocodile conflict in Solomon Islands. *Monographs*. <https://ideas.repec.org//b/wfi/wfbook/40823.html>

- Van Der Ploeg, J., Rodriguez, D., Tarun, B., Guerrero, J., Balbas, M., Telan, S., Masipiqueña, A., Cauilan-cureg, M., & Weerd, M. V. (2008). *Crocodile Rehabilitation, Observance and Conservation (CROC) project: The conservation of the critically endangered Philippine crocodile (Crocodylus mindorensis) in Northeast Luzon, the Philippines.*
- van der Ploeg, J., Araño, R. R., & van Weerd, M. (2011). What Local People Think About Crocodiles: Challenging Environmental Policy Narratives in the Philippines. *The Journal of Environment & Development*, 20(3), Article 3.
- van der Ploeg, J., Cauilan-Cureg, M., van Weerd, M., & De Groot, W. T. (2011). Assessing the effectiveness of environmental education: Mobilizing public support for Philippine crocodile conservation. *Conservation Letters*, 4(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00181.x>
- van der Ploeg, J., Cauillan-Cureg, M., van Weerd, M., & Persoon, G. (2011). 'Why must we protect crocodiles?' Explaining the value of the Philippine crocodile to rural communities. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 8(4), Article 4. <https://doi.org/10.1080/1943815X.2011.610804>
- van der Ploeg, J., & van Weerd, M. (2006). *A PARADIGM SHIFT IN PHILIPPINE CROCODILE CONSERVATION* (p. 164-186).
- Vas, E., Lescroël, A., Duriez, O., Boguszewski, G., & Grémillet, D. (2015). Approaching birds with drones: First experiments and ethical guidelines. *Biology Letters*, 11(2), Article 2. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0754>
- Vasava, A., Patel, D., Vyas, R., Mistry, V., & Patel, M. (2015). Crocs of charotar: Status, distribution and conservation of mugger crocodiles in Charotar Region, Gujarat, India. *Voluntary Nature Conservancy, Vallabh Vidyanagar, India.*
- Vashistha, G., Mungi, N. A., Lang, J. W., Ranjan, V., Dhakate, P. M., Khudsar, F. A., & Kothamasi, D. (2021). Gharial nesting in a reservoir is limited by reduced river flow and by increased bank vegetation. *Scientific Reports*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84143-7>
- Velo-Antón, G., Godinho, R., Campos, J. C., & Brito, J. C. (2014). Should I Stay or Should I Go? Dispersal and Population Structure in Small, Isolated Desert Populations of West African Crocodiles. *PLOS ONE*, 9(4), Article 4. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094626>
- Ven, W., Guerrero, J., Rodriguez, D., Telan, S., Balbas, M., Tarun, B., van Weerd, M., van der Ploeg, J., Wijtten, Z., Lindeyer, F., & Iongh, H. H. (2009). Effectiveness of head-starting to bolster Philippine crocodile *Crocodylus mindorensis* populations in San Mariano municipality, Luzon, Philippines. *Conservation Evidence*, 6, 111-116.
- Veneros, J., Chavez, S., Oliva, M., Arellanos, E., Maicelo, J. L., & García, L. (2023). Comparing Six Vegetation Indexes between Aquatic Ecosystems Using a Multispectral Camera and a Parrot Disco-Pro Ag Drone, the ArcGIS, and the Family Error Rate: A Case Study of the Peruvian Jalca. *Water*, 15(17), Article 17. <https://doi.org/10.3390/w15173103>
- Ventura, D., Bruno, M., Jona Lasinio, G., Belluscio, A., & Ardizzone, G. (2016). A low-cost drone based application for identifying and mapping of coastal fish nursery grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 171, 85-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.030>
- Vyas, R. (2012). Current status of Marsh Crocodiles *Crocodylus palustris* (Reptilia: Crocodylidae) in Vishwamitri River, Vadodara City, Gujarat, India. *Journal of Threatened Taxa*, 4(14), Article 14. <https://doi.org/10.11609/JoTT.o2977.3333-41>

- Vyas, R., & Bhavsar, S. R. (2009). Movement of an individual mugger into urban areas of Vadodara City, Gujarat state, India. *CSG Newsletter*, 28(3), 5â.
- Wallace, K. M., Leslie, A. J., Coulson, T., Wallace, K. M., Leslie, A. J., & Coulson, T. (2011). Living with predators : A focus on the issues of human–crocodile conflict within the lower Zambezi valley. *Wildlife Research*, 38(8), Article 8. <https://doi.org/10.1071/WR11083>
- Walsh, B., & Whitehead, P. J. (1993). Problem crocodiles, *Crocodylus porosus*, at Nhulunbuy, Northern Territory : An assessment of relocation as a mangagement strategy. *Wildlife Research*, 20(1), Article 1. <https://doi.org/10.1071/wr9930127>
- Wang, S. W., & Macdonald, D. W. (2006). Livestock predation by carnivores in Jigme Singye Wangchuck National Park, Bhutan. *Biological Conservation*, 129(4), 558-565. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.024>
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525), Article 7525. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Watters, L. (2001). Indigenous Peoples and the Environment : Convergence from a Nordic Perspective. *UCLA Journal of Environmental Law & Policy*, 20, 237.
- Waylen, K. A., Fischer, A., MCGowan, P. J. K., Thirgood, S. J., & Milner-Gulland, E. J. (2010). Effect of Local Cultural Context on the Success of Community-Based Conservation Interventions. *Conservation Biology*, 24(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01446.x>
- WCS. (2008). 2008. Commercial wildlife farms in Vietnam: A problem or solution for conservation ? Wildlife Conservation Society, Hanoi, Vietnam. *Wildlife Conservation Society, Hanoi, Vietnam*.
- WDPA. (2023). *UNEP-WCMC and IUCN (2023) Protected Planet : The World Database on Protected Areas (WDPA)*, Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN. <https://www.protectedplanet.net/en/thematic-areas/wdpa?tab=WDPA>
- Webb, G. J. W. (2002). Conservation and sustainable use of wildlife—An evolving concept. *Pacific Conservation Biology*, 8(1), Article 1. <https://doi.org/10.1071/pc020012>
- Webb, G. J. W., Britton, A. R. C., Manolis, S. C., Ottley, S. C., & Stirrat, S. (2001). The recovery of *Crocodylus porosus* in the Northern Territory of Australia : 1971–1998. *Proceedings of the 14th working meeting of the Crocodile Specialist Group of the Species Survival Commission (pp. 195–234)*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Webb, G. J. W., & Manolis, S. C. (1993). *CONSERVING AUSTRALIA'S CROCODILES THROUGH COMMERCIAL INCENTIVES*. <https://doi.org/10.7882/RZSNSW.1993.038>
- Webb, G. J. W., Manolis, S. C., & Brien, M. (2010). Saltwater crocodile *Crocodylus porosus*. Crocodiles. *Status Survey and Conservation Action Plan. Third Edition*, ed. by SC Manolis and C. Stevenson. *Crocodile Specialist Group: Darwin*, 99-113.
- Webb, G. J. W., Manolis, S. C., & Buckworth, R. (1983). *Crocodylus johnstoni* in the McKinlay River Area N. T, VI.* Nesting Biology. *Wildlife Research*, 10(3), 607-637. <https://doi.org/10.1071/wr9830607>
- Webb, G., & Manolis, S. C. (1989). *Crocodiles of Australia*. Raupo.
- Wells, M. (1999). *Investing in Biodiversity : A Review of Indonesia's Integrated Conservation and Development Projects*. World Bank Publications.
- West, P., Igoe, J., & Brockington, D. (2006). Parks and Peoples : The Social Impact of Protected Areas. *Annual Review of Anthropology*, 35(1), Article 1. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.35.081705.123308>

- Western, D., & Wright, M. (1994). *Natural Connections : Perspectives In Community-Based Conservation*. Island Press.
- Whitaker, R. (2007). The gharial : Going extinct again. *Iguana*, 14(1), 24-33.
- Whitaker, R., & Kemp, M. (1981). The crocodile industry in Papua New Guinea : Commercial aspects. *FAO Project No. PNG/74/029, Field Doc. No. 2, Food and Agriculture Organization, Rome, Italy*.
- White, C., Halpern, B. S., & Kappel, C. V. (2012). Ecosystem service tradeoff analysis reveals the value of marine spatial planning for multiple ocean uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(12), Article 12. <https://doi.org/10.1073/pnas.1114215109>
- White, P. A., & Belant, J. L. (2015). Provisioning of Game Meat to Rural Communities as a Benefit of Sport Hunting in Zambia. *PLOS ONE*, 10(2), Article 2. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117237>
- Wilson, K. A., Underwood, E. C., Morrison, S. A., Klausmeyer, K. R., Murdoch, W. W., Reyers, B., Wardell-Johnson, G., Marquet, P. A., Rundel, P. W., McBride, M. F., Pressey, R. L., Bode, M., Hoekstra, J. M., Andelman, S., Looker, M., Rondinini, C., Kareiva, P., Shaw, M. R., & Possingham, H. P. (2007). Conserving Biodiversity Efficiently : What to Do, Where, and When. *PLOS Biology*, 5(9), Article 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050223>
- Wirsing, A. J., Johnston, A. N., Kiszka, J. J., Wirsing, A. J., Johnston, A. N., & Kiszka, J. J. (2022). Foreword to the Special Issue on 'The rapidly expanding role of drones as a tool for wildlife research'. *Wildlife Research*, 49(1), Article 1. <https://doi.org/10.1071/WR22006>
- Woodroffe, R. (2001). 4 Strategies for carnivore conservation : Lessons from contemporary extinctions. *Carnivore conservation*, 5, 61.
- Woodroffe, R., Thirgood, S., & Rabinowitz, A. (2005). *People and Wildlife, Conflict or Co-existence?* Cambridge University Press.
- Woodward, A. R., & Moore, C. T. (1993). Use of crocodylian night count data for population trend estimation. *Proceedings of the 2Nd Conference of the Crocodile Specialist Group, Species Survival Commission*, 12-13. Scopus.
- World Bank. (2016). World development indicators 2016. *The World Bank*.
- WWF. (2016). Living planet report 2016 : Risk and resilience in a new era. *WWF International, Switzerland*. <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=>
- Yang, B., Hawthorne, T. L., Hessing-Lewis, M., Duffy, E. J., Reshitnyk, L. Y., Feinman, M., & Searson, H. (2020). Developing an Introductory UAV/Drone Mapping Training Program for Seagrass Monitoring and Research. *Drones*, 4(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/drones4040070>
- Zahawi, R. A., Dandois, J. P., Holl, K. D., Nadwodny, D., Reid, J. L., & Ellis, E. C. (2015). Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery. *Biological Conservation*, 186, 287-295. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.031>
- Zhang, W., ElDidi, H., Masuda, Y. J., Meinen-Dick, R. S., Swallow, K. A., Ringler, C., DeMello, N., & Aldous, A. (2023). Community-Based Conservation of Freshwater Resources : Learning from a Critical Review of the Literature and Case Studies. *Society & Natural Resources*, 36(6), Article 6. <https://doi.org/10.1080/08941920.2023.2191228>
- Zim, H., & Smith, H. (1953). Reptiles and amphibians : A guide to familiar American species. *New York: Golden Press*.

Zink, R., Kmetova-Biro, E., Agnezy, S., Klisurov, I., & Margalida, A. (2023). Assessing the potential disturbance effects on the use of Unmanned Aircraft Systems (UASs) for European vultures research: A review and conservation recommendations. *Bird Conservation International*, 33, e45. <https://doi.org/10.1017/S0959270923000102>

8 Annexes

8.1 Matériel sup article 1

Supplementary Material

Evaluation of the use of drones to monitor a diverse crocodylian assemblage in West Africa

Clément Aubert^{A,B,C,K}, Gilles Le Moguédec^D, Cindy Assio^A, Rumsais Blatrix^E, Michel N'dédé Ahizi^{C,F}, Georges Codjo Hedegbetan^G, Nathalie Gnanki Kpera^H, Vincent Lapeyre^I, Damien Martin^G, Pierrick Labbé^{B,J} and Matthew H. Shirley^{A,C}

^AInstitute of Environment, Florida International University, Biscayne Bay Campus, AC1 210, 3000 N.E. 151st Street, North Miami, FL 33181, USA.

^BInstitut des Sciences de l'Evolution de Montpellier (UMR 5554, CNRS-UM-IRD-EPHE), Université de Montpellier, Montpellier, 34095 Cedex 5, France.

^CProject Mecistops, 615 Waterside Way, Sarasota, FL 34242, USA.

^DAMAP, Université Montpellier, INRAE, CIRAD, CNRS, IRD, Montpellier, France.

^ECEFE, University of Montpellier, CNRS University Paul Valéry Montpellier 3, EPHE, IRD, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier, France.

^FLaboratoire d'Environnement et de Biologie Aquatique, Université de Nangui, Abrogoua, 02 BP 801 Abidjan 02.

^GCentre Régional de Recherche et d'Education pour un Développement Intégré (CREDI-ONG), BP 471 Abomey-Calavi, République du Bénin.

^HNational Institute of Agricultural Research of Benin (INRAB), BP 1915 Abomey-Calavi, République du Bénin.

^IConservation Program, Zoological Society of London, Regent's Park, London, England NW1 4RY.

^JInstitut Universitaire de France, 1 Rue Descartes, 75231 Cedex 05, Paris

^KCorresponding author. Email: clement.aubert34@hotmail.fr; clement.aubert@umontpellier.fr

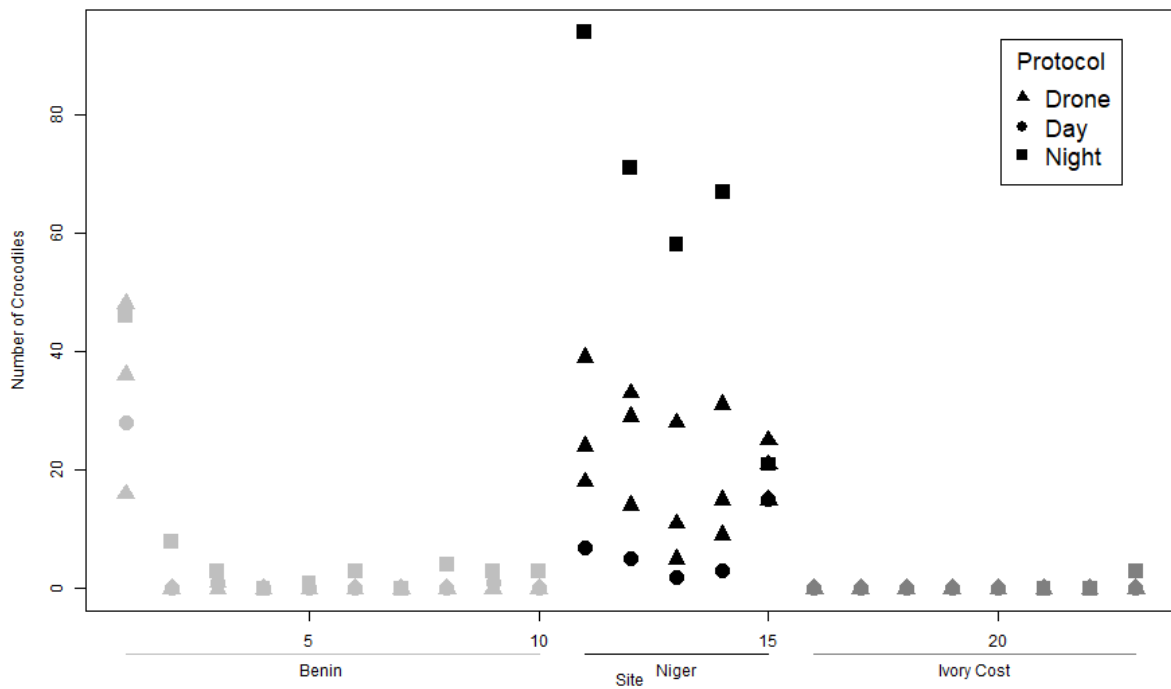


Figure S1. Number of crocodiles detected at each site by the three different survey methods. We counted crocodiles at 23 sites (Table S1) across Benin (light grey), Niger (black), and Cote d'Ivoire (dark grey) using three protocols: drone (triangles) and ground visual counting by day (rounds) or by night (squares).

Table S1. Characteristics of and crocodile detections at each study site

Country	National Parc	Site Name	Site Number	Covered area by drone	No. of Crocodiles Detected				
					Drone (session)			Day Survey	Night Survey
					1	2	3		
Benin	Pendjari	Mare Bali	1	13,175 m ²	36	16	48	28	46
Benin	Pendjari	Mare Baobab	2	4,603 m ²	0	-	-	0	8
Benin	Pendjari	Mare Tiabiga	3	21,620 m ²	1	0	0	1	3
Benin	Pendjari	Mare Koudjedougou 1	4	24,142 m ²	0	0	0	0	0
Benin	Pendjari	Mare Koudjedougou 2	5	21,950 m ²	0	-	-	0	1
Benin	Pendjari	Mare Diwouni	6	38,608 m ²	0	0	0	0	3
Benin	Pendjari	Mare Fogou	7	26,354 m ²	0	-	-	0	0
Benin	Pendjari	Mare Sacree	8	10,583 m ²	0	-	-	0	4
Benin	Pendjari	Mare Canard	9	21,750 m ²	0	0	0	1	3
Benin	Pendjari	Mare Yangouali	10		0	-	-	0	3
Niger	W	Tapoa 1	11	500 m	18	24	39	7	94
Niger	W	Tapoa 2	12	500 m	33	29	14	5	71
Niger	W	Tapoa 3	13	500 m	28	5	11	2	58
Niger	W	Tapoa 4	14	500 m	31	15	9	3	67
Niger	W	Tapoa 5	15	500 m	15	21	25	15	21
Cote d'Ivoire	Azagny	Canal 1	16	1,000 m	0	-	-	0	0
Cote d'Ivoire	Azagny	Canal 4	17	1,000 m	0	-	-	0	0
Cote d'Ivoire	Azagny	Canal 5	18	1,000 m	0	-	-	0	0
Cote d'Ivoire	Azagny	Canal 6	19	1,000 m	0	-	-	0	0
Cote d'Ivoire	Azagny	Canal 7	20	1,000 m	0	-	-	0	0
Cote d'Ivoire	Comoé	Pont droit	21	250 m	0	-	-	-	0
Cote d'Ivoire	Comoé	Pont gauche	22	250 m	0	-	-	-	0
Cote d'Ivoire	Comoé	Mare au buffle	23	5 800 m ²	0	-	-	0	3

8.2 Matériel sup article 2

SUPPLEMENTARY INFORMATION

Figure S1: *A priori* distribution of crocodiles head inclination and Gaussian vs Johnson's distribution. (a): The head inclination was simulated as a β distribution for $\theta \in [0^\circ-90^\circ]$, with distribution parameters chosen so that the average inclination $\underline{\theta} = 5^\circ$ and $\theta < 20^\circ$ for 99% of the samples. (b): tested both Gaussian (red dotted-line) and Johnson's SU-distributions (blue continuous-line) to represent the measurement imprecisions, where the latter better fit the observed data. The gray histogram represents the actual observations (40 m flight altitude only, combining all target sizes), the vertical black line represents their mean (note the slight bias towards estimating slightly greater size compared to the real size).

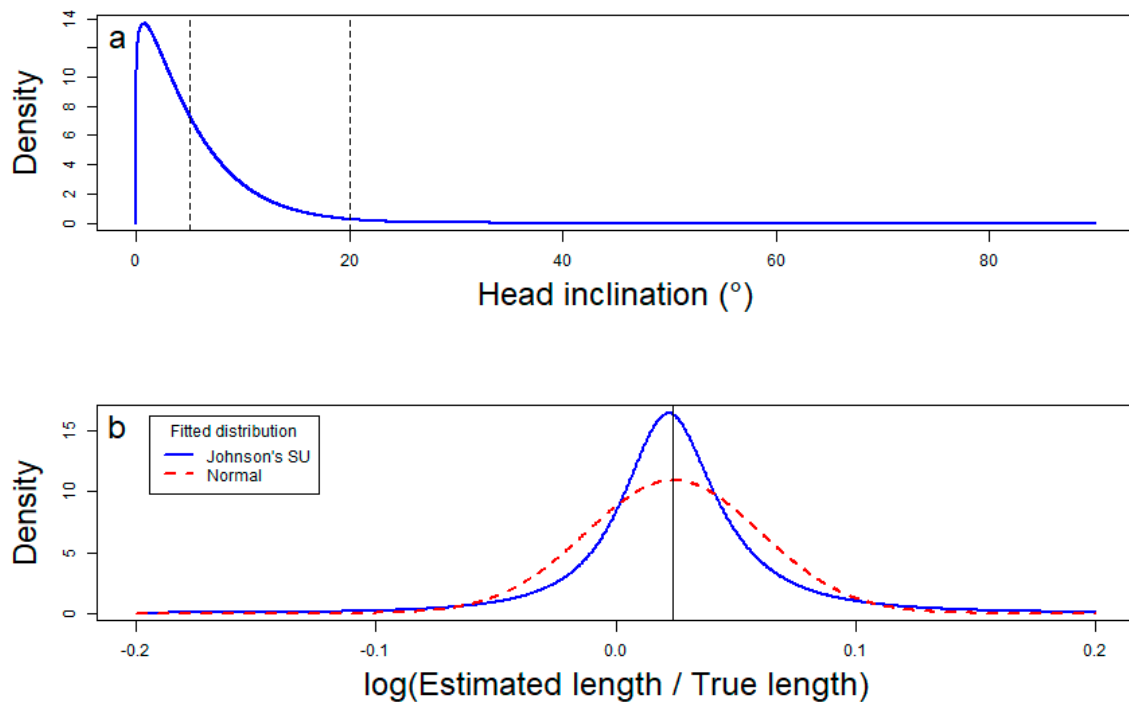


Figure S2: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught American alligator (*Alligator mississippiensis*) measured in natural populations. (a) The allometric relationship is derived from HL and TL measurements from 2,391 individual *A. mississippiensis* captured from throughout the species distribution. We discarded all observations for which the ratio was greater than 1:9 (grey dotted line) and less than 1:4 (grey dashed line). The allometry prediction curve (red line) and its 95% confidence envelope (blue lines) are illustrated. (b) We estimated the variance by simulating 125,000 values (i.e., 50 head inclinations x 50 target length acquisitions x 50 allometry values randomly chosen from their respective distributions) to assess the contribution of each source of bias to the overall imprecision in the predicted total length estimations based on the allometric relationship: i) head inclination (light green), ii) head length measurement (blue), iii) allometry variation (red), and iv) allometry residual, *i.e.* biological variation (grey).

Alligator mississippiensis

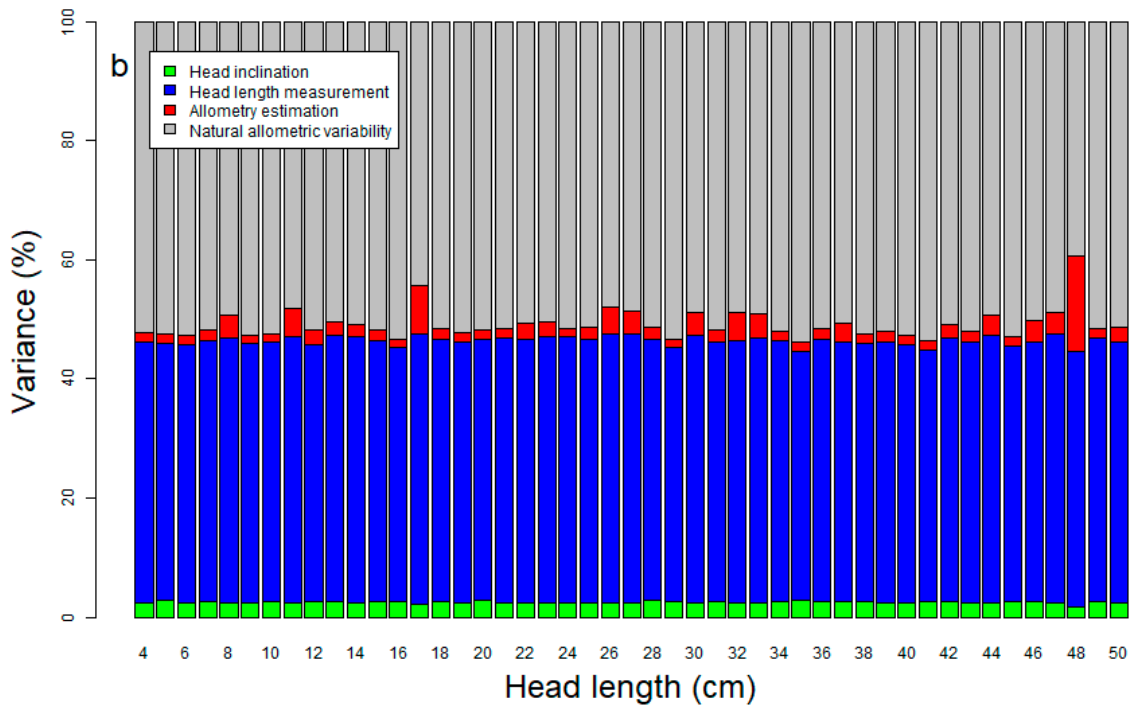
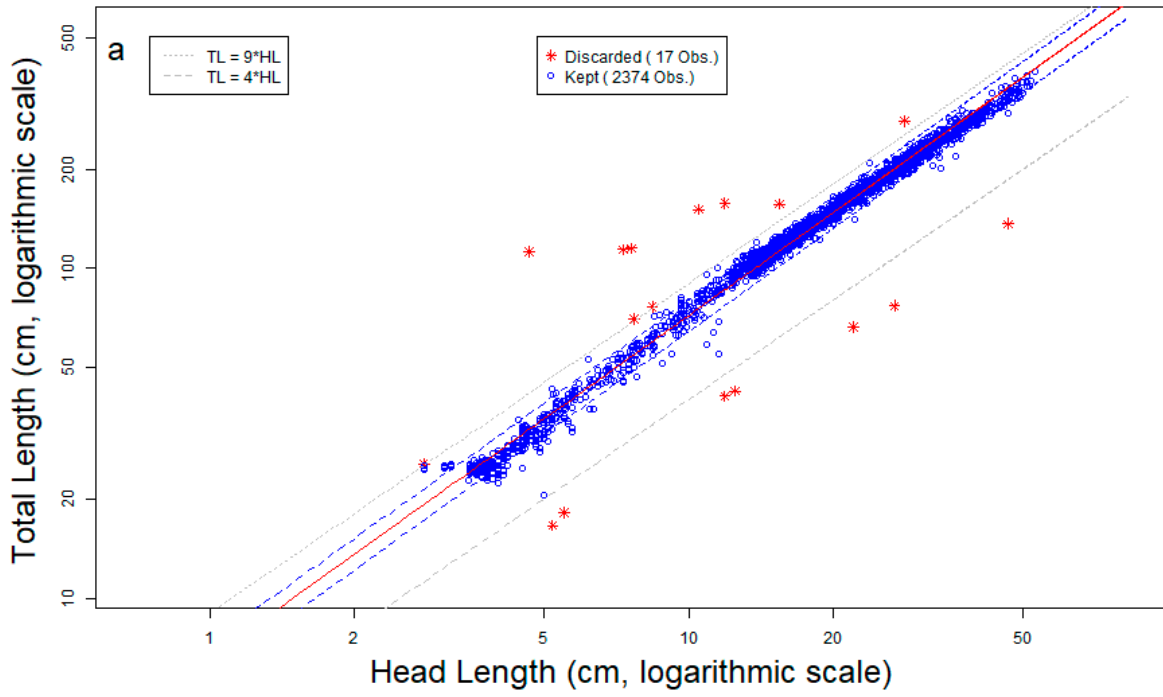


Figure S3: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught spectacled caiman (*Caiman crocodilus*) measured in natural populations (n=459). See figure S2 for caption.

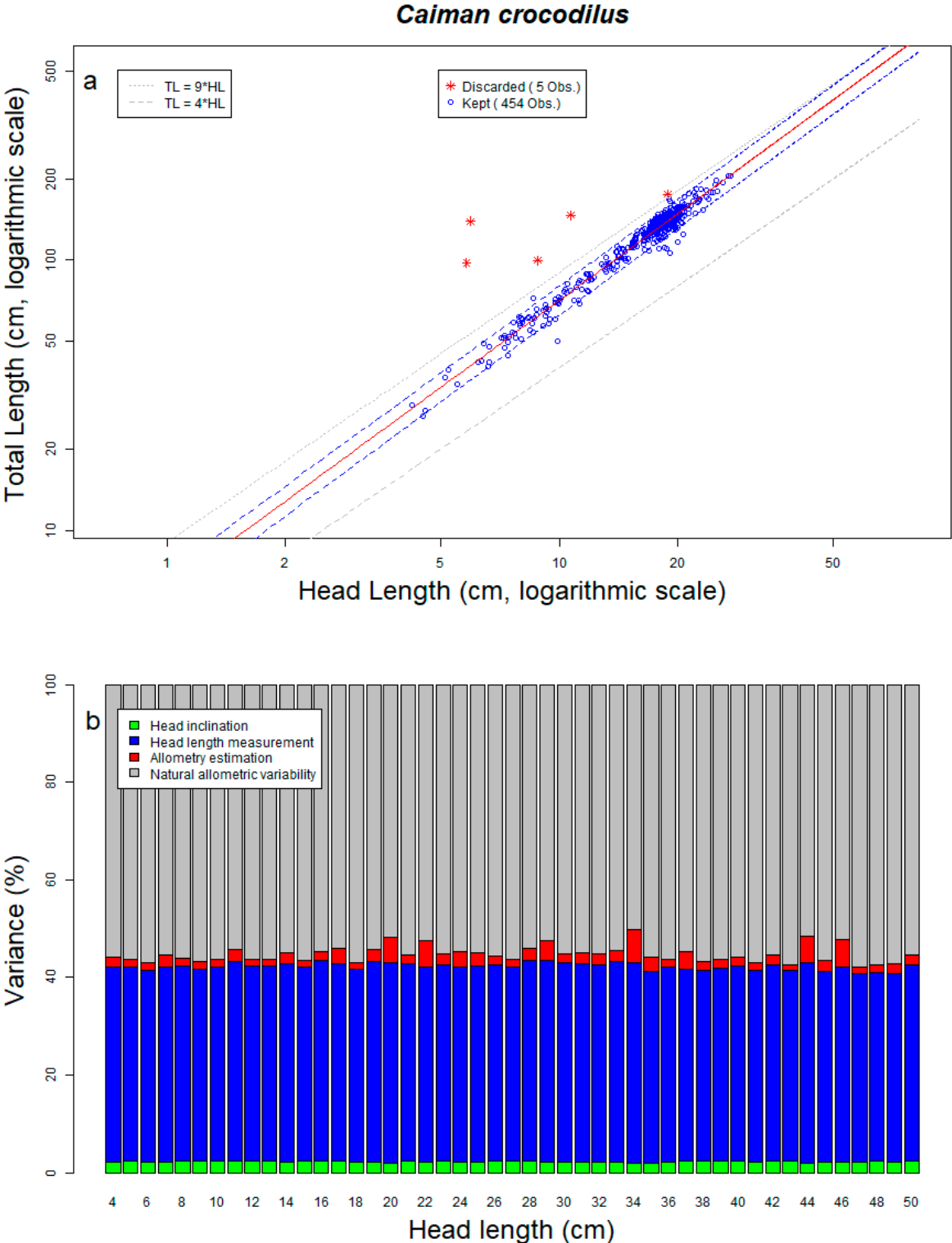


Figure S4: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught American crocodile (*Crocodylus acutus*) measured in natural populations (n=906). See figure S2 for caption.

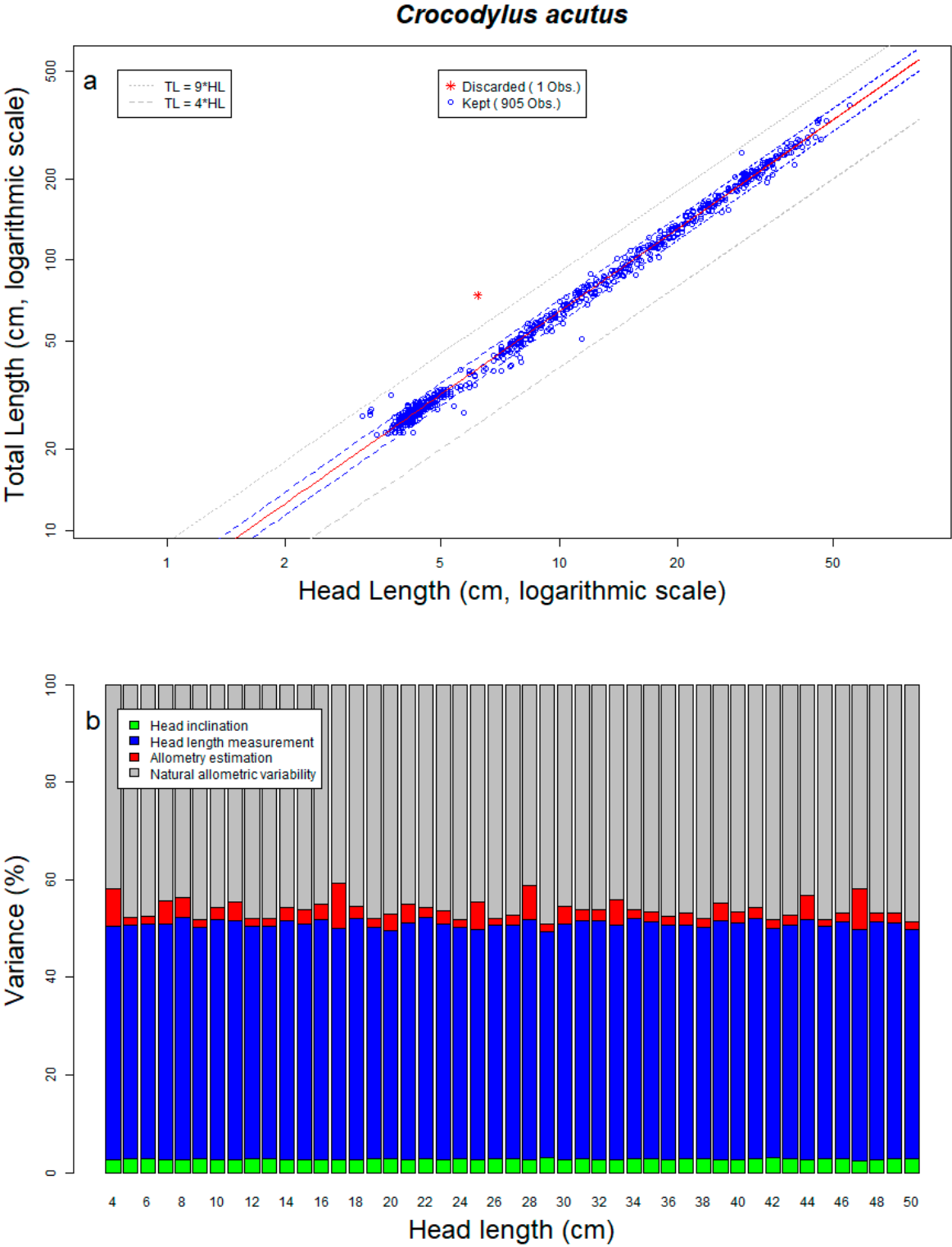


Figure S5: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius*) measured in natural populations (n=403). See figure S2 for caption.

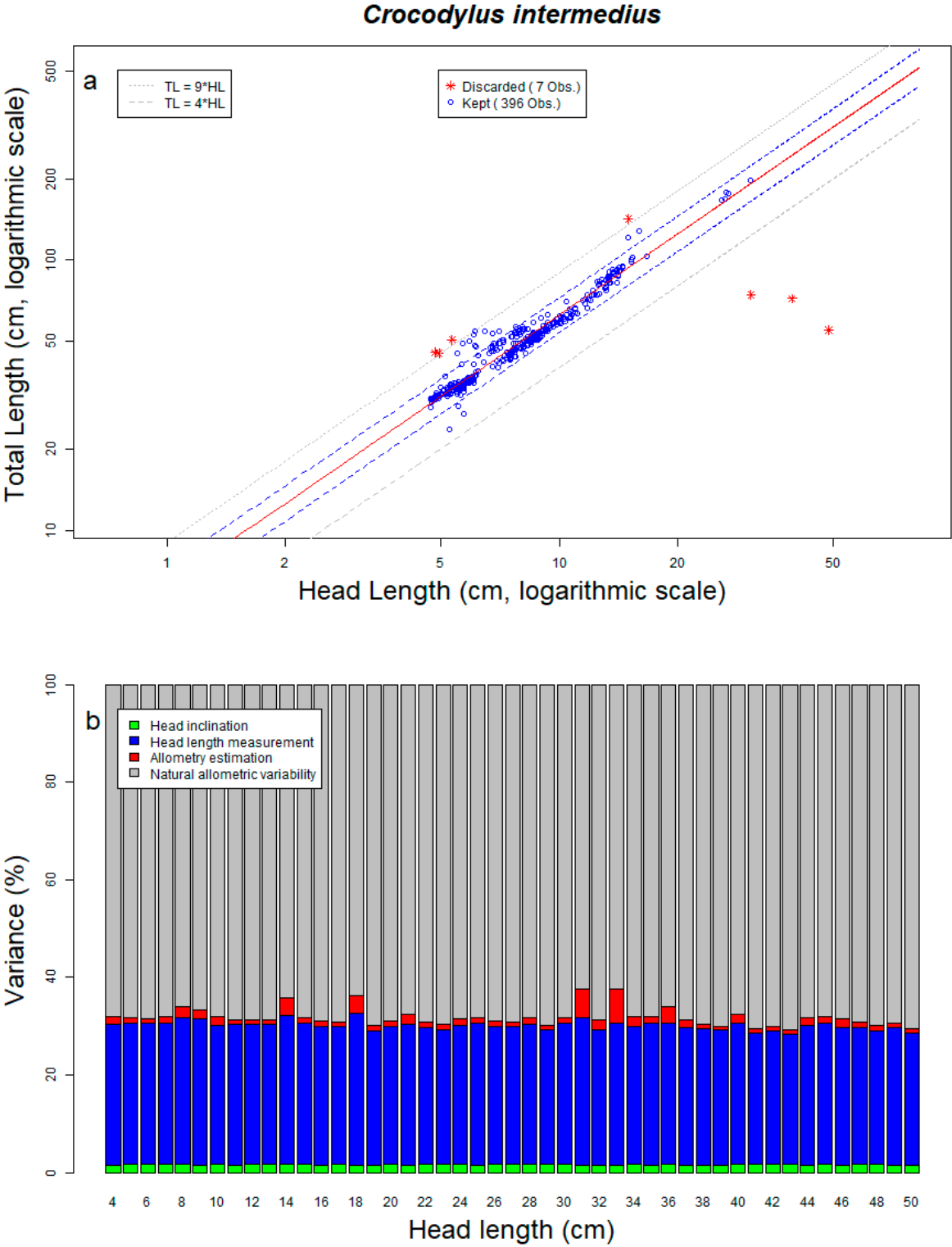


Figure S6: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught freshwater crocodile (*Crocodylus johnstoni*) measured in natural populations (n=588). See figure S2 for caption.

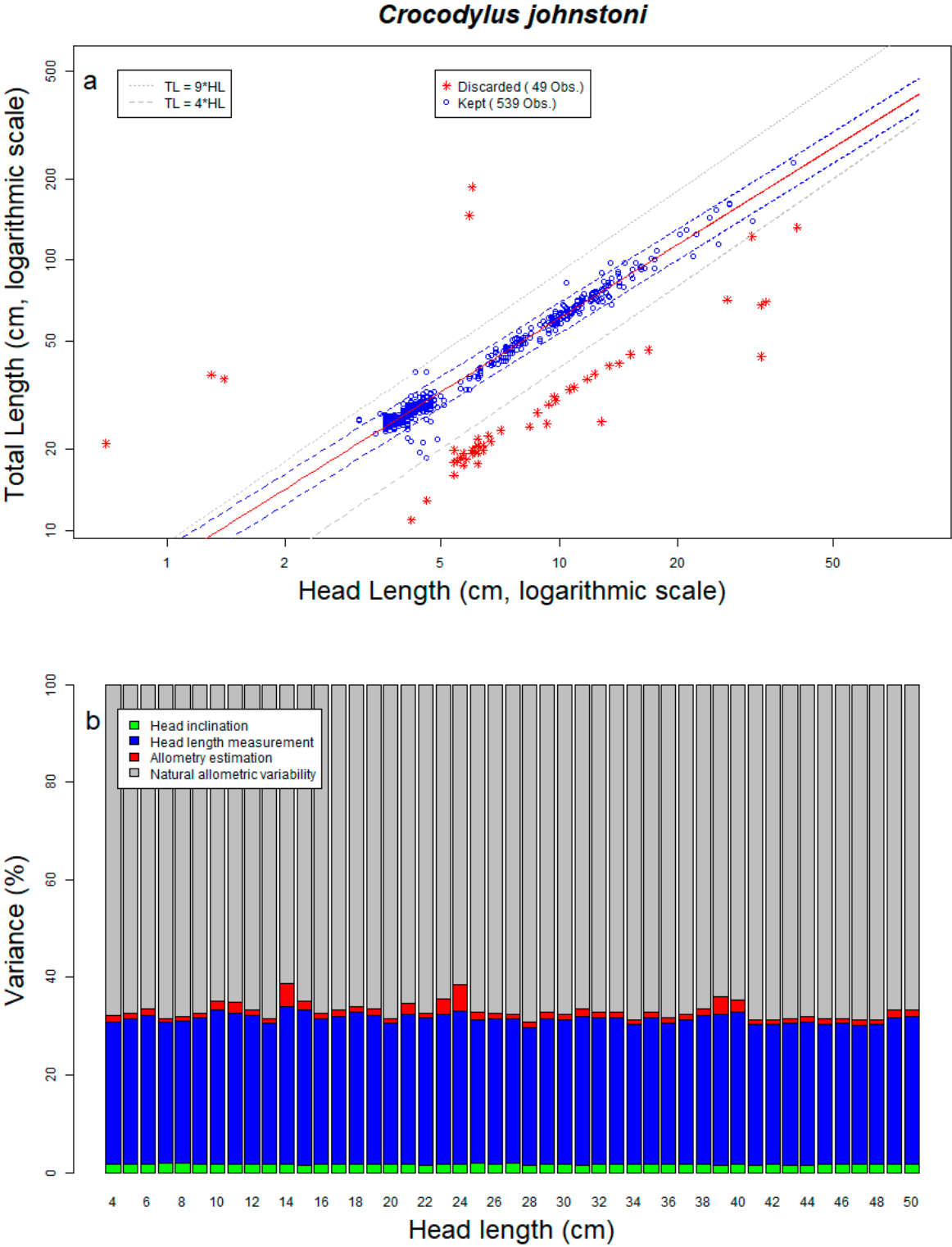


Figure S7: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) measured in natural populations (n=597). See figure S2 for caption.

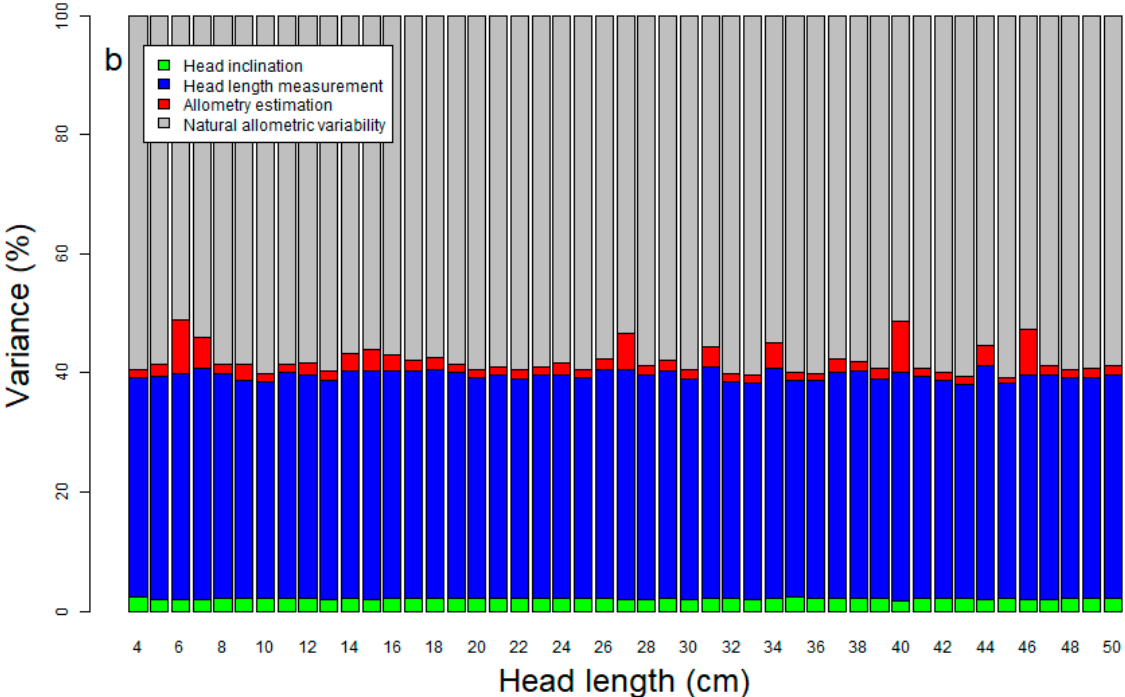
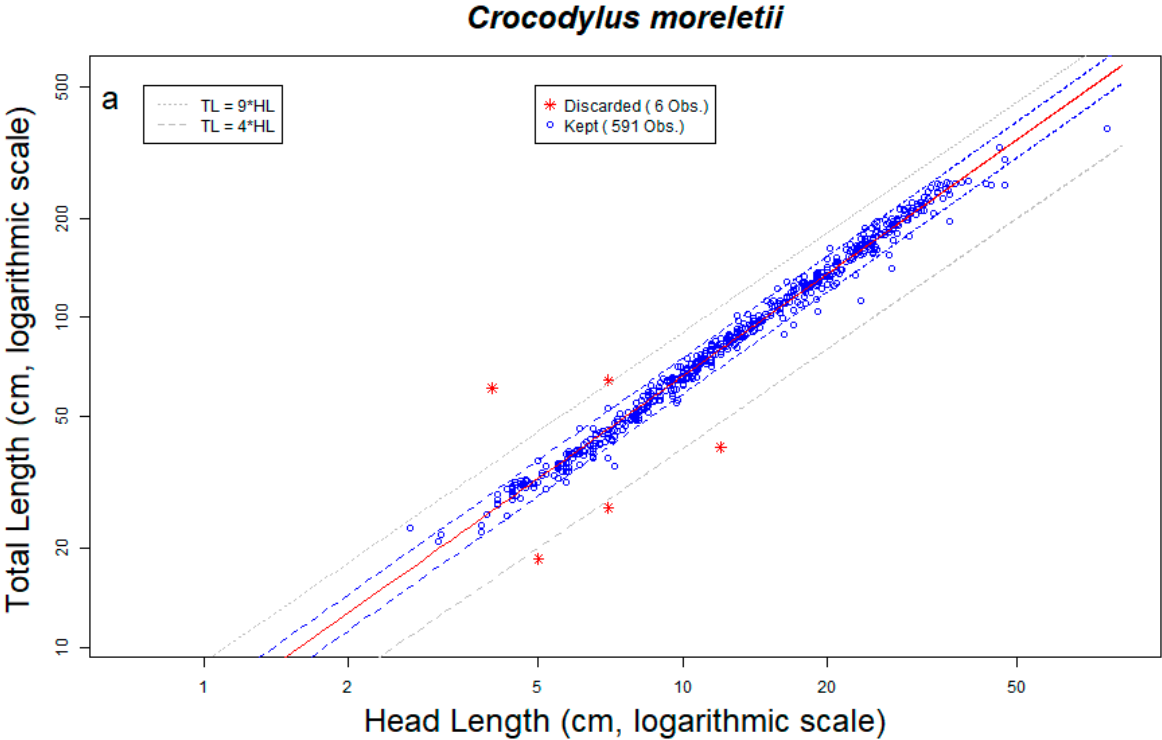


Figure S8: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Nile crocodile (*Crocodylus niloticus*) measured in natural populations (n=340). See figure S2 for caption.

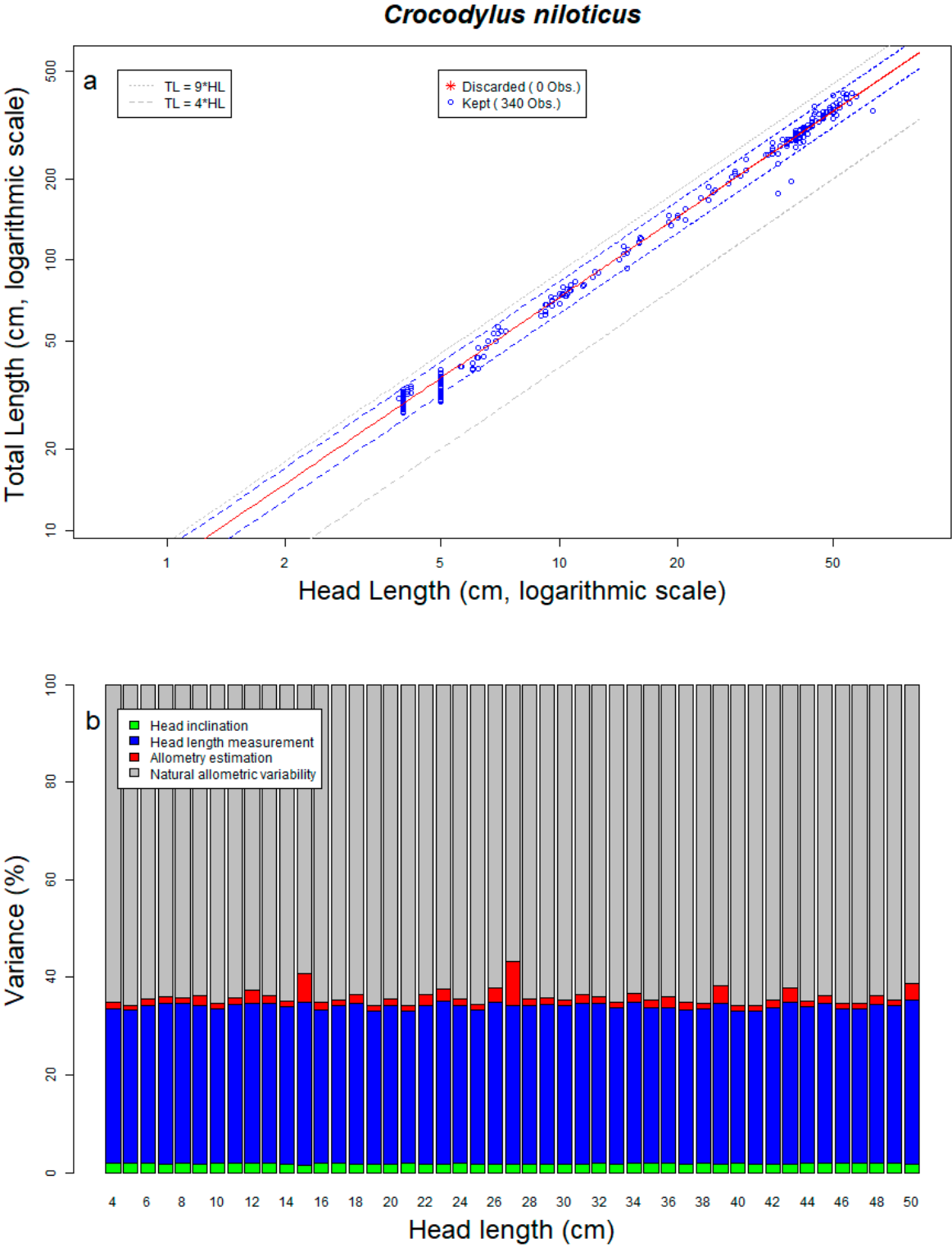


Figure S9: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught mugger crocodile (*Crocodylus palustris*) measured in natural populations (n=80). See figure S2 for caption.

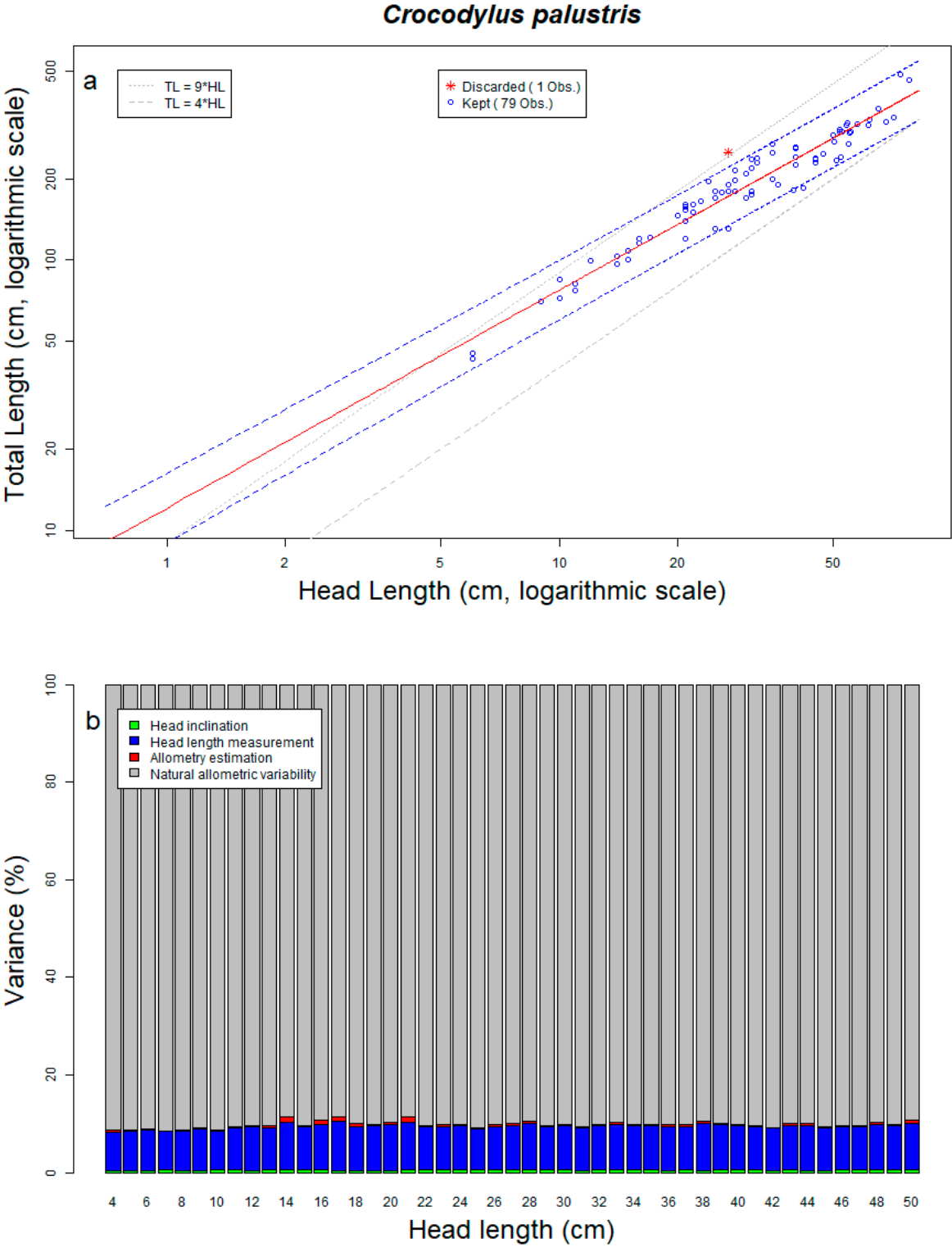


Figure S10: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught saltwater crocodile (*Crocodylus porosus*) measured in natural populations (n=370). See figure S2 for caption.

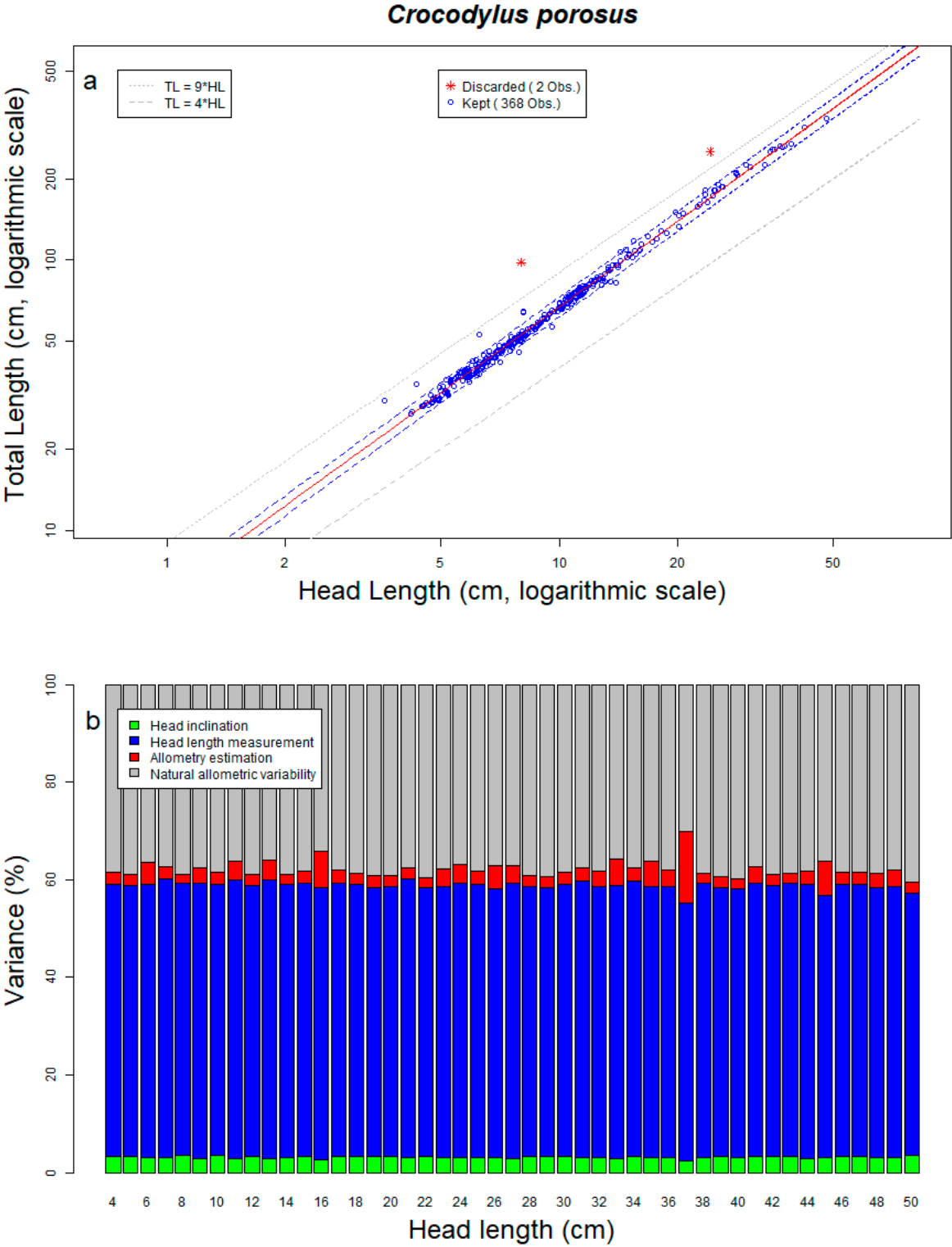


Figure S11: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Cuban crocodile (*Crocodylus rhombifer*) measured in natural populations (n=196). See figure S2 for caption.

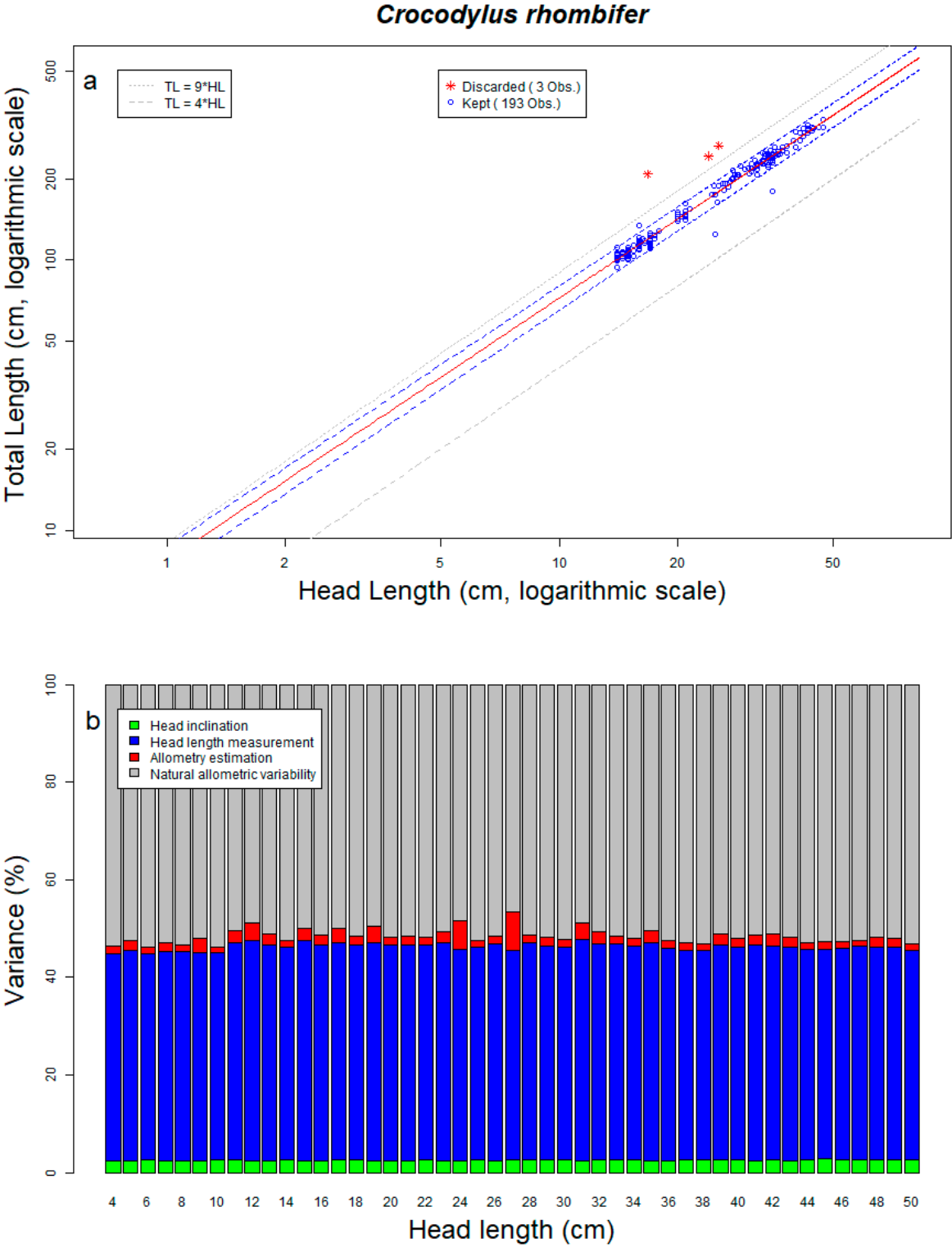


Figure S12: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught gharial (*Gavialis gangeticus*) measured in natural populations (n=353). See figure S2 for caption.

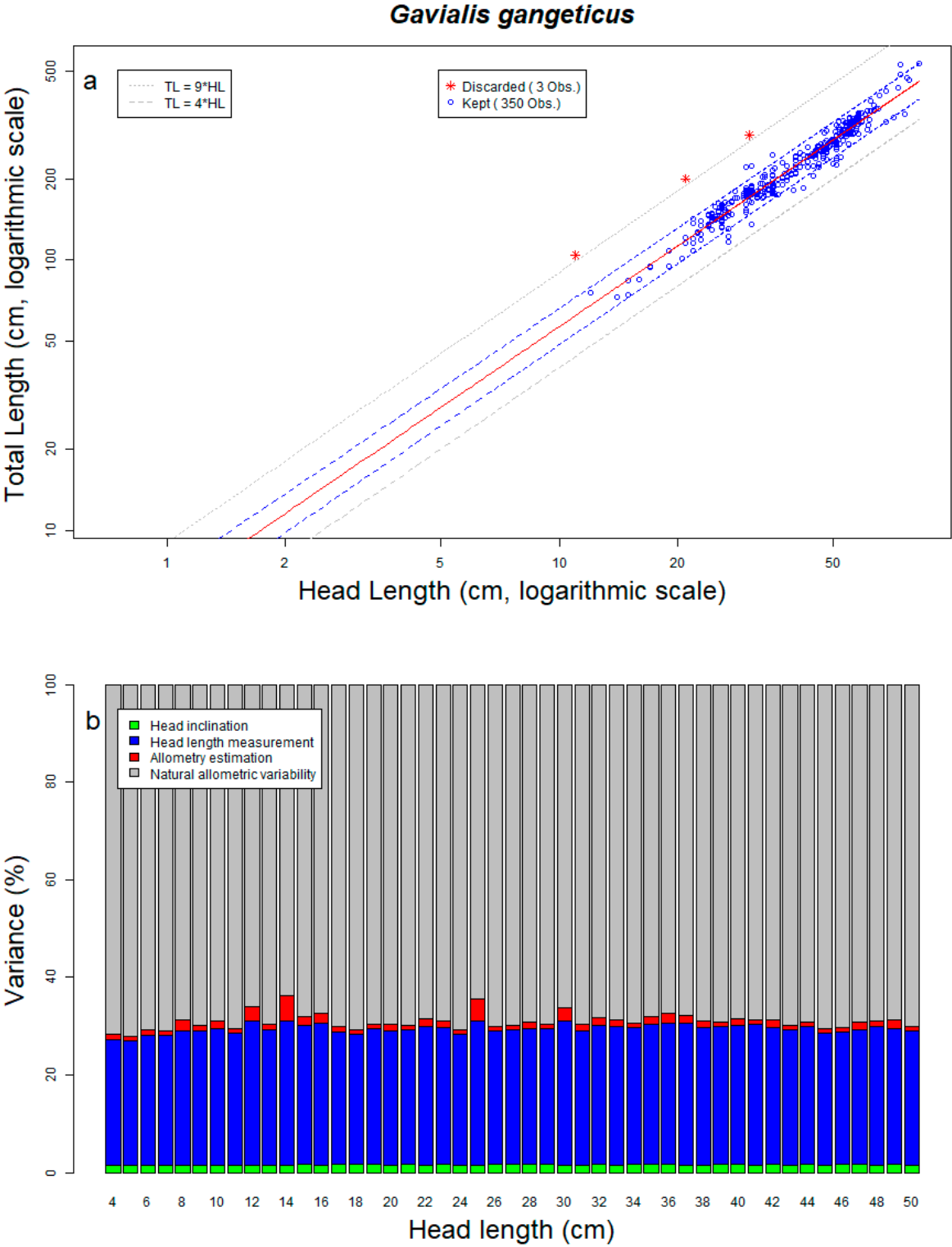


Figure S13: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Central African slender-snouted crocodile (*Mecistops leptorhynchus*) measured in natural populations (n=159). See figure S2 for caption.

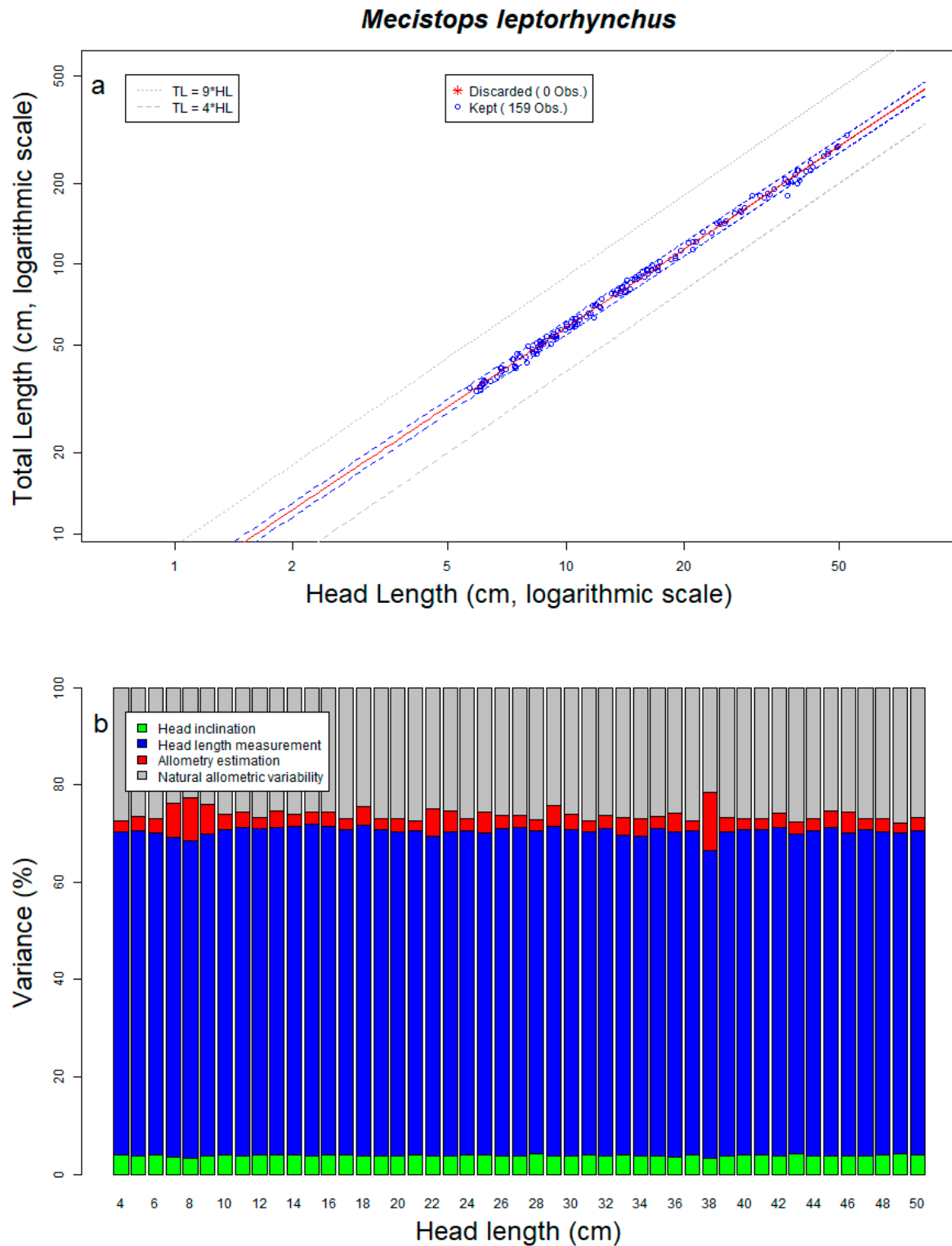


Figure S14: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught black caiman (*Melanosuchus niger*) measured in natural populations (n=167). See figure S2 for caption.

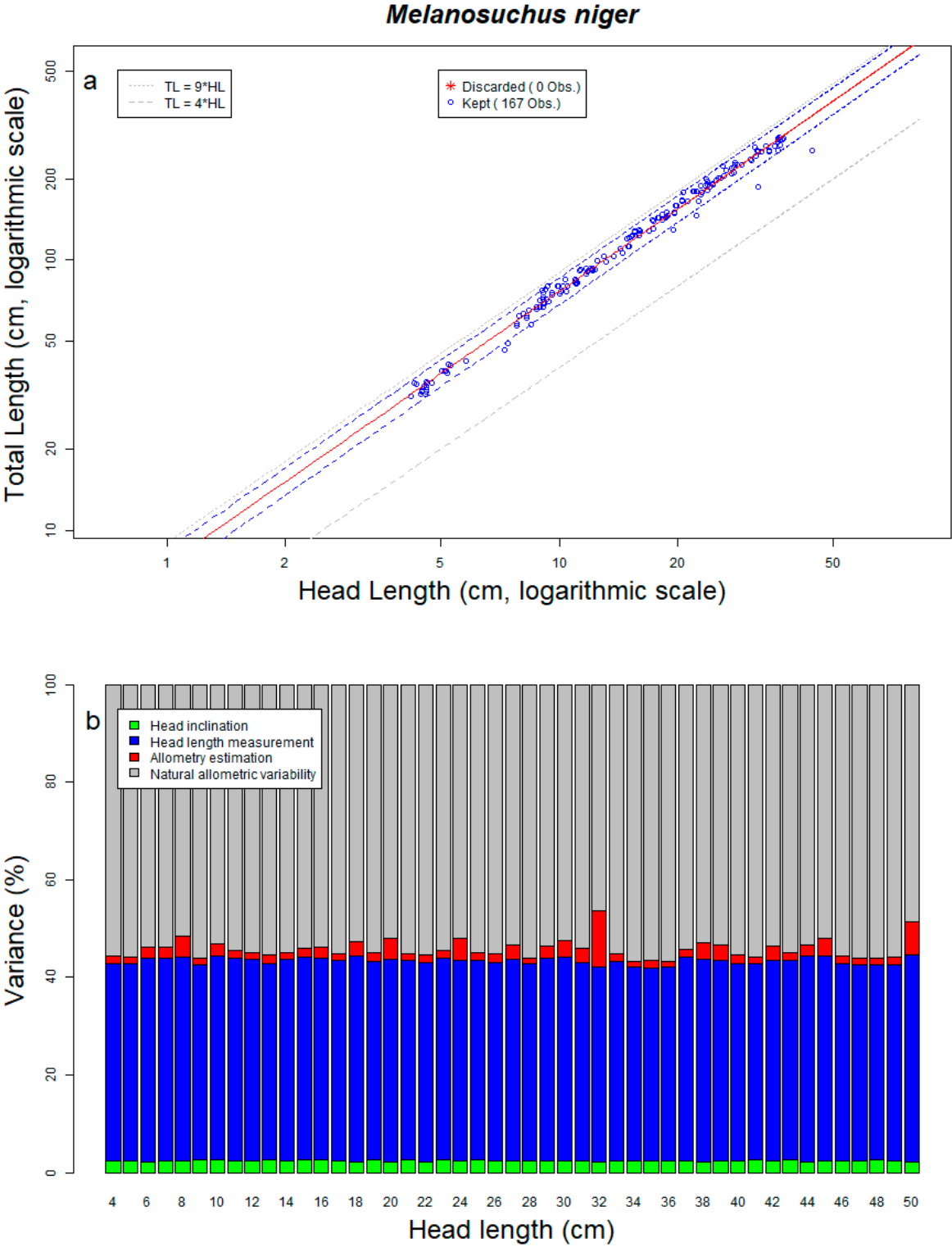


Figure S15: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught dwarf crocodile (*Osteolaemus tetraspis*) measured in natural populations (n=106). See figure S2 for caption.

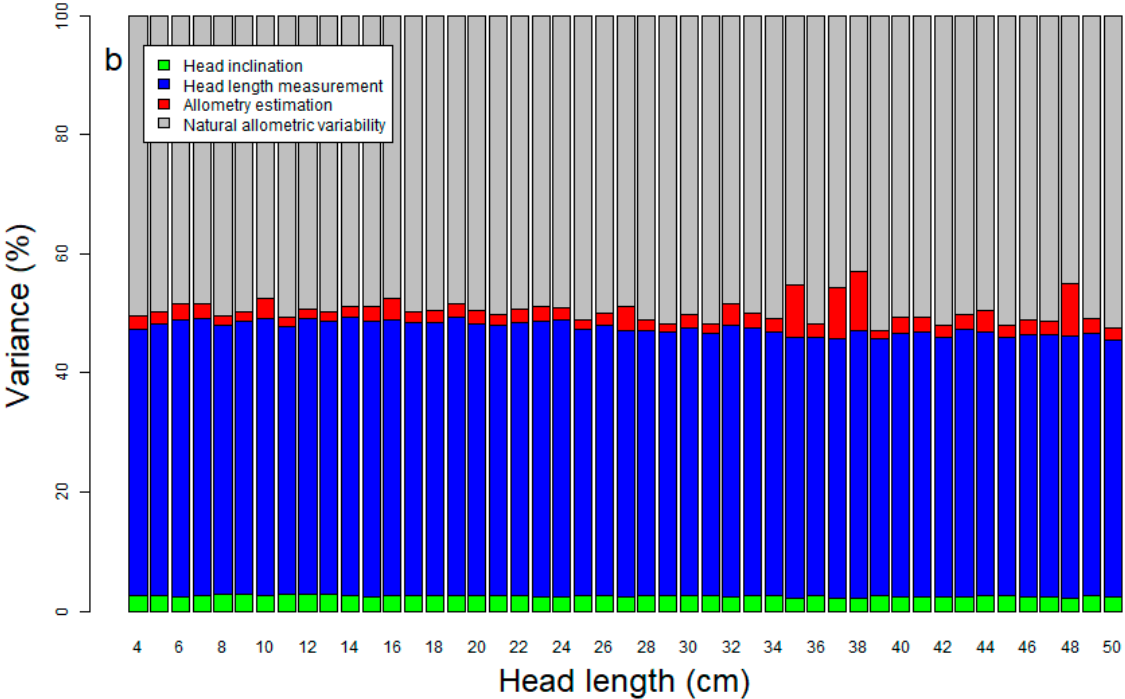
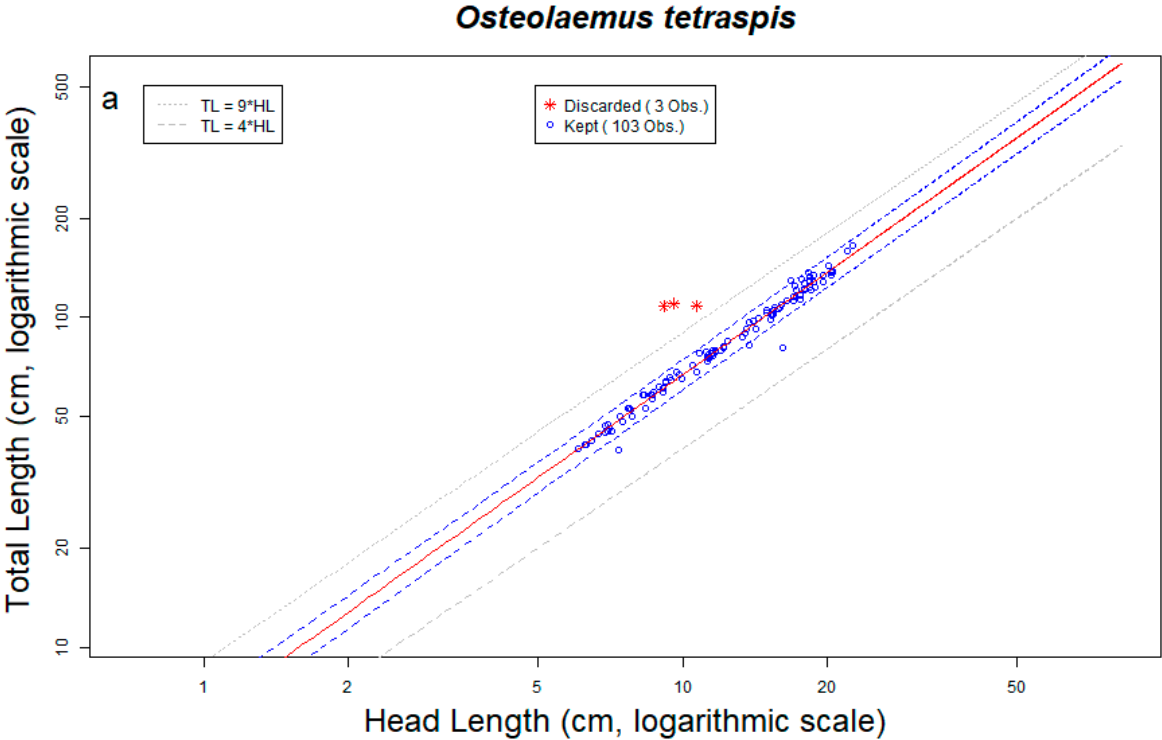


Figure S16: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught Cuvier's dwarf caiman (*Paleosuchus palpebrosus*) measured in natural populations (n=149). See figure S2 for caption.

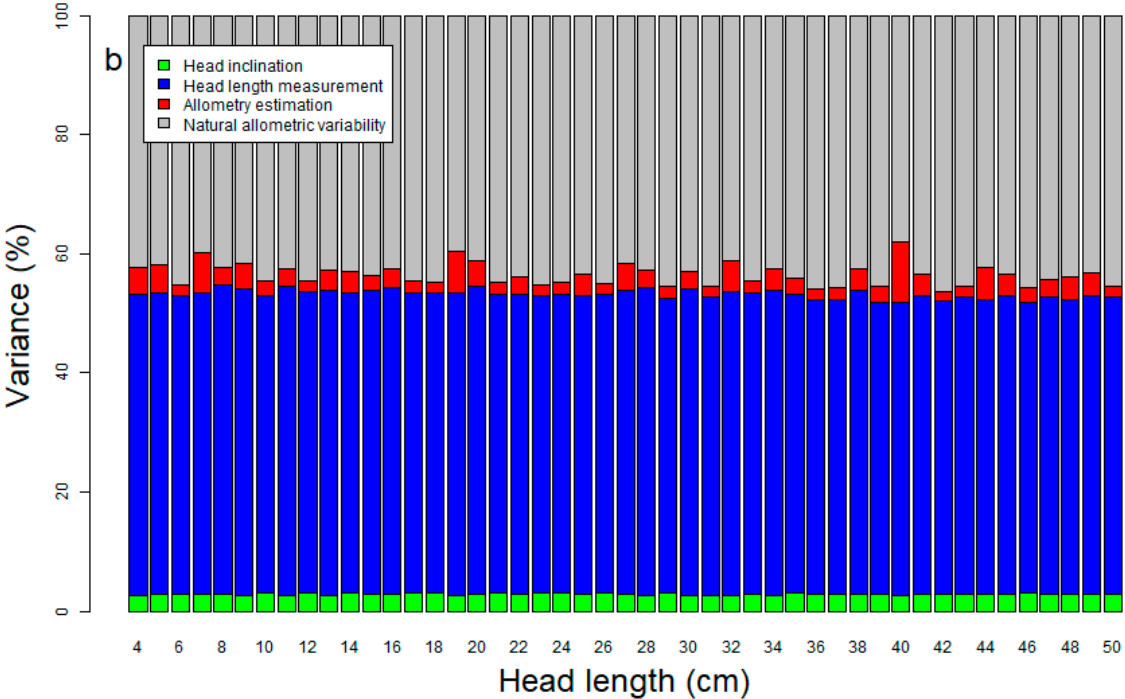
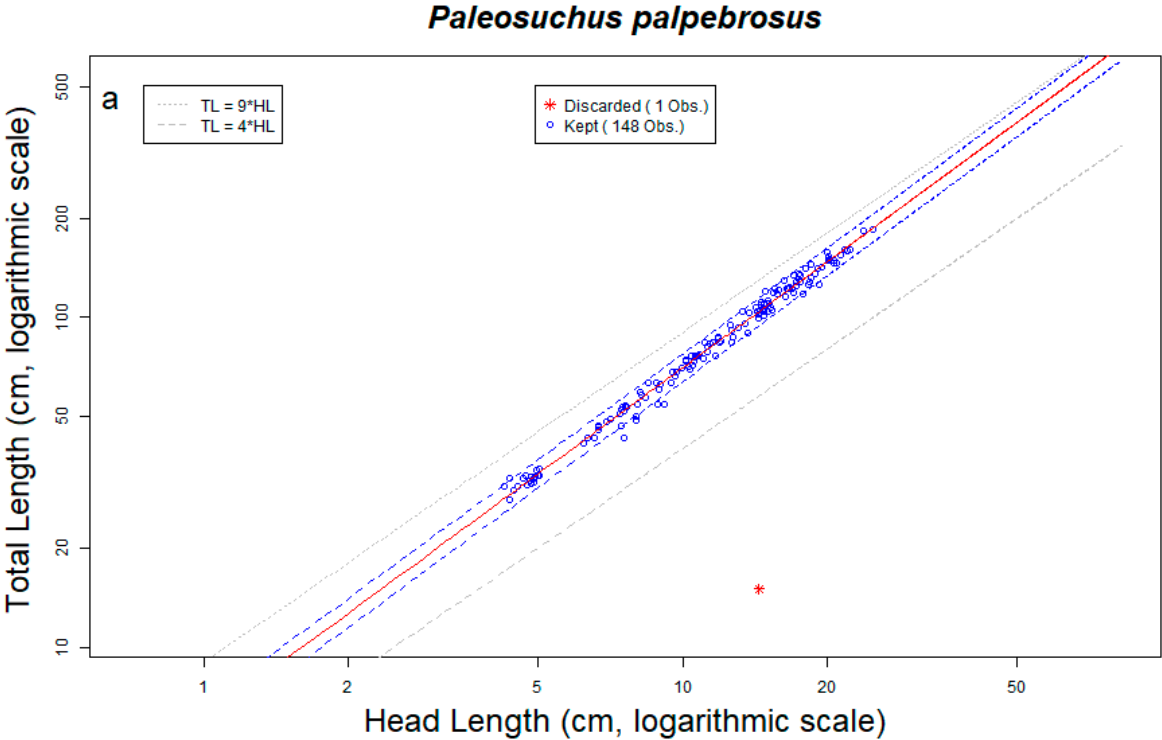
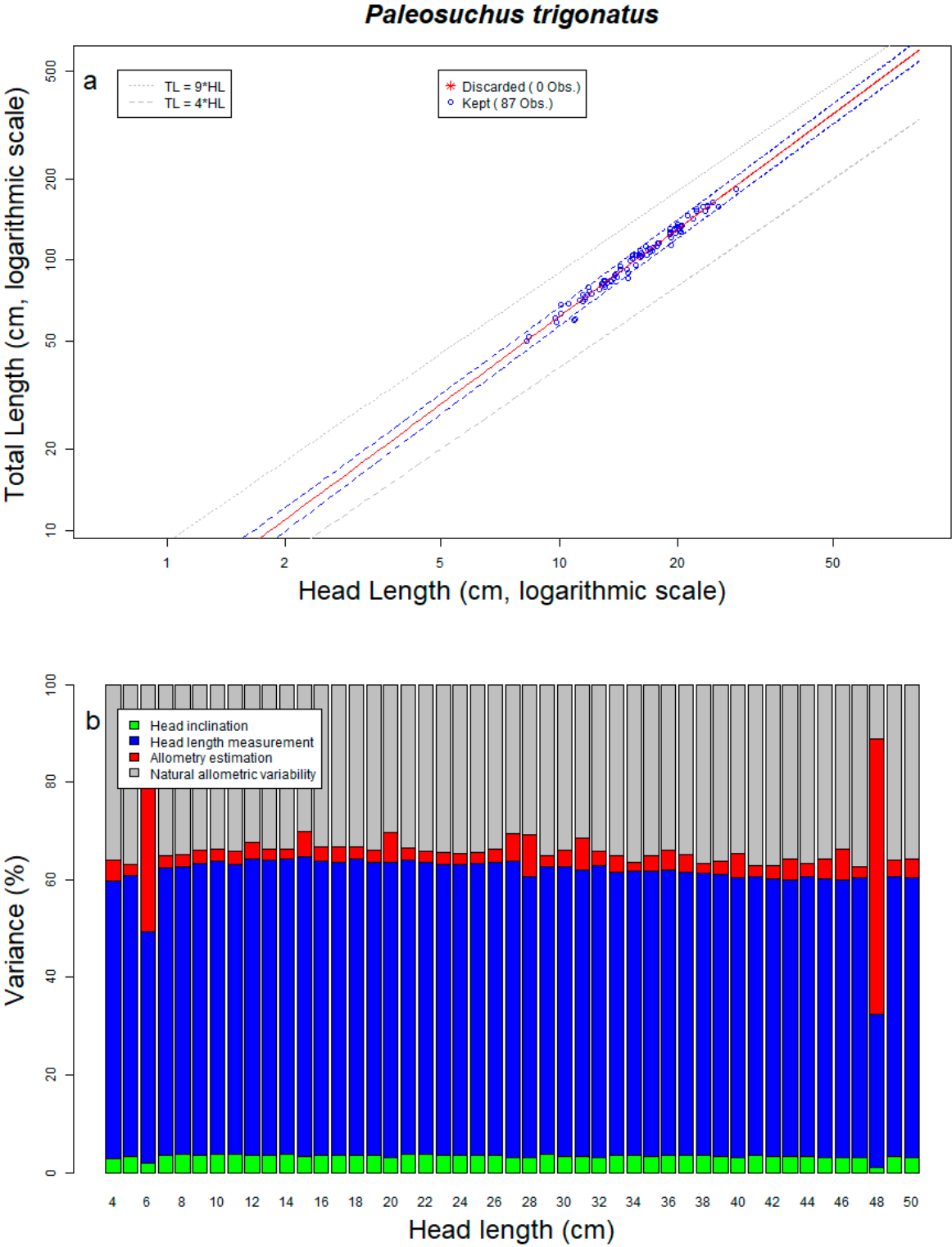


Figure S17: Allometric relationship between head length (HL) and total length (TL) in log-log scale of wild-caught smooth-fronted caiman (*Paleosuchus trigonatus*) measured in natural populations (n=87). See figure S2 for caption.



Résumé :

La biodiversité mondiale subit une pression extrême, marquée par une augmentation significative des extinctions d'espèces depuis plus de 300 ans et d'un déclin de la plupart des vertébrés ces cinq dernières décennies, principalement en raison des activités humaines. Les crocodiliens ne sont pas épargnés avec 50% de ses espèces catégorisées comme menacées. En conséquence, il est essentiel d'améliorer l'efficacité des programmes de conservation. Cette thèse contribue à élargir et approfondir les connaissances sur les approches de conservation et méthodes d'inventaire de population, avec un focus particulier sur les crocodiliens. A travers l'approche de la conservation communautaire, je souligne l'importance de l'association des peuples autochtone et communautés locales aux projets de conservation en considérant les dimensions sociales, économiques et environnementales. Concilier les objectifs de conservation et de développement permet d'augmenter les chances de succès et de durabilité. Par ailleurs, mes travaux ont permis de développer une méthode standardisée d'inventaire et de suivi des crocodiliens à l'aide de drones. Cette méthode, efficace et non invasive, est adaptée pour les espèces de crocodiliens des milieux ouvert. Cette technologie, accessible à divers utilisateurs, incluant les peuples autochtones et communautés locales, favorise leur autonomisation et la protection des écosystèmes. Ce travail offre des perspectives pour la conservation en associant l'engagement communautaire et les avancées technologiques, pour une approche plus efficace, inclusive et durable.

Mot clés : conservation communautaire, peuples autochtones et communautés locales, crocodiliens, conflits humains-crocodiles, drone, inventaire et suivi de population

Conservation of Crocodylians: the value of community-based conservation and the contribution of drones as a new tool for inventorying and monitoring populations

Abstract :

Global biodiversity is under extreme pressure, marked by a significant increase in species extinctions over the last 300 years and a decline in most vertebrates over the last five decades, mainly due to human activities. Crocodilians are also concerned, with 50% of their species categorized as threatened. Consequently, it is essential to improve the effectiveness of conservation programs. This thesis contributes to broadening and deepening knowledge of conservation approaches and population inventory methods, with a particular focus on crocodilians. Through community-based conservation, I emphasize the importance of involving indigenous peoples and local communities in conservation projects and considering their social, economic and environmental viewpoints. Reconciling conservation and development objectives increases the chances of success and sustainability. My work has also led to the development of a standardized method for monitoring crocodilians using drones. This efficient, non-invasive methodology is suitable for crocodilian species found in open environments. This technology, accessible to a wide range of users, including indigenous peoples and local communities, promotes their empowerment and the protection of ecosystems. This work offers new perspectives for conservation by combining community involvement and technological advances, for a more effective, inclusive and sustainable approach.

Keywords : community conservation, indigenous peoples and local communities, crocodilians, human-crocodile conflicts, drone, monitoring