

**VETAGRO SUP
CAMPUS VETERINAIRE DE LYON**

Année 2019 - Thèse n° 108

***APPORT DE LA PHOTO-IDENTIFICATION POUR L'ETUDE
DE LA FAUNE SAUVAGE : ENJEUX ET PERSPECTIVES
POUR LA CONSERVATION DES ESPECES***

THESE

Présentée à l'UNIVERSITE CLAUDE-BERNARD - LYON I
(Médecine - Pharmacie)
et soutenue publiquement le 6 décembre 2019
pour obtenir le grade de Docteur Vétérinaire

par

HUBERDEAU Pierre



**VETAGRO SUP
CAMPUS VETERINAIRE DE LYON**

Année 2019 - Thèse n° 108

***APPORT DE LA PHOTO-IDENTIFICATION POUR L'ETUDE
DE LA FAUNE SAUVAGE : ENJEUX ET PERSPECTIVES
POUR LA CONSERVATION DES ESPECES***

THESE

Présentée à l'UNIVERSITE CLAUDE-BERNARD - LYON I
(Médecine - Pharmacie)
et soutenue publiquement le 6 décembre 2019
pour obtenir le grade de Docteur Vétérinaire

par

HUBERDEAU Pierre



VetAgro Sup



Liste des Enseignants du Campus Vétérinaire de Lyon (01-09-2019)

ABITBOL	Marie	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
ALVES-DE-OLIVEIRA	Laurent	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
ARCANGIOLI	Marie-Anne	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
AYRAL	Florence	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
BECKER	Claire	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
BELLUCO	Sara	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
BENAMOU-SMITH	Agnès	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
BENOIT	Etienne	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
BERNY	Philippe	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
BONNET-GARIN	Jeanne-Marie	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
BOULOCHE	Caroline	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
BOURDOISEAU	Gilles	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
BOURGOIN	Gilles	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
BRUYERE	Pierre	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
BUFF	Samuel	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
BURONFOSSE	Thieny	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
CACHON	Thibaut	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
CADORÉ	Jean-Luc	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
CALLAIT-CARDINAL	Marie-Pierre	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
CAROZZO	Claude	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
CHABANNE	Luc	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
CHALVET-MONFRAY	Karine	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
DE BOYER DES ROCHES	Alice	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
DELIGNETTE-MULLER	Marie-Laure	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
DJELOUADJI	Zorée	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
ESCRIOU	Catherine	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
FRIKHA	Mohamed-Ridha	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
GALIA	Wessam	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
GILOT-FROMONT	Emmanuelle	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
GONTHIER	Alain	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
GRANCHER	Denis	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
GREZEL	Delphine	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
HUGONNARD	Marine	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
JANKOWIAK	Bernard	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
JOSSON-SCHRAMME	Anne	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
JUNOT	Stéphane	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
KODJO	Angeli	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
KRAFFT	Emilie	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
LAABERKI	Maria-Halima	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
LAMBERT	Véronique	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
LE GRAND	Dominique	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
LEBLOND	Agnès	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
LEDOUX	Dorothee	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
LEFEBVRE	Sébastien	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
LEFRANC-POHL	Anne-Cécile	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
LEGROS	Vincent	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
LEPAGE	Olivier	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
LOUZIER	Vanessa	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
MARCHAL	Thieny	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
MOISSONNIER	Pierre	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
MOUNIER	Luc	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
PEPIN	Michel	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
PIN	Didier	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
PONCE	Frédérique	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
PORTIER	Karine	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
POUZOT-NEVRET	Céline	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
PROUILLAC	Caroline	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
REMY	Denise	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
RENE MARTELLET	Magalie	DEPT-ELEVAGE-SPV	Maître de conférences
ROGER	Thieny	DEPT-BASIC-SCIENCES	Professeur
SABATIER	Philippe	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
SAWAYA	Serge	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
SCHRAMME	Michael	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
SERGENTET	Delphine	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur
THIEBAULT	Jean-Jacques	DEPT-BASIC-SCIENCES	Maître de conférences
THOMAS-CANCIAN	Auréli	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
TORTEREAU	Antonin	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
VIGUIER	Eric	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Professeur
VIRIEUX-WATRELOT	Dorothee	DEPT-AC-LOISIR-SPORT	Maître de conférences
ZENNER	Lionel	DEPT-ELEVAGE-SPV	Professeur

REMERCIEMENTS DU JURY

À Monsieur le Professeur Philippe VANHEMS,

De l'Université Claude Bernard Lyon 1, Faculté de Médecine de Lyon,
Qui nous a fait l'honneur d'accepter la présidence de notre jury de thèse,
Veuillez-trouver ici l'expression de mes hommages respectueux.

À Madame la Professeure Emmanuelle GILOT-FROMONT,

De VetAgro Sup, Campus Vétérinaire de Lyon,
Pour nous avoir fait l'honneur d'accepter d'encadrer et de corriger ce travail de thèse,
Pour vos conseils et votre gentillesse,
Sincères remerciements.

À Madame la Professeure Jeanne-Marie BONNET-GARIN,

De VetAgro Sup, Campus Vétérinaire de Lyon,
Pour nous avoir fait l'honneur de participer à notre jury de thèse,
Pour votre gentillesse et votre disponibilité,
Sincères remerciements.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES ANNEXES.....	13
TABLE DES FIGURES	15
TABLE DES TABLEAUX.....	19
LISTE DES ABRÉVIATIONS	21
INTRODUCTION.....	23
PREMIERE PARTIE : LA PHOTO-IDENTIFICATION : MATERIEL, METHODOLOGIE ET LIMITES.	25
1) Définition.....	27
a) Définition de la photo-identification	27
b) Principe	27
c) Historique	28
i. Naissance de la photographie et première utilisation dans le monde animal.....	28
ii. L'apparition des pièges photographiques a changé l'observation de la faune sauvage	
30	
iii. La première utilisation de l'identification photographique pour l'étude scientifique de la faune sauvage	31
iv. Les innovations techniques et le développement des équipements permet d'obtenir de nouvelles informations.....	32
v. La photo-ID moderne, un domaine à la pointe de la technologie de plus en plus utilisée pour la conservation.....	34
2) L'obtention des clichés : matériel et méthodes	35
a) Les pièges photographiques.....	35
i. Principe des études utilisant les pièges photographiques.....	35
ii. Choix du modèles et fonctionnement	36
iii. Choix du nombre de pièges.....	38
iv. Installation des pièges	39
v. Utilisation d'appâts	40
vi. Contrôle des équipements et récupération des données.....	40
vii. Avantages et efficacité du piégeage photographique.....	41
b) La photographie lors d'observations visuelles directes.....	42
i. Les campagnes de photographie sur le terrain.....	42
ii. Les photographies obtenues à partir du tourisme ou des particuliers	43
c) La photographie pour l'identification d'animaux victimes du braconnage ou des activités humaines.....	45
3) Les étapes de la photo-identification	46

a) Les espèces concernées	46
b) Construction d'un catalogue de photo-ID et traitement préalable des données	49
i. Objectifs idéaux.....	49
ii. Création d'une base de données initiale ou catalogue de photo-ID	49
iii. Sélection des images.....	50
iv. Enrichissement de la base de données	50
c) L'identification des individus.....	50
i. Principe	50
ii. Les techniques de photo-ID manuelle	51
iii. La photo-ID informatisée : le développement de la biométrie animale.....	51
iv. Gestion des données.....	56
4) Les limites de l'utilisation de la photo-ID	57
a) Limites et difficultés liées à la collecte des clichés	57
i. Les limites liées à l'espèce étudiée.....	57
ii. L'environnement et les conditions de terrain.....	58
iii. Les limites liées aux conditions climatiques.....	58
iv. Limites et difficultés technico-économiques	59
v. Biais des résultats.....	59
b) Les erreurs d'identification.....	61
i. Les sources d'erreur d'identification	61
ii. Les biais dus aux erreurs d'identification	62

DEUXIEME PARTIE : LES OBJECTIFS SCIENTIFIQUES DE LA PHOTO-IDENTIFICATION.....65

1) L'utilisation de la photo-ID permet d'estimer l'abondance des populations.....68

a) L'utilisation de la photo-ID dans le modèle de Capture-Marquage-Recapture.....	68
i. Le modèle de Capture-Marquage-Recapture sert de base à l'étude de la faune sauvage	68
ii. La photo-ID peut être utilisée dans le modèle CMR.....	69
iii. Les modèles de CMR ouverts	69
iv. Les modèles d'échelle de temps mixte.....	70
b) Détectabilité, abondance totale et abondance estimée	70
c) Estimation de l'abondance relative d'une espèce	72
d) Intérêt et limites de l'estimation de l'abondance.....	72

2) La photo-ID permet d'estimer les paramètres démographiques des populations animales.....73

a) Evaluer la richesse et la diversité des espèces.....	73
i. La photo-ID permet d'attester de la présence d'espèces	74
ii. L'estimation de la richesse et de la diversité en espèces.....	75
iii. Décrire la biodiversité des espèces.....	76
iv. Limites.....	77

b)	Estimer la densité.....	77
i.	Le modèle ad hoc de calcul de la densité.....	78
ii.	Le modèle de capture-recapture spatialement explicite (CRSE).....	78
iii.	Le modèle Spatially-Explicit mark-resight (SEMR).....	80
iv.	Intérêt et limites de l'estimation de la densité.....	80
3)	La photo-ID permet de décrire la dynamique spatiale des populations	80
a)	L'utilisation de la photo-ID pour l'estimation de l'occupation spécifique.....	81
i.	Les hypothèses préalables.....	81
ii.	Le modèles « une saison » pour l'estimation de l'occupation spécifique.....	81
iii.	Les modèles dynamiques de l'estimation de l'occupation spécifique.....	82
iv.	L'estimation de l'occupation spécifique et la photo-ID.....	83
b)	Estimation de l'aire de distribution des espèces.....	83
i.	Les différents types de distribution spatiale.....	84
ii.	Cartographie par comptage photographique.....	85
iii.	L'estimation de la distribution des espèces par des modèles statistiques.....	85
c)	Sélection de l'habitat et utilisation des ressources.....	86
d)	Mouvements migratoires.....	86
4)	Recueillir des données sur la biologie des espèces.....	88
a)	Estimer les caractéristiques démographiques des populations.....	88
i.	Estimation du taux de survie par le modèle de CMR.....	88
ii.	Estimation du taux de recrutement d'une population par le modèle de CMR.....	89
iii.	Caractérisation de la structure démographique.....	89
iv.	Détermination du sexe des individus et d'informations relatives à la reproduction.....	90
b)	Caractériser et documenter l'activité et le comportement de la faune sauvage.....	91
i.	Le rythme circadien et saisonnier.....	91
ii.	Documenter les comportements de prédation.....	91
iii.	Documenter le comportement alimentaire des espèces.....	92
iv.	Décrire le comportement de reproduction.....	93
c)	Etudier les relations intra et inter spécifiques.....	93
i.	Les relations interspécifiques.....	93
ii.	Les relations intraspécifiques.....	94
 TROISIEME PARTIE : LES ENJEUX ET PERSPECTIVES DE LA PHOTO-IDENTIFICATION POUR LA CONSERVATION DES ESPECES.....97		
1)	La photo-ID, un outil précieux pour la mise en place des politiques de conservations des espèces menacées.....	101
a)	La photo-ID permet de caractériser le risque d'extinction à l'échelle spécifique.....	101
i.	Qu'est-ce qu'une espèce menacée ?.....	101
ii.	Le classement des espèces au sein de la Liste rouge de l'UICN.....	101
iii.	La photo-ID, un outil de plus en plus utilisé par l'UICN.....	103

iv.	La photo-ID permet de caractériser et de lutter contre les menaces liées aux activités humaines illégales.....	104
v.	La photo-ID permet le suivi et la lutte contre certaines maladies infectieuses.....	106
b)	La photo-ID permet la mise en place de stratégies de conservation	109
i.	La photo-ID participe à l'évaluation des espaces d'importance majeure.....	110
ii.	L'identification photographique permet l'étude de l'habitat et de sa capacité à préserver la biodiversité.....	110
iii.	La photo-ID permet de mieux appréhender le fonctionnement de l'interface domestique-sauvage.....	111
iv.	La photo-ID permet de mieux appréhender les contraintes sociales et économiques des territoires	112
c)	La photo-ID, une méthode d'étude en faveur du bien-être animal	113
2)	Les défis et les perspectives de l'identification photographique	115
a)	Les défis soulevés par la photo-ID.....	115
b)	Les systèmes de photo-ID basés sur la biométrie animale	115
i.	Les composants majeurs des systèmes de reconnaissance basés sur la biométrie animale	116
ii.	Le partage des bases de données	116
iii.	Les avantages de la biométrie animale automatisée pour la photo-ID	117
iv.	L'impact de la biométrie animale sur l'écologie de terrain	118
v.	L'évaluation de l'efficacité des systèmes de photo-ID basés sur la biométrie animale ..	119
c)	La photo-ID dans le cadre du développement de la science citoyenne	120
	CONCLUSION	121
	BIBLIOGRAPHIE.....	123
	ANNEXES	141

TABLE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : DEFINITION DES STATUTS DE CONSERVATION – D’APRES L’UICN.....	141
ANNEXE 2 : LISTE DES CINQ CRITERES (A-E) UTILISES POUR EVALUER L’APPARTENANCE D’UN TAXON A L’UNE DES CATEGORIES DU GROUPE MENACE DE LA LISTE ROUGE DE L’UICN (EN DANGER CRITIQUE, EN DANGER, OU VULNERABLE) - D’APRES L’UICN.....	143
ANNEXE 3 : MODELE DE JOLLY-SEBER (CAPTURE-MARQUAGE-RECAPTURE)	144

TABLE DES FIGURES

FIGURE 1 : EXEMPLE D'UTILISATION D'UN LOGICIEL DE PHOTO-ID (EXTRACTCOMPARE) POUR L'IDENTIFICATION INDIVIDUELLE D'UN REQUIN BALEINE (RHINCODON TYPUS). D'APRES HTTP://CONSERVATIONRESEARCH.ORG.UK/	27
FIGURE 2 : PEINTURE RUPESTRE DE LA GROTTA D'ALTAMIRA, DATANT DE LA FIN DU MAGDALENIEN REPRESENTANT UN BISON.....	28
FIGURE 3 : "BIRDLAND REFLEX", MODELE DE 1910, CONÇU PAR OLIVIER PIKE, POUR LES PHOTOGRAPHIES D'HISTOIRE NATURELLE. D'APRES « BIRDLAND REFLEX - ANTIQUE AND VINTAGE CAMERAS ».....	29
FIGURE 4 : "SALLIE GARDNER AT A GALLOP", UNE SERIE DE PHOTOGRAPHIES EN NOIR ET BLANC COMPOSEE D'UN CHEVAL AU GALOP AVEC SON CAVALIER PAR E. MUYBRIDGE.	30
FIGURE 5 : WAPITI (CERVUS CANADENSIS) MALE DECLENCHANT UN FLASH EN PRENANT UNE CORDE DANS SES BOIS. PHOTOGRAPHIE DE GEORGE SHIRAS AU YELLOWSTONE NATIONAL PARK, WYOMING, JUILLET 1913.....	31
FIGURE 6 : SCHEMAS DE L'INSTALLATION ET DU TYPE DE FONCTIONNEMENT DES PIEGES INFRAROUGES PASSIF ET ACTIF, D'APRES (ROVERO, TOBLER, ET SANDERSON, 2010).....	38
FIGURE 7 : EXEMPLE DE FONCTIONNEMENT DES MODELES CONNECTES D'APRES (R. WEARN 2017). A : LES PIEGES DE CAMERA WI-FI SE CONNECTENT VIA UN RESEAU LOCAL A UNE STATION DE BASE CENTRALE, QUI STOCKE DE MANIERE SECURISEE LES IMAGES DANS UN EMPLACEMENT ACCESSIBLE JUSQU'A CE QU'ELLES SOIENT RECUPEREES MANUELLEMENT. B : LES DISTANCES DE TRANSMISSION POUR LES PIEGES A CAMERAS WI-FI PEUVENT ETRE ETENDUES A L'AIDE DE PIEGES A CAMERAS A «REPETEUR» STRATEGIQUEMENT PLACES (COMME AU SOMMET D'UNE COLLINE). C : DANS LES ZONES DEPOURVUES DE RESEAU MOBILE OU WI-FI, IL EST TECHNIQUEMENT POSSIBLE QUE DES PIEGES A CAMERA ENVOIENT DES IMAGES SUR DES RESEAUX DE TELEPHONIE PAR SATELLITE, MAIS LEUR PRIX RESTE PROHIBITIF ET N'OFFRE QU'UNE BANDE PASSANTE LIMITEE.	41
FIGURE 8 : IMAGES DES PEAUX DE TIGRES CONFISQUEES SUR LA COLONNE DE DROITE. LES DEUX COLONNES DE GAUCHE REPRESENTENT LES IMAGES DE TIGRES VIVANTS PRISES DANS LES RESERVES D'OU LES ANIMAUX ONT ETE BRACONNES. D'APRES (HIBY ET AL. 2009).....	45
FIGURE 9 : SIX OCELOTS PHOTOGRAPHIES PAR PIEGES PHOTOGRAPHIQUES ET IDENTIFIES GRACE A DES MARQUES DISTINCTIVES. D'APRES TROLLE ET KERY (2003). A) FEMELLE (ABSENCE DE TESTICULES), QUEUE TRES COURTE, ENTAILLES SUR LES DEUX OREILLES, LONGUE SERIE DE ROSETTES FONDUES ENSEMBLE ; B) FEMELLE, CORPS SVELTE, QUEUE DE TAILLE MOYENNE, ROSETTES DE TAILLE MOYENNE ISOLEES ; C) FEMELLE EN LACTATION, QUEUE COURTE, ROSETTES LARGES ET RONDES ; D) FEMELLE, LONGUE QUEUE, ROSETTES PEU DEFINIES ET NOMBREUSES TACHES ET LIGNES ; E) MALE, CORPS ROBUSTE, LONGUE QUEUE, LONGUE ROSETTE SUR L'EPAULE ET NOMBREUSES PETITES TACHES SUR LE FLANC ; F) MALE, QUEUE TRES LONGUE, ROSETTES LONGUES ET ETROITES.....	46
FIGURE 10 : EXEMPLES DE CARACTERISTIQUES UTILISABLES POUR IDENTIFIER LES CETACES. A : FORME DU BORD CAUDAL DE LA NAGEOIRE DORSALE D'UN DAUPHIN TURSIOPS (TURSIOPS TRUNCATUS). B : FORME DU BORD CAUDAL DE LA NAGEOIRE CAUDALE D'UN GRAND CACHALOT (PHYSETER MACROCEPHALUS). C :	

PIGMENTATION DE LA FACE VENTRALE DE LA NAGEOIRE CAUDALE D'UNE BALEINE A BOSSE (MEGAPTERA NOVAENGLIAE) APRES AUGMENTATION DE CONTRASTE GRACE A TROIS ALGORITHMES (HOTSPOTTER, CURVRANK, ET OC/WDTW).	47
FIGURE 11 : UTILISATION DU LOGICIEL WILD-ID POUR DIFFERENCIER DEUX SALAMANDRES (EURYCEA TONKAWAE) A PARTIR DE LA PIGMENTATION DE LEUR TETE. D'APRES BENDIK ET AL. 2013. A : DEUX PHOTOGRAPHIES D'INDIVIDUS DIFFERENTS. B : DEUX PHOTOGRAPHIES D'UN MEME INDIVIDU A UN AN D'INTERVALLE.	48
FIGURE 12 : EXEMPLE D'IMAGES DE LA BASE DE DONNEES. LES IMAGES D'UNE COLONNE PROVIENNENT DU MEME INDIVIDU, MAIS ONT ETE CAPTUREES A DES MOMENTS DIFFERENTS. MALGRE LES VARIATIONS DANS LES CONDITIONS D'IMAGERIE ET LA POSTURE DU TRITON, LA SIMILITUDE INTRA-TRITON EST VISIBLE.	53
FIGURE 13 : SCHEMA DE SEGMENTATION EN 4 POINTS ET RESULTATS OBTENUS; (A) LES ARTICULATIONS DES MEMBRES UTILISEES COMME POINTS D'ANCRAGE, (B) LA ROI EST ETIRE POUR FORMER UN RECTANGLE DE TAILLE FIXE, (C) ET (D) EXEMPLE D'UTILISATION SUR UNE IMAGE DE TRITON, (E) ET (F) L'EHELLE DE GRIS ET EQUIVALENT BINAIRE DE (D).	54
FIGURE 14 : REPARTITION DES SCORES POUR (A) LE COEFFICIENT DE CORRELATION ET (B) LA DISTANCE DE HAMMING	54
FIGURE 15 : LES ETAPES DE LA PHOTO-ID. CET ORGANIGRAMME RESUME COMMENT LES INFORMATIONS D'UN SITE D'ETUDE SONT MESUREES ET INTERPRETEES PAR LE CHERCHEUR A L'AIDE D'UN SYSTEME DE BIOMETRIE ANIMALE. CHACUNE DES COMPOSANTES EST ILLUSTRÉE, EN PRENANT COMME EXEMPLE LA RECONNAISSANCE INDIVIDUELLE DES MANCHOTS DU CAP (SPHENISCUS DEMERSUS). D'APRES (KÜHL ET BURGHARDT 2013).	57
FIGURE 16 : EXEMPLE DE REPONSES FACE AU DECLENCHEMENT DU FLASH DES PIEGES PHOTOGRAPHIQUES. A : CHIEN SAUVAGE REGARDANT ET S'APPROCHANT DU PIEGE PHOTOGRAPHIQUE, B : RENARD AFFICHANT UNE REPONSE DE SURPRISE, C : UN CHAT DOMESTIQUE (FELIS CATUS) REGARDANT LE PIEGE PHOTOGRAPHIQUE ET D : UN CHAT MARSUPIAL A QUEUE TACHETEE REGARDANT ET APPROCHANT D'UN PIEGE PHOTOGRAPHIQUE. D'APRES (P. MEEK ET AL. 2016).	61
FIGURE 17 : SCHEMA DE L'ESTIMATION DE LA DENSITE GRACE AUX DONNEES DE PHOTO-ID DANS LE CADRE D'ETUDE UTILISANT LES PIEGES PHOTOGRAPHIQUES. LES APPAREILS SONT INSTALLES A PLUSIEURS ENDROITS (A). IDENTIFICATION PHOTOGRAPHIQUE DES ANIMAUX CAPTURES (B). TRAITEMENT DES DONNEES DE CAPTURE DE CHAQUE INDIVIDU (C). ESTIMATION DES PROBABILITES DE CAPTURE ET LA DENSITE (D). D'APRES (R. WEARN 2017).	79
FIGURE 18 : LES PRINCIPAUX TYPES DE DISTRIBUTION SPATIALE. A : UNIFORME, B : EN AGREGATS, C : ALEATOIRE	84
FIGURE 19 : CARTE DE L'ESTIMATION DE LA DISTRIBUTION DU TIGRE DANS LA RESERVE DE NAGARAHOLE ET LES ZONES ADJACENTES DANS LA REGION DE L'OUEST DU GHAT EN INDE. D'APRES (DORAZIO ET KARANTH 2017).	85
FIGURE 20 : EXEMPLES DE COMPORTEMENTS OBSERVES PAR DES PIEGES PHOTOGRAPHIQUES: (A) MARQUAGE OLFRACTIF PAR UN OURS NOIR AMERICAIN (URSUS AMERICANUS); (B) COMPETITION INTRASPECIFIQUE CHEZ L'ORIGINAL (ALCES ALCES); (C) INTERACTIONS INTERSPECIFIQUES ENTRE UN LIEVRE D'EUROPE (LEPUS EUROPAEUS; REPONSE ANTI-PREDATEUR), UNE BUSE VARIABLE (BUTEO BUTEO; EVITEMENT ET TENTATIVE DE	

PREDATION) ET CORNEILLE MANTELEE (*CORVUS CORNIX*; COMPORTEMENT ANTI-PREDATEUR) CAPTURE EN VIDEO; (D) PREDATION D'UN LAPIN D'EUROPE (*ORYCTOLAGUS CUNICULUS*) PAR UN RENARD ROUX (*VULPES VULPES*); (E) ETUDE D'UNE STATION D'ALIMENTATION D'ECUREUIL PAR UNE MARTRE (*MARTES MARTES*); (F) CACHETTE DE NOIX PAR UN ECUREUIL GRIS (*SCIURUS CAROLINENSIS*). D'APRES (CARAVAGGI ET AL. 2017).94

FIGURE 21 : DEROULE SCHEMATIQUE D'ETUDE DE PHOTO-ID A L'AIDE DE PIEGES PHOTOGRAPHIQUES A GRANDE ECHELLE. (A) LA ZONE D'ETUDE EST DELIMITEE ET UNE GRILLE EST SUPERPOSEE, AVEC DES PIEGES A CAMERA DEPOSES DANS CHAQUE CELLULE DE LA GRILLE. (B) LES PIEGES PHOTOGRAPHIQUES COLLECTENT DES DONNEES SUR DIFFERENTS SITES PENDANT PLUSIEURS JOURS. (C) CETTE REPLICATION SPATIALE ET TEMPORELLE DE L'EFFORT D'ECHANTILLONNAGE PERMET D'UTILISER LES DONNEES DE DIFFERENTES MANIERES, NOTAMMENT L'ESTIMATION DE L'OCCUPATION, DE L'ABONDANCE RELATIVE, DE LA DIVERSITE ET DES NIVEAUX D'ACTIVITE. D'APRES (R. WEARN 2017).95

FIGURE 22 : STRUCTURE DES CATEGORIES DES ESPECES. D'APRES LA LISTE ROUGE DE L'UICN.102

FIGURE 23 : EXEMPLES DE TYPES D'IHA (ILLEGAL HUMAN ACTIVITIES) IDENTIFIES A PARTIR DE PHOTOS PRISES AVEC DES PIEGES PHOTOGRAPHIQUES; (A) PECHEUR, (B) PECHE AU CRABE ET (C) TAILLE ILLEGALE DE PALMIER NIPA, (D) ET (E) PHOTOGRAPHIES DE UTILISEES POUR L'IDENTIFICATION D'AU MOINS UN INDIVIDU. D'APRES (HOSSAIN ET AL. 2016).105

FIGURE 24 : LA COLONNE DE GAUCHE MONTRE DES IMAGES DE PEaux DE TIGRES CONFISQUEES A DES TRAFIQUANTS, LES DEUX COLONNES DE DROITE MONTRENT DES IMAGES DE TIGRES VIVANTS PRISES PAR PIEGES PHOTOGRAPHIQUES DANS LES RESERVES D'OU LES ANIMAUX ONT ETE BRACONNES. L'IDENTIFICATION PHOTOGRAPHIQUE A L'AIDE DU LOGICIEL EXTRACTCOMPARE A PERMIS D'IDENTIFIER QUELS ETAIENT LES INDIVIDUS VICTIMES DU BRACONNAGE. D'APRES (HIBY ET AL. 2009).106

FIGURE 25 : EXEMPLES DE SYMPTOMES CUTANES ASSOCIES A L'INFECTION PAR *BATRACHOCHYTRIUM SALAMANDRIVORANS* CHEZ UNE SALAMANDRE TACHETEE NATURELLEMENT INFECTEE (*SALAMANDRA SALAMANDRA*) CAPTUREE DANS LA VILLE DE ROBERTVILLE EN BELGIQUE. A : ULCERES CUTANES (FLECHES BLANCHES); B ULCERATION ETENDUE (FLECHES BLANCHES) SUR LA FACE VENTRALE. D'APRES (VAN ROOIJ ET AL. 2015).107

FIGURE 26 : FONCTIONNEMENT SCHEMATIQUE DU LOGICIEL WILDBOOK. D'APRES [HTTPS://WWW.WILDBOOK.ORG](https://www.wildbook.org).117

FIGURE 27 : EXEMPLE DE SYSTEMES DE PHOTO-ID BASE SUR LA BIOMETRIE ANIMAUX POUR L'IDENTIFICATION DES ESPECES ET DES INDIVIDUS. EXEMPLES D'IMAGES PRISES PAR DES CAMERAS PIEGES. LES IDENTIFICATIONS REUSSIES DES CHIMPANZES ET DES GORILLES (BOITES DE RELIURE, CADRES VERTS), D'AUTRES ANIMAUX AINSI QUE D'UN GORILLE DONT LA TETE N'EST PAS VISIBLE (CADRE ROUGE) SONT ILLUSTRÉS. D'APRES (KÜHL ET BURGHARDT 2013).119

TABLE DES TABLEAUX

TABLEAU I : EXEMPLES DE CATALOGUES DE PHOTO-ID DISPONIBLES EN LIGNES	44
TABLEAU II : EXEMPLES DE QUATRE SYSTEMES BIOMETRIQUES VISUELS POUR ANIMAUX DETECTANT ET CLASSIFIANT DES ESPECES, DES INDIVIDUS OU DES COMPORTEMENTS. LES CADRES DE SELECTION METTENT EN EVIDENCE LES PARTIES DU CORPS DETECTEES OU LES TRAIT MORPHOLOGIQUES D'INTERET EN PHOTO OU VIDEO. LES CARACTERISTIQUES VISUELLES UTILISEES POUR LA CLASSIFICATION COMPRENNENT LES MODIFICATIONS DE LA LUMINOSITE SPATIALE, LES CARACTERISTIQUES STRUCTURELLES ET EN DEGRADE (DETECTION DES ESPECES DE CHIMPANZES), CONFIGURATION DES TACHES (IDENTIFICATION INDIVIDUELLE DU REQUIN-BALEINE), SPECTRE DU MOUVEMENT DE LA TETE (RECONNAISSANCE DE LA LOCOMOTION DU LION), ET HISTOGRAMMES DE CONFIGURATIONS PONCTUELLES (IDENTIFICATION INDIVIDUELLE DE MANCHOT). DES EXEMPLES SONT EGALEMENT DONNES DU TYPE DE DONNEES NORMALISEES QUI SONT TRANSMISES AU CHERCHEUR. (KÜHL ET BURGHARDT 2013)	52
TABLEAU III : EXEMPLES DE SYSTEMES BIOMETRIQUES ANIMAUX EXISTANTS POUR L'IDENTIFICATION DES ESPECES ET DES INDIVIDUS	55

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CMR : Modèle de Capture-Marquage-Recapture

CRSE : modèle de capture-recapture spatialement explicite

DFTD : Tumeur Faciale du Diable de Tasmanie (Devil Facial Tumor Disease en anglais)

GSD : Maladie de Peau de la Girafe (Giraffe Skin Disease en anglais)

IHA : Activités Humaines Illégales (Illegal Human Activities en anglais)

IPBES : Plateforme Intergouvernementale Scientifique et Politique sur la Biodiversité et les services écosystémiques (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services)

MMDM : Distance maximale moyenne parcourue (Mean Maximum Distance Moved en Anglais)

ONU : Organisation des Nations Unies

Photo-ID : photo-identification ou identification photographique

ROI : Région d'Intérêt (Region Of Interest en anglais)

SEMR : modèle Spatially-Explicit mark-resight

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN en anglais)

INTRODUCTION

Le XXème siècle est marqué comme nulle autre comme une période riche en progrès technologiques et en avancées scientifiques de l'histoire de l'Homme. L'Homme acquiert de nombreuses connaissances sur le fonctionnement du monde qui l'entoure, que ce soit sur la faune ou la flore. Ce savoir contribue à améliorer ou à faciliter les conditions de vie humaines. Les transports modernes permettent de se déplacer plus facilement, l'agriculture moderne a permis d'augmenter nos rendements, les progrès de la médecine augmentent notre espérance de vie, les technologies modernes permettent de mieux communiquer, de mieux apprendre.... Mais à quel prix ? L'exploitation abusive des ressources et la destruction d'habitats pour l'agriculture, l'industrialisation et l'urbanisation humaine sont à l'origine de véritables catastrophes écologiques et environnementales.

La fin du XXème siècle et le début du XXIème siècle sonnent l'émergence d'une prise de conscience générale. En mai 2019, un rapport d'experts de l'IPBES est publié par l'ONU concernant l'état de la biodiversité mondiale (E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo, 2019). Dans ce rapport, l'Homme est notamment rendu directement responsable de la sixième extinction massive qui se traduit par une réduction drastique de la biodiversité. En effet, dans la dernière édition de la Liste rouge mondiale de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature, l'inventaire le plus complet de l'état de conservation global des espèces végétales et animales, sur les 98512 espèces étudiées, 27159 sont classées menacées, soit 40 % des espèces d'amphibiens, 14 % des oiseaux et 25 % des mammifères (« IUCN Red List version 2019-1: Table 1b » 2019).

Aujourd'hui, l'Homme s'interroge sur les moyens à mettre en œuvre pour agir sur ce processus. Ce défi mondial ne peut être relevé qu'au moyen d'une coopération internationale pour espérer avoir un impact positif pour les générations futures. Toutes les espèces vivantes, y compris l'Homme, influent les unes sur les autres et sont en relation les unes avec les autres. Ainsi, l'écologie humaine et l'écologie des autres espèces sont étroitement liées. La conservation des espèces, l'étude des menaces qui pèsent sur la biodiversité ainsi que de la protection de notre patrimoine naturel reflètent directement l'état de santé de notre planète et sont donc essentielles à la mise en place d'un développement durable à l'échelle mondiale.

Dans ce but, il est nécessaire de recueillir un grand nombre de données sur les espèces et leurs écosystèmes afin d'identifier les populations en danger, déterminer les causes de leur déclin pour éventuellement mettre en place des projets de conservation adaptés. L'identification photographique, ou photo-identification, de la faune sauvage est un outil de plus en plus utilisé pour améliorer nos connaissances sur les individus et les populations. L'objectif de ce travail est d'analyser le principe et d'illustrer les intérêts de cette méthode, en particulier pour la biologie de la conservation.

Ce travail est une synthèse bibliographique ayant pour objectif de faire un point sur la méthode d'identification photographique, ses apports et ses limites dans le champ de la biologie des populations et de la biologie de la conservation. Il s'articule en trois parties, la première permettant de présenter la méthode et de décrire le matériel et les étapes

nécessaires à la mise en œuvre d'un protocole utilisant la photo-ID. Nous y envisagerons également limites générales à son utilisation. Dans une deuxième partie, nous nous intéresserons à l'utilisation scientifique de la photo-ID dans le cadre de la biologie des populations. Enfin, nous verrons dans la troisième partie quelles sont les conséquences de l'utilisation de la photo-ID sur les pratiques de conservation des espèces et quelles sont les perspectives d'évolutions de cette méthode dans les années à venir.

PREMIERE PARTIE : LA PHOTO-IDENTIFICATION : MATERIEL,
METHODOLOGIE ET LIMITES.

1) Définition

a) Définition de la photo-identification

L'identification photographique, ou photo-identification (photo-ID), est un principe d'identification liée à la reconnaissance d'éléments phénotypiques propres à chaque individu ou classe d'individu (permet d'identifier l'espèce, l'âge et parfois le genre), tels que les motifs du pelage, ou de caractéristiques distinctives, telles que les cicatrices ou les signes cliniques, à partir de clichés photographiques.

La photo-ID est utilisée depuis l'apparition et le développement de la photographie de la faune sauvage à la fin du XIXème siècle (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011). Cette technique a révolutionné l'étude de la faune sauvage car elle constitue une alternative non-invasive à la méthode de « capture-marquage-recapture » classique.

b) Principe

La photo-ID repose sur l'analyse de clichés photographiques qui attestent de la présence des individus à l'endroit où la photographie a été prise. C'est donc une manière non invasive (ne nécessitant pas de contact physique) de recueillir un large panel d'informations qui peuvent être utilisées dans le cadre d'un grand nombre de disciplines comme l'écologie des populations, la biogéographie ou encore l'éthologie (Kühl et Burghardt 2013).

Prenons l'exemple du requin baleine (*Rhincodon typus*). Comme pour toutes les espèces, connaître la répartition spatiale ainsi que la connectivité des populations est essentiel afin de mettre en place une stratégie de conservation adaptée. Or, pour des espèces difficiles à observer ou à échantillonner comme le requin baleine du fait de leurs migrations, obtenir de telles informations peut s'avérer difficile et coûteux. Chez cette espèce, la disposition des taches blanches et les motifs des rayures présentes sur le dos et les flancs (Figure 1) permet leur identification photographique (Brooks et al., 2011; Andrzejczek et al. 2016).

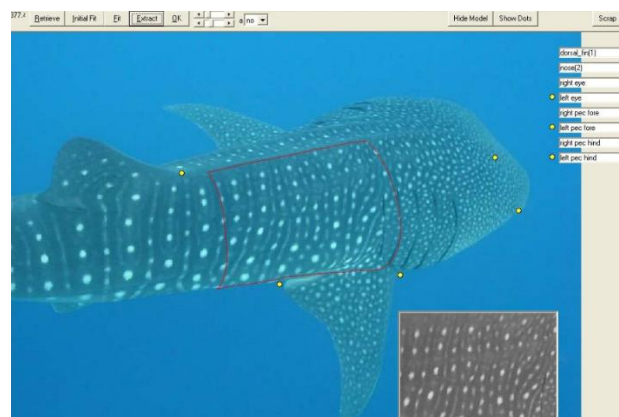


Figure 1 : Exemple d'utilisation d'un logiciel de photo-ID (ExtractCompare) pour l'identification individuelle d'un requin baleine (*Rhincodon typus*). D'après <http://conservationresearch.org.uk/>.

c) Historique

En 1880, l'archéologue amateur Marcelino Sainz de Sautuola fait la découverte de peintures d'animaux datant de la préhistoire dans la grotte d'Altamira (Figure 2).



Figure 2 : Peinture rupestre de la grotte d'Altamira, datant de la fin du Magdalénien représentant un bison.

Les peintures rupestres représentent à 90% des animaux et constituent les premières preuves de l'utilisation de représentations par l'Homme pour l'identification de la faune sauvage. Ces découvertes illustrent le fait que l'Homme désire depuis toujours observer et représenter la faune et la flore qui l'entourent.

Notre capacité à le faire a considérablement bénéficié du développement de la photographie et des nouvelles technologies qui permettent aujourd'hui de faire des observations en toute discrétion, sur une grande variété d'espèces, dans des habitats très divers et dans des conditions parfois très difficiles. De nos jours, la photographie de la faune sauvage est extrêmement populaire, tant pour l'étude et la recherche que pour le loisir et l'appréciation esthétique de la nature.

i. Naissance de la photographie et première utilisation dans le monde animal

C'est au cours du XIXe siècle que la photographie a été inventée et développée. Malgré l'encombrement et le poids du matériel ainsi que la mauvaise sensibilité des lentilles et des films photographiques, cette innovation a rapidement été utilisée pour photographier la nature. Le professeur G. Fritsch, explorateur allemand, pris toute première photo d'un animal sauvage en 1863, lors d'une expédition en Afrique du Sud (Guggisberg 1977).

L'utilisation de la photographie animalière à des fins scientifiques est née au cours d'une expédition océanographique de 1872 à 1876 à bord du HMS Challenger, un navire britannique. Lors de ce voyage, le caporal C. Newbold a pris des photos de colonies de gorfous sauteurs (*Eudiptes chrysocome*) et des images illustrant la reproduction de l'albatros (*Diomedea spp*). A cette époque, les premières innovations technologiques ont abouti à des appareils photos de plus petite taille, par conséquent plus facile à transporter.

La photographie de la faune sauvage est devenue populaire la fin du XIXe siècle. Fondé en 1899, le Zoological Photographic Club constitue la toute première association de photographes d'histoire naturelle au monde, leur permettant de partager photos, techniques et équipements. En 1906 aux Etats-Unis, A. G. Wallihan publie « Camera shots at Big Game », un recueil de photographies de wapitis (*Cervus elaphus*), de cerfs muets (*Odocoileus hemionus*), d'antilopes d'Amérique (*Antilocapra americana*), de pumas (*Felis concolor*) et autres animaux sauvages des montagnes Rocheuses (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

Certaines avancées technologiques permettent la mise au point d'appareils plus efficaces et plus facilement transportables. Au début des années 1900, le photographe anglais Oliver Pike a développé un appareil photo à soufflet, le « Birdland Reflex », un reflex où l'objectif sert à la fois à la visée et à la prise de vue, qui était selon lui « le plus appropriée pour la photographie d'oiseaux et d'animaux sauvages », domaine dans lequel il était spécialisé.



Figure 3 : "Birdland Reflex", modèle de 1910, conçu par Olivier Pike, pour les photographies d'histoire naturelle. D'après « Birdland Reflex - Antique and Vintage Cameras ».

La présence de l'homme dans un environnement sauvage perturbe inévitablement la faune qui s'y trouve. Or, les premiers appareils que nous avons évoqués nécessitaient tous l'action manuelle du photographe sur l'obturateur. Afin de photographier les comportements naturels des animaux, de nouveaux mécanismes de déclenchement des appareils sont apparus, permettant la prise de clichés à distance.

- ii. L'apparition des pièges photographiques a changé l'observation de la faune sauvage

En 1878, le scientifique Eadweard James Muybridge a utilisé douze appareils photos disposés le long d'une piste de course équestre afin d'étudier la course du cheval. De minces cordelettes étaient tendues de part et d'autre de la piste et reliées au mécanisme de déclenchement de l'obturateur (Guggisberg 1977). Ainsi, en lançant l'animal au galop, celui-ci heurtait les fils au fur et à mesure de sa course. La rupture des cordelettes provoquait le déclenchement des appareils photographiques les uns après les autres (Figure 4). En plus de constituer une importante avancée dans l'étude de la locomotion animale et de démontrer de manière rigoureuse qu'au galop, par moment les quatre pieds du cheval décollent du sol en même temps, il s'agit de l'un des premiers exemples d'utilisation de l'animal lui-même pour prendre sa propre photographie soit les prémices des pièges photographiques.

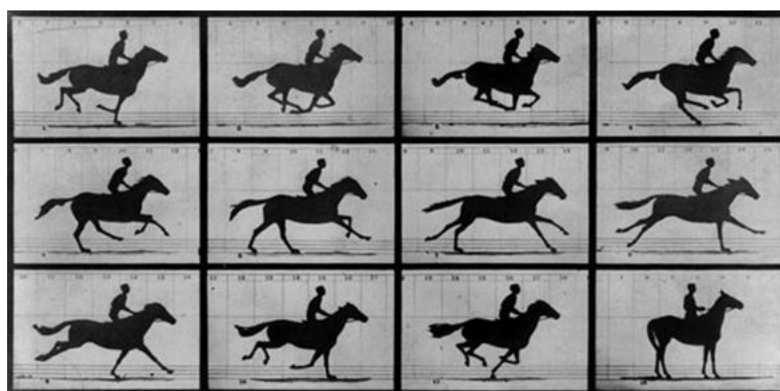


Figure 4 : "Sallie Gardner at a Gallop", une série de photographies en noir et blanc composée d'un cheval au galop avec son cavalier par E. Muybridge.

Dans les années 1890, George Shiras s'est inspiré des travaux de Muybridge et les a adaptés pour photographier des animaux sauvages. Il a notamment équipé ses appareils d'un flash afin de pouvoir photographier les animaux la nuit. Il a mis au point une grande diversité de méthodes pour déclencher les appareils photo. En effet, il a repris la technique des cordelettes reliées au système de déclenchement, en plaçant ces dernières dans des points de passages des animaux ou en les attachant à des appâts (Figure 5). Il est ainsi parvenu à prendre des clichés d'un grand nombre d'espèces de mammifères, d'oiseaux et de reptiles comme par exemple le vison d'Amérique (*Mustela vison*), le raton laveur (*Procyon lotor*), le castor (*Castor canadensis*), le vautour Urubu (*Coragyps atratus*) ou encore la tortue terrestre Gophère polyphème (*Gopherus polyphemus*) (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011). Ses clichés ont été récompensés d'une médaille d'or lors de l'Exposition Universelle de Paris de 1900 et ont été publiés dans National Geographic Magazine (Guggisberg 1977; Shiras 1913; 1906).

L'ouvrage « How to hunt with the camera. », publié en 1926 par William Nesbit, est le premier guide décrivant comment photographier la faune sauvage dans son habitat naturel. On y trouve une description détaillée des pièges photographiques, notamment de

l'équipement, des techniques de déclenchement ainsi que des différents types appâts nécessaires à la réalisation de cette méthode. La photographie de la faune sauvage est alors de plus en plus populaire et les pièges photographiques sont utilisés avec succès dans le monde entier pour obtenir des clichés d'un grand nombre d'espèces.



Figure 5 : Wapiti (*Cervus canadensis*) mâle déclenchant un flash en prenant une corde dans ses bois. Photographie de George Shiras au Yellowstone National Park, Wyoming, juillet 1913.

iii. La première utilisation de l'identification photographique pour l'étude scientifique de la faune sauvage

A la fin des années 1920, Franck M. Chapman, conservateur en ornithologie au musée d'histoire naturelle de New York, a été le premier à utiliser les pièges photographiques afin d'identifier les espèces présentes dans une région donnée, en l'occurrence sur l'île artificielle de Barro Colorado au Panama, dans un contexte scientifique d'étude de la faune sauvage locale. Il est parvenu à photographier et ainsi à identifier de nombreuses espèces présentes dans la forêt tropicale comme l'ocelot (*Leopardus pardalis*) ou le tapir de Baird (*Tapirus bairdii*) et a publié ses résultats dans le livre « Census of the living ». Il est également le premier à évoquer la possibilité d'obtenir d'autres informations à partir de ces clichés. En effet, dans son livre, l'auteur propose de différencier les individus d'une même espèce par les marques et motifs du pelage. Il a ainsi conclu qu'il avait photographié plusieurs fois le même puma (*Puma concolor*) et qu'il avait observé au moins un autre individu sur un autre cliché. D'autre part, il a également pu obtenir des informations concernant le comportement de certains animaux. Par exemple, il a pu observer que la plupart des félins semblaient repérer la ficelle et avaient tendance à l'éviter alors que les pécaris (*Pecari sp.*) ne semblaient pas la repérer (O'Connell,

Nichols, et Karanth 2011). L'exploitation des données obtenues à l'aide de photographies de la faune sauvage s'est considérablement développée par la suite.

iv. Les innovations techniques et le développement des équipements permet d'obtenir de nouvelles informations

A partir de la moitié du XXe siècle, les équipements se sont perfectionnés. La taille du matériel a été réduite, la poudre de magnésium utilisée initialement pour les flashes a été remplacée par des ampoules, des mécanismes ont été mis au point pour synchroniser la prise de la photo avec le flash, les batteries sont devenues plus performantes, ...

En 1956, Pearson a développé un système permettant d'étudier l'activité de certains petits mammifères, et plus particulièrement des espèces de rongeurs en Californie. Il a utilisé une caméra 16 mm qui était réglée pour ne générer qu'une image à la fois. Celle-ci pouvait donc prendre des centaines de clichés sans avoir à réinitialiser le mécanisme. Pearson a décrit deux systèmes de déclenchement novateurs permettant de s'affranchir de l'utilisation des ficelles. Le premier impliquait une pédale connectée à un interrupteur électrique qui activait l'appareil lorsqu'un animal passait dessus. Le second système émettait un faisceau de lumière rouge. La photographie se déclenchait lorsqu'un animal passait à travers le faisceau. En plus des espèces de rongeurs qu'il a étudiées, il a photographié 26 autres espèces de mammifères, oiseaux et reptiles. Afin d'aller au-delà de l'identification des espèces, il a également capturé un certain nombre d'individus pour les marquer à l'aide de boucles auriculaires ou en réalisant une petite tonte du pelage. Bien qu'invasive, cette méthode de marquage couplée à l'utilisation de ses pièges photographiques lui a permis d'identifier individuellement les animaux photographiés. Afin de récolter encore davantage d'informations, Pearson a intégré une horloge, une règle, un thermomètre et un hygromètre dans le champ de la caméra. Grâce à ces données, couplées à la photo-ID des différents individus, il a pu décrire l'activité quotidienne et saisonnière de plusieurs espèces de rongeurs et du lapin de Bachman (*Sylvilagus bachmani*) ainsi que l'effet de la température et de l'hygrométrie sur l'activité de la musaraigne (*Sorex spp.*) et du lézard des palissades (*Sceloporus occidentalis*) (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

En 1968, Winkler et Adam ont mis au point une caméra munie d'une batterie de voiture, de quatre feux d'atterrissage de 100W et d'une cellule de déclenchement photo-électrique pour étudier l'activité des carnivores terrestres à proximité des grottes abritant des chauves-souris. Ils pouvaient enregistrer 31 séquences de 2 secondes pour chaque rouleau de pellicule. Ils ont pu identifier des rats laveurs (*Procyon sp.*) et des mouffettes rayées (*Mephitis mephitis*) alors qu'ils entraient ou sortaient de la grotte (Winkler et Adams 1968).

Au début des années 1970, des systèmes de photographie séquentielle se développent, permettant d'enregistrer des images selon une fréquence donnée. Des caméras Super 8 dont la pellicule avait une capacité de 3600 images étaient reliées à un minuteur électronique réglé pour prendre une photo toutes les 5 à 15 minutes. Ces montages pouvaient être laissés en place pendant plusieurs jours et ont notamment été utilisés afin d'observer la

nidification du Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), la reproduction des colonies de goélands de Californie (*Larus californicus*) et de pélicans blancs d'Amérique (*Pelecanus erythrorhynchos*). (Temple 1972 ; Diem, Ward, et Cupal 1973).

En écho aux travaux de Chapman dans les années 1920, Seydack a décrit en 1984 le fonctionnement d'un système mécanique de caméra munie d'une plaque de déclenchement sensible au poids afin de recenser les mammifères de la forêt tropicale en Afrique du sud. Il a déployé 6 de ces appareils le long des sentiers dans un secteur de 100 Ha, qu'il a laissé pendant 1 mois avant de venir les récupérer. Il a répété cette procédure six fois en trois ans. Il a ainsi pu photographier 14 espèces différentes. En utilisant les motifs de pelage et la morphologie des cornes des mâles, il a identifié au moins 61 guibs (*Tragelaphus scriptus*). Ainsi, la couverture d'un territoire d'une surface connue par les pièges photographiques, permet de d'estimer le nombre d'individus présents dans cette zone grâce à l'identification photographique de ces derniers. Bien que les appareils ne couvrent qu'une petite partie de la région étudiée, il utilise ces données pour obtenir une estimation la densité de la population de cette espèce sur ce territoire, comparant les résultats obtenus par cette méthode à ceux calculés à l'aide de comptages par observation directe des individus ou de leurs traces. Il en a conclu que la photo-ID pouvait constituer une alternative intéressante pour l'estimation de la densité des populations sauvages. Il a également regroupé les espèces détectées en 3 catégories (Seydack 1984) :

- Celles individuellement reconnaissables et donc pour lesquels une estimation de la densité peut être calculée à condition que la répartition des pièges photographiques sur la zone étudiée permette une couverture adéquate. C'est le cas par exemple du guib (*Tragelaphus scriptus*), le ratel (*Mellivora capensis*) ou le léopard (*Panthera pardus*).
- Celles qui ne sont pas reconnaissables individuellement mais relativement abondantes. L'identification photographique permet donc d'obtenir des indices de fréquence fiables mais dont l'estimation de la densité nécessite l'utilisation de données obtenues à l'aide d'autres méthodes plus invasives. L'auteur donne comme exemples le porc-épic africain (*Hystrix cristata*) et la genette à grandes taches (*Genetta trigrina*).
- Celles qui ne sont pas reconnaissables individuellement mais qui sont rares ou difficiles à détecter comme le céphalophe bleu (*Philantomba monticola*), le caracal (*Caracal caracal*) et le potamochère (*Potamochoerus larvatus*). Les modes de vie de ces espèces réduisent la probabilité de les « capturer » à l'aide des pièges photographiques. La photo ID permet donc d'obtenir des indices de présence mais pas d'en estimer la densité.

Selon l'auteur, les résultats de cette étude laissaient présager un grand potentiel pour la technique de recensement par photographie, et donc à l'aide de l'identification photographique, en tant qu'outil polyvalent de recherche quantitative et de recensement général de la faune dans le biome de la forêt tropicale (Seydack 1984).

- v. La photo-ID moderne, un domaine à la pointe de la technologie de plus en plus utilisée pour la conservation.

Au cours des années 1990, la photographie à distance a été utilisée dans une variété croissante d'études. Lors de cette décennie, des détecteurs de mouvements et des capteurs infrarouges ont été développés et mis au service des pièges photographiques. Les marqueurs utilisés pour différencier les individus se sont diversifiés et les avancées techniques comme l'utilisation de photographies en couleur ont permis d'énormes progrès dans le domaine de l'identification photographique. L'identification d'un individu à partir d'un cliché a rendu possible l'utilisation de photographies dans le modèle statistique de Capture-Marquage recapture (CMR). C'est pourquoi l'utilisation de clichés, notamment à l'aide de pièges photographiques, est devenue populaire au sein de la communauté scientifique. En effet, le caractère non invasif de cette méthode, les moyens financiers et humains à déployer sur le terrain étant beaucoup moins importants que pour les méthodes classiques ainsi que la fiabilité et la diversité des informations exploitables ont poussé les organisations de conservation à intégrer systématiquement l'utilisation de la photographie à distance dans leurs efforts pour documenter et préserver la biodiversité dans le monde.

Les cartes mémoire ont remplacé les pellicules et les innovations techniques ont continué de rendre les appareils toujours plus performants. En 2002, Yasuda et Kawakame ont décrit un système connecté permettant de transmettre les images prises par une caméra numérique directement sur un ordinateur via un serveur. Ainsi, grâce au développement du numérique et d'internet, il devient possible de bénéficier en temps réel des observations sur le terrain et de transférer les images sur disque dur ou sur des bases de données accessibles par internet. En 2005, Locke et al. ont mis au point un système connectant un système de photographie numérique à une plateforme en ligne permettant la visualisation et l'utilisation des clichés partout où une connexion internet est disponible, même dans les régions éloignées. Le déclenchement de l'appareil se faisait grâce à des capteurs de mouvement et de chaleur et des panneaux solaires permettaient de recharger les batteries en permanence. Ainsi, ce système est théoriquement capable de générer et transmettre des clichés de la faune sauvage indéfiniment, en temps réel sans nécessiter la présence de quelqu'un pour changer la batterie par exemple.

L'identification photographique individuelle des animaux était classiquement réalisée manuellement en comparant les clichés obtenus à ceux d'une base de données de photographies individuelles préalablement établie, cette opération est chronophage et le risque d'erreur d'identification est non négligeable. C'est notamment pour répondre à ces problématiques que des logiciels de photo-ID, comme Wild-ID ou ExtractCompare, ont été développés. Ils permettent de comparer automatiquement un cliché à une base de données pour identifier les similitudes et ainsi faciliter l'identification des individus. Ils sont pour la plupart téléchargeables gratuitement sur internet ce qui facilite la collaboration entre les organisations de recherche et permet l'utilisation de photographies prises par des touristes.

Depuis l'apparition de la photographie et les premiers travaux de Muybridge, Shiras, Nesbit et Chapman, la photographie de la faune sauvage et la photo-ID se sont imposées comme des outils essentiels pour l'étude et la conservation de la biodiversité dans le monde entier. La curiosité et l'ingéniosité humaine ont permis de repousser sans cesse les limites de ces domaines et ainsi d'accéder à des ressources qui étaient auparavant considérées comme inaccessibles.

2) L'obtention des clichés : matériel et méthodes

L'identification photographique en tant qu'outil scientifique pour l'étude de la faune sauvage a donc suscité un intérêt croissant au sein de la communauté scientifique depuis le début du vingtième siècle jusqu'à nos jours. Cette méthode a bénéficié des avancées techniques et technologiques mais surtout de l'ingéniosité des chercheurs à développer des moyens pour utiliser de la manière la plus efficace possible cette technique d'échantillonnage considérée comme peu invasive. Dans cette partie, nous verrons qu'il existe différentes méthodes pour prendre les photographies des animaux sauvages et nous porterons une attention particulière au cas des pièges photographiques laissés en autonomie, aux clichés pris lors d'observations directes des animaux vivant ainsi qu'à ceux pris sur des animaux victimes des activités humaines.

a) Les pièges photographiques

i. Principe des études utilisant les pièges photographiques

Nous avons vu que l'apparition des pièges photographiques a révolutionné l'étude de la faune sauvage. Depuis Shiras dans les années 1890, le principe des caméras pièges est resté inchangé : permettre aux animaux de se « photographier eux-mêmes ». Quelle que soit la problématique de l'étude, l'objectif principal des pièges photographiques est d'obtenir des clichés ou vidéos de l'espèce ou du groupe d'espèces que l'on souhaite étudier.

Chaque projet est différent et les chercheurs fixent des objectifs en fonction de l'espèce étudiée, de l'environnement et des ressources disponibles. Pour parvenir à atteindre les objectifs fixés, plusieurs facteurs entrent en jeu comme la durée de l'étude, le nombre de sessions d'échantillonnage, la localisation et la disposition des appareils, En effet, afin de pouvoir estimer des paramètres sur la taille d'une population tels que l'abondance ou la densité à un moment donné, les mesures doivent être effectuées sur une échelle de temps pendant laquelle la population est considérée stable. Autrement dit, il faudrait idéalement que la population constitue un système fermé, avec aucune naissance et aucun décès pendant la période de suivi. Si ce n'est pas le cas, le dénombrement des individus risque d'être surestimé, et ce d'autant plus si l'espèce a un cycle de reproduction rapide. Ainsi pour les espèces rares, il est parfois nécessaire de faire un compromis entre une durée d'échantillonnage suffisamment longue pour recueillir suffisamment d'informations et de

clichés sur l'espèce en question mais suffisamment courte pour respecter l'hypothèse de stabilité. C'est pourquoi, la durée de l'étude doit être en accord avec la biologie de l'animal. Par exemple pour les grands félins, la durée d'échantillonnage est en général de 2 à 3 mois (ref). Pour s'affranchir de ce facteur, il est donc préférable d'effectuer l'échantillonnage sur une unique session (Ancrenaz 2012; O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

Lorsque l'on souhaite étudier l'évolution de la taille d'une population au cours du temps, il est nécessaire de réaliser plusieurs sessions d'échantillonnage, sous réserve que chacune d'elle respecte l'hypothèse de stabilité énoncée précédemment. De plus, pour pouvoir obtenir des tendances réelles au cours du temps, et s'affranchir d'éventuelles variations aléatoires, il est nécessaire d'effectuer les observations plusieurs fois afin de pouvoir calculer l'écart type et la variance entre celles-ci. On peut ainsi estimer la répétabilité et la reproductibilité de la méthode d'observation utilisée. Ces indicateurs sont caractéristiques d'une méthode d'observation fiable permettant d'obtenir des résultats précis et sont des indispensables pour modéliser sans trop de difficultés les données. Les intervalles de temps entre chaque session doivent tenir compte de l'écologie du milieu et de la biologie de l'espèce, comme par exemple des périodes de reproduction, des variations saisonnières ou encore de la disponibilité de la nourriture. En effet, Altendorf et al., en 2001, ont par exemple montré que dans l'état de l'Idaho aux Etats-Unis, les cerfs hémione (*Odocoileus hemionus*) réagissent au risque de prédation, biaisant les observations des comportements alimentaires à l'échelle des habitats et des microhabitats susceptibles d'être réalisées par photographie.

Lors de la conception d'une étude mettant en jeu l'utilisation de pièges photographiques, il est donc nécessaire de tenir compte de l'ensemble de ces paramètres afin de pouvoir obtenir des résultats interprétables. Les projets de recherche sont souvent limités par des contraintes de temps, de budget ou de matériel et il est souvent nécessaire de faire des compromis sur un ou plusieurs facteurs (Ancrenaz 2012; O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

ii. Choix du modèles et fonctionnement

Les pièges photographiques sont aujourd'hui de plus en plus discrets, fiables et abordables. Il existe de nombreux modèles différents ce qui permet aux chercheurs de choisir le modèle le plus adapté en fonction de leurs objectifs, des conditions du terrain, de leur budget et des espèces étudiées. Par exemple, si l'on souhaite pouvoir observer le comportement de nourrissage d'oiseaux nouveaux nés dans leur nid, le piège photographique doit être silencieux, discret, et capable de prendre plusieurs clichés rapidement les uns à la suite des autres. Le choix se portera donc sur des équipements rapides et dotés d'une bonne sensibilité. Au contraire, pour pouvoir photographier une espèce rare et difficilement observable, l'appareil devra être solide, et capable de faire des enregistrements pendant plusieurs semaines après son installation. Le choix des chercheurs va donc se porter sur des appareils ayant une bonne autonomie. Les conditions météorologiques, les actes de vandalisme en milieu urbain ou les dommages causés par les animaux, le camouflage, l'espèce

cible, le fonctionnement nocturne, le système de déclenchement, le champ de détection, la sensibilité ou encore la qualité d'image sont autant de paramètres à prendre en compte afin de choisir le modèle le mieux adapté (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

Le paramètre majeur qui permet de classer les pièges photographiques réside dans leur système de déclenchement. Ils peuvent être ou non déclenchés par un stimulus extérieur. En effet, certains appareils sont programmés pour enregistrer des images en continu ou à une certaine fréquence déterminée au préalable, on parle de piège séquentiel. D'autres sont en état de veille et ne s'activent que lors de la présence d'un animal, on parle de piège à déclenchement stimulé. Le système de déclenchement peut être mécanique, et ainsi activé par l'action de l'animal sur une pédale ou une ficelle, mais dans la majorité des cas, le système intègre une technologie infrarouge.

Les pièges photographiques séquentiels sont particulièrement bien adaptés à l'observation de groupes d'animaux en espaces ouverts tels que les mammifères marins comme les phoques ou les éléphants de mer, les oiseaux marins, ou encore les mammifères en pâture. Obtenir un enregistrement continu est également intéressant afin de démontrer l'absence d'une espèce dans une zone ou sur une période de temps donnée. L'information obtenue sera plus fiable qu'avec un piège déclenché par stimulus car celui-ci peut faillir à détecter le passage de l'animal en question (faux négatif). Deux facteurs sont en revanche limitants pour l'utilisation de ce système : d'une part, la source d'énergie et d'autre part le traitement des données. En effet, il est nécessaire de visionner la totalité des images pour repérer les événements utiles à l'étude. Concernant l'alimentation, il est parfois possible d'alimenter l'appareil par un long câble d'alimentation tiré jusqu'au site d'étude ou encore d'utiliser l'énergie solaire ce qui n'est, en pratique, pas toujours facilement réalisable.

Les pièges photographiques à déclenchement stimulé sont plutôt utilisés pour l'observation d'évènements qui se produisent de manière discontinue tel que la présence d'une espèce ou d'un individu sur territoire donné. Il existe deux type de déclenchement.

- le déclenchement mécanique. Les appareils sont munis de plateaux sensibles à la pression ou de ficelles auxquelles sont accrochés des appâts. Lorsque la pression ou la tension exercée sur le système varie, l'appareil prend une photographie. Ces systèmes sont de moins en moins utilisés car ils nécessitent que l'animal passe sur un point très précis ou saisisse l'objet relié à la ficelle. La probabilité d'obtenir des faux négatifs, c'est-à-dire, que l'animal étudié soit réellement présent devant le piège mais qu'il ne déclenche pas le mécanisme, et donc qu'il ne soit pas photographié est donc relativement importante. Les estimations réalisées à partir des données obtenues à l'aide de ces appareils risquent donc de sous-estimer le nombre réel d'individus à prendre en compte, ce qui constitue un biais statistique à prendre en compte.

- le déclenchement infrarouge (Figure 6). Les appareils peuvent être actifs, c'est-à-dire, munis d'un émetteur et d'un récepteur entre lesquels est diffusé le faisceau et lorsque le faisceau est interrompu, l'appareil se déclenche et enregistre une image. Ils peuvent également être passifs, c'est-à-dire, constitués de deux cellules juxtaposées percevant un

différentiel de température de surface. Il s'agit donc de capteurs qui perçoivent les variations des émissions infrarouges. Lorsqu'un animal passe, l'appareil est activé par le mouvement et le changement de température et enregistre un cliché ou un film. Le système passif a l'avantage de réunir tous les composants en un seul appareil. Ainsi, ces systèmes sont beaucoup plus simples à mettre en place sur le terrain. De manière générale, les systèmes infrarouge actifs sont bien adaptés pour l'étude des animaux de grande taille et permettent une détection précise. Cependant, ils génèrent beaucoup de clichés inutiles (faux positifs) car tout objet qui interrompt le faisceau déclenche le mécanisme. Les systèmes passifs possèdent un champ de détection très important et offrent la possibilité d'observer un grand nombre d'espèces. De plus, ce type d'appareil génère moins de faux positifs (mais davantage de faux négatifs).

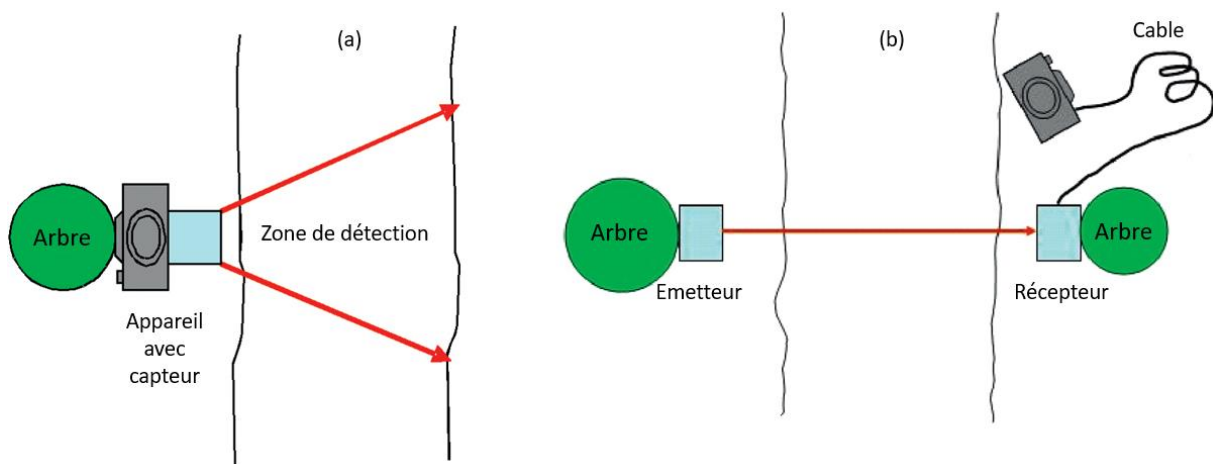


Figure 6 : Schémas de l'installation et du type de fonctionnement des pièges infrarouges passif et actif, d'après (Rovero, Tobler, et Sanderson, 2010)

iii. Choix du nombre de pièges

Le choix du nombre de pièges utilisés dans le cadre d'étude de la faune sauvage dépend également de nombreux facteurs. Les facteurs généralement limitants sont le prix, le poids et les dimensions des appareils car dans la pratique, il est souvent difficile les transporter jusqu'au lieu d'installation.

Ce choix dépend également du type d'étude que l'on souhaite réaliser. En effet, si l'on veut estimer le nombre d'individus d'une espèce vivant sur un territoire donné, il est nécessaire que les pièges photographiques soient espacés de telle sorte que chaque individu ait une probabilité de détection non nulle, c'est-à-dire que la zone située entre deux pièges photographiques soit de taille inférieure à celle du domaine vital de l'animal étudié (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011). Par exemple, lors de l'étude des tigres et les léopards au Bhoutan menée par Wang et Macdonald en 2009, ces derniers ont espacé leurs pièges d'une distance de 3,6 km, ce qui correspondait au plus petit diamètre de domaine vital d'un léopard connu, les tigres ayant un domaine vital plus grand que celui des léopards (Wang et Macdonald 2009).

Autre exemple, en 2006, Soisalo et Cavalcanti ont déterminé la taille moyenne d'un domaine vital de jaguar femelle grâce aux données récoltées suite à la pose d'un collier GPS sur huit jaguars, les femelles ayant un domaine vital plus petits que les mâles, et ainsi ne pas laisser d'espace plus grand que 40 km² entre deux pièges (Soisalo et Cavalcanti 2006).

Le nombre de pièges disponibles étant fixé, augmenter la concentration en pièges augmente la probabilité de détecter un individu mais diminue le territoire couvert par les pièges. Par conséquent, la probabilité de photographier un plus grand nombre d'individus s'en retrouve diminuée. Il faut également tenir compte du fait qu'une trop grande concentration en pièges peut entraîner une hétérogénéité dans les probabilités de détection des individus. En effet, un individu qui compte deux pièges sur son territoire a plus de chance d'être piégé qu'un individu n'en comptant qu'un seul (Foster et Harmsen 2012).

iv. Installation des pièges

Les pièges photographiques peuvent être placés de façon à obtenir une couverture uniforme sur le terrain ou placés spécifiquement à des endroits choisis pour être des lieux de passage de l'espèce étudiée. Le premier type de placement limite les biais liés au choix des chercheurs mais il est peu utilisé en pratique. Souvent, les emplacements sont sélectionnés afin d'optimiser les chances de capture. Ceci est d'autant plus utile lorsqu'on l'on étudie des espèces vivant à faible densité. Le positionnement et l'orientation de la caméra doivent également être pensés en fonction de la topographie du milieu et des caractéristiques de l'espèce d'étude. Il est souvent très difficile de se déplacer dans les milieux où se déroulent habituellement les études ce qui limite la possibilité d'accéder à un point du site qui aurait été choisi au hasard. Les pièges photographiques sont généralement installés dans des sites particulièrement fréquentés par l'espèce ciblée, caractérisés par une forte concentration en indices de présence : empreintes, marquage de territoire, fèces, En 2005, Brassine et Parker ont choisi de placer leurs pièges dans des lieux de marquage des guépards au Botswana, où les déjections, traces d'urines et grattages se trouvaient en grande quantité. En effet, ces lieux présentent deux avantages particulièrement intéressants : ils sont d'une part fréquentés par plusieurs individus et, d'autre part, les animaux y restent suffisamment de temps pour que les appareils puissent prendre plusieurs clichés (Brassine et Parker 2015). On peut néanmoins noter que, bien que ce positionnement soit intéressant pour pouvoir photographier les animaux étudiés, il n'est pas représentatif de l'ensemble de la zone étudiée.

Pour l'étude de certaines espèces, les chercheurs n'ont que très peu de supports disponibles. Par exemple, en 2005, Belbachir et al. ont étudié le guépard du Sahara en milieu désertique et n'ont pu fixer leurs pièges photographiques qu'aux rares arbres et rochers présents dans la zone d'étude. Ces abris étant rares, ils étaient attractifs pour les animaux. De plus, ils fournissaient de l'ombre au matériel pour le protéger des fortes chaleurs (Belbachir et al. 2015).

Il est recommandé de placer le piège sur un support solide avec un angle de prise de vue et à une hauteur adaptés à la taille de l'animal cible (Wang et Macdonald 2009). Si cela

est possible, il est possible de placer un piège photographique de chaque côté du couloir de passage afin de photographier les deux flancs de l'animal et faciliter sa reconnaissance mais, en pratique, les conditions de terrain ne le permettent pas toujours et les chercheurs préfèrent utiliser les pièges pour couvrir la plus grande zone possible (Soisalo et Cavalcanti 2006; Wang et Macdonald 2009; Brassine et Parker 2015; Hearn et al. 2016).

v. Utilisation d'appâts

L'utilisation d'appâts est controversée. En effet, l'utilisation de leurres pour attirer les animaux dans le champ de détection de la caméra est une technique utilisée depuis l'apparition des premiers pièges photographiques (Guggisberg 1977; Shiras 1913; 1906). Il s'agit d'utiliser de la nourriture, des substances attractives, odorantes ou des effets sonores pour attirer l'animal et ainsi augmenter la probabilité qu'il soit photographié. Ils sont généralement très efficaces, notamment pendant les périodes où les ressources sont faiblement disponibles pour les animaux (Cove et al. 2012; du Preez, Loveridge, et Macdonald 2014).

Cependant, leur utilisation pose de nombreux problèmes. En effet, la présence d'un appât induit une modification du comportement de l'animal lorsqu'il s'approche du piège. Il peut s'agir d'un comportement d'évitement, ce qui implique une diminution de la probabilité que l'animal soit photographié de nouveau par le piège. Au contraire, l'animal peut être très attiré par le leurre et donc visiter le site de nombreuses fois ou d'y passer beaucoup de temps. Les appâts provoquent donc de nombreux biais d'observation, en attirant ou repoussant certains individus. De plus, si un prédateur est très attiré par l'appât et passe beaucoup de temps à proximité du piège, les espèces proies auront tendance à éviter cette zone et seront par conséquent moins observées. Inversement, si l'appât utilisé attire des proies, les prédateurs de ces espèces seront potentiellement attirés secondairement. Il s'agit d'un biais interspécifique. De même, il peut également être intra-spécifique en sélectionnant une catégorie d'âge ou de sexe (Mccoy, Ditchkoff, et Steury 2011). L'ensemble des biais dus à l'utilisation d'appâts rend l'utilisation des données ainsi récoltées difficilement utilisables pour les études démographiques (Bengsen, Butler, et Masters 2011; Shardlow et Hyatt 2013).

Il est également important de souligner que l'utilisation d'appâts implique de se rendre régulièrement sur place pour contrôler ou remplacer les appâts (Ancrenaz 2012).

L'utilisation de leurres est donc une technique intéressante pour obtenir des photographies des animaux étudiés en un temps plus court et ainsi d'écourter la durée de l'étude mais est à l'origine de nombreux biais qu'il est nécessaire de prendre en compte.

vi. Contrôle des équipements et récupération des données

Il est nécessaire de contrôler régulièrement les pièges photographiques une fois installés sur le terrain. Ces contrôles ont pour but de vérifier le bon fonctionnement du matériel, de remplacer les batteries, de vérifier que la végétation n'empêche pas de

photographier les animaux, de récupérer les données des cartes mémoire ou encore de changer les appâts. La fréquence des contrôles dépend du type d'équipement employé, du personnel disponible, des conditions météorologiques, des risques de dégradations, ... l'objectif étant toujours de repérer un dysfonctionnement le plus tôt possible pour minimiser les pertes de données (Rovero, Tobler, et Sanderson, 2010).

Ainsi, la récupération des données collectées par les pièges photographiques s'effectue classiquement au cours des contrôles réalisés sur le terrain ou lorsque l'on récupère le matériel à la fin de l'étude en transférant les données des cartes mémoires sur un ordinateur. De nos jours, de plus en plus de modèles de cameras piège sont connectés, c'est-à-dire, qu'il est possible accéder aux fonctions de l'appareil à distance grâce à une connectivité sans fil (Figure 7). Ces systèmes permettent de visionner les images, récupérer les données, formater les cartes mémoire ou encore contrôler le fonctionnement des appareils en temps réel sur un ordinateur ou un téléphone grâce à une simple connexion internet (R. Wearn 2017).

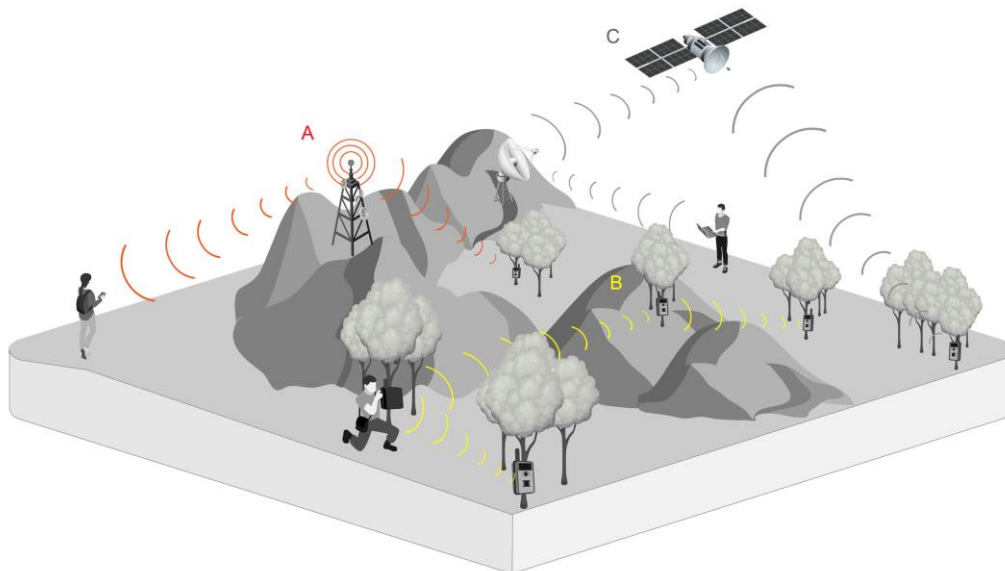


Figure 7 : Exemple de fonctionnement des modèles connectés d'après (R. Wearn 2017). A : Les pièges de caméra Wi-Fi se connectent via un réseau local à une station de base centrale, qui stocke de manière sécurisée les images dans un emplacement accessible jusqu'à ce qu'elles soient récupérées manuellement. B : Les distances de transmission pour les pièges à caméras Wi-Fi peuvent être étendues à l'aide de pièges à caméras à «répéteur» stratégiquement placés (comme au sommet d'une colline). C : Dans les zones dépourvues de réseau mobile ou Wi-Fi, il est techniquement possible que des pièges à caméra envoient des images sur des réseaux de téléphonie par satellite, mais leur prix reste prohibitif et n'offre qu'une bande passante limitée.

vii. Avantages et efficacité du piégeage photographique

Le piégeage photographique est une méthode non invasive qui entraîne généralement un minimum de perturbations pour les espèces cibles. Les pièges photographiques peuvent être laissés sans surveillance sur le terrain pendant plusieurs semaines. Ils conviennent donc parfaitement à l'étude d'animaux rares, insaisissables et nocturnes qui évitent les humains.

De plus, ces appareils permettent de réaliser des enregistrements relativement objectifs sur l'activité et le comportement des animaux car la présence humaine, et donc la perturbation et les modifications comportementales qu'elle engendre, est minimale.

Même si de nombreuses études montrent que c'est une méthode efficace pour l'étude et la conservation de la faune sauvage, il est important de noter que dans la pratique, les conditions terrain, les dysfonctionnements des appareils ainsi que la furtivité de certaines espèces rendent l'utilisation cette technique parfois très compliquée et qu'il est absolument nécessaire d'envisager un grand nombre de paramètres pour mener à bien un projet de recherche.

b) La photographie lors d'observations visuelles directes

Prendre des photographies lors observations visuelles directes d'animaux permet de récolter une multitude de données. La principale difficulté est d'observer les animaux. En effet, de nombreuses espèces évitent le contact avec les humains ou à cause de leur taille, de leur environnement, des conditions météorologiques. Néanmoins, la photographie directe se révèle extrêmement importante pour l'étude d'espèces pour lesquelles l'utilisation de pièges photographiques est impossible, comme les cétacés.

i. Les campagnes de photographie sur le terrain

Pour obtenir des photographies de certaines espèces, en particulier celles pour lesquelles l'utilisation de pièges photographiques est impossible, comme les cétacés par exemple, il est nécessaire de se rendre sur le terrain pour les photographier directement. En fonction de l'espèce et des conditions pour approcher les animaux, ces campagnes peuvent permettre :

- D'obtenir des clichés de bonne qualité de l'ensemble du corps de l'animal ou de parties permettant leur photo-ID au niveau individuel
- De compter le nombre d'individus présents dans un groupe, en précisant leur taille ou leur âge approximatif
- De documenter les comportements observés ainsi que l'organisation sociale d'un groupe
- De prélever des échantillons qui pourront faire l'objet d'analyses variées (génétiques, toxicologiques, ...)
- Dans certains cas, comme par exemple les expéditions visant à photographier les cétacés, il est possible de profiter de la proximité pour de fixer des balises capables de collecter des données spatiales ou acoustiques

Ces techniques font partie des plus utilisées pour de nombreux animaux marins comme la baleine de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) (Arcangeli 2014), la baleine grise (*Eschrichtius robustus*), la baleine à bosses (*Megaptera novaeanglia*), l'orque (*Orcinus orca*) et d'autres cétacés (Katona et Whitehead 1981; Urian et al. 2015).

Comme mentionné précédemment, de nombreuses espèces évitent le contact avec les humains et peuvent être difficiles à observer. La technique de photographie lors d'observation directe n'est alors pas ou peu appropriée pour l'étude de ces animaux du fait de la perturbation et du stress engendré par la présence humaine. De plus, les conditions de terrain et les conditions météorologiques rendent parfois l'observation et la collecte de données difficiles.

Notons tout de même que des techniques dérivées existent, comme par exemple l'utilisation des drones aériens ou en réalisant les photographies à partir d'un avion. Ces méthodes peuvent se révéler particulièrement efficaces mais restent peu utilisées car elles engendrent un coût nettement plus important.

ii. Les photographies obtenues à partir du tourisme ou des particuliers

Nous avons vu que l'obtention de photographies et de données pour l'étude et la conservation de la faune sauvage est souvent limitée et nécessite un investissement important, tant sur le plan matériel et financier que sur le plan humain. Il existe différentes techniques pour photographier les animaux, mais, afin d'obtenir des données précises et rigoureuses, des protocoles sont souvent nécessaires. Les photographies prises par les touristes quant à elles ne respectent pas de protocole. L'intérêt majeur de ces clichés pour l'étude de la faune sauvage réside dans la couverture spatiale et temporelle des régions étudiées. L'essor de la photo-ID et le développement de systèmes informatiques complets et connectés a rendu possible l'utilisation de clichés pris par les touristes. En effet, les touristes sont de plus en plus nombreux à s'intéresser à l'observation et à la photographie de la faune et de la flore. Les projets de recherche sont en effet de plus en plus nombreux à exploiter les données collectées dans le cadre du tourisme photographique (Rafiq et al. 2019) et de la science participative.

Par exemple, en septembre 2016, une touriste a photographié une femelle requin tigre (*Galeocerdo cuvier*) alors qu'elle plongeait au large des côtes de la Caroline du Nord. Dix mois plus tard, en juillet 2017, la même photographe est retournée au même endroit et a de nouveau photographié un requin tigre. La personne a ensuite entré les deux clichés dans le catalogue de photo-ID en ligne « Spot A Shark USA » (www.spotasharkusa.com) ce qui a permis de démontrer qu'elle avait photographié le même individu en septembre 2016 et en juillet 2017. Grâce à ces informations, combinées à d'autres données collectées par des touristes, Paxton et al. ont été en mesure de montrer que les requins tigres femelles peuvent manifester une fidélité à un lieu (Paxton et al. 2019).

Il existe de nombreux catalogues de photo-ID en ligne qui permettent à tous les citoyens d'enregistrer les photographies d'animaux dont ils disposent, ce qui constitue une source importante d'informations pour les chercheurs qui peuvent par la suite analyser et interpréter un plus grand nombre de données (Tableau 1).

Tableau 1 : Exemples de catalogues de photo-ID disponibles en lignes

Projets	Espèces	Références	Site internet
Fluke ID Catalog	Baleines à bosse	(Witteveen, Worthy, et Roth 2009)	http://www.alaskahumpbacks.org/flukeIDcatalog.html
ECOCEAN	Requin Baleine	(Holmberg, Norman, et Arzoumanian 2009)	http://www.whaleshark.org.au/photo-id-library/
WildBook	Multiples	(Paxton et al. 2019)	https://www.wildbook.org/doku.php

Prenons également l'exemple du projet Spipoll. Il s'agit d'un programme national de surveillance des insectes pollinisateurs basé sur la science participative lancé en 2010 en France. Le principe de ce projet repose sur la réalisation de collections photographiques d'insectes interagissant avec une espèce végétale à un endroit et un moment donné. Partout en France métropolitaine, les volontaires sont invités à choisir une espèce de plante à fleurs et à photographier tous les insectes en train de se nourrir ou de se poser sur les fleurs sur une période de temps normalisée. Les volontaires identifient ensuite les espèces qu'ils ont photographiées grâce à une clé de détermination en ligne et postent leurs clichés sur le site <http://www.vigienature.fr/fr/spipoll-0>. Les collections photographiques ainsi réalisées couvrent toute la France, sauf la Corse, et contenaient près de 218 000 photographies d'insectes prises par environ 1 300 volontaires dans plus de 2 600 villes différentes en mai 2016) (Le Féon et al. 2018). Grâce au projet Spipoll, Le Féon et al., en 2018, ont pu étudier la distribution de l'abeille géante de résine (*Megachile sculpturalis*) sur le territoire français et obtenir des informations sur sa phénologie, son alimentation et son comportement en matière de nidification. Selon les auteurs, cette étude illustre le pouvoir de la science citoyenne, qui offre plusieurs avantages pour la collecte de données sur la distribution des espèces, permettant une extension spatiale et temporelle de l'échantillonnage, y compris sur des terrains privés normalement inaccessibles aux chercheurs. Les données collectées par les citoyens peuvent apporter une contribution majeure à la compréhension des changements dans la répartition des espèces et, plus spécifiquement, des invasions biologiques

Les photographies prises par les touristes peuvent constituer une source précieuse d'informations pour les chercheurs et peuvent fournir des données de surveillance comparables à celles générées par les approches traditionnelles (Rafiq et al. 2019). Cette méthode se révèle particulièrement adaptée au suivi des espèces charismatiques observable dans des zones fréquentées par les touristes mais est également susceptible d'apporter une contribution majeure à la compréhension des changements dans la répartition des espèces et, plus spécifiquement, des invasions biologiques (Le Féon et al. 2018).

c) La photographie pour l'identification d'animaux victimes du braconnage ou des activités humaines

Il est possible d'utiliser des clichés d'animaux victimes des activités humaines pour la photo-ID. En effet, de nombreuses espèces sont victime du braconnage pour leur peau qui sont séchées afin d'être vendues en tant qu'objets d'ornementation. Lorsque ces peaux parviennent à être saisies par les autorités, il est possible de le photographier et de comparer les motifs à ceux des individus identifiés dans une base de données pour déterminer quel animal a été abattu. Ainsi, en 2009, Hiby et al. ont comparé les photographies de trois peaux de tigres (*Panthera tigris*) confisquées à des braconniers entre 2006 à 2008 à un catalogue de photo-ID d'individus connus, permettant d'identifier l'animal dans les trois cas et donc de déterminer d'où provenait les individus qui ont été victimes du braconnage (Hiby et al. 2009).

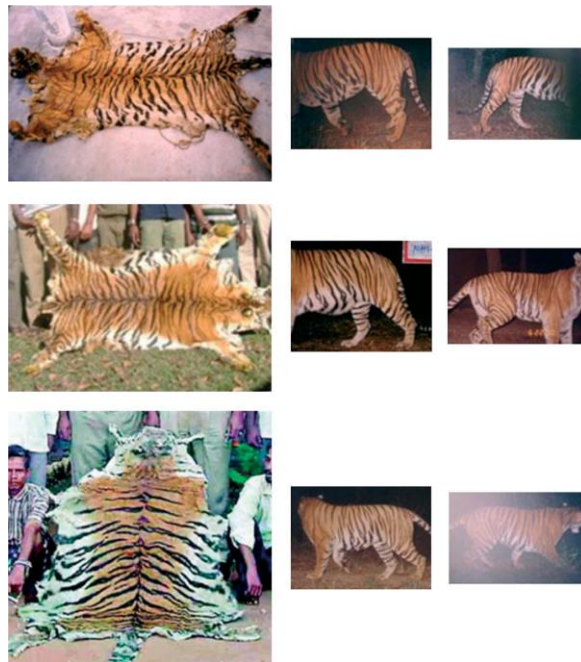


Figure 8 : Images des peaux de tigres confisquées sur la colonne de droite. Les deux colonnes de gauche représentent les images de tigres vivants prises dans les réserves d'où les animaux ont été braconnés. D'après (Hiby et al. 2009).

De plus, il est possible d'utiliser les photographies des animaux victimes des activités humaines comme le trafic routier pour recenser et identifier les espèces touchées par les collisions. On peut ainsi définir les points de conflit entre la faune et les routes et mesurer l'impact du trafic routier sur la faune locale et mettre en place des mesures pour réduire les collisions (Collinson et al. 2014; Conruyt-Rogeon et Girardet, 2012).

3) Les étapes de la photo-identification

a) Les espèces concernées

L'identification photographique repose sur la reconnaissance d'éléments phénotypiques propres à chaque individu, tels que les motifs du pelage, ou de caractéristiques distinctives, telles que les cicatrices. De nombreuses espèces sont donc concernées par cette technique. Afin de pouvoir appliquer la photo-ID sur une espèce donnée, il est néanmoins nécessaire que ce « marquage » soit suffisamment variable d'un individu à l'autre pour permettre leur différenciation d'une part et, d'autre part, qu'il soit stable pendant toute la durée de l'étude. Les premières utilisations dans l'étude de la faune sauvage se sont faites par comparaison visuelle de photographies sur papier. La photo-ID a donc dans un premier temps été utilisée pour l'étude de relativement petites populations de mammifères marins et de certains mammifères prédateurs terrestres (Figure 6), chez qui la reconnaissance de motifs uniques est relativement aisée (Karanth et Nichols 1998; Trolle et Kéry 2003; Forcada et Aguilar 2000), permettant notamment de réaliser les toutes premières études de densité de population chez des espèces rares et très mobiles comme le tigre (*Panthera tigris*) et le jaguar (*Panthera onca*) (Carbone et al. 2001). La diversité des motifs du pelage de certains mammifères terrestres permet l'identification individuelle pour des espèces comme le tigre (*Panthera tigris*) (Hiby et al. 2009), le zèbre de plaine (*Equus quagga*) (Lahiri et al. 2011) ou encore la girafe Masai (*Giraffa camelopardalis tippelskirchi*) (Bolger et al. 2012)

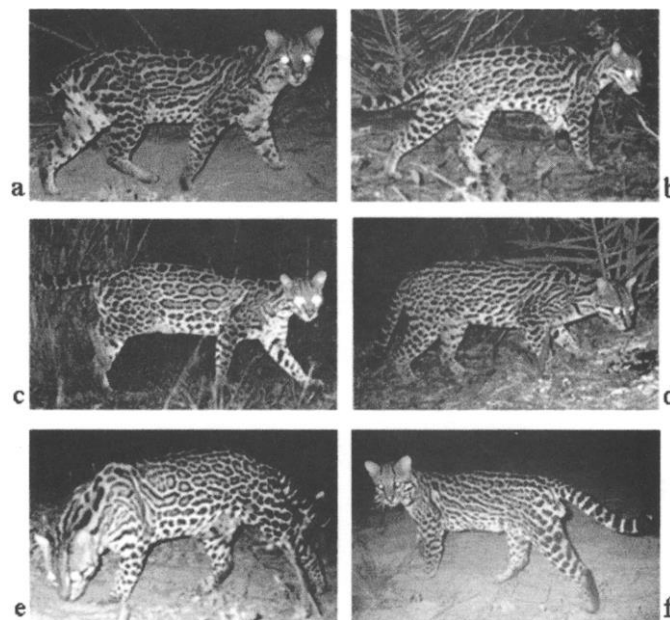


Figure 9 : six ocelots photographés par pièges photographiques et identifiés grâce à des marques distinctives. D'après Trolle et Kéry (2003). a) femelle (absence de testicules), queue très courte, entailles sur les deux oreilles, longue série de rosettes fondues ensemble ; b) femelle, corps svelte, queue de taille moyenne, rosettes de taille moyenne isolées ; c) femelle en lactation, queue courte, rosettes larges et rondes ; d) femelle, longue queue, rosettes peu définies et nombreuses taches et lignes ; e) mâle, corps robuste, longue queue, longue rosette sur l'épaule et nombreuses petites taches sur le flanc ; f) mâle, queue très longue, rosettes longues et étroites.

Concernant les espèces ne possédant pas de pelage aux motifs unique, d'autres marques phénotypiques moins visibles sont utilisables. Par exemple, la disposition des vibrisses est utilisée chez l'ours polaire (*Ursus maritimus*) (C. J. R. Anderson, Roth, et Waterman 2007; Carlos J. R. Anderson et al. 2010) et le lion (*Panthera leo*) (Pennycuik et Rudnai 1970). La photo-ID à partir des empreintes de pied est également décrite et s'est révélée comme un outil précieux pour l'étude de nombreuses espèces comme le rhinocéros blanc (*Ceratotherium simum*) (Alibhai, Jewell, et Law 2008).

Les marques naturellement présentes sur le corps des mammifères marins permettent depuis longtemps leur identification individuelle. Celles-ci sont observables lorsque l'individu remonte à la surface pour respirer ou se reposer. Par exemple, dès 1960, Schevill et Backus ont suivi les mouvements d'une baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*) grâce à la forme et à la pigmentation de sa nageoire dorsale (Schevill et Backus 1960). La photo-ID a considérablement amélioré la capacité des chercheurs à utiliser ces marques naturelles pour identifier individuellement les cétacés et c'est aujourd'hui un prérequis indispensable à la réalisation d'études longitudinales sur les cétacés et autres mammifères marins.

Selon l'espèce, il est possible d'utiliser différentes caractéristiques pour distinguer les individus, notamment la forme de la nageoire dorsale ou caudale, la répartition des callosités, la pigmentation de la peau, les cicatrices ou encore les motifs du pelage des mammifères marins à fourrure (Figure 8) (Urian et al. 2015; Thompson et Wheeler 2008; Katona et Whitehead 1981).

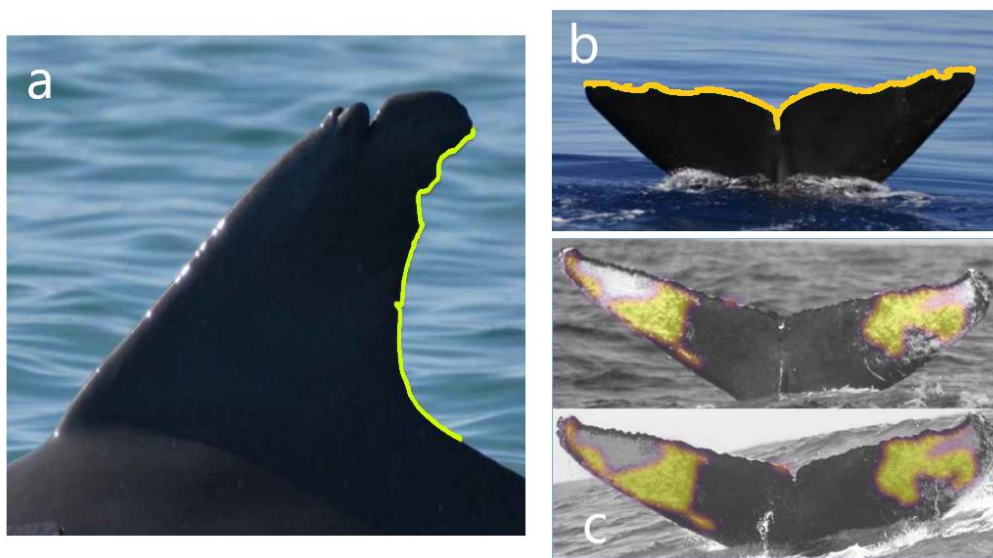


Figure 10 : Exemples de caractéristiques utilisables pour identifier les cétacés. a : forme du bord caudal de la nageoire dorsale d'un dauphin tursiops (*Tursiops truncatus*). b : forme du bord caudal de la nageoire caudale d'un grand cachalot (*Physeter macrocephalus*). c : pigmentation de la face ventrale de la nageoire caudale d'une baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*) après augmentation de contraste grâce à trois algorithmes (*HotSpotter*, *CurvRank*, et *OC/WDTW*).

Chez les oiseaux, il existe une très grande diversité morphologique selon les espèces. Ainsi, l'utilisation de la photographie pour distinguer les différentes espèces est largement utilisée dans l'étude des oiseaux, tant concernant la dynamique des populations (Dinata et al.

2008) que pour des études comportementales (Gaglio et al. 2017). En revanche, chez de nombreuses espèces d'oiseaux, l'identification photographique des individus reste difficile, voire impossible. Certaines études bénéficient même fréquemment de clichés d'oiseaux pris par des caméras piège installées dans le cadre de projets destinés à l'étude d'autres animaux comme les mammifères terrestres par exemple.

Concernant l'identification d'un individu au sein d'une espèce, les approches traditionnelles reposaient sur l'utilisation de marqueurs tels que les bagues placées sur le tarse ou de transpondeurs passifs intégrés (PIT). La collecte de données sur le long terme en utilisant ces techniques nécessitent, d'une part, un travail long et fastidieux et d'autre part, la capture des individus pour leur placer les équipements. Or, certaines études suggèrent que la pose de dispositifs externes sur les animaux, et plus particulièrement sur les oiseaux, peut influencer leur comportement et leur valeur sélective dans leur environnement naturel (Ropert-Coudert et al. 2007). L'utilisation de logiciels d'identification, en conjonction avec le développement de la biométrie animale, un domaine qui associe des méthodes statistiques quantitatives aux dimensions métriques des êtres vivants afin de mesurer les caractéristiques physiques des individus, permettent aujourd'hui d'obtenir des données de manière non invasive, rapide et fiable par photo-ID (Sherley et al. 2010).

Le développement systèmes informatisés de photo-ID, de la biométrie animale et la possibilité de prendre des photographies en très haute résolution a permis d'élargir considérablement le nombre d'espèces reconnaissables individuellement en distinguant des caractéristiques toujours plus subtiles comme la pigmentation de la face dorsale de la tête dorsale de certaines salamandres (Figure 11) (Bendik et al. 2013) ou encore les motifs de l'iris de reptiles comme le gecko *Tarentola* (*Tarentola boettgeri bischoffi*) (Rocha, Carrilho, et Rebelo 2013).

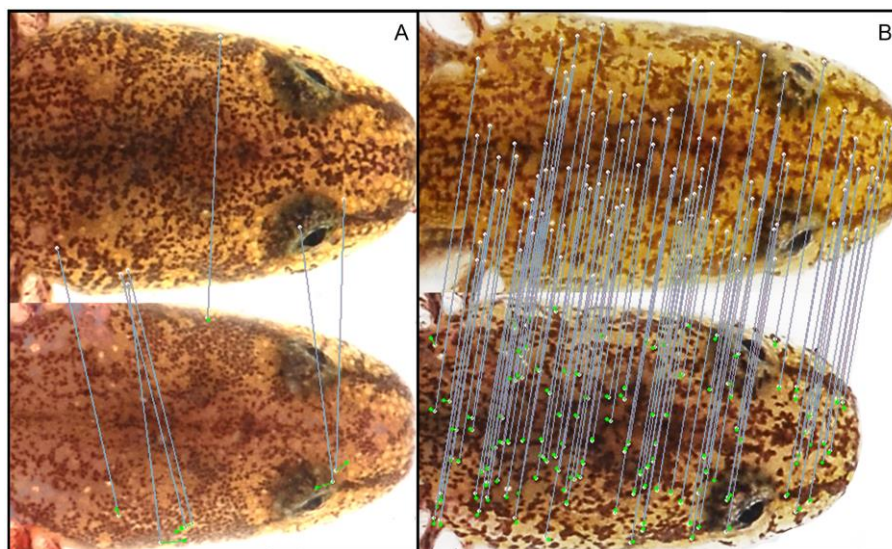


Figure 11 : Utilisation du logiciel Wild-ID pour différencier deux salamandres (*Eurycea tonkawae*) à partir de la pigmentation de leur tête. D'après Bendik et al. 2013. A : deux photographies d'individus différents. B : deux photographies d'un même individu à un an d'intervalle.

Si cette technique de travail offre, par rapport à l'usage de la méthode Capture-Marquage-Recapture, une certaine praticité d'utilisation puisqu'elle ne nécessite pas de contact physique avec l'animal, elle est dépendante de nombreux facteurs comme la qualité des images, les compétences des opérateurs ou logiciels qui vérifient les recaptures photographiques, ainsi que de la fiabilité des marqueurs pour les espèces concernées.

b) Construction d'un catalogue de photo-ID et traitement préalable des données

i. Objectifs idéaux

La mise en place d'un catalogue de photo-identification est nécessaire à la réalisation d'études sur une population donnée. Un certain nombre de critères doivent être établis au préalable pour permettre l'inclusion ou non d'une photographie dans le catalogue.

Un catalogue de photo-ID devrait idéalement :

- Contenir la totalité des individus rencontrés dans la zone étudiée, et seulement ces individus, et permettre l'identification d'un individu au fil du temps (si l'individu change d'aspect au fil des saisons ou des années)
- Permettre un accès aisé aux informations de terrain recueillies pendant l'observation de chaque animal identifié
- Ne contenir que des images de bonne qualité (mise au point correcte, animal occupant tout le cadre de la photographie, luminosité adaptée à l'analyse précise de toutes les marques)
- Contenir assez d'images pour que l'entièreté du corps de l'animal soit analysable visuellement.

En pratique, un catalogue idéal qui répondrait à toutes ces caractéristiques est impossible à réaliser à cause des contraintes liées aux réalités du terrain et au matériel. C'est pourquoi, afin de s'en rapprocher, il est nécessaire de définir les critères propres à chaque étude en tenant compte des difficultés potentielles.

ii. Création d'une base de données initiale ou catalogue de photo-ID

Une fois que les photographies et les données terrain ont été collectées, les animaux identifiés sont nommés par un code individuel, leurs caractéristiques distinctives sont répertoriées et les clichés les caractérisant sont triés et classés au sein d'une première base de données. Cette première étape est nécessaire pour pouvoir identifier les individus photographiés au cours de l'étude. En effet, l'identification individuelle de chaque nouveau cliché d'un animal est réalisée, soit visuellement, soit à l'aide de logiciels informatiques, par comparaison avec ceux de la base de données. Par exemple, Thompson et Wheeler en 2008, ont créé un catalogue contenant les photographies des côtés droit et gauche de 35 femelles Phoque commun (*Phoca vitulina*) préalablement identifiées. L'identification des animaux

photographiés au cours de cette étude s'est faite à partir de ce catalogue (Thompson et Wheeler 2008).

iii. Sélection des images

Les études de terrain permettent généralement d'obtenir un grand nombre de photographies. Or de nombreux clichés sont souvent flous, de mauvaise qualité ou ne contiennent pas d'élément permettant l'identification de l'animal et ne peuvent donc pas être incorporés à l'étude. Il est donc nécessaire de trier les images recueillies. Ce processus peut être effectué manuellement par un ou plusieurs membres de l'équipe de recherche mais de plus en plus de logiciels permettent de réaliser ce travail beaucoup plus vite et beaucoup plus facilement.

iv. Enrichissement de la base de données

Il est possible et particulièrement intéressant d'inclure un grand nombre d'information dans la base de données. La date et la position où l'individu a été photographié sont ainsi enregistrées mais il est possible d'obtenir et d'entrer de nombreuses autres informations comme l'âge, l'état d'embonpoint, la présence de congénères, analyses génétiques ... (Tableau 1) (Kühl et Burghardt 2013). Pour reprendre l'exemple précédent, Thompson et Wheeler en 2008, ont pu estimer la date de parturition et la durée de lactation des femelles Phoque commun (*Phoca vitulina*).

c) L'identification des individus

i. Principe

Une fois les images collectées, le catalogue créé et les données terrain renseignées, les photographies sont ensuite analysées une par une et comparées à la base de données. Chaque cliché vient ainsi enrichir la base de données et rendre les identifications ultérieures de plus en plus précises.

L'identification des individus repose sur la reconnaissance d'éléments phénotypiques propres, tels que les motifs du pelage, la couleur de la peau, la forme de nageoires ou des caractéristiques distinctives, telles que les cicatrices ou les marques apposées par l'Homme (colliers, bagues, ...) (Tableau 1).

En ce qui concerne les caractères « innés » comme les motifs du pelage, une seule marque différente est souvent considérée suffisante pour affirmer que deux individus sont différents mais le nombre de marques identiques nécessaires pour dire que deux photographies représentent le même individu dépend de la qualité des clichés obtenus, de l'espèce et du degré de précision de la méthode de comparaison (manuelle ou informatique)

(Brooks et al., 2011; Brassine et Parker 2015). Les marques « acquises » comme les cicatrices peuvent être utilisées mais apparaissent au cours de la vie de l'animal (Urian et al. 2015).

ii. Les techniques de photo-ID manuelle

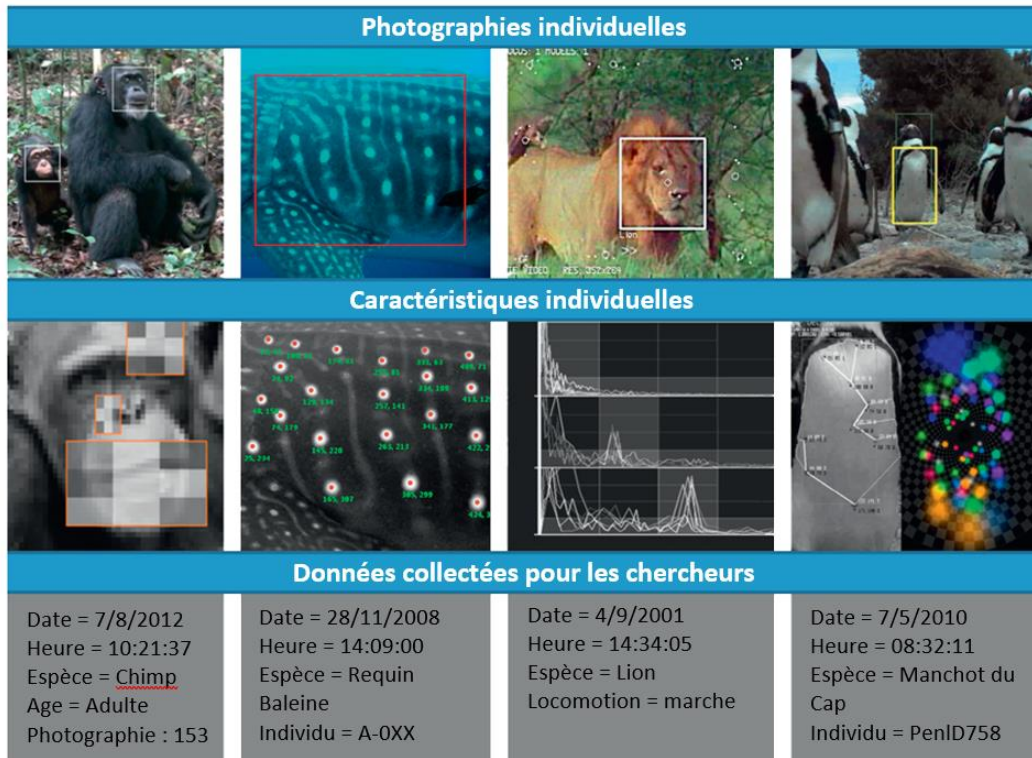
Il s'agit de la technique « classique » de photo-ID. Les images sont analysées et comparées une par une par les chercheurs. Cette technique a été particulièrement importante pour le développement des caméras pièges car elle a rendu possible l'étude d'espèces difficilement observables (Carbone et al. 2001). Les cas notables comprennent les tigres (*Panthera tigris*), où la photo-ID a permis de recueillir les informations indispensables à l'établissement des premières estimations précises de la densité et de la taille de la population (Karanth et Nichols 1998; Karanth 1995), ainsi que du jaguar (*Panthera onca*) qui a fait l'objet d'au moins 83 études différentes par pièges photographiques (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011). On retrouve également cette technique d'identification manuelle pour l'étude des déplacements et de la survie d'individus, comme pour de nombreuses espèces pélagiques telles que le requin baleine (*Rhincodon typus*) (Arzoumanian, Holmberg, et Norman 2005; Bonfil et al. 2005) ou des cétacés (Katona et Whitehead 1981; Schaub et al. 2004).

Bien que la technique de photo-identification manuelle permette de fournir un grand nombre de données, elle est dépendante de l'observateur. Afin de minimiser les risques d'erreur lors de l'identification, de nombreux programmes de recherche choisissent de faire analyser les images par deux personnes différentes indépendamment (Brassine et Parker 2015). De plus, cette technique demande généralement un travail considérable, tant concernant la gestion des bibliothèques d'images contenant souvent plusieurs milliers de photographies que pour réaliser la comparaison manuelle des clichés qui nécessite généralement près de 30 à 40 minutes par image (Gibbon, Bindemann, et Roberts 2015).

iii. La photo-ID informatisée : le développement de la biométrie animale

La biométrie animale est un domaine émergent qui développe des méthodes quantitatives pour représenter et détecter l'aspect phénotypique des espèces, des individus, des comportements, et traits morphologiques. Elle opère à l'intersection entre la reconnaissance des formes, l'écologie et les sciences de l'information ce qui a permis la mise au point de systèmes informatisés pour la mesure phénotypique et l'interprétation des données (Kühl et Burghardt 2013). Actuellement, de nombreux logiciels de photo-ID existent et sont de plus en plus utilisés par les chercheurs. En effet, ils peuvent être utilisés pour reconnaître et classer des espèces, identifier des individus, détecter la présence ou la variation d'un comportement particulier, pour mesurer les traits morphologiques et leur variation inter-individuelle ou les changements intra-individuels au fil du temps, ... et ainsi augmenter considérablement la quantité et la qualité des données collectées, et ce extrêmement rapidement (Tableau 1).

Tableau II : Exemples de quatre systèmes biométriques visuels pour animaux détectant et classifiant des espèces, des individus ou des comportements. Les cadres de sélection mettent en évidence les parties du corps détectées ou les traits morphologiques d'intérêt en photo ou vidéo. Les caractéristiques visuelles utilisées pour la classification comprennent les modifications de la luminosité spatiale, les caractéristiques structurelles et en dégradé (détection des espèces de chimpanzés), configuration des taches (identification individuelle du requin-baleine), spectre du mouvement de la tête (reconnaissance de la locomotion du lion), et histogrammes de configurations ponctuelles (identification individuelle de manchot). Des exemples sont également donnés du type de données normalisées qui sont transmises au chercheur. (Kühl et Burghardt 2013)



Prenons l'exemple d'une technique d'extraction simple des motifs du ventre de Triton à crête (*Triturus cristatus*) comme source d'informations biométriques décrite par Hoque en 2011 (Hoque 2011) :

- Première étape : création d'une base de données d'images.

La base de données contient 30 images de 10 tritons différents (Figure 12). Les images ont une résolution variable, en couleur. L'année de capture est également enregistrée. L'identité de chaque triton a été définie par des opérateurs humains.



Figure 12 : Exemple d'images de la base de données. Les images d'une colonne proviennent du même individu, mais ont été capturées à des moments différents. Malgré les variations dans les conditions d'imagerie et la posture du triton, la similitude intra-triton est visible.

- Deuxième étape : sélection de la région d'intérêt, ou Region Of Interest (ROI)

Le ventre du triton présente un motif distinctif de petites taches noires. Pour que la correspondance soit réussie, cette zone doit être isolée de l'arrière-plan. La segmentation de la ROI proposée dans cette étude est semi-automatisée et implique une intervention humaine minimale : l'opérateur place 4 points clés sur l'image du triton, correspondants aux endroits où les membres supérieurs et inférieurs rejoignent le corps, comme illustré à la figure 13.

Le quadrilatère résultant est ensuite étiré pour s'adapter à une zone rectangulaire prédéfinie (200x40 pixels pour cette étude), (figure 13). Cela permet la standardisation des dimensions des ROI des différents tritons, ce qui rend la comparaison simple et efficace. La sélection des 4 points clés marqués par l'opérateur humain peut varier dans une certaine mesure sans affecter négativement le schéma de correspondance.

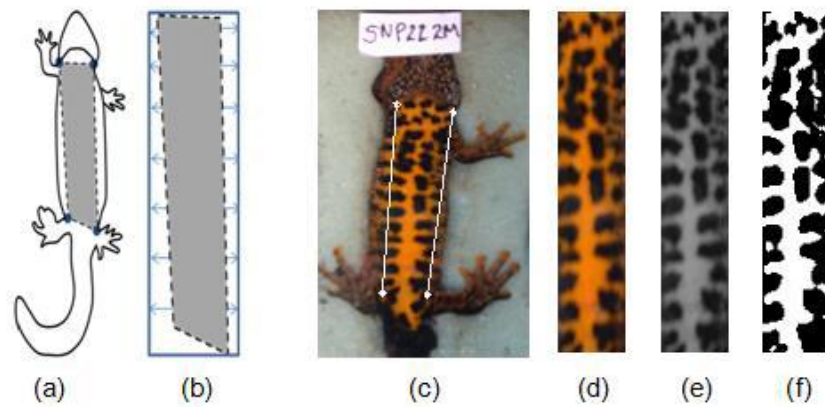


Figure 13 : Schéma de segmentation en 4 points et résultats obtenus; (a) les articulations des membres utilisées comme points d'ancrage, (b) la ROI est étiré pour former un rectangle de taille fixe, (c) et (d) exemple d'utilisation sur une image de triton, (e) et (f) l'échelle de gris et équivalent binaire de (d).

- Troisième étape : Comparaison des ROI

Afin de trouver les similarités entre deux images de triton, les ROI correspondants sont comparées. Pour compenser le défaut d'alignement dû au mécanisme de segmentation flexible, une sous-section du ROI est isolée d'une image qui balaye la seconde image. Un score est généré pour chaque région qui se chevauche et le score de comparaison global est celui qui montre la similarité maximale. Deux méthodes différentes ont été utilisées pour cette comparaison; Le premier est le coefficient de corrélation (CC) des intensités de pixels en échelle de gris et le second est la distance de Hamming (HD), une application mathématique permettant de formaliser la longueur qui sépare deux points, entre les segments d'image binaire (Figure 11).

- Quatrième étape : analyse des résultats

On réalise un schéma de la distribution des scores de comparaison (CC ou HD) entre les images du même triton (« intra-newt score ») ainsi qu'entre celles de tritons différents (« inter-newt score ») (figures 14a et 14b). On observe alors que les groupes de scores « intra-newt » et « inter-newt » peuvent être distingués et donc que l'identification des tritons à partir de photographies est possible.

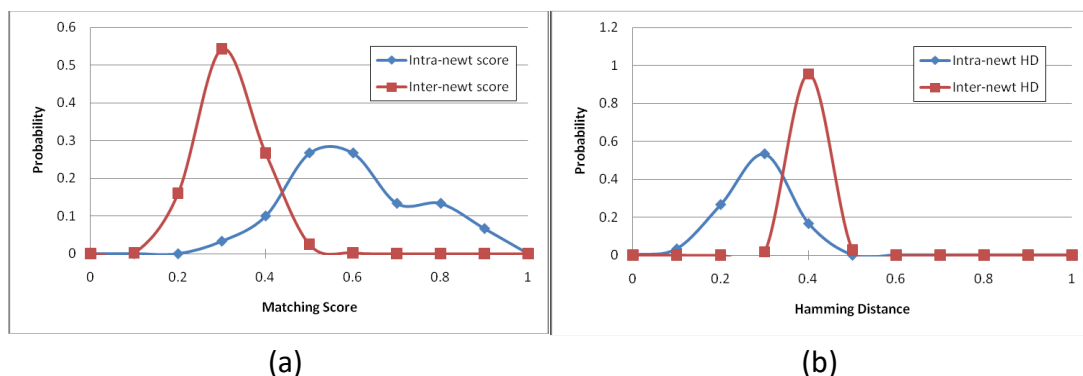


Figure 14 : Répartition des scores pour (a) le coefficient de corrélation et (b) la distance de Hamming

Pour conclure cet exemple, on constate que, malgré la simplicité des algorithmes, l'étude a généré des résultats très intéressants qui justifient la viabilité de la technique de photo-ID automatisée. Les auteurs décrivent cependant que les taux d'erreur qu'ils ont obtenu sont relativement élevés, mais cela tient en partie à la très petite base de données d'images disponible, certains tritons ont été photographiés alors que le ventre n'était pas correctement aligné et leur inclusion dans ce petit jeu de données a rendu la tâche difficile.

Il existe de nombreux logiciels de reconnaissance individuelle utilisant des algorithmes complets (Tableau 2). Voros et al. ont rapporté une technique assistée par ordinateur utilisant également la taille et la forme de taches sur le ventre pour identifier deux espèces d'amphibien de genre *Bombina* et leurs hybrides (Vörös, Szalay, et Barabás, 2007). Van Tienhoven et al. ont utilisé une transformation affine bidimensionnelle pour comparer les marques pigmentaires naturelles de deux requins-taureau (*Carcharias taurus*) (Van Tienhoven et al. 2007). Kelly a suggéré un schéma d'appariement 3D afin de faciliter l'identification des guépards (*Acinonyx jubatus*) du Serengeti (Kelly 2001). Le logiciel HotSpotter, doté d'un algorithme rapide et précis pour identifier individuellement les animaux à partir d'une base de données, n'est pas spécifique à une espèce et a été utilisé sur de nombreux animaux comme le Zèbre de Grévy (*Equus grevyi*), le Zèbre des plaines (*Equus burchellii*), la girafe (*Giraffa camelopardalis*), le léopard (*Panthera pardus*) et la Rascasse volante (*Pterois volitans*) (Crall et al. 2013).

Tableau III : Exemples de systèmes biométriques animaux existants pour l'identification des espèces et des individus

Projets	Espèces	Fonctionnement	Références	Site internet
Wild ID	Multiples	Automatique – Reconnaissance visuelle	(Bolger et al. 2012)	https://www.wildlifeinsights.org/team-network
Extract Compare	Multiples	Semi-Automatique - Reconnaissance visuelle	(Hiby et al. 2009)	http://conservationresearch.org.uk/Home/ExtractCompare/
WildBook	Multiples	Automatique – Reconnaissance visuelle	(Paxton et al. 2019)	https://www.wildbook.org/doku.php

Le développement des systèmes de biométrie animale et de leurs résultats en font des outils prometteurs et extrêmement importants pour l'étude de la faune sauvage. La quantification de l'apparence phénotypique des animaux fournit une mesure réellement objective pour détecter, différencier et identifier les espèces, les individus, ainsi que leur comportement et leur morphologie. La capacité de le faire indépendamment d'un observateur humain permet de réduire les variations et les biais dus à la subjectivité, au niveau de compétences ou à l'expérience des chercheurs. Le traitement automatisé facilite la transparence des résultats de l'étude et la normalisation des méthodes d'analyse. Le traitement normalisé des données audiovisuelles peut être reproduit de manière fiable afin de tester des résultats reproductibles dans et entre les études, ce qui est une exigence fondamentale pour qu'une étude soit considérée comme scientifiquement rigoureuse. Il

facilite la comparaison des études entre individus, populations et espèces de manière systématique et objective. De plus, les dispositifs d'enregistrement audiovisuel autonomes sont généralement capables de collecter des données de manière continue dans le temps, par rapport aux capacités limitées des opérateurs humain ne permettant de traiter qu'une quantité limitée de données sur de courtes périodes. Des échantillons plus volumineux peuvent ainsi être collectés et traités. De plus, les études utilisant des procédures d'identification automatisées bien établies peuvent tirer parti de la capacité de traiter des une grande quantité de données à des vitesses nettement supérieures à celles observées avec la photo-ID manuelle, ce qui constitue un gain considérable de temps et d'effort pour les chercheurs car la comparaison manuelle des clichés est une tâche particulièrement longue, fastidieuses et répétitives. Enfin, le traitement manuel d'un grand nombre d'images exige une grande concentration ce qui fait que la performance et la précision du chercheur varie et à tendance à se dégrader au cours d'une session de photo-ID. Les systèmes informatisés permettent de s'affranchir de ces inconvénients et conviennent mieux à ce type de traitement de données. Les humains peuvent ainsi se concentrer sur les aspects les plus complexes des projets. La libération des ressources humaines pour des tâches plus complexes devient de plus en plus pertinente dans le cadre d'études dont le budget est limité et qui nécessitent le traitement d'un grand nombre de données (Kühl et Burghardt 2013; Hoque 2011; Gaston et O'Neill 2004).

iv. Gestion des données

Afin de réaliser les études que nous détaillerons dans la deuxième partie, il est nécessaire de stocker, rassembler et trier les données obtenues à l'aide de la photo-ID. Cette opération peut être effectuée manuellement par la création de bases de données Excel par exemple mais de nombreux logiciels informatiques permettent une fois de plus de gérer un grand nombre de données et sont dotés d'interfaces permettant de visualiser, résumer, exporter ou même analyser les données.

L'uniformisation de la structure des données de sortie est particulièrement importante car c'est l'interface clé entre le système et le chercheur.

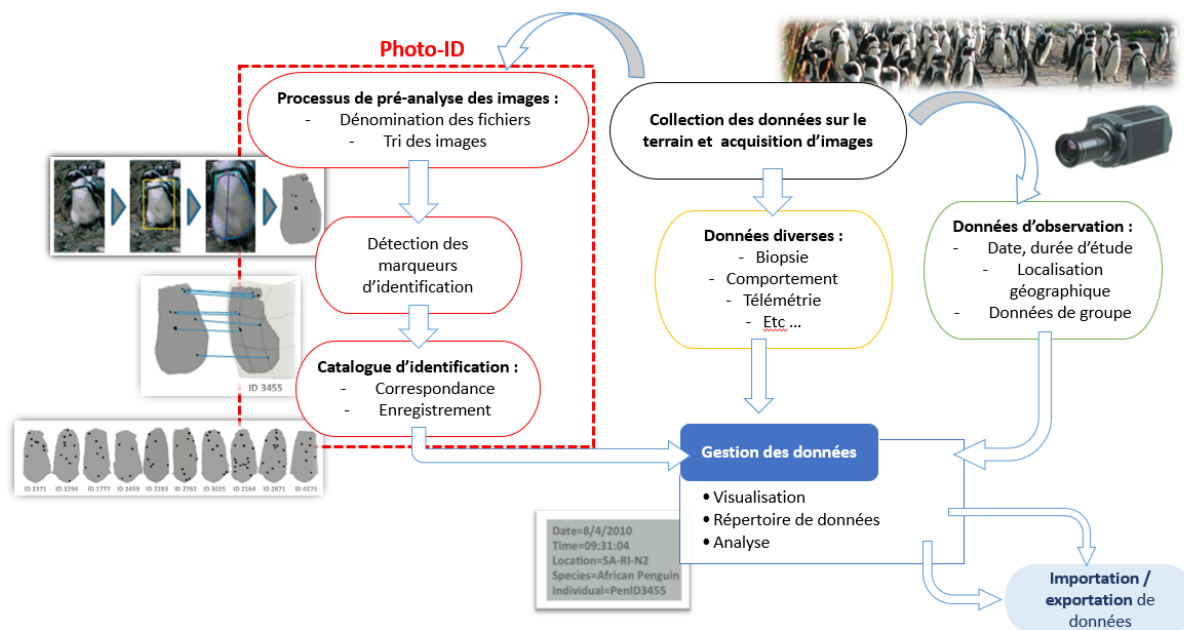


Figure 15 : Les étapes de la photo-ID. Cet organigramme résume comment les informations d'un site d'étude sont mesurées et interprétées par le chercheur à l'aide d'un système de biométrie animale. Chacune des composantes est illustrée, en prenant comme exemple la reconnaissance individuelle des Manchots du Cap (*Spheniscus demersus*). D'après (Kühl et Burghardt 2013).

4) Les limites de l'utilisation de la photo-ID

Comme nous avons pu le constater, l'identification photographique de la faune sauvage est une technique d'étude largement utilisée à travers le monde, en particulier grâce aux photographies obtenues à l'aide de caméras piège. Nous avons également évoqué quelques-unes des limitations et les contraintes liées à ces méthode, bien qu'elles ne soient que rarement prises en compte (P. D. Meek et al. 2014). L'étude de l'écologie, de la biologie et du comportement des animaux nécessite une planification minutieuse, une analyse robuste et quels que soient les outils utilisés, il existe des risques d'erreur, des inconnues, des biais, comme par exemple l'effet observateur, pouvant être défini comme étant l'impact sur le comportement provoqué par le fait d'observer le processus en cours d'exécution.

a) Limites et difficultés liées à la collecte des clichés

i. Les limites liées à l'espèce étudiée

Toutes les espèces ne sont pas faciles à observer et à photographier. L'échantillonnage des animaux de petite et moyenne taille qui évoluent souvent à la surface du sol comme c'est le cas pour de nombreux oiseaux terrestres, reptiles, insectes et petits mammifères peut s'avérer très difficile. En effet, ils sont souvent trop petits pour être détectés de manière fiable

par les pièges photographiques ou peuvent se déplacer et se cacher plus facilement à travers la végétation et leur environnement (Ancrenaz 2012).

Les espèces à prédominance arboricole, comme la plupart des primates ou des écureuils ne sont que très rarement détectés par des pièges disposés près du sol. De plus, disposer des caméras dans les arbres pour photographier des espèces arboricoles constitue un véritable défi. En 2014, Gregory et al. ont déployé d'importants moyens techniques pour installer 25 caméras à une hauteur de plus de 30 mètres. En moyenne, ils leur a fallu entre 5 et 10 heures pour installer chacun des appareils (Gregory et al. 2014). Les problématiques sont similaires pour les espèces semi-aquatiques telles que les loutres (Ancrenaz 2012).

La photographie des espèces aquatiques se limite essentiellement aux rencontres avec les animaux lorsqu'ils remontent à la surface ou en plongée à de faibles profondeurs (Urian et al. 2015; Paxton et al. 2019).

ii. L'environnement et les conditions de terrain

Nous avons évoqué à de multiples reprises que la prise de clichés photographiques d'animaux sur le terrain peut être influencée par l'habitat dans lequel les animaux évoluent. Reprenons l'exemple des espèces arboricoles, outre les difficultés techniques pour installer le matériel (Gregory et al. 2014), la hauteur et la végétation augmentent le risque de faux positifs. En effet, le mouvement des arbres et des feuilles peut déclencher la prise d'un cliché par un piège photographique, générant de nombreux clichés inutiles et augmentant le risque de saturation des cartes mémoires. De plus, une fois installés, les pièges ne sont plus accessibles et il est beaucoup plus difficile de contrôler leur fonctionnement. C'est pourquoi les pièges connectés qui peuvent être contrôlés à distance paraissent aujourd'hui indispensables pour réaliser rigoureusement ce type d'étude (Cotsell et Vernes 2016).

Dans les milieux formant de grands espaces ouverts comme les pâtures ou les marécages, le choix optimal de l'emplacement d'un piège photographique n'est pas toujours évident. En effet, même si un animal passe à proximité de l'appareil, la probabilité qu'il ne rentre pas dans le champ de détection est relativement importante et l'animal risque de ne pas être photographié. Il est possible de disposer les pièges de façon à optimiser les chances de captures. La plupart du temps, les chercheurs utilisent des lieux de passage ou des points d'eau pour placer pour augmenter les chances d'obtenir des photographies. Cependant, il est important de noter que ces stratégies peuvent entraîner des biais d'observation en favorisant la capture de certaines espèces et de certains individus aux dépens d'autres (Ancrenaz 2012).

iii. Les limites liées aux conditions climatiques

Les conditions météorologiques rendent parfois la photographie et la collecte de données difficiles. Par exemple, une mer agitée peut rendre l'observation visuelle, et donc la photographie des animaux marins impossible (Urian et al. 2015). De même, un excès d'humidité, de chaleur, d'ensoleillement ou encore les intempéries peuvent altérer le

fonctionnement des pièges photographiques (Rovero, Tobler, et Sanderson, 2010; Ancrenaz 2012; O'Connell, Nichols, et Karanth 2011). Cela ne veut pas dire qu'il est impossible d'utiliser des pièges photographiques dans les forêts tropicales humides par exemple, mais la durée de vie de l'appareil peut être réduite et la qualité des données susceptible d'être récupérées risquent d'être affectées. Des précautions pratiques et techniques supplémentaires doivent donc être prises lors du réglage et du contrôle des caméras s'assurer de leur bon fonctionnement.

iv. Limites et difficultés technico-économiques

L'aspect économique est sans doute un des paramètres les plus contraignants pour la réalisation de photographies pour l'étude de la faune sauvage. Par exemple, le prix des pièges photographiques varie entre quelques dizaines de dollars et jusqu'à plusieurs centaines. Les différences de prix s'expliquent par la qualité, les fonctionnalités et les performances. En plus du prix initial du matériel s'ajoutent des frais liés au transport, à l'installation des pièges sur le terrain, à la maintenance et à l'entretien, mais également à l'investissement nécessaire à la récolte et au stockage des données ainsi qu'à leur analyse par les chercheurs. Les autres méthodes d'échantillonnage, comme les expéditions de photographie terrain, la photographie par avion ou drone sont souvent encore plus coûteuses (Ancrenaz 2012).

On peut également évoquer les nombreuses défaillances potentielles des équipements. En ce qui concerne les pièges photographiques, il s'agit essentiellement des faux négatifs, c'est-à-dire, lorsque l'appareil ne se déclenche pas malgré la présence d'un animal, ou des faux positifs, c'est-à-dire, lorsque l'appareil se déclenche sans qu'un animal soit photographié, ce qui engendre une utilisation inutile de la mémoire et de la batterie. Par exemple, plus l'espèce étudiée est petite et mobile, plus le risque d'obtenir des faux négatifs augmente. De plus, il n'est pas rare que les paramètres de l'appareil se dérèglent, comme par exemple la date et l'heure. Ces données ne peuvent alors pas être prises en compte lors de l'analyse des clichés concernés (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

Parmi les images collectées, un grand nombre de clichés ne peuvent pas être utilisés pour les photo-ID. L'élimination des faux positifs et le tri des données pertinentes pour l'étude prennent généralement beaucoup de temps. Même si de nombreux logiciels informatiques permettent aujourd'hui d'effectuer ces tâches beaucoup plus vite et efficacement, cela reste néanmoins une des principales difficultés concernant le processus de photo-ID (Tabak et al. 2019).

v. Biais des résultats

Les méthodes qui permettent de prendre les clichés nécessaires à la photo-ID génèrent tout d'abord des biais d'observation. En effet, les pièges photographiques sont des instruments électriques qui émettent des sons, de la lumière et sont porteurs de leur propre odeur ainsi que de l'odeur des humains qui les ont installés. Des études montrent que de

nombreuses espèces sont capables de voir, d'entendre et/ou sentir les appareils bien avant d'entrer dans le champ de détection du piège (P. D. Meek et al. 2014). C'est, par exemple, le cas des Kinkajous (*Potos flavus*). En effet, ces petits mammifères arboricoles d'Amérique du Sud évitent les branches situées sur les lieux de passage dès lors que des pièges photographique dotés de flash à lumière blanche y sont placés (Schipper 2007). De même, en 2004 au Népal, Wegge, Pokheral, et Jnawali ont relevé les empreintes de tigres à proximité des pièges. Ils ont pu montrer que les individus étaient capables de détecter les appareils à une distance pouvant atteindre près de 50 m. Ils ont également mis en évidence que le taux de capture diminuait significativement de 50% après 5 nuits successives de piégeage. Il s'agit d'un comportement d'évitement, probablement lié au flash émis par les appareils photographiques qui constitue un biais d'évitement (Wegge, Pokheral, et Jnawali 2004).

Par conséquent, à l'image des biais d'observation liés à l'utilisation des appâts que nous avons évoqué précédemment, le fait que les animaux soient capables de détecter les pièges photographique peut induire une réponse de leur part. La probabilité de capture n'est donc pas la même pour toutes les espèces ni pour tous les individus, or, la plupart des estimations sur la densité ou la répartition spatiale des populations partent de ce principe (Larrucea et al. 2007). Lorsqu'un individu détecte un piège photographique, on peut observer plusieurs comportements, tous marqués par une modification de l'expression faciale de l'animal, de sa posture, de son allure ou encore de sa trajectoire (Figure 16). Il peut s'agir d'un comportement d'observation, d'un comportement de répulsion ou encore d'un comportement d'attraction et d'exploration (P. Meek et al. 2016).

Le deuxième type de biais concerne l'estimation d'abondance réalisée par la photo-ID. En 2012, Davies et al. ont testé la validité des estimations de l'abondance des requins-baleines dont les données de photo-ID provenaient de sources publiques, c'est-à-dire dont les photographies ont été prises par les touristes. Pour cela, ils ont utilisé des images de photo-identification recueillies auprès de chercheurs expérimentés et de touristes entre 2003 et 2008 pour construire deux bases de données. Les images prises par les touristes ont été compilées à partir de bases de données en ligne. Les bases de données de chercheurs et les bases de données publiques ont été analysées séparément et les résultats des modèles de Capture-Marquage-Recapture ont ensuite été comparés. Les résultats ainsi obtenus étaient similaires dans les deux cas ce qui, d'après les auteurs, montre que les données provenant de sources publiques permettent une estimation précise de l'abondance des requins-baleines. Mais, ces résultats s'expliquent en grande partie par le taux de rencontre élevé des individus et par le fait que les individus de cette espèce restent longtemps au niveau d'un même site d'agrégation, ce qui a limité l'hétérogénéité de la probabilité de capture entre les individus (Davies et al. 2012). On peut donc supposer que, pour d'autres espèces, les différences comportementales des individus face aux touristes et le mode de vie puissent entraîner d'important biais d'observation.



Figure 16 : Exemple de réponses face au déclenchement du flash des pièges photographiques. A : Chien sauvage regardant et s'approchant du piège photographique, B : Renard affichant une réponse de surprise, C : Un chat domestique (*Felis catus*) regardant le piège photographique et D : Un chat marsupial à queue tachetée regardant et approchant d'un piège photographique. D'après (P. Meek et al. 2016)

b) Les erreurs d'identification

L'identification photographique est sujette aux erreurs d'identification qui peuvent biaiser gravement les estimations, notamment concernant le modèle de capture – recapture (Morrison et al. 2011).

i. Les sources d'erreur d'identification

La plupart des logiciels de photo-ID ne sont que partiellement automatisés et ne génèrent pas une information simple telle que "les deux photographies montrent le même individu" ou "les deux photographies ne montrent pas le même individu". Ils fournissent un score de similarité standardisé pour toutes les combinaisons de photographies par paires. Pour trouver des correspondances pour une photo particulière, les utilisateurs doivent inspecter visuellement les photographies correspondantes les mieux classées, définies par un seuil de similarité spécifié. Les faux négatifs, c'est-à-dire, si deux photographies du même individu sont classées comme ne correspondant pas, sont générés lorsque le système d'identification ne classe pas les vraies photos correspondantes au-dessus du seuil de similarité ou lorsque les observateurs humains ne parviennent pas à identifier les vraies correspondances qui ont été classées au-dessus du seuil. En revanche, les faux positifs, c'est-à-dire, lorsque deux photographies correspondant à des animaux différents sont faussement appariées, ne se produisent que lorsque les observateurs comparent à tort une paire de photographies de haut rang provenant d'individus différents. Ainsi la source d'erreur est à la fois informatique et humaine (Morrison et al. 2011).

Les deux types d'erreur d'identification se produisent plus fréquemment lorsque les animaux étudiés présentent une faible variabilité entre les individus concernant les marques naturelles d'identification (Ottensmeyer et Whitehead 2003) ou lorsque ces marques ne sont pas stables dans le temps comme par exemple pour le cachalot (*Physeter macrocephalus*) chez qui la photo-identification individuelle est réalisée grâce à la forme des nageoires mais, d'après Dufault et Whitehead en 1995, celle-ci varie au cours du temps, ce qui, sur de longues périodes, est susceptible d'affecter leur identification individuelle (Hastings, Hiby, et Small 2008; Dufault et Whitehead 1995).

Les faux positifs peuvent également survenir lorsque les photographies contiennent des sources de variation externes comme l'éclairage, la présence d'objets au premier plan, la perspective photographique, la présence de boue ou de poussière sur la fourrure, etc. qui modifient le motif visible sur la photographie, de sorte que ni l'algorithme de l'ordinateur ni l'observateur humain ne peuvent détecter le vrai motif. Étant donné que le nombre de facteurs introduisant des variations concernant la qualité d'une photo est important, il est probable que lorsque des photographies de faible qualité sont comparées à des photographies ultérieures du même individu, ces photographies ne correspondent pas, et ce quelle que soit la qualité de la seconde photo (Morrison et al. 2011).

ii. Les biais dus aux erreurs d'identification

En 2011, Morrison et al. ont simulé différents cas de figures sur un ensemble de données de capture-recapture compilé à partir de 2551 images d'une population de gnous (*Connochaetes taurinus*), où l'identification photographique a permis d'obtenir l'historique des « captures » d'un certain nombre d'individus. Ils ont utilisé ces données dans un modèle Cormack–Jolly–Seber pour estimer le taux de survie des individus et comparer les résultats obtenus en tenant compte ou non du taux d'erreur d'identification afin de caractériser l'importance des biais et la perte de précision pour l'estimation du taux de survie en fonction du taux d'erreur d'identification, du nombre de photos et de la taille de la population étudiée en utilisant une approche conditionnelle classique. Ils ont ainsi pu mettre en évidence que les moyennes de survie étaient largement impactées lorsque les erreurs d'identification ne sont pas prises en compte, pouvant être sous-estimées jusqu'à 24,9% dans cette étude.

Morrison et al. ont également montré que les erreurs d'identification peuvent être prises en considération efficacement en utilisant les techniques analytiques appropriées, de sorte que les méthodes de reconnaissance photographique n'ont pas besoin d'être exemptes d'erreur (ou presque) pour être utiles.

En conclusion, malgré les biais liés à la photographie et aux erreurs d'identification, le développement de la photo-ID assistée par ordinateur a permis de réduire le nombre de correspondances "à l'œil" à réaliser par les chercheurs. De plus, cette méthode est beaucoup moins coûteuse et invasive que les méthodes d'identification qui consistaient à marquer physiquement un nombre similaire d'individus. Par exemple, d'après Morrison et al., l'immobilisation pour marquer un gnou adulte coûte environ 250 dollars pour chaque personne participant à l'opération sur le terrain sans tenir compte des médicaments vétérinaires. Capturer et marquer 1539 mâles, c'est-à-dire, le nombre d'individus suivis au cours de l'étude photographique, aurait donc coûté environ 384 750 dollars, soit 50 fois plus que les 7 500 dollars qui ont été dépensés pour réaliser l'étude par photo-ID, en supposant que les coûts de capture augmentent linéairement (Morrison et al. 2011).

De plus, les preuves que l'immobilisation et la manipulation des animaux peuvent influencer sur le comportement et la survie des organismes étudiés (Cote, Festa-Bianchet, et Fournier 1998; Oosthuizen et al. 2009) ainsi que le développement de technologies toujours plus performantes et discrètes plaident en faveur d'une expansion des méthodologies non invasives et des techniques d'analyse pouvant être utilisées pour l'identification individuelle comme la photo-identification (Wilson et McMahon 2006).

L'utilisation de l'identification photographique en écologie animale est née de la photographie animalière. Alors que le but initial était de photographier et d'observer les espèces, les scientifiques se sont servis de cet outil pour répondre à des questions de plus en plus complexes. Les avancées techniques et technologiques ont permis au cours des dernières décennies de rendre le matériel plus fiable et plus performant, facilitant ainsi l'utilisation de la photo-ID par les chercheurs. Des évolutions sont en cours de développement, notamment dans le domaine de l'identification photographique informatisée, du tri et de l'exploitation des données. Il est nécessaire de mettre au point des méthodes afin de diminuer le temps nécessaire à la visualisation et à l'analyse de l'importante quantité d'informations récoltées. Nous allons nous voir dans quel mesure l'identification photographique permet d'étudier les populations animales et d'en estimer les paramètres démographiques et biologiques.

DEUXIEME PARTIE : LES OBJECTIFS SCIENTIFIQUES DE LA PHOTO-IDENTIFICATION

La démarche hypothético-déductive est fondée sur des hypothèses, c'est-à-dire, des scénarios plausibles concernant le fonctionnement du système étudié. La science et les études de la faune sauvage peuvent alors être considérées comme un processus consistant à passer au crible ces hypothèses, de manière, autrement dit, qu'elles permettent l'explication d'événements passés et la prédiction d'événements futurs.

Il existe plusieurs approches scientifiques. D'un part, celles dite à hypothèse unique qui consistent généralement à étudier une hypothèse unique. Cela repose sur la confrontation entre les prédictions et des données pertinentes issues de ces deux hypothèses. Par exemple, afin de vérifier l'hypothèse qu'il existe un lien entre l'abondance des proies et celle des prédateurs dans un milieu donné, il faut confronter les observations aux prédictions obtenues en suivant l'hypothèse selon laquelle une telle relation n'existe pas. Les prédictions proviennent généralement de modèles quantitatifs, qui sont simplement des représentations mathématiques des hypothèses ou au moins des relations clés dans ces hypothèses. Toutefois, il est important de préciser que nous sommes incapables de percevoir et de décrire la réalité dans toute sa complexité. Les hypothèses et les modèles qui leurs sont associés sont donc considérés comme des approximations simplifiées des processus naturels (Shenk et Franklin 2001; O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

L'autre approche, dite à hypothèses multiples, repose sur un ensemble d'hypothèses plausibles concernant le système d'intérêt. Les prédictions issues de chaque hypothèse sont donc confrontées aux observations pour déterminer quelle est celle qui fournit la meilleure approximation de la réalité. Comme dans l'approche à hypothèse unique, des modèles, généralement quantitatifs, sont développés pour chaque hypothèse afin de générer des prédictions spécifiques. L'hypothèse qui génère les prédictions ayant la plus faible distance (au sens statistique) avec l'observation est considérée comme la plus vraisemblable (Shenk et Franklin 2001; O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

Quelle que soit l'approche utilisée, l'étape critique consiste à confronter les prévisions basées sur un modèle aux données réellement observées. Il est donc nécessaire de déterminer au préalable quelle approche est la plus appropriée en fonction des conditions de réalisation de l'étude, du matériel disponible et du type de données collectées.

1) L'utilisation de la photo-ID permet d'estimer l'abondance des populations

Estimer l'abondance d'une population, c'est-à-dire, le nombre total d'individus qui la composent, au sein d'un environnement est un des points clés de l'écologie et de la conservation. En effet, l'objectif des mesures de conservation des espèces est généralement de maintenir ou d'augmenter la taille de la population des espèces ciblées. La gestion des espèces envahissantes a, quant à elle, pour objectif de réduire la taille de la population. Dans tous les cas, l'estimation de l'abondance est essentielle pour évaluer les tendances démographiques d'une espèce. L'abondance d'une population à l'échelle locale alimente le recensement des individus à l'échelle mondiale, ce qui est largement utilisé pour évaluer l'état de conservation d'espèces répondant aux critères de la Liste rouge de l'UICN (R. Wearn 2017; O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

a) L'utilisation de la photo-ID dans le modèle de Capture-Marquage-Recapture

- i. Le modèle de Capture-Marquage-Recapture sert de base à l'étude de la faune sauvage

La méthode de capture-marquage-recapture (CMR) est une méthode d'échantillonnage répété d'une population, basée sur l'identification individuelle des animaux, couramment utilisée en écologie pour estimer la taille d'une population animale. Secondairement, ces méthodes permettent d'estimer certains paramètres démographiques, telles que l'abondance ou la densité (Amstrup, McDonald, et Stirling 2001; Grand et al. 2003). Elle se déroule en trois temps, selon le principe suivant :

- Première étape : on réalise la capture d'un nombre n_1 d'individus appartenant à une population de taille totale N .

- Deuxième étape : on réalise le marquage de ces n_1 individus pendant la capture. Le marquage peut se faire à l'aide d'une bague, d'un boucle à l'oreille, d'un collier, d'une puce électronique ou de toute autre marque n'handicapant pas l'animal et permettant son identification. Les n_1 individus sont ensuite relâchés dans leur milieu.

- Troisième étape : après une certaine période de temps, on réalise la capture de n_2 individus dans la population. Parmi ces derniers, on compte le nombre m d'individus qui ont déjà été marqués et avaient donc été capturés lors de la première étape.

Historiquement, la première estimation de taille de population basée sur la capture-recapture a été proposée par Petersen 1896 et Lincoln 1930. Le principe de Lincoln-Petersen (Petersen 1896; Lincoln 1930) :

$$\frac{n_1}{N} = \frac{m}{n_2}$$

On peut alors déduire une estimation de N la taille de la population, aussi appelé estimateur de Petersen :

$$\hat{N} = \frac{n_1 n_2}{m}$$

ii. La photo-ID peut être utilisée dans le modèle CMR

La technique CMR classique que nous venons de décrire implique au minimum deux captures et un marquage pour chaque individu. Or, la capture d'un animal sauvage, qui nécessite un contact physique entre le chercheur et l'animal étudié, n'est jamais sans conséquence, demande beaucoup de main d'œuvre, génère un stress important et peut s'avérer extrêmement dangereux pour l'animal tout comme pour les chercheurs (Cote, Festa-Bianchet, et Fournier 1998; Oosthuizen et al. 2009).

La technique de photo-ID offre néanmoins une alternative peu invasive et ne nécessitant pas de contact physique à la technique de capture classiquement utilisée. En effet, les dénominations de capture, marquage, et recapture peuvent être considérées au sens figuré :

- Première étape : on considère qu'un animal est capturé lorsqu'il est photographié.

- Deuxième étape : on considère qu'un animal est marqué lorsqu'il est possible de réaliser son identification photographique grâce à ses caractères individuels, reconnaissables et stables dans le temps. n_1 correspond donc au nombre d'individus photographiés et identifiés au sein de la population N .

- Troisième étape : on considère que l'animal est recapturé à chaque fois qu'il est photographié et photo-identifié une nouvelle fois ce qui nous permet d'obtenir m et n_2 .

Ainsi, avec au minimum deux sessions de photographies séparées dans le temps et en faisant les mêmes hypothèses que dans le modèle classique, il est possible d'appliquer le principe de Lincoln-Petersen.

iii. Les modèles de CMR ouverts

Le principe de Lincoln-Petersen est basé sur plusieurs présupposés et plus particulièrement, il considère la population comme fermée. Or, en réalité, des processus démographiques comme les naissances, les décès, l'immigration ou l'émigration d'individus sur le territoire étudié, entraînent des changements permanents dans la population. Des modèles ouverts peuvent être utilisés afin de tenir compte de ces fluctuations au cours du temps.

Prenons l'exemple du modèle de Jolly-Seber (Jolly, 1965). Dans le cas d'une population ouverte et après plusieurs épisodes de capture, on utilise ce modèle en faisant les hypothèses suivantes:

- Chaque individu a une probabilité de capture identique
- Le marquage est définitif et n'affecte pas les individus marqués
- Chaque individu présent après la i ème capture a la même probabilité de survie jusqu'à la $i+1$ ème capture
- Le temps nécessaire pour capturer, marquer et relâcher les animaux est court par rapport à l'intervalle de temps séparant deux échantillonnages

Ce modèle permet d'estimer la taille de la population à chaque épisode de capture mais également le taux de survie et le nombre de nouveaux individus entrés dans la population entre deux épisodes de capture. Le détail de l'estimation de ces paramètres est donné en annexe 3.

iv. Les modèles d'échelle de temps mixte

La conception de l'échelle de temps mixte mise au point par Pollock en 1982 combine les avantages des modèles d'estimation fermés et ouverts, ce qui permet de s'affranchir de certain biais. En effet, les modèles fermés ne peuvent pas être utilisés dès lors qu'il y a des changements au sein de la population et les modèles ouverts génèrent des estimations biaisées car les probabilités de survie et de capture des individus sont hétérogènes.

L'échantillonnage est divisé en K périodes dites primaires, chacune étant elle-même divisées en I périodes d'échantillonnage secondaires. Les périodes secondaires se déroulent sur une période relativement courte et sont utilisées pour élaborer les estimations à l'aide des modèles fermés. Les données sont ensuite combinées pour les périodes primaires et chaque animal est enregistré comme ayant été capturé lors de la première primaire période s'il a été observé au moins une fois au cours des I périodes secondaires de celle-ci. La survie peut ensuite être estimée à l'aide du modèle de Jolly-Seber, et le recrutement est estimé à l'aide d'estimations à la fois fermées et ouvertes.

De nombreux auteurs ont prolongé ces travaux afin d'obtenir des estimations toujours plus proches de la réalité. C'est par exemple le cas de Pledger, en 2000, qui a supposé qu'une population est composée de sous-groupes d'animaux partageant des probabilités de détection communes afin de modéliser l'hétérogénéité de détection des animaux (Pledger 2000). On peut également citer Kendall et Nichols, en 1995 et Kendall, Nichols, et Hines, en 1997, qui fournissent des modèles concernant l'émigration temporaire des individus au sein d'une population.

b) Détectabilité, abondance totale et abondance estimée

Nous avons vu que la détectabilité est la probabilité qu'un individu ou qu'une espèce soit observée, étant donné qu'elle est présente sur un site ou sur des sites. Si tous les animaux de la zone d'échantillonnage pouvaient être comptés, cela permettrait de calculer l'abondance totale, c'est-à-dire, le nombre total des individus de l'espèce sur le territoire en question. Cependant, il est presque toujours impossible de photographier tous les individus au cours d'une campagne d'échantillonnage. La détectabilité, cependant, ou probabilité de détection, est donc inférieure à 1. La répartition des pièges photographiques est un facteur de variabilité important de ce paramètre. En effet, placer des appareils proches les uns des autres permet de réduire les espaces non couverts et augmente la probabilité de détecter les individus. De même, si plusieurs pièges sont disposés sur le domaine vital d'un animal, la probabilité de détection de cet individu sera plus élevée que pour les animaux avec moins de

points de piégeage. A l'inverse, les chercheurs ont tendance à maximiser l'espace des appareils afin de couvrir le plus grand territoire possible. Or, cela peut créer des espaces non couverts et ainsi diminuer la détectabilité de certains individus et donc une hétérogénéité dans les probabilités de détection des individus. Le choix de l'emplacement et de l'espace des points d'échantillonnage est donc extrêmement important et nécessite une compréhension approfondie des schémas de déplacement et de l'utilisation de l'habitat par les espèces cibles.

Soit C le nombre d'individus photographiés, identifiés et comptés lors d'une session d'échantillonnage correctement conçue, c'est-à-dire, où l'on peut considérer que la probabilité de détection est la même pour tous les individus de la population, on peut estimer (Grand et al. 2003; O'Connell, Nichols, et Karanth 2011):

$$C = N \cdot p$$

Où

- N est l'abondance totale
- p est la détectabilité

Si on fait maintenant intervenir le modèle de CMR, p est la probabilité qu'un animal soit détecté, on peut donc estimer que p est la probabilité qu'un individu soit détecté au cours des k campagnes d'échantillonnage soit :

$$p = 1 - \prod_{i=1}^k (1 - p_i)$$

Où p_i est la probabilité qu'un individu soit détecté au cours de la campagne i .

On peut alors déduire l'abondance estimée N_e :

$$N_e = \frac{C}{p}$$

Si on veut maintenant introduire la notion d'hétérogénéité dans la détection des individus, on a la relation suivante :

$$N_e = \sum_{j=1}^c \frac{1}{p_j}$$

Où p_j est cette fois la probabilité que l'individu j soit détecté.

Lorsque la zone d'étude est trop vaste pour pouvoir fournir une estimation correcte de l'abondance, on peut introduire le paramètre noté a qui correspond à une partie de la zone d'échantillonnage. On peut alors considérer que l'abondance estimée sur la totalité de la zone s'exprime par :

$$N_e = \sum_{j=1}^c \frac{1}{a \cdot p_j}$$

c) Estimation de l'abondance relative d'une espèce

L'Abondance relative correspond au nombre total des individus d'une espèce par rapport au nombre total des individus de l'ensemble des espèces présentes sur le territoire étudié. Elle se mesure habituellement par des indices de diversité, ou Indices d'Abondance Relative (IAR). L'un des plus connus est l'indice de Shannon-Wiener, noté H , dont la formule est la suivante (Marcon 2010):

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln(p_i)$$

Avec :

- S le nombre total d'espèces, ou richesse spécifique;
- $p_i = \frac{n_j}{N}$ la proportion de l'espèce i sur le territoire étudié
- n_j le nombre d'individus de l'espèce j dans l'échantillon
- N le nombre total d'individus dans l'échantillon

Ainsi, ces indices sont généralement utilisés lorsque l'espèce cible est difficile à observer, ou qu'il est difficile, du point de vue logistique, de déterminer la probabilité de détection des individus, ou encore si des études de l'abondance relative sur les populations étudiées ont déjà été réalisées. En effet, ces indices sont souvent comparés entre eux en fonction du temps, de l'espace et des espèces (Sollmann, Mohamed, et al. 2013). Ces méthodes sont utiles pour permettre l'évaluation initiale des données issues d'un suivi par pièges photographiques.

Or, afin de pouvoir comparer les abondances relatives entre les espèces, l'espace et le temps, il est nécessaire de considérer la détectabilité des espèces comme constante et équivalente. Ces indices ne prennent donc pas en compte les variations et les imperfections de la détection des animaux et les auteurs s'accordent sur le fait qu'il ne faut pas les utiliser comme mesure de l'abondance, mais plutôt comme un outil permettant mesurer le succès de capture lors des campagnes d'échantillonnage (Sollmann, Mohamed, et al. 2013; Ancrenaz 2012; R. Wearn 2017).

d) Intérêt et limites de l'estimation de l'abondance

Pollock et al., en 2002, soulignent que l'utilisation de l'abondance et des IAR pour l'étude des populations constitue un véritable défi car il est extrêmement difficile de respecter les hypothèses du modèle et il est même souvent impossible de tester ces dernières. (Link et Sauer 1998) pensent que ces indices reflètent bien non seulement la taille des populations, mais également la proportion de chaque espèce au sein d'un environnement. Cependant, ils avertissent que l'analyse des données de dénombrement nécessite une interaction délicate entre modélisation statistique, intuition biologique et familiarité avec les méthodes

d'échantillonnage. L'élimination complète de ces facteurs de variation est impossible, il est donc très important de reconnaître des biais existents et analyser les résultats en conséquence.

Il est également nécessaire d'accorder une attention particulière à la variation spatiale de l'abondance. En effet, lorsque la zone d'intérêt est de taille importante, il est rarement possible d'échantillonner l'ensemble de la zone d'intérêt, notamment à l'aide de pièges photographiques. Le choix de l'emplacement des appareils ainsi que leur répartition sur l'ensemble de la zone étudiée est donc un facteur important à prendre en compte afin que les données obtenues soient interprétables.

De plus, les animaux photographiés, notamment par les pièges photographiques, sont souvent difficiles à identifier de manière fiable à l'échelle individuelle. Développer des techniques analytiques et des logiciels d'identification toujours plus performants est donc particulièrement important.

Les études d'abondance à l'aide des données de photo-ID posera toujours des problèmes logistiques et statistiques aux chercheurs, mais soulignons le fait que les retombées peuvent être considérables compte tenu des connaissances acquises sur les populations d'espèces rares et menacées (Karanth 1995; Hiby et al. 2009; Silver et al. 2004; Carbone et al. 2001). Pour les espèces qui ne sont pas reconnaissables individuellement, c'est-à-dire, pour lesquelles on ne peut pas différencier les individus, il peut être intéressant de capturer et de marquer une partie de la population et d'utiliser la photo-ID afin d'identifier les animaux marqués ainsi que de compter le nombre d'animaux non marqués afin d'estimer les probabilités de détection. De plus, on peut noter que l'estimation de l'abondance, ponctuellement, est intéressante pour l'étude des espèces territoriales ou solitaires, ainsi que pour celles vivant en petits groupes.

2) La photo-ID permet d'estimer les paramètres démographiques des populations animales

Afin d'étudier les populations animales, il est nécessaire de considérer celles-ci comme des unités biologiques fondamentales. Elles sont donc caractérisées par des paramètres, aussi appelés variables d'état, telles que la richesse et la diversité en espèces, l'abondance, la densité ou encore la structure spatiale. Les populations naturelles ne sont jamais des entités isolées. En effet, elles dépendent et sont en étroite relation avec leur environnement.

a) Evaluer la richesse et la diversité des espèces

La richesse en espèces, ou richesse spécifique, c'est-à-dire le nombre d'espèces présentes dans une région donnée, est la toute première variable d'état à avoir été considérée et étudiée. Elle joue encore un rôle fondamental dans une grande partie de la l'écologie et de la conservation moderne (Lomolino 2001). C'est notamment la variable d'état la plus couramment utilisée pour évaluer et prévoir les effets des impacts humains sur leur

environnement (Wearn, Reuman, et Ewers 2012; Newbold et al. 2015) et elle est souvent utilisée à l'échelle locale pour la surveillance et la gestion de la biodiversité (Yoccoz, Nichols, et Boulinier 2001). Elle constitue la caractérisation la plus simple possible de la biodiversité et qu'il est donc facile à interpréter et à communiquer.

i. La photo-ID permet d'attester de la présence d'espèces

La détectabilité est la probabilité qu'une espèce soit observée, étant donné qu'elle est présente sur un site. La photo-identification des animaux se prête particulièrement bien au dénombrement des espèces car la photographie elle permet échantillonnage à large spectre. En effet, lors du visionnage des photographies, les espèces observées et identifiées avec certitude (spécificité) peuvent être considérées comme présentes. Cependant, la non-détection d'une espèce ne constitue pas une preuve de son absence. De nombreux facteurs, comme la durée de l'échantillonnage, la technique pour recueillir les clichés ou l'espèce étudiée peuvent expliquer qu'une espèce ou un individu ne soit pas photographié (Ancrenaz 2012; R. Wearn 2017). Par exemple, en 2014, Quiroga et al., ont publié les résultats de l'étude par camera piège qu'ils ont réalisé dans la forêt du Gran Chaco en Argentine. Malgré le déploiement de moyens importants dans des régions clés comme le parc national de Copo (1204 jours de piégeage, 24 stations, 344 km de transects), la réserve aborigène (1993 jours de piégeage, 30 stations, 251 km de transects) et El Cantor (2129 jours-pièges, 35 stations, 297 km de transects), ils n'ont obtenu aucun cliché de l'espèce ciblée, le Jaguar (*Panthera onca*). Or, une étude de terrain leur a permis de trouver des traces indiquant la présence de cette espèce, montrant le manque de sensibilité de la méthode et non pas la disparition de l'espèce (Quiroga et al. 2014).

Un grand nombre d'études définissent la richesse en espèces comme un important outil d'analyse de la biodiversité. Il est donc important de distinguer la richesse spécifique observée, c'est-à-dire, la somme du nombre d'espèces observées comme par exemples, Kitamura et al. en 2010 ou Ahumada et al. en 2011, de la richesse en espèces estimée, dont il existe diverses mesures comme par exemple celle de M. W. Tobler et al. en 2008. L'estimation de la richesse en espèces implique de tenter de corriger la «détection imparfaite», soit le fait que certains individus d'une population donnée peuvent ne pas être identifiés lors d'un échantillonnage. Cette notion de détectabilité variable fait que la richesse en espèces observée ne constitue généralement pas un indice fiable de la richesse en espèces réelle.

L'identification photographique permet tout de même de détecter des espèces rares ou méconnues, notamment grâce aux pièges photographiques, comme dans l'étude de Dinata et al. en 2008 : malgré le fait que des caméras aient été initialement installées pour photographier les tigres et leurs proies, ils ont pu observer et identifier des espèces d'oiseaux rares et menacées, telles que le Calobate de Sumatra (*Carpococcyx viridis*) et le Faisan de Salvadori (*Lophura inornata*) (Dinata et al. 2008).

ii. L'estimation de la richesse et de la diversité en espèces

Une richesse spécifique peut s'exprimer en richesse totale, c'est-à-dire le nombre total d'espèces présentes dans un biotope, ou en richesse moyenne, c'est-à-dire le nombre moyen d'espèces présentes dans les échantillons de la population étudiée. Bien que la richesse spécifique soit simple à interpréter et à communiquer, elle ne constitue pas forcément un bon indicateur de la biodiversité. En effet, toutes les espèces sont représentées de la même manière, quelle que soit leur fréquence dans la communauté. Prenons par exemple, un territoire où l'abondance relative des différentes espèces est très asymétrique, c'est-à-dire que de nombreuses espèces très rares sont présentes. Cet environnement peut avoir la même richesse spécifique qu'un autre dans lequel il y aurait autant d'espèces différentes, mais beaucoup moins rares. Il est important de tenir compte du fait que toutes les espèces ne sont pas égales : certaines sont plus menacées de disparition que d'autres et certaines jouent un rôle particulièrement important dans leur écosystème.

C'est pourquoi, au cours des dernières décennies, les écologistes ont proposé un autre paramètre, la diversité spécifique, aussi appelée diversité des espèces, intégrant à la fois la richesse et l'équité des espèces pour tenter de mieux saisir cette notion de biodiversité (Gotelli et Chao 2013). Il existe de nombreuses méthodes permettant d'estimation de la diversité des espèces mais nous retiendrons trois indices, utilisables à partir des données de photo-ID, permettant d'estimer la proportion des différentes espèces présentes sur le territoire étudié :

- La diversité α , c'est-à-dire, le nombre d'espèces coexistant dans un habitat uniforme de taille fixe à un temps donné. Il s'agit de la diversité locale, mesurée à l'intérieur d'un système délimité (Zobel 1997).
- La diversité β , comparant la richesse en espèces de différents écosystèmes (Graham et Fine 2008).
- La diversité γ , d'un ensemble de stations; c'est la diversité régionale ou totale. Elle est similaire à la diversité α mais prise en compte sur l'ensemble du système étudié (Lande 1996).

La distinction entre les diversités α et β dépend de la finesse de la définition des territoires étudiés. En effet, si on choisit de le décomposer en de nombreux sous-territoires, la diversité α diminue au profit de la diversité β . La diversité γ est donc importante car elle constitue une mesure qui ne dépend pas de cette décomposition. C'est une mesure additive décrivant la diversité totale, pouvant être calculée en faisant la somme, convenablement pondérée, des diversités α des différents habitats et de la diversité β inter-habitat.

On peut donc distinguer plusieurs manières de mesurer la diversité (Jurasinski, Retzer, et Beierkuhnlein 2009; Marcon 2010):

- La diversité d'inventaire, c'est-à-dire, qui consiste à recenser les espèces présentes sur une unité spatiale.
- La diversité de différenciation, qui correspond à la diversité β , mesurant à quel point les unités spatiales sont différentes les unes des autres.

- La diversité proportionnelle, qui correspond également à la diversité β mais qui, cette fois, se détermine en faisant la différence ou le rapport des diversités α et γ .

La richesse en espèces est souvent l'un des points clés de l'étude de la biodiversité sur le long terme, notamment en comparant l'évolution de celle-ci sur un territoire donné pendant plusieurs années. Cela permet d'estimer les taux de colonisation et d'extinction des espèces, tout en tenant compte d'une détection imparfaite des espèces. Par exemple, en 2011, O'Brien et al. ont estimé la richesse des grands mammifères dans le parc national de Bukit Barisan Selatan, en Indonésie, sur cinq périodes entre 1998 et 2005. Ils ont constaté un déclin de 5% par an de la richesse spécifique de ces espèces qui peut être interprété par la disparition de 0,7 à 1,6 espèce par an dans cette région, toute espèce confondue (O'Brien et Kinnaird 2011).

iii. Décrire la biodiversité des espèces

En juin 1992, lors de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, plus connue sous le nom de Sommet de la Terre de Rio de Janeiro, plus de 180 dirigeants mondiaux ainsi que plus de 17 000 activistes et militants écologiques se sont rassemblés pour discuter des politiques mondiales en matière de développement durable, un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs. La conférence a abouti à la création du Programme des Nations Unies pour l'environnement ainsi qu'à la ratification de plusieurs textes environnementaux fondamentaux comme la Convention sur la Biodiversité. La biodiversité, ou diversité biologique, y est définie comme étant la variété et la variabilité des organismes vivants sous toutes ses formes. Les scientifiques considèrent généralement que trois principaux paramètres permettent de décrire la biodiversité :

- La diversité génétique, ou diversité intraspécifique, c'est-à-dire, la variabilité des gènes entre les individus ou les populations d'une même espèce. C'est cette diversité génétique qui permet l'évolution des espèces par la sélection et la transmission des caractères les plus adaptés à l'environnement dans lequel elles vivent.
- La diversité spécifique, qui, comme nous l'avons vu, complète la richesse spécifique et correspond à la diversité des espèces autochtones qui vivent au sein d'un écosystème, par leur nombre, leur nature et leur abondance.
- La diversité des écosystèmes, ou diversité écosystémique. En effet, les écosystèmes sont des ensembles d'organismes vivants qui forment une unité fonctionnelle par leurs fortes interactions entre eux et avec leur milieu, comme les forêts ou les milieux marins par exemple. La diversité écosystémique caractérise la variabilité des écosystèmes, leur répartition sur la planète et reflète la richesse des relations structurelles et fonctionnelles entre les espèces ou les populations qui y vivent.

Ainsi, l'identification photographique, en permettant d'estimer la diversité spécifique et la richesse spécifique des écosystèmes, participe à l'étude et à la description d'une des facettes de la biodiversité.

iv. Limites

Comme nous venons de le voir, la biodiversité ne se limite pas à la somme des espèces présentes dans le écosystèmes. Elle représente l'ensemble des interactions qui existent entre les êtres vivants ainsi qu'avec leur environnement physico-chimique, sur plusieurs niveaux et l'identification photographique ne permet pas d'en étudier la diversité génétique et fonctionnelle.

La richesse spécifique et la diversité d'un écosystème doivent être estimées à partir d'échantillons, et en l'occurrence de photographies, prélevés dans le système étudié. Cependant, la plupart des mesures de la diversité des espèces sont biaisées lorsque la taille des échantillons est petite. En effet, lorsque la taille de l'échantillon n'est pas suffisamment importante pour observer toutes les espèces, celles qui n'ont pas été photographiées sont sous-échantillonnées et, par conséquent, l'abondance relative des espèces observées est en moyenne surestimée.

L'acquisition de données photographiques complètes et permettant de décrire tous les échelons de la biodiversité est impossible et nécessite un travail considérable. C'est pourquoi les biais dus à l'échantillonnage sont généralement importants. Ainsi, un l'un des objectifs importants de l'analyse de la richesse spécifique et de la diversité est d'ajuster l'effet des espèces sous-échantillonnées. La variation d'échantillonnage étant une composante inévitable des études de biodiversité, il est tout aussi important d'évaluer la variance d'un estimateur et de fournir un intervalle de confiance reflétant l'incertitude de l'échantillonnage (Gotelli et Chao 2013).

b) Estimer la densité

La densité d'une espèce est le nombre d'individus de cette espèce présents par unité de surface, comme par exemple, par km². La densité des individus dans un biotope est un indicateur important de l'état de l'écosystème. Elle permet notamment de définir des tendances démographiques comme la multiplication ou à la raréfaction des individus des espèces et ainsi d'évaluer les tendances concernant l'évolution des populations au cours du temps ou de l'espace. La densité de population est souvent considérée comme l'une des variables d'état les plus importantes pour l'études sur de la faune sauvage. En effet, elle peut permettre d'effectuer des comparaisons plus directes entre les études, et ce, même si elles utilisent des méthodes très différentes, et entre les espèces. Cependant, c'est une variable d'état difficile à mesurer et peut donc être très coûteuse à déterminer.

En effet, la difficulté majeure réside dans le fait que, même si une estimation de l'abondance peut être réalisée, la zone d'échantillonnage effective à laquelle elle correspond

n'est pas facilement calculée. En effet, la zone d'échantillonnage effective peut être plus petite que la zone couverte par les pièges photographiques, notamment si certaines zones ne constituent pas un habitat convenable pour l'espèce étudiée comme, par exemple, un lac ou une étendue d'eau pour une espèce terrestre. Le plus souvent, la zone d'échantillonnage effective sera plus grande que la zone théoriquement couverte, car les animaux photographiés peuvent se déplacer en dehors de la grille d'échantillonnage (R. Wearn 2017).

i. Le modèle ad hoc de calcul de la densité

L'une des méthodes les plus connues pour déterminer la densité d'une population, décrite par Karanth et Nichols (Karanth et Nichols 1998) consiste tout d'abord à estimer son abondance à l'aide de méthodes de capture-recapture, puis de la diviser par une estimation ad hoc de la zone d'échantillonnage effective. C'est-à-dire, qu'ils ont calculé la surface d'échantillonnage effective en ajoutant une surface, ou bande de délimitation, égale à la moitié du diamètre domaine vital moyen de l'espèce à l'extérieur de la surface d'échantillonnage.

Idéalement, les estimations du domaine vital devraient être obtenues à partir de données de mouvement haute résolution comme, par exemple, à l'aide de colliers GPS. Cependant, le plus souvent c'est à partir des distances de déplacement maximales observées à l'intérieur de la surface couverte par les pièges photographiques et est souvent considérée comme égale à la moitié de la distance maximale moyenne parcourue, aussi appelée mean maximum distance moved en Anglais ($\frac{1}{2}$ MMDM). On note que lorsqu'il n'y a que peu de données ou lorsque la surface couverte par les pièges est petite par rapport aux mouvements de l'espèce, l'utilisation de la $\frac{1}{2}$ MMDM entraînera généralement une sous-estimation du domaine vital et donc une surestimation de la densité. C'est pourquoi les auteurs sont souvent amenés à effectuer des ajustements arbitraires, comme utiliser un diamètre entier, à savoir MMDM, au lieu de $\frac{1}{2}$ MMDM. Il n'existe aucune justification théorique pour cette approche (Parmenter et al. 2003; Obbard, Howe, et Kyle 2010), mais elle semble ne conduire qu'à un faible biais dans les simulations (Mathias W. Tobler et Powell 2013).

ii. Le modèle de capture-recapture spatialement explicite (CRSE)

Les modèles de capture-recapture spatialement explicites (CRSE) utilisent les données de localisation des individus photographiés pour modéliser les mouvements de ces derniers à l'intérieur et à l'extérieur de la zone d'échantillonnage et intègrent ce mouvement à l'estimation de la densité (Efford 2004). Par rapport au modèle ad hoc, la zone d'échantillonnage effective n'est plus une bande de frontière imaginaire dessinée autour de la zone d'échantillonnage, mais un halo de probabilités de capture décroissantes à mesure que l'on s'éloigne de chaque appareil. Ce modèle a été utilisé sur différentes espèces, comme le chat marbré (*Pardofelis marmorata*) (Hearn et al. 2016), l'orang-outan (*Pongo spp.*) (Spehar

et al. 2015), la panthère longibande (*Neofelis sp.*) (Wilting et al. 2012) ou encore la glouton (*Gulo gulo*) (Royle et al. 2011).

Jusqu'à récemment, les méthodes de capture-recapture impliquaient de regrouper les données de capture en sessions d'échantillonnage, ce qui signifie que lorsqu'un individu est capturé à plusieurs reprises au cours d'une session d'échantillonnage, les recaptures sont ignorées. Les nouveaux modèles de CRSE incorporent les dates et les positions auxquelles ont eu lieu les captures des individus, ce qui signifie que l'ensemble des données spatiales et temporelles enregistrées par les pièges photographiques est prise en compte. Cela permet de faire des estimations moins biaisées et plus précises de la densité, ainsi que des estimations de la distribution des animaux, l'idéal étant que chaque animal soit photographié à différents endroits (Borchers et al. 2014; Dorazio et Karanth 2017). En pratique, les avantages de l'utilisation de ces modèles en temps continu sont probablement plus importants pour les grands ensembles de données impliquant des centaines de captures.

Le modèle CRSE a maintenant largement supplanté la méthode d'ajustement ad hoc. On peut noter l'importance de la photo-ID pour l'utilisation de ce modèle car il dépend fondamentalement de la capacité à identifier individuellement les animaux dans les clichés des pièges photographiques (Figure 17).

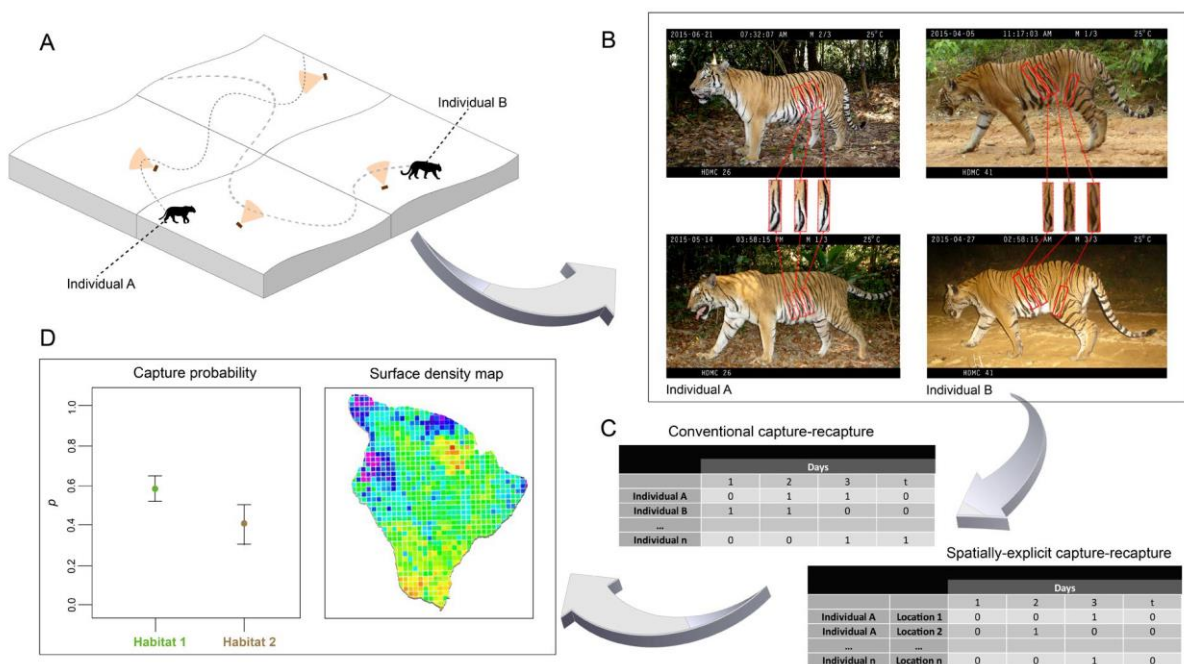


Figure 17 : Schéma de l'estimation de la densité grâce aux données de photo-ID dans le cadre d'étude utilisant les pièges photographiques. Les appareils sont installés à plusieurs endroits (A). Identification photographique des animaux capturés (B). Traitement des données de capture de chaque individu (C). Estimation des probabilités de capture et la densité (D). D'après (R. Wearn 2017).

iii. Le modèle Spatially-Explicit mark-resight (SEMR)

Il s'agit d'une modélisation équivalente à la méthode CRSE, mais pour des populations dont les individus n'ont pas tous été identifiés. Le SEMR est une approche qui permet de prendre en compte les informations de capture-recapture des individus identifiés ainsi que celles des captures de tous les autres individus photographiés mais non identifiés, afin d'obtenir une estimation de la densité (Chandler et Royle 2013). Tout comme les modèles CRSE pour des populations complètement marquées, cette approche dépend essentiellement des informations révélées par les recaptures d'individus dans plusieurs pièges photographiques. L'approche n'a été appliquée jusqu'à présent aux données de pièges photographiques qu'à quelques espèces comme le puma (*Puma concolor*) (Sollmann, Gardner, et al. 2013) mais cette approche a grand potentiel pour une plus grande variété d'espèces.

iv. Intérêt et limites de l'estimation de la densité

L'estimation de la densité de la manière la plus fiable possible et la moins biaisée possible est probablement l'un des problèmes les plus importants auxquels sont confrontés les chercheurs. En effet, l'estimation de la densité d'une population permet la comparaison des abondances dans l'espace et dans le temps.

Bien que les différentes méthodes évoquées offrent des résultats prometteurs au problème de l'estimation de la densité, les effets de certains phénomènes transitoires, comme par exemple certaines invasions biologiques (exemple du criquet pèlerin (*Schistocerca gregaria*) en Afrique) ou les perturbations d'origine anthropique, ou encore les effets liés à la taille du domaine vital sur les populations ne sont pour l'instant que très peu décrits de même que l'extension de ces modèles à des populations ouvertes. L'absence de consensus concernant les meilleures méthodes à utiliser pour l'estimation de la densité suggère que les écologues font preuve de prudence en rendant compte et en comparant les résultats qu'ils obtiennent. Les progrès concernant l'estimation de l'abondance et de la densité offrent de nouvelles possibilités d'application pour la recherche et la surveillance de la faune sauvage mais soulèvent également de nombreuses nouvelles questions (Ancorenaz 2012).

3) La photo-ID permet de décrire la dynamique spatiale des populations

La dynamique spatiale des populations est une branche de l'écologie qui s'intéresse aux fluctuations du nombre d'individus d'une population d'êtres vivants sur leur territoire. La variable d'état associée est l'occupation des espèces, plus souvent rencontré dans la littérature sous le terme anglais « occupancy ». Étudier la dynamique spatiale des espèces permet de répondre à des questions écologiques telles que la distribution des espèces sur le territoire, leur utilisation de l'habitat, les possibles mouvements migratoires ou encore la fragmentation de l'habitat.

En effet, l'estimation de l'occupation en tant que variable d'état permet d'évaluer la distribution spatiale des espèces et de suivre son évolution. L'occupation est aussi souvent considérée comme la probabilité qu'un site compte au moins un individu de l'espèce étudiée. L'occupation est liée à l'abondance et certaines études ont montré une bonne correspondance entre les deux variables (Linden et al. 2017). Elle dépend également des paramètres qui régissent le processus dynamique de la répartition des animaux dans l'environnement. La collecte de données sur l'occupation en écologie animale est relativement simple et l'échantillonnage peut prendre de nombreuses formes, et la photo-ID constitue l'une des sources d'information les plus importantes (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

a) L'utilisation de la photo-ID pour l'estimation de l'occupation spécifique

i. Les hypothèses préalables

Les modèles d'occupation sont étroitement liés aux modèles conventionnels de capture-recapture et nécessitent l'identification individuelle des animaux observés. Le modèle d'estimation de l'occupation de base étudie également des populations considérées fermées au cours de la période d'échantillonnage. De plus, les modèles d'occupation supposent que les unités d'échantillonnage sont indépendantes. En d'autres termes, les historiques de détection des individus pour différents sites ne sont pas liés. Les modèles d'occupation supposent également que les occasions d'échantillonnage sont indépendantes, c'est-à-dire que les détections et les non-détections sur un site sont indépendantes. Les modèles d'occupation les plus simples supposent également qu'il n'y a pas d'hétérogénéité (c'est-à-dire aucune variation) dans la probabilité d'occupation ou de détection entre les sites et les occasions d'échantillonnage (R. Wearn 2017).

On note également que les modèles d'estimation de l'occupation ne tiennent pas compte des faux positifs. De manière générale, le risque d'obtenir des faux positifs dans le processus de photo-ID est faible car les enregistrements photographiques sont relativement fiables. En revanche, si un animal ne peut pas être identifié avec certitude, en tant qu'individu ou espèce, il ne doit pas être inclus en tant que détection.

ii. Le modèles « une saison » pour l'estimation de l'occupation spécifique

MacKenzie et al., en 2003, ont développé une technique permettant d'estimer simultanément la détectabilité et d'occupation de manière relativement fiable. Le schéma d'échantillonnage de base implique qu'un individu soit détecté plusieurs fois dans un sous-ensemble de sites choisi au hasard dans une zone d'intérêt. Chaque visite permet de collecter des informations de détection/non-détection et chaque peut être considéré comme occupé ou non-occupé au cours de la campagne d'échantillonnage. Notons p_{ij} la probabilité de détecter l'espèce sur le site i lors de la visite j sur le site. Pour chaque site, la probabilité p_i de

détecter l'individu ou l'espèce au moins une fois au cours de T sessions d'échantillonnage s'exprime par :

$$p_i = 1 - \prod_{j=1}^T (1 - p_j)$$

Où $(1 - p_j)$ est la probabilité de ne pas détecter l'individu ou l'espèce alors qu'elle occupe le site lors de la visite j.

Les données de détection/non-détection sont compilées pour chaque site échantillonné. Par exemple, un site sur lequel il y a eu cinq campagnes d'échantillonnage peut avoir un historique de détection de {00101} ce qui signifie que l'individu ou l'espèce a été détectée et identifiée lors de la troisième et de la cinquième campagne. La probabilité d'observer ce scénario sur le site i peut s'exprimer par :

$$P_i(00101) = O_i(1 - p_1)(1 - p_2)p_3(1 - p_4)p_5$$

Où O_i est la probabilité que le site i soit occupé par l'espèce ou l'individu cible, c'est-à-dire l'occupation spécifique du site i par l'espèce cible.

iii. Les modèles dynamiques de l'estimation de l'occupation spécifique

Le modèle sur « une saison » suppose que l'occupation des lieux échantillonnés est fermée pendant la «saison» d'échantillonnage; Cependant, l'occupation peut évoluer dans le temps pour de nombreuses raisons comme les perturbations humaines par exemple. Il est donc nécessaire de considérer deux paramètres dynamiques :

- L'extinction locale E_t , c'est-à-dire, la probabilité qu'un site occupé pendant la saison t devienne inoccupé pendant la saison t + 1.
- La colonisation locale G_t , c'est-à-dire, la probabilité qu'un site inoccupé pendant la saison t devienne occupé par l'espèce cible dans la saison t + 1.

De plus, ces modèles «multi-saisons» supposent toujours que les sites sont visités plusieurs fois au cours d'une saison, sur une période pendant laquelle l'occupation de chaque site est non variable. Selon ce modèle, un site échantillonné trois fois au cours de chacune des deux saisons pourrait, par exemple, générer un historique de détection de «100 000» signifiant que l'individu ou l'espèce a été identifié lors de la première session d'échantillonnage de la première saison. L'individu ou l'espèce cible était clairement présent sur le site au cours de la première saison, mais deux possibilités peuvent expliquer le fait qu'il ne soit pas détecté lors de la seconde saison, à savoir que l'individu ou que l'espèce était présent mais n'a pas été détecté ou que l'espèce s'est éteinte localement. On peut alors écrire (MacKenzie et al. 2003):

$$P_i(100000) = O_i p_{1,1}(1 - p_{1,2})(1 - p_{1,3}) \left[(1 - E_1) \prod_{j=1}^3 (1 - p_{2,j}) + E_1 \right]$$

Où $p_{i,j}$ est la probabilité que l'individu ou l'espèce soit détectée lors de la session d'échantillonnage j de la saison i.

Des logiciels gratuits, comme par exemple le logiciel PRESENCE téléchargeable sur le site internet <https://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>, sont disponibles en ligne afin de fournir aux chercheurs les outils permettant d'estimer au mieux l'occupation.

iv. L'estimation de l'occupation spécifique et la photo-ID

La photo-ID, notamment par l'intermédiaire des pièges photographiques, permet d'obtenir des informations de détection/non-détection pour toutes les espèces pouvant être photographiées, ainsi que de nombreuses informations auxiliaires (comportement, âge et condition physique, par exemple). La photographie est de plus en plus utilisée comme une méthode de détection unique dans le cadre d'échantillonnage pour recueillir des données adaptées aux modèles d'estimation de l'occupation.

Concernant les espèces pour lesquelles n'est pas possible de réaliser la photo-ID à l'échelle individuelle, l'identification photographique de l'espèce permet quand même d'estimer l'occupation. En effet, de récentes études sur le piégeage par caméra ont utilisé le modèle d'occupation standard sur une saison détaillé ci-dessus pour établir la répartition et de déterminer la probabilité d'occupation de plusieurs espèces de mammifères dans des régions précédemment non échantillonnées (Baldwin et Bender 2008; McShea et al. 2009). Par exemple, Baldwin et Bender, en 2008, ont étudié l'occupation et la distribution spatiale de la martre d'Amérique (*Martes americana*) dans le Rocky Mountain National Park du Colorado aux Etats-Unis. Ils ont ainsi montré ainsi que l'occupation du milieu par cette espèce dépend de l'habitat, car ils occupent préférentiellement les forêts de conifères plutôt que les grandes plaines.

À une époque où le risque d'extinction d'espèces animales augmente et que les évaluations de la biodiversité sont indispensables, des méthodes quantitatives telles que l'estimation de l'occupation peuvent être utilisées et bénéficier à la gestion des populations animales. Étant donné que le piégeage photographique et la photo-ID utilisent des données relativement faciles à collecter et qui génèrent des estimations non biaisées, l'estimation de l'occupation pourrait bientôt devenir une méthode privilégiée pour l'interprétation des données issues d'études utilisant la photographie animale.

L'estimation de l'occupation est donc une solution peu coûteuse pouvant être utilisée à l'étude et au suivi des populations d'animaux sauvages car elle nécessite uniquement des données de détection et de non-détection. Cependant, l'occupation représente fondamentalement une mesure de la distribution et non de l'abondance.

b) Estimation de l'aire de distribution des espèces

L'aire de distribution, aussi appelée aire de répartition ou plus simplement distribution, est la zone délimitant la répartition géographique d'une population incluant la totalité de ses individus. Elle peut être continue ou disjointe. Les différentes populations d'une

même espèce sont alors séparées géographiquement et ne communiquent pas entre elles. Elles forment des sous-populations indépendantes (R. Wearn 2017).

L'élaboration de méthodes permettant d'obtenir des estimations de la distribution à partir des données de photo-ID est importante. Dans la nature, la distribution des ressources n'est pas homogène. La distribution de la faune est liée aux ressources présentes dans l'environnement ainsi qu'aux contraintes du milieu dans lequel elle évolue. Cette distribution hétérogène et non aléatoire est donc fortement susceptible de fausser les estimations de paramètres comme l'abondance des animaux. C'est pourquoi, afin de pouvoir obtenir des estimations non biaisées de l'abondance, il est souvent nécessaire de définir ou de décrire la distribution sous-jacente des animaux sur le territoire étudié (French, Ludwig, et Reynolds 1989).

i. Les différents types de distribution spatiale

Il existe trois principaux modèles de distribution spatiale permettant de décrire la répartition des animaux dans leur environnement : la distribution aléatoire, la distribution agrégée et la distribution uniforme (Figure 17).

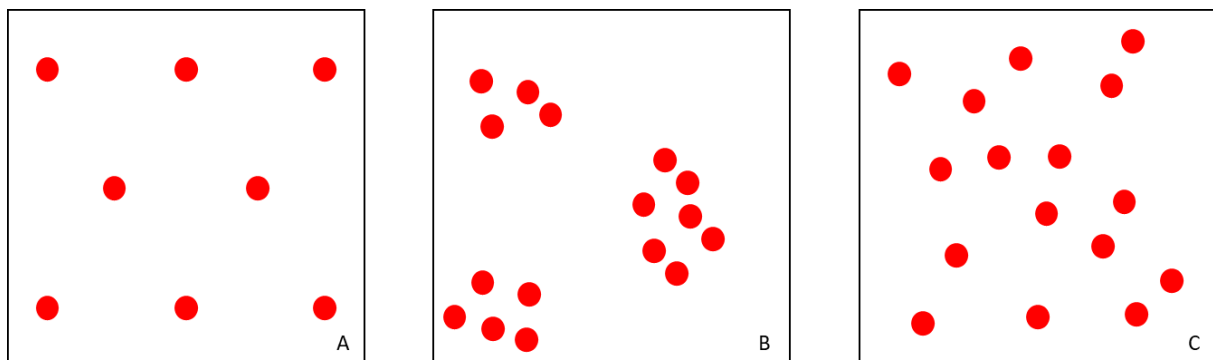


Figure 18 : les principaux types de distribution spatiale. A : uniforme, B : en agrégats, C : aléatoire

La distribution uniforme est le plus rare des types de distribution. Les individus sont répartis de façon régulière dans le milieu. Ce type de distribution indique souvent un haut niveau de compétition pour les ressources ou pour l'espace. Pour la distribution aléatoire, les individus sont répartis au hasard et de façon imprévisible sur le territoire. Cette configuration est théorique car elle supposerait, d'une part, que les ressources et les contraintes environnementales soient homogènes partout sur le territoire et d'autre part, que les animaux n'aient pas de structure socio-spatiale. Le dernier cas de figure est la distribution en agrégats. C'est celle la plus fréquemment rencontrée. Les individus sont attirés par les endroits où les conditions de vie sont les meilleurs, et/ou attirés entre eux par les relations intra-spécifiques.

ii. Cartographie par comptage photographique

La cartographie ponctuelle consiste à placer sur une carte les coordonnées des emplacements où les individus ont été photographiés au cours des sessions d'échantillonnage réalisées sur la zone d'étude. Cette technique convient particulièrement aux animaux sédentaires ou territoriaux mais s'applique difficilement aux animaux migrateurs ou aux jeunes individus qui ne se sont pas encore approprié un territoire. Les données ainsi combinées peuvent mettre en évidence des sites plus fréquentés, ou centre d'activité (Silvy 2012). Cette méthode empirique permet d'obtenir une représentation de la distribution des espèces sur le territoire étudié, ou distribution observée.

iii. L'estimation de la distribution des espèces par des modèles statistiques

Dorazio et Karanth, en 2017, ont décrit plusieurs modèles permettant d'estimer la distribution spatiale et l'abondance des animaux à l'aide de données récoltées à partir de pièges photographiques. Ces modèles se basent sur les modèles de CMR et nécessitent que les animaux soient identifiables individuellement ce qui souligne l'importance de la photo-ID dans ce processus. Ils ont ainsi pu réaliser une carte de la distribution estimée de la population de tigres (*Panthera tigris*) dans la réserve de Nagarahole en Inde (Figure 18).

De même, (Watts et al. 2008), ont utilisé des pièges pour documenter la présence et la distribution du cerf des Keys (*Odocoileus virginianus clavium*) en Floride. Ils ont ainsi montré que leur environnement été largement fragmenté et que leur aire de distribution s'était considérablement réduite depuis les années 1970. Ils ont donc montré que, bien que l'abondance de cette espèce menacée de disparition soit relativement stable, la perte de leur milieu constitue un risque important pour la pérennité de ces populations.

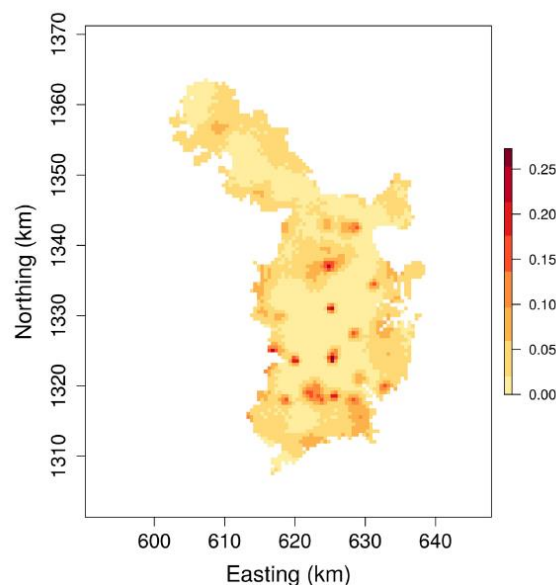


Figure 19 : Carte de l'estimation de la distribution du tigre dans la réserve de Nagarahole et les zones adjacentes dans la région de l'ouest du Ghat en Inde. D'après (Dorazio et Karanth 2017).

c) Sélection de l'habitat et utilisation des ressources

L'habitat peut se définir comme un ensemble d'éléments constituant le milieu dans lequel la population d'une espèce vit. Un habitat peut être caractérisé par son climat, son altitude, la faune et la flore qui le composent ou encore les activités humaines qui s'y déroulent. Grâce à l'estimation de l'occupation spécifique et de la distribution spatiale des populations au sein de leur milieu, il est possible de décrire comment les espèces étudiées utilisent leur habitat et les ressources disponibles. En effet, il est intéressant de comparer les valeurs de ces paramètres en fonction des habitats dans lesquels ils évoluent.

La sélection de l'habitat est une conséquence comportementale du fait que les animaux choisissent activement leur lieu de résidence ou persistent passivement dans certains habitats. L'étude de la sélection d'habitat consiste à comparer l'habitat disponible pour une population avec celui effectivement utilisé, ce qui implique nécessairement de mesurer les ressources disponibles. En règle générale, une utilisation importante de l'habitat par une espèce suggère la qualité et l'abondance des ressources dans ces zones. (Foster, Harmsen, et Doncaster 2010), ont comparé les fréquences auxquelles ont été photographiés des jaguars (*Panthera onca*) et pumas (*Puma concolor*) dans le cadre d'une étude à l'aide de pièges photographiques au Belize. Ils ont utilisé un modèle linéaire à deux facteurs avec les mesures répétées (Doncaster & Davey 2007) pour mesurer l'activité des deux espèces en fonction de plusieurs facteurs et notamment, en fonction de leur habitat. Ils ont ainsi pu mettre en évidence que les deux espèces utilisent leur habitat de la même manière et que l'hétérogénéité des milieux qui le compose permet la cohabitation des deux espèces dans le même habitat.

Hilty et Merenlender, en 2004, ont montré que l'activité des mammifères prédateurs en Californie du Nord était plus élevée dans les vignobles situés à proximité de l'habitat naturel de ces derniers. Les pièges photographiques sont également fréquemment utilisés pour évaluer l'impact d'un certain nombre d'installations humaines telles que les passerelles ou passages souterrains dont le but est de faciliter les déplacements de la faune sauvage et de réduire la mortalité sur les autoroutes (Baigas et al. 2017).

L'étude de l'utilisation de l'habitat par les animaux nécessite souvent de réaliser des recherches avec d'autres techniques de détection, comme la recherche de traces ou la radio-téléométrie par exemple (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011; Silvy 2012).

d) Mouvements migratoires

La migration est un processus par lequel les animaux se déplacent d'une zone géographique vers une autre. Il existe plusieurs types de mouvements migratoires selon l'échelle à laquelle on se trouve. Par exemple, prenons un environnement dans lequel le nombre d'individus d'une même espèce augmente au fil du temps. Lorsque les ressources deviennent insuffisantes, certains individus sont susceptibles d'émigrer vers un nouveau territoire. C'est le phénomène de colonisation. D'autres mouvements peuvent être

temporaires, comme certains oiseaux marins qui pêchent en mer avant de revenir nicher sur le terre ferme. Certains animaux effectuent des migrations saisonnières sur de très longues distances comme de nombreuses espèces de cétacés. De nombreux facteurs influencent les migrations des animaux comme la saisonnalité, la compétition pour les ressources, la recherche de partenaire ou les activités humaines.

Bien que ce phénomène soit essentiel à la survie de nombreuses espèces et joue un rôle important dans la dynamique des populations, il est parfois difficile à détecter et encore plus difficile à mesurer. Comme nous avons pu le constater avec les modèle fermés et ouverts de CMR, considérer les phénomènes d'immigration et d'émigration nécessite des modèles statistiques complexes et nombre de chercheurs ne disposent malheureusement pas des données nécessaires à l'estimation des paramètres de populations ouvertes et sont donc contraints de considérer les populations qu'ils étudient comme fermées.

La plupart des techniques de détection ou d'estimation des mouvements migratoires reposent sur modèle de CMR et bénéficient grandement de la photo-ID. Par exemple, (Andrzejaczek et al. 2016), ont ainsi démontré à l'aide de l'identification photographique des requins baleines (*Rhincodon typus*) dans l'océan pacifique qu'il existe une connectivité, c'est-à-dire que les individus se déplacent entre les sites d'agrégation à l'échelle régionale. Witteveen, Worthy, et Roth, en 2009, ont montré que la photo-ID permet de décrire les mouvements migratoires des baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*) et plus particulièrement que les zones de reproduction servent souvent de destination migratoire pour plusieurs groupes d'individus.

L'estimation de l'abondance, de la distribution ou encore de l'occupation de milieux au cours du temps permet d'estimer l'évolution de la taille ou de la répartition d'une population. Cependant, une diminution du nombre d'individus dans une région donnée peut être due soit à des mouvement d'émigration supérieurs à ceux d'immigration, soit à un nombre de décès supérieur au nombre de naissances. Inversement, une augmentation du nombre d'individus dans une population peut être due soit aux mouvements d'immigration, soit aux naissances. Nichols et Pollock, en 1990 ont présenté une procédure permettant d'estimer séparément les mouvements migratoires utilisant le modèle de CMR.

Hestbeck et al., en 1991, ont marqué près de 29 000 bernaches du Canada (*Branta canadensis*) en trois ans afin qu'elles puissent être reconnaissables individuellement au cours de leur migration saisonnière en Amérique du Nord. Ils ont ainsi pu étudier les mouvements des populations de cette espèce et la fidélité des individus à leur lieu d'hivernage mais également l'influence de la sévérité du climat sur les mouvements migratoires.

4) Recueillir des données sur la biologie des espèces

La biologie, la physiologie et le comportement des espèces sont des domaines particulièrement importants pour l'étude de la faune sauvage. En effet, connaître le cycle de vie d'une espèce et de ses besoins permet de déterminer de manière pertinente pourquoi et par quoi elle est menacée et ainsi mettre en place des programmes de conservation adaptés à chaque espèce et au milieu dans lequel elle vit.

Traditionnellement, les techniques dont les chercheurs disposaient pour étudier l'ensemble de ces paramètres reposaient sur l'observation directe des animaux ou sur la télémétrie, impliquant de capturer l'animal pour lui placer un dispositif permettant de suivre ses mouvements. Cependant, ces méthodes se révèlent invasives et la proximité humaine entraîne des modifications comportementales chez les animaux cibles et implique de tenir compte de ce biais lors de l'analyse des données ainsi récoltées. Le développement des pièges photographiques, permettant de photographier et même filmer les animaux à distance, et les techniques d'identification photographique constituent l'un des outils les plus récents permettant de collecter les données sur la biologie et le comportement des espèces sauvages.

a) Estimer les caractéristiques démographiques des populations

i. Estimation du taux de survie par le modèle de CMR

Le modèle de Jolly-Seber (Jolly, 1965) permet, comme nous l'avons vu, d'estimer le taux de survie et le nombre de nouveaux individus entrés dans la population entre deux épisodes de capture. Si l'on considère encore une fois le cas d'une population ouverte et après plusieurs épisodes de capture, avec les hypothèses les mêmes hypothèses que sont :

- Chaque individu a une probabilité de capture identique
- Le marquage est définitif et n'affecte pas les individus marqués
- Chaque individu présent après la i ème capture a la même probabilité de survie jusqu'à la $i+1$ ème capture
- Le temps nécessaire pour capturer, marquer et relâcher les animaux est court par rapport à l'intervalle de temps séparant deux échantillonnages

L'estimation du taux de survie $\hat{\phi}_i$ se calcule à l'aide des formules suivantes (le détail de l'estimation de ces paramètres est donné en annexe 3) :

$$\hat{\phi}_i = \frac{\hat{M}_{i+1}}{\hat{M}_i - m_i + R_i}$$

Où :

$$\hat{M}_i = m_i + \frac{R_i z_i}{r_i}$$

Avec

- M_i le nombre d'individus marqués dans la population juste avant le temps i ($i = 1, \dots, k$)
- m_i le nombre d'individus capturés et déjà marqués dans l'échantillon capturé au temps i ($m_i \leq n_i$) ($i = 1, \dots, k$)
- R_i le nombre d'individus relâchés après la capture i
- r_i le nombre d'individus parmi les R_i marqués et relâchés au temps i qui sont recapturés au moins une fois par la suite ($i = 1, \dots, k-1$)

ii. Estimation du taux de recrutement d'une population par le modèle de CMR

Le taux de fécondité d'une population correspond au nombre de naissances au cours d'une période donnée, généralement une année, rapporté au nombre de femelles dans la population. Bien que ces paramètres n'aient été que peu étudiés à l'aide de la photo-ID dans la littérature, il est possible d'estimer le taux de recrutement, ou taux de fécondité apparent, qui inclut à la fois le taux de natalité et le phénomène d'immigration, grâce au modèle de CMR, ce qui est semblable être compatible avec l'identification photographiques. En effet, si l'on se place encore une fois dans le modèle de Jolly-Seber, il est possible d'estimer le nombre de nouveaux individus B_i dans une population entre le temps i et $i + 1$ par la formule suivante :

$$\hat{B}_i = \hat{N}_{i+1} - \hat{\phi}_i(\hat{N}_i - n_i + R_i)$$

Où N_i est la taille de la population au temps i .

D'après ces formules, l'estimation des taux de survie et de fécondité semblent envisageables grâce à la photo-ID. Cependant aucune étude n'est répertoriée à ce jour concernant ces estimations.

iii. Caractérisation de la structure démographique

Selon les espèces, il est parfois possible d'estimer l'âge d'un individu à partir d'une photographie. Même si l'âge exact est impossible à déterminer, il est possible de classer les individus selon leur classe d'âge de manière plus ou moins précise, comme par exemple juvénile, subadulte, adulte et animal âgé. Ainsi, on peut théoriquement estimer le nombre d'individus dans chaque classe d'âge pour les populations étudiées à l'aide de l'identification photographique par dénombrement du nombre d'individus appartenant aux différentes classes.

Il est alors théoriquement possible d'estimer le taux de survie de chaque classes d'âge. En effet, considérons $n_{x,t}$ le nombre d'individus appartenant à la classe d'âge x lors de l'année t . On peut écrire la relation (Silvy 2012):

$$n_{x,t} = n_{x-1,t-1}F_{x-1,t-1}$$

Et ainsi obtenir :

$$F_{x-1,t-1} = \frac{n_{x,t}}{n_{x-1,t-1}}$$

Ce calcul ne peut, en revanche, être réalisé qu'à la condition que l'opérateur connaisse précisément le nombre d'individus composant les différentes classes d'âge, et ce, sur plusieurs années.

iv. Détermination du sexe des individus et d'informations relatives à la reproduction

Tout comme il est parfois possible d'estimer l'âge des individus à partir de clichés photographiques, il est parfois possible de déterminer si l'individu est un mâle ou une femelle. C'est notamment le cas des espèces présentant un dimorphisme sexuel marqué, soit de taille, soit lié à des caractères sexuels secondaires marqués. C'est le cas d'espèces comme, par exemple, le lion (*Panthera leo*) chez qui le mâle adulte arbore une abondante fourrure.

Ainsi, l'analyse des données de photo-ID permettrait théoriquement d'effectuer de nombreuses déduction relatives à la reproduction des femelles comme par exemple l'âge de la maturité sexuelle, qui correspondrait à l'âge auquel une jeune femelle est photographiée avec des petits. En pratique, aucune étude publiée n'estime ce paramètre à l'aide de la photo-ID à notre connaissance, les études publiées concernant des traits comportementaux liés à la reproduction. Thompson et Wheeler, en 2008, ont utilisé la photo-ID et les techniques de CMR des données sur la reproduction du phoque commun (*Phoca vitulina*). Ils ont ainsi pu estimer la durée de lactation des femelles, le nombre total de petits présents sur le site étudié pendant la saison de reproduction ainsi que sur le déroulement de la mise-bas. Doody et al., en 2009, ont étudié la nidification des tortues à nez de cochon (*Carettochelys insculpta*) à l'aide de pièges photographiques. Ils ont ainsi pu documenter la période à laquelle commence la nidification, le moment de l'émergence des nouveau-nés et identifier à quelles mères appartient quel nids.

Même si les possibilités que semble offrir le développement de l'identification photographique pour l'estimation des paramètres démographiques de la faune sauvage que nous avons évoqué dans cette partie, il n'en existe que très peu de publications dans la littérature. De plus, les modèles analytiques permettant d'estimer ces valeurs nécessitent des conditions très particulières qui sont, en pratique, quasiment impossible à satisfaire. De plus, ils sont soumis aux mêmes biais d'observation et de détection que ceux qui s'appliquent pour les modèles analytiques permettant d'estimer les autres variables d'état.

b) Caractériser et documenter l'activité et le comportement de la faune sauvage

L'étude du comportement animal fascine depuis longtemps les biologistes, que leurs travaux portent sur la conservation et la gestion de la faune sauvage ou sur l'évolution des espèces. En effet, le comportement animal est un élément clé car il conditionne le fonctionnement des populations et leur dynamique. Cependant, documenter et analyser le comportement des animaux sauvages dans leur milieu naturel représente un réel défi. Les pièges photographiques et plus particulièrement les caméras-piège constituent l'outil le plus récent à la disposition des chercheurs pour observer le comportement animal. Le développement de ces appareils a permis de surmonter certaines des difficultés que présentaient les précédentes méthodes utilisées, notamment celles liées à la présence physique d'un opérateur humain (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

i. Le rythme circadien et saisonnier

Le rythme circadien est un rythme biologique d'une durée d'un jour. Il est présent chez tous les êtres vivants, y compris les microorganismes comme les bactéries, et se traduit par les variations cycliques d'un grand nombre de paramètres physiologiques comme la sécrétion d'hormones par exemple. Dans le cadre de recherches impliquant l'ours noir d'Amérique (*Ursus americanus*), Bridges et al., en 2004, ont étudié l'activité des individus à l'aide de pièges photographiques utilisant des appâts. Ils ont découvert que les ours étaient plus actifs au crépuscule mais que cette activité dépendait des saisons. En effet, les ours étaient de plus en plus actifs la nuit en automne. Hernández et al., en 2005, ont montré, de manière analogue, que l'activité du cerf hémione (*Odocoileus hemionus*) était plus importante la nuit que le jour.

Plusieurs études à grande échelle ont mesuré simultanément les schémas d'activité et les rythmes circadiens de multiples taxons. Par exemple, Van Schaik et Griffiths, en 1996, ont étudié et décrit l'activité de la faune sauvage dans les forêts tropicales à Sumatra et à Java, documentant notamment treize espèces de mammifères carnivores, neuf ongulés, trois autres espèces de mammifères, trois espèces d'oiseaux ainsi que trois espèces de reptiles.

ii. Documenter les comportements de prédation

Les études sur le comportement de prédation qui ont le plus bénéficié de la photo-ID, par l'intermédiaire des caméras-piège, porte sur la prédation des nids d'oiseaux. En effet, ces appareils permettent de photographier et ainsi d'identifier les œufs et les oisillons dans les nids ou les prédateurs lorsqu'ils s'attaquent aux nids. De nombreux auteurs ont ainsi évalué l'impact ce comportement de prédation sur la réussite ou l'échec de la nidification de nombreuses espèces (O'Connell, Nichols, et Karanth 2011).

Liebezeit et George, en 2002, ont filmé et enregistré le comportement de prédation des nids à l'aide de caméras de surveillance et ont constaté que les rapaces se nourrissaient

plus souvent des oisillons que des œufs, tandis que les petits mammifères prélevaient les oisillons et leurs œufs proportionnellement à leur disponibilité.

Dans l'une des rares études sur la prédation sur des nids d'espèces non aviaires, Hunt et Ogden en 1991, ont identifié les prédateurs et le moment de la prédation dans les nids d'alligators américains (*Alligator mississippiensis*) et ont découvert que les ours noirs américains étaient les principaux prédateurs de la ponte avec les rats laveurs.

Etudier le comportement de prédation au sens strict nécessite de prendre en compte deux points de vue : le comportement de vigilance des proies et le comportement de recherche alimentaire du prédateur. Deux points que nous détaillerons dans le paragraphe suivant.

iii. Documenter le comportement alimentaire des espèces

Les zones d'alimentation sont des endroits qui fournissent de la nourriture, de l'eau ou des nutriments aux animaux et sont particulièrement adaptées à l'étude du comportement alimentaire des animaux, mais également pour observer leur activité. Les photographies permettent de déterminer le moment, la durée et la fréquence des visites d'espèces particulières (Claridge et al. 2004), de déterminer la taille du groupe et les interactions sociales (Altendorf et al. 2001; Hernández, Laundré, et Gurung 2005).

En ce qui concerne plus particulièrement le comportement alimentaire, on observe deux types de comportements (Altendorf et al. 2001; Hernández, Laundré, et Gurung 2005): le comportement de vigilance, destiné à repérer d'éventuels prédateurs, et le comportement de recherche active de nourriture. Dans le cadre d'une étude sur les effets de la vigilance des proies, Cresswell et al., en 2003, ont utilisé des caméras automatiques pour étudier les attaques de l'épervier (*Accipiter nisus*) sur des proies vigilantes ou non vigilantes, documentant également le comportement de prédation de cette espèce.

Concernant le comportement de recherche alimentaire des prédateurs, (Weckel, Giuliano, et Silver 2006) ont comparé la distribution spatiale et temporelle des jaguars avec celle de leur principale proie. Ils ont suggéré que la recherche de nourriture du jaguar était liée à l'abondance de ces dernières. Le piégeage photographique et l'identification photographique également d'étudier les choix alimentaires et l'attractivité des appâts utilisés par exemple pour la vaccination de la faune sauvage ou l'administration de traitements antiparasitaires Hegglin et al., en 2004, ont ainsi montré que les renards roux (*Vulpes vulpes*) dans la région de Zurich, en Suisse, consomment les appâts contenant du praziquantel, un antihelminthique, de manière significativement plus importante en été par rapport à l'hiver. Sur cette même espèce, ils ont également montré que le fait d'enterrer les appâts ayant pour but de réaliser la vaccination antirabique des renards diminuait leur consommation par des espèces non-cible.

iv. Décrire le comportement de reproduction

Comme nous l'avons évoqué précédemment, l'identification photographique permet de collecter des données concernant les paramètres de la reproduction de certaines espèces (Thompson et Wheeler 2008). Cet outil se révèle également particulièrement utile pour étudier le comportement de reproduction de nombreuses espèces. En plus de décrire la prédation des nids, les pièges photographiques peuvent générer des informations sur d'autres aspects. Par exemple, Bridges et al. en 2004, les ont utilisés pour décrire le comportement des ours noir Américains lors de la mise bas. Ils ont découvert que les ours étaient étonnamment actifs pendant la période entourant la mise-bas et effectuaient des allers-retours fréquents entre l'intérieur et l'extérieur de leurs tanières. Ils ont également pu calculer l'âge des petits à leur sortie de la tanière.

c) Etudier les relations intra et inter spécifiques

L'avantage des pièges photographiques est qu'ils permettent de suivre plusieurs espèces simultanément. Cela permet, d'une part, de réduire l'investissement matériel et financier qui serait nécessaire pour réaliser de plusieurs plans d'échantillonnage ne visant qu'une espèce cible à la fois. De plus, l'identification photographique permet d'observer de manière peu invasive les relations qui existent entre les individus d'une même espèce, mais également entre les espèces vivant dans un même milieu.

i. Les relations interspécifiques

Les espèces qui partagent une même niche écologique, aussi appelées espèces sympatriques, interagissent les unes avec les autres. En effet, il existe des relations de compétitions interspécifiques pour certaines ressources, comme pour des espèces se nourrissent du même aliment par exemple. Il existe également des relations de mutualisme lorsque les espèces partagent un intérêt commun. C'est le cas par exemple lorsque plusieurs espèces proies vivent à proximité les unes des autres pour augmenter les probabilités de détecter l'arrivée d'un prédateur. Ces relations peuvent impacter la distribution des espèces.

Ainsi, dans leur étude de 2012, Head et al. ont montré que certains groupes d'éléphants peuvent chasser les chimpanzés lorsque la disponibilité des fruits diminue. De même, Silva-Rodríguez et Sieving, en 2012, ont étudié la répartition du Pudu des Andes (*Pudu puda*), un cervidé d'Amérique du Sud, et ont montré que la présence de chiens domestiques influençait leur distribution. En effet, le chien est un prédateur de cette espèce et influence négativement la distribution du petit cervidé les zones où il se trouve. Ainsi de nombreuses études portent sur les relations et la distribution relative des espèces prédatrices et de leur proies (Zapata-Ríos et Branch 2016; T. Ramesh et al. 2012; Tharmalingam Ramesh et al. 2012).

ii. Les relations intraspécifiques

Les individus d'une même espèce présentent des interactions relativement similaires à celle décrites précédemment en ce qui concerne la compétition pour les ressources. En effet, Chanchani, Gerber, et Noon, en 2018, ont montré à l'aide de pièges photographiques que les tigres (*Panthera tigris*) mâle adaptent leurs déplacements en fonction du territoire des femelles afin de signifier leur présence et d'éloigner d'éventuels compétiteurs. Ils décrivent par ailleurs que la compétition pour les femelles entraîne une augmentation de la mortalité des individus des deux sexes ainsi que de l'infanticide des petits issus d'un père différent. Le marquage et la défense d'un territoire ou la lutte pour l'accès aux femelles constituent les relations intraspécifiques principales et l'utilisation de pièges photographiques permet d'obtenir de nombreuses observations afin de décrire ces comportements (Caravaggi et al. 2017). La figure 20 illustre quelques comportements intra- et inter-spécifiques observés à l'aide de pièges photographiques.



Figure 20 : Exemples de comportements observés par des pièges photographiques: (A) marquage olfactif par un ours noir américain (*Ursus americanus*); (B) compétition intraspécifique chez l'orignal (*Alces alces*); (C) interactions interspécifiques entre un lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*; réponse anti-prédateur), une buse variable (*Buteo buteo*; évitement et tentative de prédation) et corneille mantelée (*Corvus cornix*; comportement anti-prédateur) capturé en vidéo; (D) prédation d'un lapin d'Europe (*Oryctolagus cuniculus*) par un renard roux (*Vulpes vulpes*); (E) étude d'une station d'alimentation d'écureuil par une martre (*Martes martes*); (F) Cache de noix par un écureuil gris (*Sciurus carolinensis*). D'après (Caravaggi et al. 2017).

En conclusion, nous avons vu que l'identification photographique peut permettre d'évaluer et de surveiller une multitude de paramètres qui caractérisent les écosystèmes, telles que l'abondance, la richesse et la diversité spécifique ou encore la distribution des animaux au sein de leur environnement. La réalisation de ces études pose des problèmes logistiques et statistiques aux chercheurs, mais les retombées peuvent être considérables compte tenu des connaissances acquises sur les populations d'espèces rares et menacées. De plus, et ce dans la mesure du possible, les études devraient être répétées dans le temps pour évaluer les variations des paramètres démographiques. Enfin, la mise au point de modèles et de techniques d'échantillonnage non biaisés est probablement le problème le plus important auquel sont confrontés les chercheurs. En effet, il est encore nécessaire d'étudier les effets de nombreux paramètres sur les estimations comme les phénomènes de migration transitoires dans la population ou l'hétérogénéité de la taille du domaine vital entre les individus. De même, les exigences minimales concernant la quantité de données nécessaire pour obtenir des estimations stables ne sont pas encore bien déterminées. Il est clair que les progrès en matière d'identification photographique et de photographie des individus, qu'il s'agisse de pièges photographiques ou de photographies directes, soulèvent donc de nouvelles questions et mais ouvrent de nouvelles possibilités d'applications pour la recherche et l'étude de la faune sauvage (Figure 21).

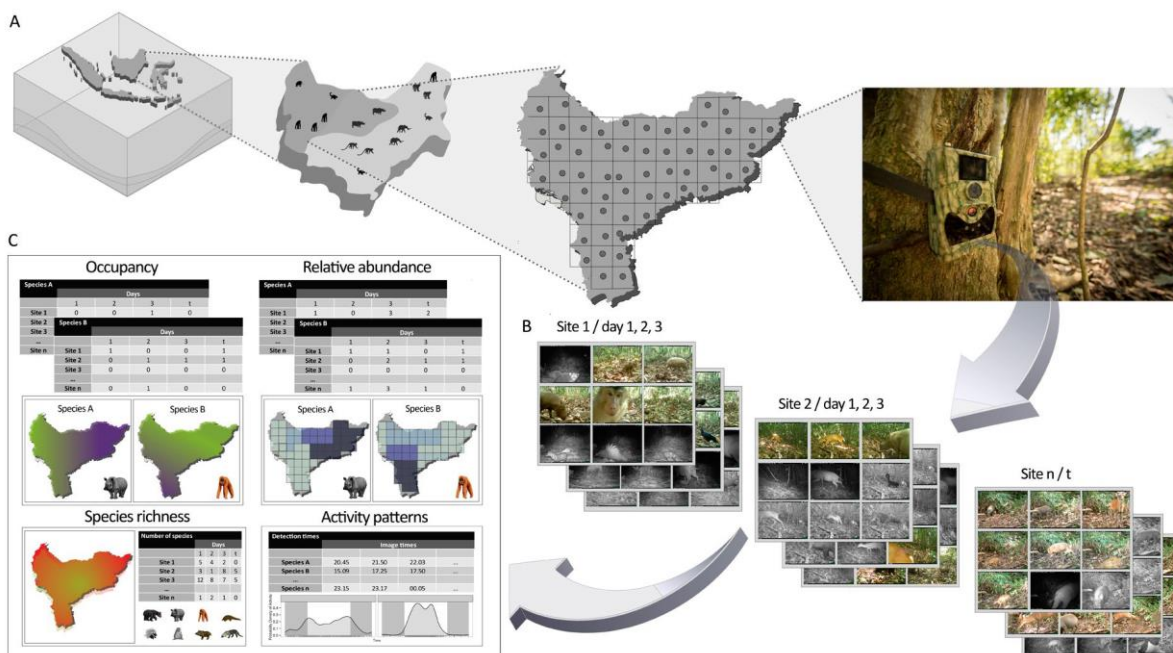


Figure 21 : Déroulé schématique d'étude de photo-ID à l'aide de pièges photographiques à grande échelle. (A) La zone d'étude est délimitée et une grille est superposée, avec des pièges à caméra déployés dans chaque cellule de la grille. (B) Les pièges photographiques collectent des données sur différents sites pendant plusieurs jours. (C) Cette réplication spatiale et temporelle de l'effort d'échantillonnage permet d'utiliser les données de différentes manières, notamment l'estimation de l'occupation, de l'abondance relative, de la diversité et des niveaux d'activité. D'après (R. Wearn 2017).

TROISIEME PARTIE : LES ENJEUX ET PERSPECTIVES DE LA PHOTO-
IDENTIFICATION POUR LA CONSERVATION DES ESPECES

Une crise biologique peut être définie comme un événement relativement bref à l'échelle des temps géologiques au cours duquel un grand nombre d'espèces différentes disparaissent à l'échelle mondiale. Aussi appelée extinction massive, ce phénomène est induit par des changements rapides de l'environnement planétaire. On distingue trois phases successives :

- La période d'extinction, correspondant à la disparition d'un grand nombre d'espèces et donc à la chute de la biodiversité.
- La période de survie, où la biodiversité est réduite à son minimum
- La période de reconquête, pendant laquelle les espèces recolonisent les niches écologiques laissées vacantes ce qui se matérialise par un accroissement de la biodiversité.

Au cours des derniers 500 millions d'années, cinq crises majeures ont été identifiées au cours desquelles la vie sur Terre a parfois presque totalement disparu. De nombreux facteurs climatiques et géologiques sont probablement responsables de ces extinctions massives, comme par exemple l'entrée rapide dans une ère glaciaire, des éruptions volcaniques ou encore la chute de météorites.

La disparition des espèces est un phénomène normal qui s'inscrit dans le processus de l'évolution biologique. Les préoccupations actuelles de la communauté scientifique ne portent pas tant sur la disparition de certaines espèces mais plutôt sur la vitesse sans précédent à laquelle elle intervient. En effet, en mai 2019, un rapport d'experts de l'IPBES est publié par l'ONU concernant l'état de la biodiversité mondiale (E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo, 2019). L'Homme est notamment rendu directement responsable de la sixième extinction massive qui se traduit par une réduction catastrophique de la biodiversité. Or, celle-ci est la base de la vie sur la Terre : c'est ce qui permet l'équilibre et la pérennité des écosystèmes. D'après l'UICN, une biodiversité saine est indispensable au bien-être humain, au développement durable et à la réduction de la pauvreté car c'est elle qui nous fournit des services vitaux tels que l'oxygène que nous respirons, la nourriture que nous mangeons, l'eau que nous buvons

Or, de nombreuses menaces, comme la fragmentation et la destruction des milieux naturels ou encore le braconnage, pèsent sur la biodiversité. Il est aujourd'hui plus que jamais nécessaire d'appréhender et de suivre la biodiversité dans son ensemble. Pour cela, l'identification photographique des animaux et l'estimation des indicateurs de biodiversité que nous avons détaillés dans la partie II sont essentielles car elles permettent de résumer un ensemble complexes d'informations et offrent ainsi la possibilité aux acteurs de la conservation (scientifiques, politiciens, gestionnaires et citoyens) de dialoguer et d'échanger. Ces indicateurs permettent de quantifier la biodiversité et ses variations de géographiques et temporelles afin d'évaluer quantitativement et qualitativement l'état de santé et la richesse du monde vivant. La photo-ID semble donc pouvoir jouer un rôle particulièrement important pour la conservation des espèces en rendant possible l'estimation d'indicateurs de la biodiversité pertinents et nécessaire à la mise en place de stratégies de conservation et de développement durable. Au cours de cette troisième partie, nous illustrerons les

conséquences de l'utilisation de la photo-ID sur la classification des espèces, des milieux ainsi qu'à la lutte contre les actions illégales et, par conséquent, sur la conservation des espèces. Nous nous intéresserons également aux nouvelles technologies et à la science participative qui se sont emparés de cet outil pour obtenir des échantillons pertinents.

1) La photo-ID, un outil précieux pour la mise en place des politiques de conservations des espèces menacées

Les parcs nationaux et autres zones de conservation ne couvrent au total qu'environ 10% de la surface terrestre. Ces zones ne peuvent donc pas, à elles seules, garantir la survie des espèces et des communautés écologiques. Il est donc nécessaire que tous les territoires, y compris ceux situés en-dehors des réserves naturelles, soient gérés de manière à permettre le maintien de la plus grande biodiversité possible (Reyers 2013).

Thapa et al., en 2017, ont utilisé la photo-id pour pouvoir analyser les données de pièges photographiques le long de plusieurs réserves naturelles protégées au Népal et en Inde. Ils ont ainsi pu démontrer que la mise en place de « corridors », c'est-à-dire, de zones protégées permettant de connecter les réserves entre elles, est essentielle à la conservation des populations de tigre (*Panthera tigris*) dans cette région, y compris dans les zones non protégées. L'identification photographique semble donc pouvoir constituer un atout pour la mise en place et le contrôle de l'efficacité des mesures de conservation des espèces.

a) La photo-ID permet de caractériser le risque d'extinction à l'échelle spécifique

i. Qu'est-ce qu'une espèce menacée ?

Une espèce est dite menacée de disparition si celle-ci risque de disparaître à court ou à moyen terme. La Liste rouge de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) est aujourd'hui la référence concernant la définition du statut d'une espèce. Fondée le 5 octobre 1948 lors d'une convention s'étant tenue en France, à Fontainebleau, l'UICN réunit aujourd'hui plus de 1 300 membres, à la fois gouvernementaux et non-gouvernementaux, et plus de 16 000 experts et scientifiques issus de 180 pays. La Liste rouge mondiale de l'UICN constitue l'inventaire mondial le plus complet de l'état de conservation global des espèces végétales et animales. Dans la dernière édition de celle-ci (version 2019.1), sur les 98512 espèces étudiées, 27159 sont classées menacées, dont 40 % des espèces d'amphibiens, 14 % des oiseaux et 25 % des mammifères.

ii. Le classement des espèces au sein de la Liste rouge de l'UICN

En 1963, Sir Peter Scott a été le premier à proposer le concept de Livre Rouge (Red Data Book). Il a publié les deux premiers volumes consacrés aux mammifères et aux oiseaux où étaient répertoriées les espèces dans les catégories suivantes : « Éteint », « En danger », « Vulnérable », « Rare », « Indéterminé », « Non Menacé ». En 1994, la Commission pour la survie des espèces (CSE) de l'UICN a demandé une mise à jour des catégories, ce qui a donné naissance à la Liste rouge qui tient compte du risque d'extinction des espèces et non plus d'une simple estimation des effectifs des populations.

Le système de l’UICN considère plusieurs catégories pour classer les espèces selon le niveau de menace (Figure 22) :

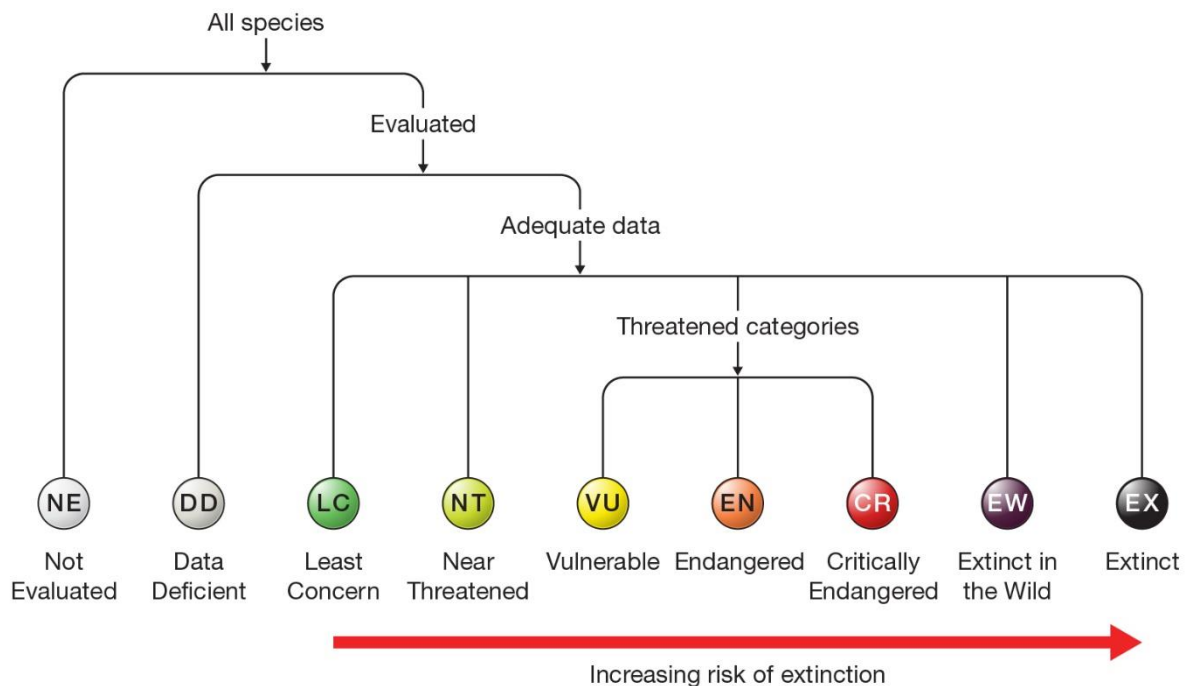


Figure 22 : Structure des catégories des espèces. D’après la liste rouge de l’UICN.

Afin d’évaluer le risque d’extinction des espèces et de leur attribuer un statut de conservation, la liste Rouge se base sur plusieurs critères:

- La réduction du nombre d’individus au sein de la population sur une période donnée.
- La réduction de la répartition géographique de l’espèce, associée à une population en déclin ou fragmentée.
- Une population estimée à moins d’un certain nombre d’individus, déterminé en fonction de l’espèce, et en déclin continu.
- Une population estimée à moins d’un certain nombre d’individus matures, déterminé en fonction de l’espèce.
- La probabilité qu’une espèce s’éteigne à l’état sauvage dans les 20 années ou les cinq générations à venir.

L’évaluation du statut de vulnérabilité d’une espèce au risque d’extinction ne se base donc pas uniquement sur les effectifs instantanés. Prenons l’exemple de deux espèces de France Métropolitaine. D’après la Liste Rouge des espèces menacées de France publiée en 2017, si l’on comptabilise uniquement le nombre de Lynx boréal (*Lynx lynx*), dont les effectifs en France sont estimés à moins de 150 individus, cette espèce devrait être considérée comme plus menacée que le Vison d’Europe (*Mustela lutreola*), qui compte environ 250 individus. En tenant compte de l’ensemble des critères, le Lynx boréal est classé EN, “En danger” alors que le Vison d’Europe est CR, “En danger critique”. En effet, le Vison d’Europe est victime de la destruction son habitat, de la concurrence avec le Vison d’Amérique et du piégeage accidentel

principalement. L'espèce est également victime de collisions routières ou encore de l'empoisonnement indirect dû à la lutte chimique contre les rongeurs dont il se nourrit. Ainsi, en dépit des plans d'actions successifs dont il a fait l'objet, ce mustélide est devenu l'un des mammifères les plus menacés de France, nécessitant d'urgence un renforcement des actions pour éviter sa disparition. Même si le Lynx boréal est également menacé et que sa situation nécessite la mise en place d'un plan d'action coordonné, cet exemple traduit bien le fait que la prise en compte du risque d'extinction des espèces est désormais plus globale et plus réaliste.

iii. La photo-ID, un outil de plus en plus utilisé par l'UICN

La conservation et la protection de la faune représente un réel défi. D'une part, nous ne disposons que de très peu de données sur la biologie et la démographie de la majorité des espèces, il est donc très difficile d'établir une estimation réaliste de l'état des populations. D'autre part, l'efficacité des mesures de sauvegarde est également difficile à prévoir et à contrôler. Le défi auquel sont confrontés les scientifiques ne réside pas tant dans l'absence de données, mais surtout dans l'optimisation de son accessibilité et de son utilisation. Le développement du tourisme animalier à l'échelle mondiale génère une énorme quantité de clichés photographiques d'animaux sauvages et des milliers de pièges photographiques sont déployés chaque année dans le monde. Mais on constate que ces données sont difficiles à traiter et ne sont souvent pas ou partiellement exploitées. De nombreuses communautés, gouvernements et organisations de conservation peuvent consacrer des ressources considérables à la protection de la faune, mais ne disposent pas des outils nécessaires pour exploiter toutes ces données afin de tester ce qui fonctionne ou non. Si nous ne sommes pas en mesure de surveiller le statut des populations d'espèces sauvages, nous n'avons aucun espoir de les gérer efficacement.

De nombreux logiciels de photo-ID, utilisés notamment dans le cadre de projets de recherche utilisant des caméras pièges, permettent d'identifier, de partager, d'analyser et de découvrir des informations en temps quasi réel, le tout à partir d'un même ordinateur. En effet, nous avons vu dans la deuxième partie qu'il est possible d'estimer la présence, l'abondance, la densité, la distribution ou encore d'obtenir des informations sur la biologie de nombreuses espèces à l'aide de la photo-ID. Ces données sont extrêmement importantes car elles participent à l'établissement du statut de vulnérabilité des espèces par les spécialistes de l'UICN, qui sont amenés à utiliser de plus en plus les techniques de photo-ID. En 2011, Pickles et al. ont par exemple mené une étude pilote sur l'utilisation de pièges à caméra pour le suivi d'une population de loutres géantes (*Pteronura brasiliensis*) en Amazonie bolivienne pour l'IUCN/SCC Otter Specialist Group, en charge de la conservation mondiale des espèces de loutre. Pour cette espèce, le suivi des populations pose des difficultés logistiques ainsi qu'un grand risque lié au stress généré chez les animaux lors des observations visuelles directes, ce qui peut notamment entraîner un échec de la reproduction (Schenck 1996). Ils ont démontré que l'utilisation de pièges photographiques, et donc de l'identification

photographique, était particulièrement utile pour fournir des informations sur le sexe, l'âge et le statut reproducteur qui n'étaient pas facilement disponibles grâce à l'observation directe. En outre, la qualité des observations réalisées à l'aide des images obtenues était souvent supérieure à celles obtenues lors d'observations visuelles directes et les pièges photographiques fournissaient des détails supplémentaires sur les marques de gorge pour compléter les photographies prises directement. Plus important encore, cette technique est largement moins invasive que l'observation directe et peut fournir des informations importantes sur le rôle que jouent les latrines et le marquage des odeurs dans cette espèce de mustélide sociale. Autre exemple, Khwaja et al., en 2019, ont étudié l'utilité du piège photographique en tant que méthode de surveillance des populations de huit espèces de pangolins, parmi lesquelles on peut citer le Pangolin à longue-queue (*Phataginus tetradactyla*) ou le Pangolin à petites écailles (*Phataginus tricuspis*) et de mieux comprendre leur répartition et leur écologie. Ils ont montré que ces techniques permettent la détection et l'évaluation à grande échelle de leurs distributions. Selon les auteurs, l'effort de piégeage requis pour le suivi et l'étude de ces espèces à grande échelle semble excessivement élevé de par le prix et la main d'œuvre que cela représenterait. Mais, pour les auteurs, une compréhension plus approfondie de l'écologie de toutes les espèces de pangolins, notamment concernant la taille de leur domaine vital, leur utilisation de l'habitat, leur vitesse de déplacement ou encore la proportion de temps passé au sol (pour les espèces semi-arboricoles) pourraient contribuer de manière significative à l'optimisation des stratégies de placement de pièges photographiques (Hofmeester et al. 2019). De plus, les progrès technologiques des caméras piège devraient permettre d'améliorer les appareils en termes de durée d'autonomie de la batterie, de capacité de mémoire et de coût (Glover-Kapfer, Soto-Navarro, et Wearn 2019) et ainsi, rendre plus accessible la réalisation des efforts d'échantillonnage. Comme nous le verront, le développement de nouvelles approches de science citoyenne et des logiciels de photo-ID automatique peuvent également permettre de réduire les coûts liés à la main-d'œuvre, tant pour la collection des données d'échantillonnage que pour le traitement des grandes quantités de données photographiques

iv. La photo-ID permet de caractériser et de lutter contre les menaces liées aux activités humaines illégales

L'identification photographique et les pièges photographiques sont des outils qui peuvent être utilisés dans la lutte contre le braconnage et contre le trafic d'animaux. Hossain et al. en 2016, ont réalisé une étude utilisant des pièges photographiques pour quantifier l'importance des activités humaines illégales au sein de trois réserves naturelles au Bangladesh, leurs variations spatio-temporelles, et comment les enregistrements des pièges photographiques peuvent être utilisés pour identifier les auteurs de ces actes. En plaçant le piège le long des voies de passage telles que les cours d'eau ou les sentiers forestiers, ils ont recensé 914 activités humaines différentes pour un total de 1039 nuits de piégeage photographique. Près de 62,5% des photos ainsi obtenues ont pu être utilisées pour identifier des individus, à partir de traits

faciaux, ou des groupes, à partir des informations visibles de leurs bateaux par exemple. Après traitement de ces données, ils ont mis en évidence que, parmi les 914 activités humaines recensées, 872 témoignaient d'activités illégales, contre 42 pour les activités légales. Cela suggère fortement que l'utilisation du piégeage par caméra pourrait considérablement améliorer la capacité des autorités à détecter les activités illégales humaines dans les zones protégées où les patrouilles sont rares. Le développement d'appareils spécialement conçus serait même susceptible de transmettre à distance les photographies et les coordonnées GPS en temps réel aux autorités, améliorant la vitesse et l'efficacité de la réponse des autorités face à de tels comportements. Il s'agit donc d'un moyen relativement peu coûteux pouvant potentiellement améliorer grandement la détection de la criminalité liée aux espèces sauvages et compléter les efforts de patrouille sur le terrain (Figure 23).



Figure 23 : Exemples de types d'IHA (Illégal Human Activities) identifiés à partir de photos prises avec des pièges photographiques; (A) pêcheur, (B) pêche au crabe et (C) taille illégale de palmier Nipa, (D) et (E) photographies de utilisées pour l'identification d'au moins un individu. D'après (Hossain et al. 2016).

Le commerce et le trafic illicite d'animaux emblématiques, vivants ou de parties de leur corps, comme les éléphants, les rhinocéros, les tigres ou encore les grands singes est une partie extrêmement lucrative de la criminalité environnementale. La demande est importante, notamment par leur utilisation dans la médecine traditionnelle est-asiatique ou par le trafic international de produits commerciaux et d'animaux de compagnie exotiques. Aujourd'hui, le commerce illégal d'espèces sauvages représente entre 50 et 150 milliards de dollars américains par an (« Emerging Technologies: Smarter Ways to Fight Wildlife Crime » 2014). À titre de comparaison, les prises mondiales de pêche illicite sont évaluées entre 10 et 23,5 milliards de dollars américains par an et l'exploitation forestière illégale, transformation comprise, entre 30 et 100 milliards de dollars américains. Le commerce illégal d'ivoire, par exemple, a doublé depuis 2007 (Lawson, Vines, et Royal Institute of International Affairs 2014). Jusqu'à 25 000 éléphants sont tués chaque année en Afrique, sur une population totale

de 420 000 à 650 000 habitants (Nellemann et al. 2016). Ce commerce fournit des revenus à des groupes tels que l'Armée de résistance du Seigneur qui opère actuellement au Sud-Soudan, en République centrafricaine et en République démocratique du Congo. Les pièges photographiques et la photo-ID sont de plus en plus utilisés pour suivre les mouvements des braconniers et pour identifier les individus victimes du braconnage (Figure 24) (Hiby et al. 2009).

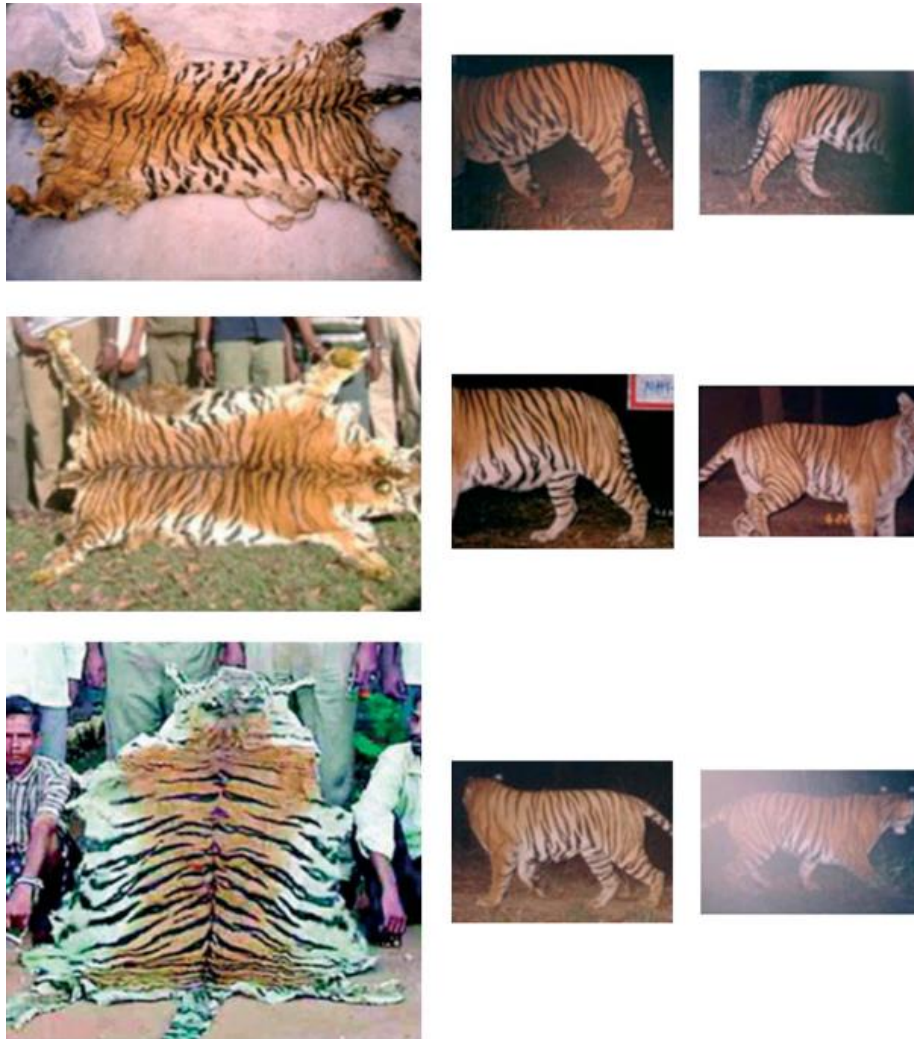


Figure 24 : La colonne de gauche montre des images de peaux de tigres confisquées à des trafiquants, les deux colonnes de droite montrent des images de tigres vivants prises par pièges photographiques dans les réserves d'où les animaux ont été braconnés. L'identification photographique à l'aide du logiciel ExtractCompare a permis d'identifier quels étaient les individus victimes du braconnage. D'après (Hiby et al. 2009).

- v. La photo-ID permet le suivi et la lutte contre certaines maladies infectieuses

D'après l'UICN, la propagation de nouvelles maladies infectieuses nuisibles aux espèces animales et végétales à travers le monde est en augmentation. La principale raison évoquée est la mondialisation des échanges commerciaux, qui entraîne une mobilité accrue des agents

pathogènes. Ces épidémies constituent une menace sérieuse pour la biodiversité et entraînent une dégradation du fonctionnement des écosystèmes. Prenons l'exemple du champignon pathogène *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*), responsable d'une maladie appelée chytridiomycose chez les amphibiens. Celle-ci contribue fortement actuellement au déclin des populations et à l'extinction des espèces d'amphibiens dans le monde. Elle a été décrite pour la première fois en Europe en 1999, en Espagne, entraînant la disparition quasi totale des populations montagnardes de l'alyte accoucheur (*Alytes obstetricans*), une espèce de crapaud autrefois commune (Bosch, Martínez-Solano, et García-París 2001). Parmi les symptômes visibles les plus courants de la maladie, on trouve des lésions cutanées telles que de l'érythème, une décoloration de la peau, des ulcérations cutanées (Figure 25). Par exemple, chez les grenouilles et les crapauds, la peau de l'abdomen ventral, en particulier au niveau de la ceinture pelvienne, les pieds et les orteils sont des sites atteints préférentiellement (Van Rooij et al. 2015). Bien qu'il n'y ait actuellement pas d'étude de cette maladie à l'aide de l'identification photographique dans la littérature, Fellers et al., en 1995, chercheurs pour l'Université Davis de Californie, ont publié un protocole standardisé pour l'étude des amphibiens qui repose notamment sur la réalisation de photographies des individus et la photo-ID. On peut donc imaginer que l'observation de lésions cutanées sur les photographies récoltées puisse permettre de documenter des maladies comme la chytridiomycose.



Figure 25 : Exemples de symptômes cutanés associés à l'infection par *Batrachochytrium salamandrivorans* chez une salamandre tachetée naturellement infectée (*Salamandra atra*) capturée dans la ville de Robertville en Belgique. a : ulcères cutanés (flèches blanches); b ulcération étendue (flèches blanches) sur la face ventrale. D'après (Van Rooij et al. 2015)

On trouve dans la littérature des exemples de suivi par l'intermédiaire de la photographie de certaines maladies infectieuses susceptibles de produire des lésions visibles à la surface du corps des animaux et ainsi permettre leur suivi par l'intermédiaire de la photographie. Par exemple, il n'existe que très peu de données concernant la gale sarcoptique, due à l'acarien *Sarcoptes scabiei*, chez le loup (*Canis lupus*) en raison des difficultés d'échantillonnage inhérentes à la recherche sur cette espèce. Or, chez les espèces en danger, la gale est susceptible de poser des problèmes de conservation car elle peut décimer des populations isolées et contribuer à leur extinction. Afin de décrire l'épidémiologie de la gale du loup et d'en déduire les conséquences pour la conservation, Oleaga et al., en 2011, ont réalisé une étude combinant les techniques de laboratoire traditionnelles à

l'identification photographique de lésions compatibles avec la gale sarcoptique obtenues par piégeage à la caméra. Ils ont enregistré des lésions compatibles avec la gale depuis 2003, avec un pic en 2008. Le pourcentage de loups présentant des lésions compatibles avec la gale enregistrées dans des pièges à caméra au cours d'une année a été corrélé avec le pourcentage de renards roux (*Vulpes vulpes*) présentant des lésions l'année précédente ainsi qu'avec les données obtenues lors de l'autopsie des individus retrouvés décédés. Ils ont ainsi démontré la faible prévalence et une situation apparemment stable de la maladie et de son hôte, ce qui suggère que ce parasite n'est actuellement pas une menace majeure pour cette population de loups. Cependant, davantage d'informations sont nécessaires pour évaluer l'effet de la gale sur des aspects tels que la survie des petits. En 2012, Borchard, Eldridge, et Wright ont étudié les effets de la gale sarcoptique chez le wombat commun (*Vombatus ursinus*). Ils ont pu mettre en évidence que les individus touchés par cette maladie parasitaire présentent des modifications de leur rythme circadien. En effet, le wombat est une espèce nocturne, mais ils ont observé que l'activité diurne du wombat augmente proportionnellement à la sévérité de l'infection par le parasite. Gregory et al., en 2014, ont observé que certains individus de plusieurs espèces arboricoles présentent des blessures au niveau des membres, de la queue, des yeux, ainsi que des cicatrices ou encore des signes de parasitisme.

En août 2019, la Fish and Wildlife Conservation Commission de Floride a publié des vidéos prises par des caméras pièges sur lesquelles on observe au total huit Cougars de Floride (*Puma concolor coryi*) et un Lynx (*Lynx rufus*) présentant des troubles locomoteurs attestant d'une probable atteinte d'ordre neurologique. L'utilisation de moyens photographiques a donc permis de filmer ces manifestations tandis que l'observation de ces symptômes aurait été différente si les individus avaient été capturés ou anesthésiés.

Un autre exemple encore plus marquant est celui de la Tumeur Faciale du Diable de Tasmanie (*Sarcophilus harrisii*), ou devil facial tumor disease en anglais (DFTD). Depuis 1996, l'espèce est confrontée à cette maladie émergente, transmissible et fatale, caractérisée par l'apparition de tumeurs au niveau de la face et du cou. Depuis l'extinction du Tigre de Tasmanie, le Diable de Tasmanie est le plus grand marsupial carnivore vivant d'Australie. Il y a 400 ans, le Diable de Tasmanie occupait l'entièreté du continent austral. Aujourd'hui, il n'est plus présent que sur l'île de Tasmanie. Ayant causé la mort de plus de 75.000 animaux en huit ans seulement, cette maladie représente aujourd'hui une menace susceptible d'entraîner l'extinction de l'espèce, ce qui aurait des conséquences écologiques désastreuses en raison de son rôle essentiel en tant que prédateur et charognard (Vanherberghen M., Desmecht D., 2007). McCallum et al., en 2007, ont utilisé, en association avec d'autres techniques, les pièges photographiques avec le modèle de CMR pour estimer d'une part l'abondance, la densité, la distribution et la taux de survie annuel des diables de Tasmanie ainsi que, d'autre part, la distribution et la propagation de la maladie. Ils ont ainsi démontré que, contrairement à la plupart des agents pathogènes, il existe un réel risque que la DFTD soit susceptible de conduire à l'extinction du diable de Tasmanie. A l'image de la DFTD, la Maladie de Peau de la Girafe (*Giraffa camelopardalis*), ou Giraffe Skin Disease en anglais (GSD), est considérée comme étant un des facteurs du déclin des populations de girafes en Afrique. Elle se manifeste par

des lésions cutanées au niveau des membres, des épaules ou du cou (Muneza et al. 2017). Aujourd'hui, l'utilisation de la photographie afin d'estimer la proportion d'individus atteints, d'évaluer la sévérité des lésions et de documenter cette maladie est bien décrite dans la littérature (Lee et Bond 2016; Muneza et al. 2017; 2019).

L'identification photographique peut également être utilisée pour étudier et de contrôler la transmission de certaines maladies dont l'expression n'est pas visible sur les photographies. C'est le cas par exemple de la tuberculose bovine due à *Mycobacterium bovis*. En effet, la France est officiellement indemne de cette maladie mais celle-ci reste malgré tout localement présente dans quelques régions, notamment au sein de la faune sauvage. Ariane Payne et al., en 2017, dans le département de la Côte-D'Or, en Bourgogne-Franche-Comté, ont utilisé des pièges photographiques caractériser la fréquence, la durée et le nombre d'individus qui visitaient des lieux d'intérêt, comme les points d'eau et les lieux où sont placés des appâts, parmi les espèces sauvages pouvant être porteurs de tuberculose bovine comme le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) ou le blaireau (*Meles meles*). Ils ont ainsi mis en évidence que les lieux appâtés et les points d'eau constituent des interfaces importantes où il y a des interactions intraspécifiques et interspécifiques parmi les différentes espèces sauvages impliquées dans le système multi-hôtes de la tuberculose bovine dans cette région. Ils peuvent ainsi favoriser la transmission intraspécifique et interspécifique de la maladie. Ainsi, pour limiter cette transmission, l'utilisation des appâts devrait être interdite et la gestion des points d'eau devrait être considérée comme un outil permettant de limiter la propagation de la tuberculose bovine au sein de la faune. L'identification photographique peut donc permettre d'orienter les stratégies de conservations de ces espèces et de contrôler l'efficacité des mesures mise en place. En effet, Barasona et al. ont utilisé en 2013 des pièges photographiques pour tester l'efficacité d'une barrière sélective permettant de restreindre l'accès à des points d'eau à la faune sauvage. Ces mesures ont permis de réduire les interactions directes et indirectes entre les troupeaux et les ongulés sauvages, limitant ainsi les risques de transmission d'agents pathogènes, comme la tuberculose.

b) La photo-ID permet la mise en place de stratégies de conservation

La protection des écosystèmes est une approche universelle de la conservation de la nature. Les problématiques environnementales comme la destruction des milieux naturels ou la surexploitation des ressources, aboutissant à un appauvrissement de la biodiversité sont présentes dans tous les pays, tant pour les milieux terrestres que marins. La conservation de la nature et de l'environnement est essentielle pour l'avenir de l'humanité, car elle garantit la persistance de la diversité naturelle qui soutient la vie humaine. Les aires protégées, tant à l'échelle des réserves naturelles qu'à l'échelle de pays entiers, lorsqu'elles sont bien gérées constituent, aujourd'hui, notre outil le plus efficace pour la conservation de la nature et offrent un large éventail d'avantages écologiques, socio-économiques, culturels et spirituels.

Mise en place en 2014, la liste verte de l'UICN recense les aires protégées dont la gestion est efficace pour la sauvegarde des espèces et des écosystèmes et dont la

gouvernance et la gestion respectent des standards établis par l'UICN. L'objectif est que cette liste devienne une référence mondiale pour l'aménagement des aires protégées en promouvant les pratiques exemplaires, tant sur le plan environnemental que sur le plan social. Les standards de cette liste tiennent compte d'un ensemble de 17 critères classés en quatre composantes majeures, accompagnés de 50 indicateurs, pour une conservation réussie dans des zones protégées et conservées. Il fournit une référence internationale en matière de qualité qui motive l'amélioration des performances et contribue à atteindre les objectifs de conservation. En s'engageant à respecter cette norme mondiale, les gestionnaires de sites cherchent à démontrer et à maintenir leurs performances et à obtenir de réels résultats en matière de conservation de la nature. Nous allons voir comment la photo-identification est susceptible de participer à l'évaluation de certains de ces critères et donc à la mise en place de stratégies de conservations à l'échelle des écosystèmes et, par extension, à l'échelle mondiale.

- i. La photo-ID participe à l'évaluation des espaces d'importance majeure

Dans la version 1.1 de la liste verte intitulée IUCN Green List of Protected and Conserved Areas, publiée par l'UICN en novembre 2017, l'un des critères essentiels est le critère 2.1 : l'identification et la compréhension des espaces d'importance majeure. Plusieurs paramètres sont utilisés pour évaluer ce critère dans le cadre du classement d'un site comme appartenant à la liste verte. Ils servent à évaluer et identifier les principales valeurs de l'espace étudié pour la conservation de la nature. Parmi ces paramètres, celui qui nous intéresse ici est l'évaluation de la Biodiversité. En effet, nous avons vu que l'identification photographique peut se révéler très utile dans l'étude de la richesse et la diversité spécifique d'une région (Naing 2015; Gotelli et Chao 2013; Liu et al. 2013).

Bien que la photo-ID puisse participer à la documentation de ces indicateurs de la biodiversité, ce qui contribue en définitive à l'élaboration des mesures de conservation dans un cadre plus global, elle ne permet néanmoins pas d'évaluer de nombreux autres paramètres comme la diversité génétique ou les ressources disponibles. L'évaluation du critère 2.1 semble donc pouvoir bénéficier de l'identification photographique dans une mesure qui reste toutefois largement limitée.

- ii. L'identification photographique permet l'étude de l'habitat et de sa capacité à préserver la biodiversité

Reprenons la liste verte publiée par l'UICN en novembre 2017. Le critère 2.2 s'intitule : conception de sites essentiels pour la conservation sur le long terme. Il s'agit plus précisément de la taille, de la viabilité, de la connectivité et de la fragmentation du paysage.

En effet, l'identification photographique peut permettre de montrer qu'un écosystème est ou n'est pas susceptible de maintenir de manière pérenne la biodiversité. Yue et al., en 2015, ont étudié la diversité spécifique des mammifères présents dans les plantations d'huile de palme adjacentes aux forêts dans l'état de Sabah à sur l'île de Bornéo. Ils ont ainsi montré que ce type d'habitat ne permet pas le développement d'une diversité spécifique à la hauteur de celle rencontrée dans les forêts primaires et insistent sur l'importance des stratégies de protection de ces dernières pour la conservation de la biodiversité dans les écosystèmes tropicaux, par opposition aux efforts visant à rendre les plantations d'huile de palme plus respectueuses de la faune.

L'autre notion essentielle est celle de fragmentation des habitats et des écosystèmes. Il s'agit de tout phénomène artificiel de morcellement de l'espace susceptible de modifier ou d'empêcher les déplacements d'une ou de plusieurs espèces. L'impact de la fragmentation sur l'abondance et la richesse spécifique dépend des espèces qui sont touchées par ce phénomène. Ce morcellement conduit à l'isolement de populations et perturbe fortement les diffusions et les flux naturels de gènes indispensables au fonctionnement normal des écosystèmes. Ce phénomène est donc susceptible d'induire une grave perte de diversité génétique et une augmentation du risque de consanguinité à cause du confinement des populations dans des habitats de plus en plus restreints. Cove et al., en 2013, ont étudié la richesse spécifique et la distribution de plusieurs espèces de mammifères dans le couloir biologique de San Juan, reliant la réserve d'Indio-Maiz au parc National Braulio Carrillo en Amérique Centrale. Ils ont montré que la connectivité établie entre les deux espaces était nécessaire au maintien de la diversité spécifique dans cette région et que les autorités locales doivent en tenir compte afin d'encadrer la déforestation dans cette région.

D'après Lyra-Jorge, Ciocheti, et Pivello, en 2008, la perte d'habitat est actuellement la plus grande menace pour les vertébrés terrestres. La perte de la couverture végétale peut modifier la composition des écosystèmes, la diversité et le comportement de la faune indigène, ainsi que nuire à la structure de la communauté. Certaines espèces de mammifères, comme le coyote (*Canis latrans*) ou le chat domestique (*Felis silvestris catus*) bénéficient toutefois d'une expansion de l'agriculture ou de la sylviculture, tandis que d'autres, comme le raton-laveur (*Procyon lotor*) ou la mouffette rayée (*Mephitis mephitis*), en particulier celles ayant un vaste domaine vital et une petite population, sont vulnérables à la fragmentation de l'habitat et peuvent disparaître localement. Les habitats les plus pertinemment préservés s'assurent de la suffisante connectivité des habitats pour assurer les déplacements ou la résidence des espèces dans le paysage (Gehring et Swihart 2003).

- iii. La photo-Id permet de mieux appréhender le fonctionnement de l'interface domestique-sauvage

Nous avons évoqué les menaces liées aux activités humaines illégales qui sont susceptibles de mettre en péril la survie de certaines espèces. Nous allons désormais nous

intéresser aux activités humaines légalles comme l'urbanisation ou l'agriculture qui engendrent des conflits avec la faune sauvage.

Le développement des activités humaines et le changement climatique ont accru l'interface entre l'homme, le bétail et la faune sauvage. Il existe des interactions entre les populations humaines, les animaux domestiques et la faune sauvage (Kukielka et al. en 2013). Ces interactions peuvent être directes (prédation, compétition) mais aussi indirectes (par l'intermédiaire de l'environnement) et interviennent souvent près de ressources convoitées tant par la faune sauvage que par les agriculteurs et leurs animaux comme les points d'eau par exemple. Ces interactions sont à l'origine de conflits portant sur la production agricole (prédation sur les espèces domestiques, dégâts aux cultures) ou sur la santé animale. L'interface domestique-sauvage est ainsi le lieu privilégié d'émergence de nombreux agents pathogènes, comme par exemple les virus Nipah et Ebola. L'utilisation de pièges photographiques a permis à Kukielka et al. de caractériser ces interactions et d'étudier leur impact sur la propagation de *Mycobacterium bovis* en Espagne, agent responsable de la tuberculose. Ces interactions sont donc susceptibles d'entraîner l'émergence, la propagation et le maintien d'agents pathogènes à hôtes multiples, en ayant pour conséquences des pertes économiques pour les agriculteurs d'une part mais soulevant de réels problèmes de conservation et de santé publique d'autre part. En effet, une étude Française réalisée à l'aide de pièges photographiques par Payne et al., en 2016, a permis de montrer que plusieurs espèces d'animaux sauvages sensibles à *Mycobacterium bovis* comme le blaireau (*Meles meles*), le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) ou le sanglier (*Sus scrofa*) se rendent régulièrement dans les infrastructures agricoles et que c'est un facteur qui devrait être pris en compte pour modéliser la transmission de la tuberculose bovine et donc pour la mise en œuvre de mesures de biosécurité.

iv. La photo-Id permet de mieux appréhender les contraintes sociales et économiques des territoires

La prise en compte de l'aspect humain et du contexte social et économique pour l'établissement et la gestion d'une zone protégée est nécessaire au succès et à la durabilité des mesures de sauvegarde mise en place. En effet, certaines mesures peuvent avoir des impacts négatifs sur communautés locales. Prenons l'exemple de la réintroduction du loup et de l'ours en France, qui fait face à d'importants problèmes socio-économiques et d'acceptation par la population. L'identification photographique pourrait se révéler importante afin de documenter plusieurs questions, comme par exemple caractériser les comportements de prédation de ces espèces sur les animaux d'élevage et ainsi mettre en place des mesures pour limiter leur impact et répondre aux problématiques rencontrées par les éleveurs. La gestion ainsi documentée serait susceptible d'optimiser les impacts positifs et de minimiser les impacts négatifs sur les communautés locales, si cela est possible.

c) La photo-ID, une méthode d'étude en faveur du bien-être animal

Parmi les techniques d'étude de la faune sauvage, l'utilisation de caméras pièges est une méthode considérée comme peu invasive. La méthode de CMR classique, utilisée pour estimer des paramètres comme l'abondance ou la densité, implique au minimum deux captures et un marquage pour chaque individu. Or, la capture d'un animal sauvage, qui nécessite un contact physique entre le chercheur et l'animal étudié, n'est jamais sans conséquence, demande beaucoup de main d'œuvre, génère un stress important et peut s'avérer extrêmement dangereux pour l'animal tout comme pour les chercheurs (Cote, Festa-Bianchet, et Fournier 1998; Oosthuizen et al. 2009). La technique de photo-ID offre donc une alternative en faveur du bien-être des animaux car elle ne nécessite pas de contact physique entre l'homme et l'animal. En effet, l'identification photographique des individus grâce à leurs caractères individuels, reconnaissables et stables dans le temps permet de s'affranchir de la nécessité de capturer et de marquer physiquement l'animal pour pouvoir utiliser le modèle de CMR.

Bien sûr, les animaux sauvages peuvent détecter les pièges photographiques, ce qui peut conduire à des biais statistiques importants, mais les conséquences sur le bien-être des animaux étudiés sont nettement moins néfastes. Reprenons l'exemple de l'étude réalisée par les spécialistes de l'UICN sur les loutres géantes d'Amérique du sud (Pickles et al. 2011). Ils ont constaté que les individus photographiés n'ont que très peu réagi face à la présence des appareils. À plusieurs reprises, les loutres se sont d'abord approchées prudemment et ont semblé humer l'air dans la direction de la caméra. Cependant, les auteurs rapportent qu'elles ont ensuite repris leurs activités. De plus, les appareils étaient équipés de LED rouges pour obtenir un éclairage suffisant dans les conditions de faible luminosité. Les auteurs n'ont constaté aucune réaction de la part des loutres géantes face à celle-ci. Ainsi, pour cette espèce, on constate que le suivi des populations par une méthode peu invasive, c'est-à-dire, par observations visuelles directes, soulève d'importantes considérations dans le domaine du bien-être animal car le stress généré chez ces animaux génère un risque non négligeable d'entraîner un échec des efforts de reproduction. Selon les auteurs de cette étude, l'utilisation de pièges photographiques, et donc de l'identification photographique, a contribué de manière particulièrement efficace à l'étude de cette espèce, tout en minimisant de manière très significative le stress engendré chez les individus étudiés.

L'étude des espèces menacées de la faune sauvage est particulièrement importante afin de mettre en place des plans de conservation et de protéger efficacement les populations. Cependant, la réalisation de ces recherches n'est jamais sans conséquence pour les animaux et il est légitime et nécessaire de se demander *avant* si les bénéfices générés par l'étude sont supérieurs au risque que nous faisons encourir aux animaux. L'identification photographique, notamment par l'intermédiaire des pièges photographiques, semble donc constituer une manière éthique d'étudier la faune sauvage.

La biodiversité est essentielle pour le développement naturel et le bon fonctionnement de tous les écosystèmes de la planète. Une grande biodiversité augmente la stabilité et l'adaptabilité de la biosphère face aux modifications des conditions environnementales. Elle est également indispensable au bien-être et à la santé des êtres humains car toutes les sociétés et cultures de notre planète dépendent de l'utilisation de la nature, tant pour sa valeur économique, sociale, culturelle et esthétique. Dans un contexte où l'Homme est directement responsable de la sixième extinction massive, se traduisant par une réduction catastrophique de la biodiversité, nous avons plus que jamais le devoir de protéger nos écosystèmes et notre environnement.

Pour cela, nous avons vu que l'identification photographique des animaux, en permettant l'estimation d'indicateurs de biodiversité, est un outil important susceptible d'apporter un ensemble très riche d'informations nécessaires à l'évaluation de la biodiversité, tant à l'échelle des espèces, via la liste Rouge de l'UICN, qu'à l'échelle d'écosystèmes entiers, via la liste verte de l'UICN. Ainsi, l'ensemble des acteurs de la conservation (scientifiques, politiciens et citoyens) peuvent dialoguer et échanger. Cette communication est essentielle car ce n'est qu'en tenant compte des besoins et des contraintes de chacun des acteurs que la mise en place de stratégies de conservation et de développement durable devient possible.

2) Les défis et les perspectives de l'identification photographique

a) Les défis soulevés par la photo-ID

L'identification photographique est une technique d'identification individuelle liée à la reconnaissance d'éléments phénotypiques propres à chaque individu ou animal, tels que les motifs du pelage, ou de caractéristiques distinctives, telles que les cicatrices, à partir de clichés photographiques. Comme nous avons pu le voir dans la première partie, ce processus n'est utilisable que sur les espèces présentant ce type de caractéristiques distinctives. Outre les difficultés techniques, économiques et les erreurs d'identifications que nous avons traité dans la première partie, l'un des enjeux majeures lié à l'identification photographique consiste à saisir la complexité de la vie animale à l'aide de modèles et de leurs paramètres. En effet, sur le plan biologique, certaines espèces changent de pelage au cours de leur vie, comme le guépard (*Acinonyx jubatus*) par exemple où les jeunes arborent un pelage très différent de celui des adultes, permettant un meilleur camouflage des petits dans l'herbe. Un grand nombre d'espèces d'amphibiens, d'arthropodes, ou encore de mollusques effectuent même la métamorphose, ce processus biologique correspond au passage d'une forme larvaire à une forme juvénile ou adulte associée le plus souvent à des changements anatomiques, histologiques, physiologiques et comportementaux. Ainsi, il est nécessaire de définir les caractères utilisés pour la reconnaissance individuelle pour chaque étude (Kühl et Burghardt 2013). Or, les études de la faune sauvage, auxquelles ne font pas exception celles réalisées à l'aide de la photo-ID, ne peuvent nécessairement pas prendre en compte l'intégralité des relations qui existent entre les êtres vivant au sein de leur écosystème. De plus, de nombreux critères intervenant dans l'évaluation des écosystèmes de la liste verte ne peuvent pas bénéficier de l'identification photographique. C'est le cas par exemple de la pollution et de l'impact de celle-ci sur la biodiversité.

b) Les systèmes de photo-ID basés sur la biométrie animale

Il existe de plus en plus de logiciels de photo-ID. Ces derniers bénéficient des progrès dans le domaine de la biométrie animale, partie de la biologie qui associe des méthodes statistiques quantitatives aux mesures métriques des êtres vivants ou des processus biologiques. En plus de permettre l'identification individuelle des animaux, ce domaine scientifique permet l'étude des distributions de caractères morphométriques, comme la taille ou même le poids des individus dans les populations, mais également de caractéristiques biologiques comme par exemple la durée de vie des individus. On peut dire que la biométrie rend quantitative la biologie (Kumar et al. 2017).

Ces systèmes de reconnaissance peuvent être utilisés pour reconnaître et classer des espèces, identifier des individus, détecter la présence ou la variation de comportements particuliers d'espèces ou d'un animal. Ils sont également utilisés pour mesurer les

caractéristiques morphologiques et leurs variations inter-individuelles ou intra-individuelles au fil du temps (Kumar et al. 2017; Kühn et Burghardt 2013).

i. Les composants majeurs des systèmes de reconnaissance basés sur la biométrie animale

Les systèmes de photo-ID basés sur la biométrie animale doivent posséder six caractéristiques essentielles (Kumar et al. 2017):

- L'acquisition de données avec différents types de capteurs
- La détection des animaux présents sur les images à partir d'une base de données
- La capacité de stocker et de conserver les images
- L'établissement d'un score de similarité entre les animaux de l'image étudiée et les modèles stockés dans la base de données
- Le classement de l'image en fonction des scores de similarité et de la valeur de seuil définie
- La possibilité d'utiliser les données obtenues

Bien qu'une vérification ou une intervention d'un opérateur humain soit nécessaire dans la plupart des cas, des systèmes de reconnaissance automatisés basés sur la biométrie animale sont aujourd'hui fonctionnels et capables d'extraire des informations variées à partir de clichés photographiques, par exemple le logiciel IBEIS (Image-Based Ecological Information System) capable de traiter et d'intégrer une grande quantité de clichés d'animaux dans une base de donnée, ou encore Extract Compare, permettant l'identification photographique automatisée de nombreuses espèces comme le requin baleine, le guépard, le tigre ... (« Photo-ID tools: useful links | UEF »). Dans le processus de reconnaissance des systèmes biométriques, l'image étudiée contenant l'espèce ou l'individu à identifier est comparée à la base de données de modèles stockée et calcule les scores de correspondance à l'aide des distances Euclidiennes entre les motifs des différents clichés.

ii. Le partage des bases de données

. La biométrie permet de concevoir et de développer des outils et des approches automatisés, non invasifs, précis, économiques, robustes et universellement applicables (Gaston et O'Neill 2004; Kühn et Burghardt 2013).

Des plateformes en lignes, comme par exemple Wildbook®, permettent de prendre en charge et de partager les données photographiques pour réaliser des études collaboratives de marquage-recapture par photo-ID, mais également d'y associer les données issues d'études sur écologie moléculaire et l'écologie sociale des espèces, en particulier dans les domaines où la science citoyenne et l'intelligence artificielle peuvent contribuer à la montée en puissance des projets (Figure 26).

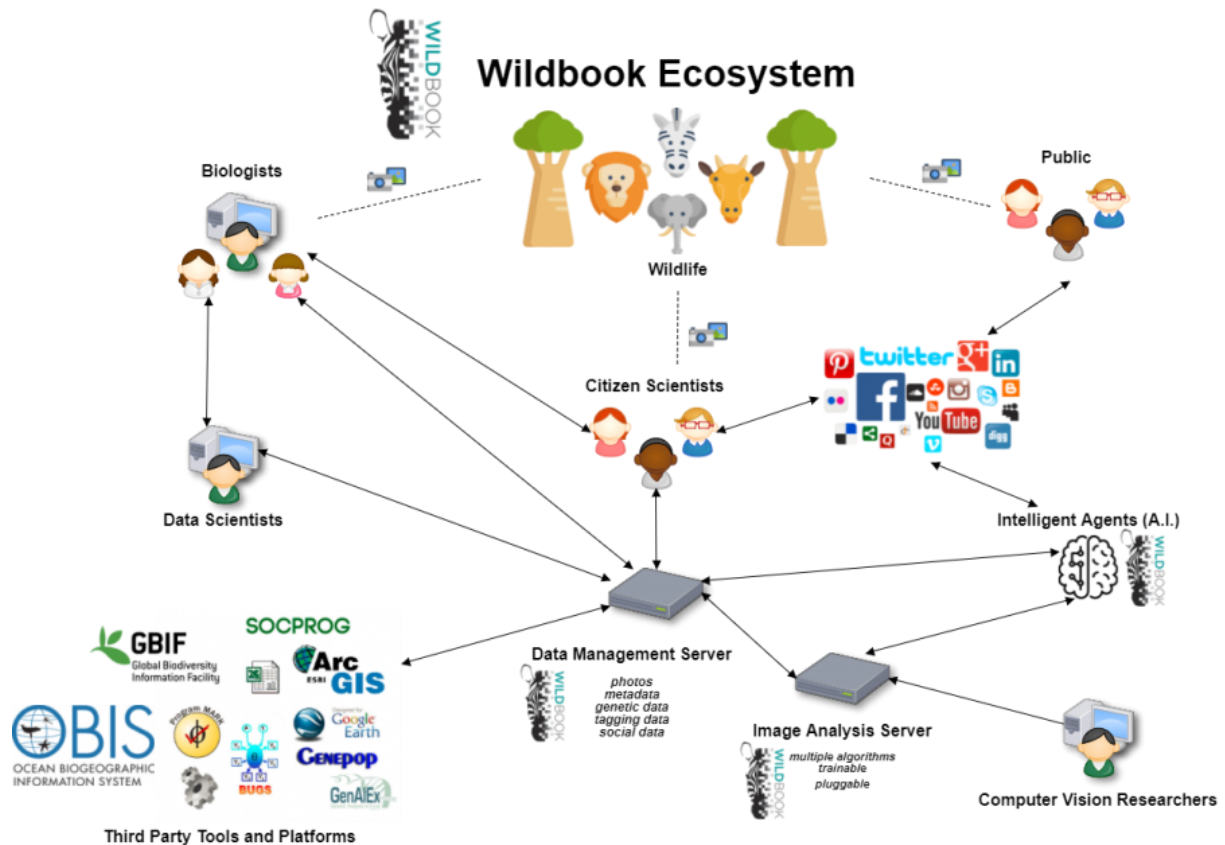


Figure 26 : Fonctionnement schématique du logiciel Wildbook. D'après <https://www.wildbook.org>.

iii. Les avantages de la biométrie animale automatisée pour la photo-ID

Plusieurs caractéristiques clés des systèmes biométriques et leurs résultats en font des outils prometteurs et potentiellement très importants pour les études écologiques. D'une part, la quantification de l'apparence des animaux fournit une mesure objective pour détecter, discriminer et identifier les espèces, les individus, ainsi que leur comportement et leur morphologie. D'autre part, la capacité de le faire indépendamment d'un observateur humain réduit les sources communes de variation et de biais dans les études causées par la subjectivité, les compétences ou l'expérience de l'opérateur. Le traitement automatisé facilite la transparence des résultats de l'étude et la normalisation des méthodes d'analyse. Le traitement normalisé des données d'image peut être reproduit de manière fiable afin de tester des résultats reproductibles dans et entre les études, ce qui est une exigence fondamentale pour qu'une étude soit considérée comme scientifiquement rigoureuse. Cela facilite également la comparaison des études entre individus, populations et espèces de manière systématique et objective. Les dispositifs d'enregistrement audiovisuel autonomes sont théoriquement capables de collecter des données de manière continue dans le temps, par rapport aux périodes limitées et discrètes d'observateurs humains. Des échantillons plus volumineux peuvent donc être collectés et traités. De plus, les études utilisant des procédures d'identification automatisées bien établies peuvent tirer parti de la capacité de traiter des

ensembles de données à des vitesses considérablement plus élevées que celles observées par des observateurs humains, ce qui est particulièrement pertinent pour les tâches fastidieuses répétitives. La performance du chercheur se dégrade lors de tâches répétitives exigeant une grande précision pendant de longues périodes. Les ordinateurs conviennent mieux à ce type de traitement de données; ainsi, les humains peuvent se concentrer sur les aspects les plus complexes des projets. La libération des ressources humaines pour des tâches plus complexes devient de plus en plus pertinente dans les études à budget limité et à données intensives (Kühl et Burghardt 2013).

iv. L'impact de la biométrie animale sur l'écologie de terrain

Les systèmes biométriques de photo-ID sont utilisés dans les études de terrain pour la localisation spatio-temporelle rapide d'espèces à partir d'enregistrements audiovisuels à distance et pour augmenter significativement le nombre d'individus identifiables individuellement pouvant être suivis dans le temps et dans l'espace. Ernst et Küblbeck, en 2011 ont par exemple utilisé un logiciel de photo-ID basé sur des algorithmes de détection faciale pour détecter des espèces de grands singes africains comme les chimpanzés (*Pan troglodytes*) et les gorilles (*Gorilla gorilla*) (figure 27). Dans les conditions idéales, ils ont obtenu des taux de classification correcte allant jusqu'à 89 à 97%. Ce taux de classification est fonction à la fois de la qualité d'image et de la visibilité des visages des grands singes. Les taux de classification diminuent si les visages des grands singes ne sont pas visibles et ne peuvent donc pas être détectés. L'application de ce système aux données de terrain provenant de caméras vidéo distantes réduit le temps nécessaire à la détection d'espèces dans les séquences vidéo de plusieurs milliers de clips et de plusieurs heures à quelques heures voire quelques minutes, en fonction des ressources de calcul disponibles. La sortie du système fournit des détails sur les espèces, la date, l'heure et le lieu (Kühl et Burghardt 2013).



Figure 27 : Exemple de systèmes de photo-ID basé sur la biométrie animaux pour l'identification des espèces et des individus. Exemples d'images prises par des caméras pièges. Les identifications réussies des chimpanzés et des gorilles (boîtes de reliure, cadres verts), d'autres animaux ainsi que d'un gorille dont la tête n'est pas visible (cadre rouge) sont illustrés. D'après (Kühl et Burghardt 2013).

v. L'évaluation de l'efficacité des systèmes de photo-ID basés sur la biométrie animale

Quatre critères permettent d'évaluer son efficacité d'un logiciel de photo-ID basé sur la biométrie animale, ses faiblesses potentielles, son potentiel de précision et sa robustesse dans des conditions de terrain variables. Premièrement, le degré de différenciation entre les classes d'intérêt (espèces, individus, comportement et morphologie) est fondamental pour la précision de la classification automatisée. Il est nécessaire que les caractères utilisés pour l'identification soient suffisamment uniques pour pouvoir discriminer deux individus différents. Cette propriété permet d'obtenir un faible taux de classification erronée. Deuxièmement, le niveau d'exposition de ces caractéristiques d'intérêt dans les données sources audiovisuelles. Si celles-ci sont cachées par la végétation ou peu visibles, l'efficacité de la classification est réduite. De même, des conditions d'éclairage et d'ombrage constants facilitent l'homogénéité de l'apparence phénotypique. Troisièmement, toute information concernant le contexte pouvant être utilisée pour distinguer les classes d'intérêts augmente l'efficacité de la classification. Quatrièmement, la technologie utilisée pour les enregistrements audiovisuels détermine les performances d'un système à long terme. Les conditions environnementales changeantes peuvent affecter la stabilité du système matériel. La stabilité du logiciel, l'utilisation de certains formats de données et la facilité de transfert des celles-ci permettent une meilleure utilisation par les chercheurs (Kühl et Burghardt 2013).

c) La photo-ID dans le cadre du développement de la science citoyenne

La photo-ID participe au développement de la collaboration à l'échelle internationale, notamment au travers du concept de science citoyenne, ou science participative. C'est un domaine de la science auquel des acteurs non-scientifiques-professionnels, qu'il s'agisse d'individus ou de groupes, participent de façon active et délibérée.

Divers projets ont démontré avec succès l'utilisation de scientifiques citoyens (Davies et al. 2012; Cohn 2008; Paxton et al. 2019). Prenons l'exemple d'ECOCEAN, un catalogue de photo-ID en ligne sur le requin-baleine. Ce système biométrique d'identification photographique est réuni les données photographiques de plus de 3 400 chercheurs, bénévoles et citoyens participatifs, comptabilisant plus de 43 000 photos de requins-baleines, parmi lesquelles plus de 3 800 individus ont pu être identifiées (<http://www.whaleshark.org/>). Les clichés ainsi soumis par les citoyens participatifs permettent d'étendre la quantité d'échantillons disponible et la taille de la zone d'échantillonnage pour la réalisation d'études de CMR, contribuant à la conservation mondiale de cette espèce menacée.

CONCLUSION

En mai 2019, un rapport publié par l'ONU considère que l'Homme est directement responsable de la sixième extinction massive d'espèces animales et végétales, qui se traduit par une réduction catastrophique de la biodiversité. Aujourd'hui, l'Homme s'interroge sur les moyens à mettre en œuvre pour enrayer cette réduction. Dans ce but, il est nécessaire de mesurer, de suivre et de comprendre les déterminants de la biodiversité afin d'identifier les espèces ou populations en danger et de déterminer les causes de leur déclin. Les méthodes utilisées traditionnellement pour l'étude de la faune sauvage reposent sur la capture et le marquage des animaux, ce qui pose de nombreux problèmes logistiques, économiques, éthiques et biologiques. Parmi les nouvelles techniques qui émergent actuellement, l'identification photographique, ou photo-identification, permet d'étudier des espèces voire des individus de manière peu invasive. L'objectif de ce travail était d'analyser le principe, et d'illustrer les intérêts de cette méthode, en particulier pour la biologie de la conservation.

Malgré l'existence de problèmes logistiques et statistiques pour l'analyse des données recueillies, la photo-identification a d'abord amélioré notre compréhension de la dynamique des populations. Elle permet aussi l'estimation d'indicateurs qui caractérisent la biodiversité, telles que la richesse spécifique ou la distribution des animaux au sein de leur environnement. Elle permet enfin d'étudier les comportements et la structure sociale et spatiale des populations. La photo-identification s'est ainsi imposée comme une alternative efficace, rentable et peu invasive pour l'étude de la biodiversité, de la biologie des populations et pour le suivi des individus. Les avancées technologiques et l'accès aux données offrent des perspectives intéressantes pour l'étude de la faune sauvage à l'aide de l'identification photographique.

BIBLIOGRAPHIE

- Ahumada, Jorge A., Carlos E. F. Silva, Krisna Gajapersad, Chris Hallam, Johanna Hurtado, Emanuel Martin, Alex McWilliam, et al. 2011. « Community Structure and Diversity of Tropical Forest Mammals: Data from a Global Camera Trap Network ». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366 (1578): 2703-11. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0115>.
- Alibhai, Sk, Zc Jewell, et Pr Law. 2008. « A Footprint Technique to Identify White Rhino *Ceratotherium Simum* at Individual and Species Levels ». *Endangered Species Research* 4 (janvier): 205-18. <https://doi.org/10.3354/esr00067>.
- Altendorf, Kelly B., John W. Laundré, Carlos A. López González, et Joel S. Brown. 2001. « Assessing Effects Of Predation Risk On Foraging Behavior Of Mule Deer ». *Journal of Mammalogy* 82 (2): 430-39. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2001\)082<0430:AEOPRO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2001)082<0430:AEOPRO>2.0.CO;2).
- Amstrup, S. C., T. L. McDonald, et I. Stirling. 2001. « Polar Bears in the Beaufort Sea: A 30-Year Mark-Recapture Case History ». *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 6 (2): 221-34. <https://doi.org/10.1198/108571101750524562>.
- Ancrenaz, Marc. 2012. *Handbook for Wildlife Monitoring Using Camera-Traps*.
- Anderson, C. J. R., J. D. Roth, et J. M. Waterman. 2007. « Can Whisker Spot Patterns Be Used to Identify Individual Polar Bears? » *Journal of Zoology* 273 (4): 333-39. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00340.x>.
- Anderson, C. J. R., Niels Da Vitoria Lobo, James D. Roth, et Jane M. Waterman. 2010. « Computer-Aided Photo-Identification System with an Application to Polar Bears Based on Whisker Spot Patterns ». *Journal of Mammalogy* 91 (6): 1350-59. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-425.1>.
- Andrzejaczek, Samantha, Jessica Meeuwig, David Rowat, Simon Pierce, Tim Davies, Rebecca Fisher, et Mark Meekan. 2016. « The Ecological Connectivity of Whale Shark Aggregations in the Indian Ocean: A Photo-Identification Approach ». *Royal Society Open Science* 3 (11): 160455. <https://doi.org/10.1098/rsos.160455>.
- Arcangeli, Antonella. 2014. « Long-Term Presence And Habitat Use Of Cuvier's Beaked Whale (*Ziphius Cavirostris*) In The Central Tyrrhenian Sea », 2014.
- Arzoumanian, Z., J. Holmberg, et B. Norman. 2005. « An Astronomical Pattern-Matching Algorithm for Computer-Aided Identification of Whale Sharks *Rhincodon Typus*: Computer-Aided Identification of Whale Sharks ». *Journal of Applied Ecology* 42 (6): 999-1011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01117.x>.

Baigas, Phillip E., John R. Squires, Lucretia E. Olson, Jacob S. Ivan, et Elizabeth. K. Roberts. 2017. « Using Environmental Features to Model Highway Crossing Behavior of Canada Lynx in the Southern Rocky Mountains ». *Landscape and Urban Planning* 157 (janvier): 200-213. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.06.007>.

Baldwin, Roger A., et Louis C. Bender. 2008. « Distribution, Occupancy, and Habitat Correlates of American Martens (*Martes Americana*) in Rocky Mountain National Park, Colorado ». *Journal of Mammalogy* 89 (2): 419-27. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-053R1.1>.

Barasona, José, Jorge López-Olvera, Beatriz Beltrán-Beck, Christian Gortázar, et Joaquín Vicente. 2013. « Trap-Effectiveness and Response to Tiletamine-Zolazepam and Medetomidine Anaesthesia in Eurasian Wild Boar Captured with Cage and Corral Traps ». *BMC Veterinary Research* 9 (1): 107. <https://doi.org/10.1186/1746-6148-9-107>.

Belbachir, Farid, Nathalie Pettorelli, Tim Wachter, Amel Belbachir-Bazi, et Sarah M. Durant. 2015. « Monitoring Rarity: The Critically Endangered Saharan Cheetah as a Flagship Species for a Threatened Ecosystem ». Édité par Michael Hofreiter. *PLOS ONE* 10 (1): e0115136. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115136>.

Bendik, Nathan F., Thomas A. Morrison, Andrew G. Gluesenkamp, Mark S. Sanders, et Lisa J. O'Donnell. 2013. « Computer-Assisted Photo Identification Outperforms Visible Implant Elastomers in an Endangered Salamander, *Eurycea Tonkawae* ». Édité par Jan M. Hemmi. *PLoS ONE* 8 (3): e59424. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059424>.

Bengsen, Andrew, John Butler, et Pip Masters. 2011. « Estimating and Indexing Feral Cat Population Abundances Using Camera Traps ». *Wildlife Research* 38 (8): 732. <https://doi.org/10.1071/WR11134>.

« Birdland Reflex - Antique and Vintage Cameras ». Consulté le 19 juin 2019. http://www.earlyphotography.co.uk/site/entry_C486.html.

Bolger, Douglas T., Thomas A. Morrison, Bennet Vance, Derek Lee, et Hany Farid. 2012. « A Computer-Assisted System for Photographic Mark-Recapture Analysis: (Software for Photographic Mark-Recapture) ». *Methods in Ecology and Evolution* 3 (5): 813-22. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00212.x>.

Bonfil, Ramón, Michael Meÿer, Michael C. Scholl, Ryan Johnson, Shannon O'Brien, Herman Oosthuizen, Stephan Swanson, Deon Kotze, et Michael Paterson. 2005. « Transoceanic Migration, Spatial Dynamics, and Population Linkages of White Sharks ». *Science, New Series* 310 (5745): 100-103.

Borchard, Philip, David J. Eldridge, et Ian A. Wright. 2012. « *Sarcoptes Mange (Sarcoptes Scabiei)* Increases Diurnal Activity of Bare-Nosed Wombats (*Vombatus Ursinus*) in an

Agricultural Riparian Environment ». *Mammalian Biology* 77 (4): 244-48. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.04.004>.

Borchers, David, Greg Distiller, Rebecca Foster, Bart Harmsen, et Lorenzo Milazzo. 2014. « Continuous-Time Spatially Explicit Capture-Recapture Models, with an Application to a Jaguar Camera-Trap Survey ». Édité par Robert B. O'Hara. *Methods in Ecology and Evolution* 5 (7): 656-65. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12196>.

Bosch, Jaime, Iñigo Martínez-Solano, et Mario García-París. 2001. « Evidence of a Chytrid Fungus Infection Involved in the Decline of the Common Midwife Toad (*Alytes obstetricans*) in Protected Areas of Central Spain ». *Biological Conservation* 97 (3): 331-37. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00132-4).

Brassine, Eléonor, et Daniel Parker. 2015. « Trapping Elusive Cats: Using Intensive Camera Trapping to Estimate the Density of a Rare African Felid ». Édité par Michel Renou. *PLOS ONE* 10 (12): e0142508. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142508>.

Bridges, Andrew S., Josephine A. Fox, Colleen Olfenbuttel, et Michael R. Vaughan. 2004. « American Black Bear Denning Behavior: Observations and Applications Using Remote Photography ». *Wildlife Society Bulletin* 32 (1): 188-93. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2004\)32\[188:ABBDBO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2004)32[188:ABBDBO]2.0.CO;2).

Brooks, Katie, David Rowat, Simon J Pierce, Daniel Jouannet, et Michel Vely. 2011. « Seeing Spots: Photo-Identification as a Regional Tool for Whale Shark Identification », 10.

Caravaggi, Anthony, Peter B. Banks, A Cole Burton, Caroline M. V. Finlay, Peter M. Haswell, Matt W. Hayward, Marcus J. Rowcliffe, et Mike D. Wood. 2017. « A Review of Camera Trapping for Conservation Behaviour Research ». Édité par Nathalie Pettorelli et Rahel Sollmann. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3 (3): 109-22. <https://doi.org/10.1002/rse2.48>.

Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M. Griffiths, et al. 2001. « The Use of Photographic Rates to Estimate Densities of Tigers and Other Cryptic Mammals ». *Animal Conservation* 4 (1): 75-79. <https://doi.org/10.1017/S1367943001001081>.

Chanchani, Pranav, Brian D. Gerber, et Barry R. Noon. 2018. « Elevated Potential for Intraspecific Competition in Territorial Carnivores Occupying Fragmented Landscapes ». *Biological Conservation* 227 (novembre): 275-83. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.017>.

Chandler, Richard B., et J. Andrew Royle. 2013. « Spatially Explicit Models for Inference about Density in Unmarked or Partially Marked Populations ». *The Annals of Applied Statistics* 7 (2): 936-54. <https://doi.org/10.1214/12-AOAS610>.

- Claridge, Andrew W., Greg Mifsud, James Dawson, et Michael J. Saxon. 2004. « Use of Infrared Digital Cameras to Investigate Aspects of the Social Behaviour of Cryptic Species ». *Wildlife Research* 31 (6): 645. <https://doi.org/10.1071/WR03072>.
- Cohn, Jeffrey P. 2008. « Citizen Science: Can Volunteers Do Real Research? » *BioScience* 58 (3): 192-97. <https://doi.org/10.1641/B580303>.
- Collinson, Wendy J., Daniel M. Parker, Ric T. F. Bernard, Brian K. Reilly, et Harriet T. Davies-Mostert. 2014. « Wildlife Road Traffic Accidents: A Standardized Protocol for Counting Flattened Fauna ». *Ecology and Evolution* 4 (15): 3060-71. <https://doi.org/10.1002/ece3.1097>.
- Conruyt-Rogeeon, Géraldine, et Xavier Girardet. 2012 « Identification des points de conflits entre la faune et les routes. », 75.
- Cote, Steeve D., Marco Festa-Bianchet, et Francois Fournier. 1998. « Life-History Effects of Chemical Immobilization and Radiocollars on Mountain Goats ». *The Journal of Wildlife Management* 62 (2): 745. <https://doi.org/10.2307/3802351>.
- Cotsell, Nigel, et Karl Vernes. 2016. « Camera Traps in the Canopy: Surveying Wildlife at Tree Hollow Entrances ». *Pacific Conservation Biology* 22 (1): 48. <https://doi.org/10.1071/PC15030>.
- Cove, Michael V., Brandon M. Jones, Aaron J. Bossert, Donald R. Clever, Ryan K. Dunwoody, Bryan C. White, et Victoria L. Jackson. 2012. « Use of Camera Traps to Examine the Mesopredator Release Hypothesis in a Fragmented Midwestern Landscape ». *The American Midland Naturalist* 168 (2): 456-65. <https://doi.org/10.1674/0003-0031-168.2.456>.
- Cove, Michael V., R. Manuel Spínola, Victoria L. Jackson, Joel C. Sàenz, et Olivier Chassot. 2013. « Integrating Occupancy Modeling and Camera-Trap Data to Estimate Medium and Large Mammal Detection and Richness in a Central American Biological Corridor ». *Tropical Conservation Science* 6 (6): 781-95. <https://doi.org/10.1177/194008291300600606>.
- Crall, Jonathan P., Charles V. Stewart, Tanya Y. Berger-Wolf, Daniel I. Rubenstein, et Siva R. Sundaresan. 2013. « HotSpotter 2014; Patterned Species Instance Recognition ». In *2013 IEEE Workshop on Applications of Computer Vision (WACV)*, 230-37. Clearwater Beach, FL, USA: IEEE. <https://doi.org/10.1109/WACV.2013.6475023>.
- Cresswell, W., J. Lind, U. Kaby, J.L. Quinn, et S. Jakobsson. 2003. « Does an Opportunistic Predator Preferentially Attack Nonvigilant Prey? » *Animal Behaviour* 66 (4): 643-48. <https://doi.org/10.1006/anbe.2003.2233>.
- Davies, Tim K., Guy Stevens, Mark G. Meekan, Juliane Struve, et J. Marcus Rowcliffe. 2012. « Can Citizen Science Monitor Whale-Shark Aggregations? Investigating Bias in Mark–Recapture Modelling Using Identification Photographs Sourced from the Public ». *Wildlife Research* 39 (8): 696. <https://doi.org/10.1071/WR12092>.

Vanherberghen M., Desmecht D. 2007 « La Tumeur Faciale Transmissible Du Diable De Tasmanie », *Ann. Méd. Vét.*, 151, 107-111.

Diem, Ward, et Cupal. 1973. « Cameras As Remote Sensors Of Animal Activities. » *Proceedings of the XIth International Congress of Game Biologists 11*, 1973.

Dinata, Yoan, Agung Nugroho, Iding Achmad Haidir, et Matthew Linkie. 2008. « Camera Trapping Rare and Threatened Avifauna in West-Central Sumatra ». *Bird Conservation International* 18 (1): 30-37. <https://doi.org/10.1017/S0959270908000051>.

Doody, J. Sean, Matthew Pauza, Bret Stewart, et Chris Camacho. 2009. « Nesting Behavior of the Pig-Nosed Turtle, *Carettochelys Insculpta*, in Australia ». *Chelonian Conservation and Biology* 8 (2): 185-91. <https://doi.org/10.2744/CCB-0764.1>.

Dorazio, Robert M., et K. Ullas Karanth. 2017. « A Hierarchical Model for Estimating the Spatial Distribution and Abundance of Animals Detected by Continuous-Time Recorders ». Édité par Christof Markus Aegerter. *PLOS ONE* 12 (5): e0176966. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176966>.

Douglas Cressa et Zinta Zommers. 2014 « Emerging Technologies: Smarter Ways to Fight Wildlife Crime ». *Environmental Development* 12 (octobre): 62-72. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2014.07.002>.

Dufault, Susan, et Hal Whitehead. 1995. « An Assessment Of Changes With Time In The Marking Patterns Used For Photoidentification Of Individual Sperm Whales, *Physeter Macrocephalus* ». *Marine Mammal Science* 11 (3): 335-43. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1995.tb00289.x>.

E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo. 2019 « Global Assessment Of Biodiversity And Ecosystem Services | IPBES ». Consulté le 12 juin 2019. <https://www.ipbes.net/global-assessment-biodiversity-ecosystem-services>.

Efford, Murray. 2004. « Density Estimation In Live-Trapping Studies. », 2004.

Ernst, Andreas, et Christian Küblbeck. 2011. « Fast Face Detection And Species Classification Of African Great Apes. »

Fellers, Gary M. 1995. « A Standardized Protocol for Surveying », 122.

Forcada, Jaume, et Alex Aguilar. 2000. « Use Of Photographic Identification In Capture-Recapture Studies Of Mediterranean Monk Seals ». *Marine Mammal Science*. 1 octobre 2000. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2000.tb00971.x>.

Foster, Rebecca J., et Bart J. Harmsen. 2012. « A Critique of Density Estimation from Camera-Trap Data ». *The Journal of Wildlife Management* 76 (2): 224-36. <https://doi.org/10.1002/jwmg.275>.

Foster, Rebecca J., Bart J. Harmsen, et C. Patrick Doncaster. 2010. « Habitat Use by Sympatric Jaguars and Pumas Across a Gradient of Human Disturbance in Belize: Habitat Use by Jaguars and Pumas ». *Biotropica* 42 (6): 724-31. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00641.x>.

French, D. D., J. A. Ludwig, et J. F. Reynolds. 1989. « Statistical Ecology: A Primer on Methods and Computing. » *The Journal of Applied Ecology* 26 (3): 1099. <https://doi.org/10.2307/2403729>.

Gaglio, Davide, Timothée R. Cook, Maëlle Connan, Peter G. Ryan, et Richard B. Sherley. 2017. « Dietary Studies in Birds: Testing a Non-Invasive Method Using Digital Photography in Seabirds ». *Methods in Ecology and Evolution* 8 (2): 214-22. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12643>.

Gaston, Kevin J., et Mark A. O'Neill. 2004. « Automated Species Identification: Why Not? » Édité par H. C. J. Godfray et S. Knapp. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 359 (1444): 655-67. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1442>.

Gehring, Thomas M, et Robert K Swihart. 2003. « Body Size, Niche Breadth, and Ecologically Scaled Responses to Habitat Fragmentation: Mammalian Predators in an Agricultural Landscape ». *Biological Conservation* 109 (2): 283-95. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00156-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00156-8).

Gibbon, Gwili E.M., Markus Bindemann, et David L. Roberts. 2015. « Factors Affecting the Identification of Individual Mountain Bongo Antelope ». *PeerJ* 3 (novembre): e1303. <https://doi.org/10.7717/peerj.1303>.

Glover-Kapfer, Paul, Carolina A. Soto-Navarro, et Oliver R. Wearn. 2019. « Camera-trapping Version 3.0: Current Constraints and Future Priorities for Development ». Édité par Marcus Rowcliffe et Rahel Sollmann. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 5 (3): 209-23. <https://doi.org/10.1002/rse2.106>.

Gotelli, Nicholas J., et Anne Chao. 2013. « Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data ». In *Encyclopedia of Biodiversity*, 195-211. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00424-X>.

Graham, Catherine H., et Paul V. A. Fine. 2008. « Phylogenetic Beta Diversity: Linking Ecological and Evolutionary Processes across Space in Time ». *Ecology Letters* 11 (12): 1265-77. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01256.x>.

Grand, James B., Byron K. Williams, James D. Nichols, et Michael J. Conroy. 2003. « Analysis and Management of Animal Populations ». *The Journal of Wildlife Management* 67 (3): 654. <https://doi.org/10.2307/3802722>.

Gregory, Tremaine, Farah Carrasco Rueda, Jessica Deichmann, Joseph Kolowski, et Alfonso Alonso. 2014. « Arboreal Camera Trapping: Taking a Proven Method to New Heights ». Édité par Diana Fisher. *Methods in Ecology and Evolution* 5 (5): 443-51. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12177>.

Guggisberg, C. A. W. (Charles Albert Walter). 1977. *Early Wildlife Photographers*. New York : Taplinger Pub. Co. <http://archive.org/details/earlywildlifepho00gugg>.

Hastings, Kelly K., Lex A. Hiby, et Robert J. Small. 2008. « Evaluation of a Computer-Assisted Photograph-Matching System to Monitor Naturally Marked Harbor Seals at Tugidak Island, Alaska ». *Journal of Mammalogy* 89 (5): 1201-11. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-151.1>.

Head, Josephine S., Martha M. Robbins, Roger Mundry, Loïc Makaga, et Christophe Boesch. 2012. « Remote Video-Camera Traps Measure Habitat Use and Competitive Exclusion among Sympatric Chimpanzee, Gorilla and Elephant in Loango National Park, Gabon ». *Journal of Tropical Ecology* 28 (6): 571-83. <https://doi.org/10.1017/S0266467412000612>.

Hearn, Andrew J., Joanna Ross, Henry Bernard, Soffian Abu Bakar, Luke T. B. Hunter, et David W. Macdonald. 2016. « The First Estimates of Marbled Cat *Pardofelis marmorata* Population Density from Bornean Primary and Selectively Logged Forest ». Édité par William J. Murphy. *PLOS ONE* 11 (3): e0151046. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151046>.

Hegglin, Daniel, Fabio Bontadina, Sandra Gloor, Jann Romer, Uli Müller, Urs Breitenmoser, et Peter Deplazes. 2004. « Baiting Red Foxes In An Urban Area: A Camera Trap Study ». Édité par Gehrt. *Journal of Wildlife Management* 68 (4): 1010-17. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[1010:BRFIAU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[1010:BRFIAU]2.0.CO;2).

Hernández, Lucina, John W. Laundré, et Mahesh Gurung. 2005. « Use of Camera Traps to Measure Predation Risk in a Puma–Mule Deer System ». *Wildlife Society Bulletin* 33 (1): 353-58. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2005\)33\[353:FTFUOC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2005)33[353:FTFUOC]2.0.CO;2).

Hiby, Lex, Phil Lovell, Narendra Patil, N. Samba Kumar, Arjun M. Gopaldaswamy, et K. Ullas Karanth. 2009. « A Tiger Cannot Change Its Stripes: Using a Three-Dimensional Model to Match Images of Living Tigers and Tiger Skins ». *Biology Letters* 5 (3): 383-86. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0028>.

Hilty, Jodi A., et Adina M. Merenlender. 2004. « Use of Riparian Corridors and Vineyards by Mammalian Predators in Northern California ». *Conservation Biology* 18 (1): 126-35. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00225.x>.

Hofmeester, Tim R., Joris P. G. M. Cromsigt, John Odden, Henrik Andrén, Jonas Kindberg, et John D. C. Linnell. 2019. « Framing Pictures: A Conceptual Framework to Identify and Correct for Biases in Detection Probability of Camera Traps Enabling Multi-Species Comparison ». *Ecology and Evolution* 9 (4): 2320-36. <https://doi.org/10.1002/ece3.4878>.

Holmberg, J, B Norman, et Z Arzoumanian. 2009. « Estimating Population Size, Structure, and Residency Time for Whale Sharks *Rhincodon Typus* through Collaborative Photo-Identification ». *Endangered Species Research* 7 (avril): 39-53. <https://doi.org/10.3354/esr00186>.

Hoque, S. 2011. « ZOOMETRICS – Biometric Identification of Wildlife Using Natural Body Marks » 3 (3): 11.

Hossain, Abu Naser Mohsin, Adam Barlow, Christina Greenwood Barlow, Antony J. Lynam, Suprio Chakma, et Tommaso Savini. 2016. « Assessing the Efficacy of Camera Trapping as a Tool for Increasing Detection Rates of Wildlife Crime in Tropical Protected Areas ». *Biological Conservation* 201 (septembre): 314-19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.023>.

Hunt, R. Howard, et Jacqueline J. Ogden. 1991. « Selected Aspects of the Nesting Ecology of American Alligators in the Okefenokee Swamp ». *Journal of Herpetology* 25 (4): 448. <https://doi.org/10.2307/1564768>.

« IUCN Red List version 2019-1: Table 1b ». 2019.

Jolly, G M. 1965 « Explicit Estimates from Capture-Recapture Data with Both Death and Immigration-Stochastic Model », *Biometrika* (1965), 52, 1 and 2, 225-247.

Jurasinski, Gerald, Vroni Retzer, et Carl Beierkuhnlein. 2009. « Inventory, Differentiation, and Proportional Diversity: A Consistent Terminology for Quantifying Species Diversity ». *Oecologia* 159 (1): 15-26. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1190-z>.

Karanth, K. Ullas. 1995. « Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—recapture models ». *Biological Conservation* 71 (3): 333-38. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-W](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-W).

Karanth, K Ullas, et James D Nichols. 1998. « Estimation Of Tiger Densities In India Using Photographic Captures And Recaptures » 79 (8): 11.

Katona, S. K., et H. P. Whitehead. 1981. « Identifying Humpback Whales Using Their Natural Markings ». *Polar Record* 20 (128): 439-44. <https://doi.org/10.1017/S003224740000365X>.

Kelly, Marcella J. 2001. « Computer-Aided Photograph Matching In Studies Using Individual Identification: An Example From Serengeti Cheetahs ». *Journal of mammalogy* 82 (2): 10.

- Kendall, William L., et James D. Nichols. 1995. « On the Use of Secondary Capture-Recapture Samples to Estimate Temporary Emigration and Breeding Proportions ». *Journal of Applied Statistics* 22 (5-6): 751-62. <https://doi.org/10.1080/02664769524595>.
- Kendall, William L, James D Nichols, et James E Hines. 1997 « Estimating Temporary Emigration Using Capture-Recapture Data in Pollock's Robust Design » *Ecology*, Vol. 78, No. 2 (Mars 1997), 563-578..
- Khwaja, Hannah, Claire Buchan, Oliver R. Wearn, Laila Bahaa-el-din, Drew Bantlin, Henry Bernard, Robert Bitariho, et al. 2019. « Pangolins in Global Camera Trap Data: Implications for Ecological Monitoring ». *Global Ecology and Conservation* 20 (octobre): e00769. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00769>.
- Kitamura, S, S Thong-Aree, S Madsri, et P Poonswad. 2010. « Mammal Diversity And Conservation In A Small Isolated Forest Of Southern Thailand », 13.
- Kühl, Hjalmar S., et Tilo Burghardt. 2013. « Animal Biometrics: Quantifying and Detecting Phenotypic Appearance ». *Trends in Ecology & Evolution* 28 (7): 432-41. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.02.013>.
- Kukielka, E., J.A. Barasona, C.E. Cowie, J.A. Drewe, C. Gortazar, I. Cotarelo, et J. Vicente. 2013. « Spatial and Temporal Interactions between Livestock and Wildlife in South Central Spain Assessed by Camera Traps ». *Preventive Veterinary Medicine* 112 (3-4): 213-21. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.08.008>.
- Kumar, Santosh, Sanjay Kumar Singh, Rishav Singh, et Amit Kumar Singh. 2017. *Animal Biometrics*. Singapore: Springer Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-7956-6>.
- Lahiri, Mayank, Chayant Tantipathananandh, Rosemary Warungu, Daniel I. Rubenstein, et Tanya Y. Berger-Wolf. 2011. « Biometric Animal Databases from Field Photographs: Identification of Individual Zebra in the Wild ». In *Proceedings of the 1st ACM International Conference on Multimedia Retrieval - ICMR '11*, 1-8. Trento, Italy: ACM Press. <https://doi.org/10.1145/1991996.1992002>.
- Lande, Russell. 1996. « Statistics and Partitioning of Species Diversity, and Similarity among Multiple Communities ». *Oikos* 76 (1): 5. <https://doi.org/10.2307/3545743>.
- Larrucea, Eveline Séquin, Peter F. Brussard, Michael M. Jaeger, et Reginald H. Barrett. 2007. « Cameras, Coyotes, and the Assumption of Equal Detectability ». *Journal of Wildlife Management* 71 (5): 1682-89. <https://doi.org/10.2193/2006-407>.
- Lawson, Katherine, Alex Vines, et Royal Institute of International Affairs. 2014. *Global Impacts of the Illegal Wildlife Trade: The Costs of Crime, Insecurity and Institutional Erosion*.

Le Féon, Violette, Matthieu Aubert, David Genoud, Valérie Andrieu-Ponel, Paul Westrich, et Benoît Geslin. 2018. « Range Expansion of the Asian Native Giant Resin Bee *Megachile sculpturalis* (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae) in France ». *Ecology and Evolution* 8 (3): 1534-42. <https://doi.org/10.1002/ece3.3758>.

Lee, Derek E., et Monica L. Bond. 2016. « The Occurrence and Prevalence of Giraffe Skin Disease in Protected Areas of Northern Tanzania ». *Journal of Wildlife Diseases* 52 (3): 753-55. <https://doi.org/10.7589/2015-09-247>.

Liebezeit, Joseph R., et T. Luke George. 2002. « Nest Predators, Nest-Site Selection, and Nesting Success of the Dusky Flycatcher in a Managed Ponderosa Pine Forest ». *The Condor* 104 (3): 507-17.

Lincoln, Frederic. 1930. *Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns*.

Linden, Daniel W., Angela K. Fuller, J. Andrew Royle, et Matthew P. Hare. 2017. « Examining the Occupancy-Density Relationship for a Low-Density Carnivore ». Édité par Jacqueline Frair. *Journal of Applied Ecology* 54 (6): 2043-52. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12883>.

Link, William A., et John R. Sauer. 1998. « Estimating Population Change from Count Data: Application to the North American Breeding Bird Survey ». *Ecological Applications* 8 (2): 258. <https://doi.org/10.2307/2641065>.

Liu, Xuehua, Pengfeng Wu, Melissa Songer, Qiong Cai, Xiangbo He, Yun Zhu, et Xiaoming Shao. 2013. « Monitoring Wildlife Abundance and Diversity with Infra-Red Camera Traps in Guanyinshan Nature Reserve of Shaanxi Province, China ». *Ecological Indicators* 33 (octobre): 121-28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.022>.

Lomolino, Mark V. 2001. « The Species-Area Relationship: New Challenges for an Old Pattern », 23.

Lyra-Jorge, Maria Carolina, Giordano Ciocheti, et Vânia Regina Pivello. 2008. « Carnivore Mammals in a Fragmented Landscape in Northeast of São Paulo State, Brazil ». *Biodiversity and Conservation* 17 (7): 1573-80. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9366-8>.

MacKenzie, Darryl I., James D. Nichols, James E. Hines, Melinda G. Knutson, et Alan B. Franklin. 2003. « Estimating Site Occupancy, Colonization, And Local Extinction When A Species Is Detected Imperfectly ». *Ecology* 84 (8): 2200-2207. <https://doi.org/10.1890/02-3090>.

Marcon, Eric. 2010 « Mesures De La Biodiversité », 58.

McCallum, Hamish, Daniel M. Tompkins, Menna Jones, Shelly Lachish, Steve Marvanek, Billie Lazenby, Greg Hocking, Jason Wiersma, et Clare E. Hawkins. 2007. « Distribution and Impacts

of Tasmanian Devil Facial Tumor Disease ». *EcoHealth* 4 (3): 318-25. <https://doi.org/10.1007/s10393-007-0118-0>.

Mccooy, J. Clint, Stephen S. Ditchkoff, et Todd D. Steury. 2011. « Bias Associated with Baited Camera Sites for Assessing Population Characteristics of Deer ». *The Journal of Wildlife Management* 75 (2): 472-77. <https://doi.org/10.1002/jwmg.54>.

McShea, William J., Chad Stewart, Liesl Peterson, Peter Erb, Robert Stuebing, et Belden Gimán. 2009. « The Importance of Secondary Forest Blocks for Terrestrial Mammals within an Acacia/Secondary Forest Matrix in Sarawak, Malaysia ». *Biological Conservation* 142 (12): 3108-19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.009>.

Meek, Paul, Guy Ballard, Peter Fleming, et Greg Falzon. 2016. « Are We Getting the Full Picture? Animal Responses to Camera Traps and Implications for Predator Studies ». *Ecology and Evolution* 6 (10): 3216-25. <https://doi.org/10.1002/ece3.2111>.

Meek, Paul D., Guy-Anthony Ballard, Peter J. S. Fleming, Michael Schaefer, Warwick Williams, et Greg Falzon. 2014. « Camera Traps Can Be Heard and Seen by Animals ». Édité par Zhigang Jiang. *PLoS ONE* 9 (10): e110832. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110832>.

Morrison, Thomas A., Jun Yoshizaki, James D. Nichols, et Douglas T. Bolger. 2011. « Estimating Survival in Photographic Capture-Recapture Studies: Overcoming Misidentification Error: Unbiased Survival Estimation in Photograph-ID ». *Methods in Ecology and Evolution* 2 (5): 454-63. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00106.x>.

Muneza, Arthur B., Daniel W. Linden, Robert A. Montgomery, Amy J. Dickman, Gary J. Roloff, David W. Macdonald, et Julian T. Fennessy. 2017. « Examining Disease Prevalence for Species of Conservation Concern Using Non-Invasive Spatial Capture-Recapture Techniques ». Édité par Jacqueline Frair. *Journal of Applied Ecology* 54 (3): 709-17. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12796>.

Muneza, Arthur B., Waldemar Ortiz-Calo, Craig Packer, Jeremy J. Cusack, Trevor Jones, Meredith S. Palmer, Alexandra Swanson, et al. 2019. « Quantifying The Severity Of Giraffe Skin Disease Via Photogrammetry Analysis Of Camera Trap Data ». *Journal of Wildlife Diseases* 55 (4): 770. <https://doi.org/10.7589/2018-06-149>.

Naing, Hla. 2015. « Assessing large mammal and bird richness from camera-trap records in the Hukaung Valley of Northern Myanmar ».

Nellemann, Christian, Rune Henriksen, Arnold Kreilhuber, Davyth Stewart, Maria Kotsovou, Patricia Raxter, Elizabeth Mrema, et Sam Barrat, éd. 2016. *The Rise of Environmental Crime: A Growing Threat to Natural Resources, Peace, Development and Security*. A UNEP-INTERPOL Rapid Response Assessment. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme.

Newbold, Tim, Lawrence N. Hudson, Samantha L. L. Hill, Sara Contu, Igor Lysenko, Rebecca A. Senior, Luca Börger, et al. 2015. « Global Effects of Land Use on Local Terrestrial Biodiversity ». *Nature* 520 (7545): 45-50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>.

Nichols, James D., et Kenneth H. Pollock. 1990. « Estimation of Recruitment from Immigration Versus In Situ Reproduction Using Pollock's Robust Design ». *Ecology* 71 (1): 21-26. <https://doi.org/10.2307/1940243>.

Obbard, Martyn E., Eric J. Howe, et Christopher J. Kyle. 2010. « Empirical Comparison of Density Estimators for Large Carnivores ». *Journal of Applied Ecology* 47 (1): 76-84. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01758.x>.

O'Brien, Timothy G., et Margaret F. Kinnaird. 2011. « Estimation of Species Richness of Large Vertebrates Using Camera Traps: An Example from an Indonesian Rainforest ». In *Camera Traps in Animal Ecology*, édité par Allan F. O'Connell, James D. Nichols, et K. Ullas Karanth, 233-52. Tokyo: Springer Japan. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_13.

O'Connell, Allan F., James D. Nichols, et K. Ullas Karanth, éd. 2011. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses / Allan F. O'Connell, James D. Nichols, K. Ullas Karanth, Editors*. Tokyo ; New York: Springer.

Oleaga, Álvaro, Rosa Casais, Ana Balseiro, Alberto Espí, Luis Llaneza, Alfonso Hartasánchez, et Christian Gortázar. 2011. « New Techniques for an Old Disease: Sarcoptic Mange in the Iberian Wolf ». *Veterinary Parasitology* 181 (2-4): 255-66. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2011.04.036>.

Oosthuizen, W. Chris, Paul C. Cross, Justin A. Bowers, Craig Hay, Michael Ryan Ebinger, Peter Buss, Markus Hofmeyr, et Elissa Z. Cameron. 2009. « Effects of Chemical Immobilization on Survival of African Buffalo in the Kruger National Park ». *Journal of Wildlife Management* 73 (1): 149-53. <https://doi.org/10.2193/2008-071>.

Ottensmeyer, C Andrea, et Hal Whitehead. 2003. « Behavioural Evidence for Social Units in Long-Finned Pilot Whales ». *Canadian Journal of Zoology* 81 (8): 1327-38. <https://doi.org/10.1139/z03-127>.

Parmenter, Robert R., Terry L. Yates, David R. Anderson, Kenneth P. Burnham, Jonathan L. Dunnum, Alan B. Franklin, Michael T. Friggens, et al. 2003. « Small-Mammal Density Estimation: A Field Comparison Of Grid-Based Vs. Web-Based Density Estimators ». *Ecological Monographs* 73 (1): 1-26. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2003\)073\[0001:SMDEAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2003)073[0001:SMDEAF]2.0.CO;2).

Paxton, Avery B., Erica Blair, Camryn Blawas, Michael H. Fatzinger, Madeline Marens, Jason Holmberg, Colin Kingen, et al. 2019. « Citizen Science Reveals Female Sand Tiger Sharks (

Carcharias Taurus) Exhibit Signs of Site Fidelity on Shipwrecks ». *Ecology* 100 (8). <https://doi.org/10.1002/ecy.2687>.

Payne, A., S. Chappa, J. Hars, B. Dufour, et E. Gilot-Fromont. 2016. « Wildlife Visits to Farm Facilities Assessed by Camera Traps in a Bovine Tuberculosis-Infected Area in France ». *European Journal of Wildlife Research* 62 (1): 33-42. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0970-0>.

Payne, Ariane, Sixtine Philipon, Jean Hars, Barbara Dufour, et Emmanuelle Gilot-Fromont. 2017. « Wildlife Interactions on Baited Places and Waterholes in a French Area Infected by Bovine Tuberculosis ». *Frontiers in Veterinary Science* 3 (janvier). <https://doi.org/10.3389/fvets.2016.00122>.

Pennycuik, CJ, et J Rudnai. 1970. « A Method Of Identifying Individual Lions Panthera Leo, With An Analysis Of The Reliability Of Identification ». *Journal of Zoology* 160: 497-508.

Peterson. 1896. « The Yearly Immigration Of Young Plaice Into The Limfjord From The German Sea. », 1896.

Pickles, Rob, Veronica Zambrana, Bill Jordan, Isla Hoffmann-Heap, Adriana Salinas, Jim Groombridge, et Paul van Damme. 2011. « An Evaluation Of The Utility Of Camera Traps In Monitoring Giant Otter Populations », 7.

Pledger, Shirley. 2000. « Unified Maximum Likelihood Estimates for Closed Capture-Recapture Models Using Mixtures ». *Biometrics* 56 (2): 434-42.

Pollock, Kenneth H., James D. Nichols, Theodore R. Simons, George L. Farnsworth, Larissa L. Bailey, et John R. Sauer. 2002. « Large Scale Wildlife Monitoring Studies: Statistical Methods for Design and Analysis ». *Environmetrics* 13 (2): 105-19. <https://doi.org/10.1002/env.514>.

Preez, Byron D. du, Andrew J. Loveridge, et David W. Macdonald. 2014. « To Bait or Not to Bait: A Comparison of Camera-Trapping Methods for Estimating Leopard Panthera Pardus Density ». *Biological Conservation* 176 (août): 153-61. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.021>.

Quiroga, Verónica Andrea, Gabriel Iván Boaglio, Andrew Jay Noss, et Mario Santiago Di Bitetti. 2014. « Critical Population Status of the Jaguar *Panthera Onca* in the Argentine Chaco: Camera-Trap Surveys Suggest Recent Collapse and Imminent Regional Extinction ». *Oryx* 48 (1): 141-48. <https://doi.org/10.1017/S0030605312000944>.

R. Wearn, Oliver. 2017. « Camera-trapping for conservation, a guide to best practices ».

Rafiq, Kasim, Caleb M. Bryce, Lindsey N. Rich, Carli Coco, David A.W. Miller, Carlo Meloro, Serge A. Wich, John W. McNutt, et Matthew W. Hayward. 2019. « Tourist Photographs as a

Scalable Framework for Wildlife Monitoring in Protected Areas ». *Current Biology* 29 (14): R681-82. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.05.056>.

Ramesh, T., R. Kalle, K. Sankar, et Q. Qureshi. 2012. « Spatio-Temporal Partitioning among Large Carnivores in Relation to Major Prey Species in Western Ghats: Spatio-Temporal Partitioning in Large Carnivores and Prey ». Édité par Nigel Bennett. *Journal of Zoology* 287 (4): 269-75. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2012.00908.x>.

Ramesh, Tharmalingam, Riddhika Kalle, Kalyanasundaram Sankar, et Qamar Qureshi. 2012. « Dietary Partitioning in Sympatric Large Carnivores in a Tropical Forest of Western Ghats, India ». *Mammal Study* 37 (4): 313-21. <https://doi.org/10.3106/041.037.0405>.

Reyers, Belinda. 2013. « Conserving Biodiversity Outside Protected Areas ». In *Encyclopedia of Biodiversity*, 289-305. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00359-2>.

Rocha, Ricardo, Tiago Carrilho, et Rui Rebelo. 2013. « Iris Photo-Identification: A New Methodology for the Individual Recognition of Tarentola Geckos ». *Amphibia-Reptilia* 34 (4): 590-96. <https://doi.org/10.1163/15685381-00002918>.

Ropert-Coudert, Yan, Rory P. Wilson, Ken Yoda, et Akiko Kato. 2007. « Assessing performance constraints in penguins with externally-attached devices ». *Marine Ecology Progress Series* 333: 281-89.

Rovero Francesco, Mathias Tobler, et James Sanderson. 2010 « Camera Trapping for Inventorying Terrestrial Vertebrates », 30.

Royle, J. Andrew, Audrey J. Magoun, Beth Gardner, Patrick Valkenburg, et Richard E. Lowell. 2011. « Density Estimation in a Wolverine Population Using Spatial Capture–Recapture Models ». *The Journal of Wildlife Management* 75 (3): 604-11. <https://doi.org/10.1002/jwmg.79>.

Schaik, Carel P. van, et Michael Griffiths. 1996. « Activity Periods of Indonesian Rain Forest Mammals ». *Biotropica* 28 (1): 105. <https://doi.org/10.2307/2388775>.

Schaub, Michael, Olivier Gimenez, Benedikt R. Schmidt, et Roger Pradel. 2004. « Estimating Survival And Temporary Emigration In The Multistate Capture–Recapture Framework ». *Ecology* 85 (8): 2107-13. <https://doi.org/10.1890/03-3110>.

Schenck, C. 1996. « Giant Otters (*Pteronura brasiliensis*) - Update. », 1996, IUCN Otter Spec. Group Bull. édition.

Schevill, William E., et Richard H. Backus. 1960. « Daily Patrol of a Megaptera ». *Journal of Mammalogy* 41 (2): 279-81. <https://doi.org/10.2307/1376380>.

Schipper, J. 2007. « Camera-trap avoidance by Kinkajous *Potos flavus*: rethinking the “non-invasive” paradigm. » *Small Carnivore Conservation*, n° 36: 38–41.

Seydack, A H W. 1984. « Application of a Photo-Recording Device in the Census of Larger Rain-Forest Mammals », 5.

Shardlow, Thomas F., et Kim D. Hyatt. 2013. « Quantifying Associations of Large Vertebrates with Salmon in Riparian Areas of British Columbia Streams by Means of Camera-Traps, Bait Stations, and Hair Samples ». *Ecological Indicators* 27 (avril): 97-107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.11.011>.

Shenk, Tanya M., et Alan B. Franklin, éd. 2001. *Modeling in Natural Resource Management: Development, Interpretation, and Application*. Washington, DC: Island Press.

Sherley, Rb, T Burghardt, Pj Barham, N Campbell, et Ic Cuthill. 2010. « Spotting the Difference: Towards Fully-Automated Population Monitoring of African Penguins *Spheniscus Demersus* ». *Endangered Species Research* 11 (mars): 101-11. <https://doi.org/10.3354/esr00267>.

Shiras, George. 1906. « Photographing wild game with flashlight and camera. » *National Geographic Magazine* 17, 1906.

Shiras George. 1913. « Wild animals that took their own pictures by day and by night. » *National Geographic Magazine* 24, 1913.

Shirley Pledger Reviewed. 2000. « Unified Maximum Likelihood Estimates for Closed Capture-Recapture Models Using Mixtures ». *Biometrics* 56 (2): 434-42.

Silva-Rodríguez, Eduardo A., et Kathryn E. Sieving. 2012. « Domestic Dogs Shape the Landscape-Scale Distribution of a Threatened Forest Ungulate ». *Biological Conservation* 150 (1): 103-10. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.008>.

Silver, Scott C., Linde E. T. Ostro, Laura K. Marsh, Leonardo Maffei, Andrew J. Noss, Marcella J. Kelly, Robert B. Wallace, Humberto Gómez, et Guido Ayala. 2004. « The Use of Camera Traps for Estimating Jaguar *Panthera Onca* Abundance and Density Using Capture/Recapture Analysis ». *Oryx* 38 (2): 148-54. <https://doi.org/10.1017/S0030605304000286>.

Silvy, Nova J., éd. 2012. *The Wildlife Techniques Manual*. 7th ed. Baltimore, Md: Johns Hopkins University Press.

Soisalo, Marianne K., et Sandra M.C. Cavalcanti. 2006. « Estimating the Density of a Jaguar Population in the Brazilian Pantanal Using Camera-Traps and Capture–Recapture Sampling in Combination with GPS Radio-Telemetry ». *Biological Conservation* 129 (4): 487-96. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.023>.

Sollmann, Rahel, Beth Gardner, Richard B. Chandler, David B. Shindle, David P. Onorato, Jeffrey Andrew Royle, et Allan F. O'Connell. 2013. « Using Multiple Data Sources Provides Density Estimates for Endangered Florida Panther ». Édité par Paul Lukacs. *Journal of Applied Ecology* 50 (4): 961-68. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12098>.

Sollmann, Rahel, Azlan Mohamed, Hiromitsu Samejima, et Andreas Wilting. 2013. « Risky Business or Simple Solution – Relative Abundance Indices from Camera-Trapping ». *Biological Conservation* 159 (mars): 405-12. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.025>.

Spehar, Stephanie N., Brent Loken, Yaya Rayadin, et J. Andrew Royle. 2015. « Comparing Spatial Capture–Recapture Modeling and Nest Count Methods to Estimate Orangutan Densities in the Wehea Forest, East Kalimantan, Indonesia ». *Biological Conservation* 191 (novembre): 185-93. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.013>.

Tabak, Michael A., Mohammad S. Norouzzadeh, David W. Wolfson, Steven J. Sweeney, Kurt C. Vercauteren, Nathan P. Snow, Joseph M. Halseth, et al. 2019. « Machine Learning to Classify Animal Species in Camera Trap Images: Applications in Ecology ». Édité par Theoni Photopoulou. *Methods in Ecology and Evolution* 10 (4): 585-90. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13120>.

Temple, Stanley A. 1972. « A Portable Time-Lapse Camera for Recording Wildlife Activity. » *The Journal of Wildlife Management*. Vol. 36., 1972.

Thapa, Kanchan, Eric Wikramanayake, Sabita Malla, Krishna Prasad Acharya, Babu Ram Lamichhane, Naresh Subedi, Chiranjivi Prasad Pokharel, et al. 2017. « Tigers in the Terai: Strong Evidence for Meta-Population Dynamics Contributing to Tiger Recovery and Conservation in the Terai Arc Landscape ». Édité par Brian Gratwicke. *PLOS ONE* 12 (6): e0177548. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177548>.

Thompson, Paul M., et Helen Wheeler. 2008. « Photo-ID-Based Estimates of Reproductive Patterns in Female Harbor Seals ». *Marine Mammal Science* 24 (1): 138-46. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2007.00179.x>.

Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percegué, R. Leite Pitman, R. Mares, et G. Powell. 2008. « An Evaluation of Camera Traps for Inventorying Large- and Medium-Sized Terrestrial Rainforest Mammals ». *Animal Conservation* 11 (3): 169-78. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>.

Tobler, M. W., et George V.N. Powell. 2013. « Estimating Jaguar Densities with Camera Traps: Problems with Current Designs and Recommendations for Future Studies ». *Biological Conservation* 159 (mars): 109-18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.009>.

- Trolle, Mogens, et Marc Kéry. 2003. « Estimation Of Ocelot Density In The Pantanal Using Capture–Recapture Analysis Of Camera-Trapping Data ». *Journal of Mammalogy* 84 (2): 607-14. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2003\)084<0607:EODIT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2003)084<0607:EODIT>2.0.CO;2).
- Urian, Kim, Antoinette Gorgone, Andrew Read, Brian Balmer, Randall S. Wells, Per Berggren, John Durban, Tomoharu Eguchi, William Rayment, et Philip S. Hammond. 2015. « Recommendations for Photo-identification Methods Used in Capture-recapture Models with Cetaceans ». *Marine Mammal Science*. 1 janvier 2015. <https://doi.org/10.1111/mms.12141>.
- Van Rooij, Pascale, An Martel, Freddy Haesebrouck, et Frank Pasmans. 2015. « Amphibian Chytridiomycosis: A Review with Focus on Fungus-Host Interactions ». *Veterinary Research* 46 (1). <https://doi.org/10.1186/s13567-015-0266-0>.
- Van Tienhoven, A. M., J. E. Den Hartog, R. A. Reijns, et V. M. Peddemors. 2007. « A Computer-Aided Program for Pattern-Matching of Natural Marks on the Spotted Raggedtooth Shark *Carcharias Taurus*: Computer-Aided Photo-Identification of *C. Taurus* ». *Journal of Applied Ecology* 44 (2): 273-80. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01273.x>.
- Vörös, Judit, Ferenc Szalay, et Lilla Barabás. 2007 « A New Method for Quantitative Pattern Analysis Applied to Two European Bombina Species », 8.
- Wang, S. W., et D. W. Macdonald. 2009. « Feeding Habits and Niche Partitioning in a Predator Guild Composed of Tigers, Leopards and Dholes in a Temperate Ecosystem in Central Bhutan ». *Journal of Zoology* 277 (4): 275-83. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00537.x>.
- Watts, Dominique E., Israel D. Parker, Roel R. Lopez, Nova J. Silvy, et Donald S. Davis. 2008. « Distribution and Abundance of Endangered Florida Key Deer on Outer Islands ». *Journal of Wildlife Management* 72 (2): 360-66. <https://doi.org/10.2193/2007-166>.
- Wearn, O. R., D. C. Reuman, et R. M. Ewers. 2012. « Extinction Debt and Windows of Conservation Opportunity in the Brazilian Amazon ». *Science* 337 (6091): 228-32. <https://doi.org/10.1126/science.1219013>.
- Weckel, M., W. Giuliano, et S. Silver. 2006. « Jaguar (*Panthera Onca*) Feeding Ecology: Distribution of Predator and Prey through Time and Space ». *Journal of Zoology Print ISSN 0952-8369* <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00106.x>.
- Wegge, Per, Chiranjibi Pd. Pokheral, et Shant Raj Jnawali. 2004. « Effects of Trapping Effort and Trap Shyness on Estimates of Tiger Abundance from Camera Trap Studies ». *Animal Conservation* 7 (3): 251-56. <https://doi.org/10.1017/S1367943004001441>.

Wilson, Rory P., et Clive R. McMahon. 2006. « Measuring Devices on Wild Animals: What Constitutes Acceptable Practice? » *Frontiers in Ecology and the Environment* 4 (3): 147-54.

Wilting, Andreas, Azlan Mohamed, Laurentius N. Ambu, Peter Lagan, Sam Mannan, Heribert Hofer, et Rahel Sollmann. 2012. « Density of the Vulnerable Sunda Clouded Leopard *Neofelis Diardi* in Two Commercial Forest Reserves in Sabah, Malaysian Borneo ». *Oryx* 46 (3): 423-26. <https://doi.org/10.1017/S0030605311001694>.

Winkler, W. G., et D. B. Adams. 1968. « An Automatic Movie Camera for Wildlife Photography ». *Journal of Wildlife Management* 32, 1968.

Witteveen, Bh, Gaj Worthy, et Jd Roth. 2009. « Tracing Migratory Movements of Breeding North Pacific Humpback Whales Using Stable Isotope Analysis ». *Marine Ecology Progress Series* 393 (octobre): 173-83. <https://doi.org/10.3354/meps08231>.

Yoccoz, Nigel G., James D. Nichols, et Thierry Boulinier. 2001. « Monitoring of Biological Diversity in Space and Time ». *Trends in Ecology & Evolution* 16 (8): 446-53. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4).

Yue, Sam, Jedediah F. Brodie, Elise F. Zipkin, et Henry Bernard. 2015. « Oil Palm Plantations Fail to Support Mammal Diversity ». *Ecological Applications* 25 (8): 2285-92. <https://doi.org/10.1890/14-1928.1>.

Zapata-Ríos, Galo, et Lyn C. Branch. 2016. « Altered Activity Patterns and Reduced Abundance of Native Mammals in Sites with Feral Dogs in the High Andes ». *Biological Conservation* 193 (janvier): 9-16. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.016>.

Zobel, Martin. 1997. « The Relative of Species Pools in Determining Plant Species Richness: An Alternative Explanation of Species Coexistence? » *Trends in Ecology & Evolution* 12 (7): 266-69. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01096-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01096-3).

ANNEXES

Annexe 1 : définition des statuts de conservation – D'après l'UICN

ÉTEINT (EX)

Un taxon est dit *Éteint* lorsqu'il ne fait aucun doute que le dernier individu est mort.

Un taxon est présumé *Éteint* lorsque des études exhaustives menées dans son habitat connu et/ou présumé, à des périodes appropriées (rythme diurne, saisonnier, annuel), et dans l'ensemble de son aire de répartition historique n'ont pas permis de noter la présence d'un seul individu. Les études doivent être faites sur une durée adaptée au cycle et aux formes biologiques du taxon.

ÉTEINT À L'ÉTAT SAUVAGE (EW)

Un taxon est dit *Éteint à l'état sauvage* lorsqu'il ne survit qu'en culture, en captivité ou dans le cadre d'une population (ou de populations) naturalisée(s), nettement en dehors de son ancienne aire de répartition.

Un taxon est présumé *Éteint à l'état sauvage* lorsque des études détaillées menées dans ses habitats connus et/ou probables, à des périodes appropriées (rythme diurne, saisonnier, annuel), et dans l'ensemble de son aire de répartition historique n'ont pas permis de noter la présence d'un seul individu. Les études doivent être faites sur une durée adaptée au cycle et aux formes biologiques du taxon.

EN DANGER CRITIQUE (CR)

Un taxon est dit *En danger critique* lorsque les meilleures données disponibles indiquent qu'il remplit l'un des critères A à E correspondant à la catégorie *En danger critique* et, en conséquence, qu'il est confronté à un risque extrêmement élevé d'extinction à l'état sauvage.

EN DANGER (EN)

Un taxon est dit *En danger* lorsque les meilleures données disponibles indiquent qu'il remplit l'un des critères A à E correspondant à la catégorie *En danger* et, en conséquence, qu'il est confronté à un risque très élevé d'extinction à l'état sauvage.

VULNÉRABLE (VU)

Un taxon est dit *Vulnérable* lorsque les meilleures données disponibles indiquent qu'il remplit l'un des critères A à E correspondant à la catégorie *Vulnérable* et, en conséquence, qu'il est confronté à un risque élevé d'extinction à l'état sauvage.

QUASI MENACÉ (NT)

Un taxon est dit *Quasi menacé* lorsqu'il a été évalué d'après les critères et ne remplit pas, pour l'instant, les critères des catégories *En danger critique*, *En danger* ou *Vulnérable* mais qu'il est près de remplir les critères correspondant aux catégories du groupe *Menacé* ou qu'il les remplira probablement dans un proche avenir.

PRÉOCCUPATION MINEURE (LC)

Un taxon est dit de *Préoccupation mineure* lorsqu'il a été évalué d'après les critères et ne remplit pas les critères des catégories *En danger critique*, *En danger*, *Vulnérable* ou *Quasi menacé*. Dans cette catégorie sont inclus les taxons largement répandus et abondants.

DONNÉES INSUFFISANTES (DD)

Un taxon entre dans la catégorie *Données insuffisantes* lorsqu'on ne dispose pas d'assez de données pour évaluer directement ou indirectement le risque d'extinction en fonction de sa distribution et/ou de l'état de sa population. Un taxon inscrit dans cette catégorie peut avoir fait l'objet d'études approfondies et sa biologie peut être bien connue, sans que l'on dispose pour autant de données pertinentes sur l'abondance et/ou la distribution. Il ne s'agit donc pas d'une catégorie *Menacé*. L'inscription d'un taxon dans cette catégorie indique qu'il est nécessaire de rassembler davantage de données et n'exclut pas la possibilité de démontrer, grâce à de futures recherches, que le taxon aurait pu être classé dans une catégorie *Menacé*. Il est impératif d'utiliser pleinement toutes les données disponibles. Dans de nombreux cas, le choix entre *Données insuffisantes* et une catégorie *Menacé* doit faire l'objet d'un examen très attentif. Si l'on soupçonne que l'aire de répartition d'un taxon est relativement circonscrite, s'il s'est écoulé un laps de temps considérable depuis la dernière observation du taxon, le choix d'une catégorie

NON ÉVALUÉ (NE)

Un taxon est dit *Non évalué* lorsqu'il n'a pas encore été confronté aux critères.

Annexe 2 : Liste des cinq critères (A-E) utilisés pour évaluer l'appartenance d'un taxon à l'une des catégories du groupe Menacé de la liste rouge de l'UICN (En danger critique, En danger, ou Vulnérable) - D'après l'UICN

A. Réduction de la taille de la population. Réduction (mesurée sur la plus longue des deux durées : 10 ans ou 3 générations) sur la base d'un ou plusieurs des critères A1 à A4			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 & A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
<p>A1 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction sont clairement réversibles ET comprises ET ont cessé.</p> <p>A2 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.</p> <p>A3 Réduction de la population prévue, déduite ou supposée dans le futur (sur un maximum de 100 ans) [(a) ne peut pas être utilisé pour A3].</p> <p>A4 Réduction de la population constatée, estimée, déduite, prévue ou supposée, sur une période de temps devant inclure à la fois le passé et l'avenir (sur un maximum de 100 ans dans le futur), lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.</p>	<i>en se basant sur l'un des éléments suivants :</i>		<p>(a) l'observation directe [excepté A3]</p> <p>(b) un indice d'abondance adapté au taxon</p> <p>(c) la réduction de la zone d'occupation (AOO), de la zone d'occurrence (EOO) et/ou de la qualité de l'habitat</p> <p>(d) les niveaux d'exploitation réels ou potentiels</p> <p>(e) les effets de taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes ou parasites</p>
B. Répartition géographique, qu'il s'agisse de B1 (zone d'occurrence) ET/OU B2 (zone d'occupation)			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
B1. Zone d'occurrence (EOO)	< 100 km ²	< 5 000 km ²	< 20 000 km ²
B2. Zone d'occupation (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2 000 km ²
ET au moins 2 des 3 conditions suivantes :			
(a) Sévèrement fragmentée OU nombre de localités	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) Déclin continu constaté, estimé, déduit ou prévu de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) superficie, étendue et/ou qualité de l'habitat, (iv) nombre de localités ou de sous-populations, (v) nombre d'individus matures			
(c) Fluctuations extrêmes de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) nombre de localités ou de sous-populations, (iv) nombre d'individus matures			
C. Petite population et déclin			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
Nombre d'individus matures	< 250	< 2 500	< 10 000
ET au moins un des sous-critères C1 ou C2 :			
C1. Un déclin continu constaté, estimé ou prévu (sur un maximum de 100 ans dans le futur) d'au moins :	25% en 3 ans ou 1 génération (sur la plus longue des deux durées)	20% en 5 ans ou 2 générations (sur la plus longue des deux durées)	10% en 10 ans ou 3 générations (sur la plus longue des deux durées)
C2. Un déclin continu constaté, estimé, prévu ou déduit ET au moins 1 des 3 conditions suivantes :			
(a) (i) Nombre d'individus matures dans chaque sous-population :	≤ 50	≤ 250	≤ 1 000
(ii) % d'individus matures dans une sous-population =	90–100%	95–100%	100%
(b) Fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures			
D. Population très petite ou restreinte			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
D. Nombre d'individus matures	< 50	< 250	D1. < 1 000
D2. Pour la catégorie VU uniquement Zone d'occupation restreinte ou nombre de localités limité et susceptibles d'être affectées à l'avenir par une menace vraisemblable pouvant très vite conduire le taxon vers EX ou CR.	-	-	D2. en règle générale : AOO < 20 km ² ou nombre de localités ≤ 5
E. Analyse quantitative			
	En danger critique	En danger	Vulnérable
Indiquant que la probabilité d'extinction dans la nature est :	≥ 50% sur 10 ans ou 3 générations, sur la plus longue des deux durées (100 ans max.)	≥ 20% sur 20 ans ou 5 générations, sur la plus longue des deux durées (100 ans max.)	≥ 10% sur 100 ans

Annexe 3 : Modèle de Jolly-Seber (Capture-Marquage-Recapture)

Cas d'une population ouverte et après plusieurs épisodes de capture

Sous les hypothèses suivantes :

- Chaque individu a une probabilité de capture identique
- Le marquage est définitif et n'affecte pas les individus marqués
- Chaque individu présent après la i ème capture a la même probabilité de survie jusqu'à la $i+1$ ème capture
- Le temps nécessaire pour capturer, marquer et relâcher les animaux est court par rapport à l'intervalle de temps séparant deux échantillonnages

On pose alors :

k = nombre d'épisodes de capture

Paramètres à estimer :

N_i = taille de la population au temps i ($i = 1, \dots, k$)

M_i = nombre d'individus marqués juste avant le temps i ($i = 1, \dots, k$)

B_i = nombre d'individus entrant dans la population entre les temps i et $i+1$, toujours en vie au temps $i+1$ ($i = 1, \dots, k-1$)

Ψ_i = probabilité de survie entre les temps i et $i+1$ ($i = 1, \dots, k-1$)

p_i = probabilité de capture des animaux au i ème échantillon

Avec :

n_i = taille de l'échantillon capturé au temps i ($i = 1, \dots, k$)

m_i = nombre d'individus capturés et déjà marqués au temps i ($m_i \leq n_i$) ($i = 1, \dots, k$)

R_i = nombre d'individus relâchés après la capture i ($i = 1, \dots, k-1$)

r_i = nombre d'individus parmi les R_i marqués et relâchés au temps i qui sont recapturés au moins une fois par la suite ($i = 1, \dots, k-1$)

z_i = nombre d'individus marqués avant le temps i , non capturés au temps i et recapturés par la suite ($i = 2, \dots, k-1$)

Pour estimer M_i on pose $\frac{z_i}{M_i - m_i} = \frac{r_i}{R_i}$ d'où $\hat{M}_i = m_i + \frac{R_i z_i}{r_i}$

On a alors l'estimation de l'effectif au temps i $\hat{N}_i = \frac{(n_{i+1})\hat{M}_i}{(m_{i+1})}$

On peut de plus estimer la survie des individus marqués $\hat{\varphi}_i = \frac{\hat{M}_{i+1}}{\hat{M}_i - m_i + R_i}$

Le nombre d'individus entrés dans la population entre les temps i et $i+1$

$$\hat{B}_i = \hat{N}_{i+1} - \hat{\varphi}_i(\hat{N}_i - n_i + R_i)$$

Et la probabilité de capture $\hat{p}_i = \frac{m_i}{\hat{M}_i} = \frac{n_i}{\hat{N}_i}$

HUBERDEAU Pierre

APPORT DE LA PHOTO-IDENTIFICATION POUR L'ETUDE DE LA FAUNE SAUVAGE : ENJEUX ET PERSPECTIVES POUR LA CONSERVATION DES ESPECES.

Thèse d'Etat de Doctorat Vétérinaire : Lyon, le 6 décembre 2019

RESUME :

En mai 2019, un rapport publié par l'ONU considère que l'Homme est directement responsable de la sixième extinction massive d'espèces animales et végétales, qui se traduit par une réduction catastrophique de la biodiversité. Aujourd'hui, l'Homme s'interroge sur les moyens à mettre en œuvre pour enrayer cette réduction. Dans ce but, il est nécessaire de mesurer, de suivre et de comprendre les déterminants de la biodiversité afin d'identifier les espèces ou populations en danger et de déterminer les causes de leur déclin. Les méthodes utilisées traditionnellement pour l'étude de la faune sauvage reposent sur la capture et le marquage des animaux, ce qui pose de nombreux problèmes logistiques, économiques, éthiques et biologiques. Parmi les nouvelles techniques qui émergent actuellement, l'identification photographique, ou photo-identification, permet d'étudier des espèces voire des individus de manière peu invasive. L'objectif de ce travail était d'analyser le principe, et d'illustrer les intérêts de cette méthode, en particulier pour la biologie de la conservation.

Malgré l'existence de problèmes logistiques et statistiques pour l'analyse des données recueillies, la photo-identification a d'abord amélioré notre compréhension de la dynamique des populations. Elle permet aussi l'estimation d'indicateurs qui caractérisent la biodiversité, telles que la richesse spécifique ou la distribution des animaux au sein de leur environnement. Elle permet enfin d'étudier les comportements et la structure sociale et spatiale des populations. La photo-identification s'est ainsi imposée comme une alternative efficace, rentable et peu invasive pour l'étude de la biodiversité, de la biologie des populations et pour le suivi des individus. Les avancées technologiques et l'accès aux données offrent des perspectives intéressantes pour l'étude de la faune sauvage à l'aide de l'identification photographique.

MOTS CLES :

- Photographie animalière
- Animaux – Identification
- Animaux – Populations
- Biologie des populations
- Animaux – Conservation

JURY :

Président : Monsieur le Professeur Philippe VANHEMS

1er Assesseur : Madame la Professeure Emmanuelle GILOT-FROMONT

2ème Assesseur : Madame la Professeure Jeanne-Marie BONNET-GARIN

DATE DE SOUTENANCE : Vendredi 6 décembre 2019