



Nous tenons à remercier la Région Occitanie pour son accueil dans ses locaux de l'espace Capdeville à Montpellier et tous les conférenciers, participants et bénévoles qui ont rendu ces deux journées de rencontre particulièrement captivantes. Le comité scientifique d'organisation du symposium se composait d'Aurélien BESNARD (CEFE CNRS), Patrick BOUDAREL (DREAL Occitanie), Pierre-André CROCHET (CEFE CNRS), Olivier DURIEZ (CEFE CNRS), Michel MURE (LPO AuRA), Cécile PONCHON (CEN PACA), Alain RAVAYROL (La Salsepareille) et Olivier SCHER (CEN Occitanie). Le Plan national d'actions en faveur de l'Aigle de Bonelli ne pourrait exister sans l'implication de tous les observateurs qui assurent le suivi de l'espèce sur le terrain :

ALBOUY Sylvain, ALEMAN Yves, ALMODOVAR Cyrielle, ANDRAUD Alain, ANDREWS John, ARMAND Michel, BARDOT Pierre, BARTHELEMY Monique, BASSOT Mikaelle, BATAIS Magali, BAZIN Nicolas, BENNET Ron, BENSON Philippa, BERTILSSON Maria, BOISSEAU Jérémy, BOUDAREL Patrick, BOURCY Nicolas, BOURGEOIS Mathieu, BRIAND Olivier, BROOK Shamgar, CABRERA José, CAMBEROQUE Nastasia, CAMMAN Jean-Louis, CARRER Antoine, CHARPENTIER Carole, CLEMENT Dominique, CLERMIDY Alain, COSTE Jennifer, DALMAU Jacques, DE BENEDITTIS Jean-Louis, DE CHANCEL Jacques, DEMAY Jérémie, DOMANGE Nicolas, DUROURE Nicolas, ESCOUBEYROU Ghislaine, FAYOLLE Rolande, FONTAINE Gérard, FRECHET Guillaume, FREZE Richard, GAIDET Nicolas, GAUDIN Régis, GILOT

Fabien, GOMEZ Margot, GRANGEON Guillaume, GUICHETEAU Geneviève, GUILLEMET Dominique, HOHENER Patrick, JACOTOT Gil, JALABERT Jérémy, JORIS Antoine, JULIAND Pierre, LACAZE David, LATOUR Bernard, LAUTIER Alexandre, LERDA Camille, LIVET François, LONGERAY Annick, LUCIANO Céline, MAGNIER Matthias, MAGNY David, MARTORELL Karline, METAYER Michel, MILLER Elvin, MURE Michel, NICOT Jérémy, OLIVIER Florian, PERENNOU Christian, PETITJEAN Jordan, PONCHON Cécile, RAVAYROL Alain, REMY Bérenger, REY Denis, RICAU Bernard, ROLLANT Clément, ROSSIGNOL Nicolas, ROTHIER Michel, ROURE Céline, ROY Yves, SOURET Luc, TEMPIER Jean-Claude, TESTU Agnès, THIBAUT Isabelle, THIBAUT Patrick, TOMEI Aline, TOREILLES Gérard, VALLEJO Livia, VEAU Florian, VINCI Vanessa, VISSYRIAS Nicolas, YOHIA Christophe, ZECHNER Lisbeth et tous les stagiaires et services civiques des différentes structures impliquées dans le suivi.

Nous tenons également à remercier le réseau de opérateurs techniques du PNA AB : CEN Occitanie, CEN PACA, GOR, LPO AuRA, LPO Occitanie, LPO Mission Rapaces, COGard, La Salsepareille, SMGG, ComCom des Cévennes Gangeoises et Suménoises, DREAL Occitanie, DREAL PACA, DDTM 30 ainsi que tous nos partenaires associatifs et institutionnels. Le symposium a été organisé par le CEN Occitanie avec l'appui du CEN PACA, de la LPO AuRA, de la DREAL Occitanie et le soutien financier de la DREAL Occitanie, de la Région Occitanie et d'Enedis.



ALAUDA (nouvelle série) XC.- 4 . 2022

Alauda

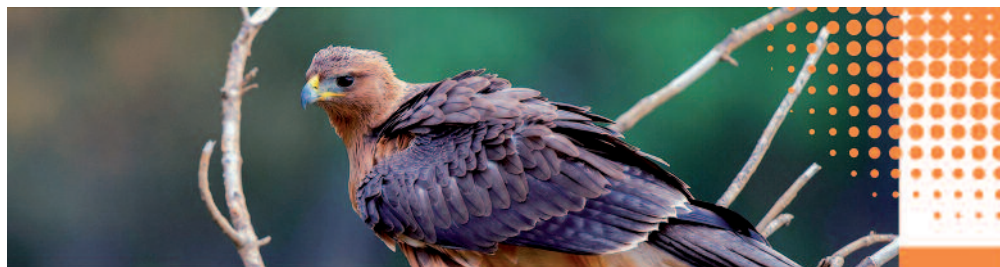
Revue internationale d'Ornithologie
Volume 90 (4) 2022

Deuxième Symposium européen sur l'AIGLE DE BONELLI
Montpellier 23 et 24 septembre 2021



Symposium Aigle de Bonelli

23-24 septembre 2021



Symposium Aigle de Bonelli
23&24 sept 2021 Montpellier

Organisé par :



En partenariat avec :



Autres soutiens financiers :



Symposium Aigle de Bonelli

Montpellier 23-24 septembre 2021

SOMMAIRE

ÉDITORIAL	3
4475 BESNARD (A.), VIOLLAT (L.), LIEURY (N.), PONCHON (C.), RAVAYROL (A.), SCHER (O.), BOUDAREL (P.) & MILLON (A.).— Dynamique de la population française d'Aigle de Bonelli, <i>Aquila fasciata</i> : une amélioration qui se poursuit	5-14
4476 BORNER (L.), VIOLLAT (L.), PONCHON (C.), SCHER (O.), RAVAYROL (A.), BOUDAREL (P.), BESNARD (A.) & DURIEZ (O.).— Domaines vitaux et sélection de l'habitat chez l'Aigle de Bonelli en France	15-28
4477 BOUDAREL (P.) & SCHER (O.).— Évolution spatiale des Domaines vitaux de l'Aigle de Bonelli <i>Aquila fasciata</i> en France: enseignements pour la conservation	29-36
4478 IGLESIAS-LEBRIJA (J.J.), ÁLVAREZ (E.), GALÁN (M.), IZQUIERDO (P.), DE LA FUENTE (S.), MARCO (M.), DÍAZ (J.P.), VIADA (C.), DELEPOULLE (É.) & ASTUDILLO-GARCÍA (C.).— Le cantonnement des populations d'Aigle de Bonelli et résultats intermédiaires du Projet AQUILA a-LIFE: Déplacements entre sous-populations et menaces identifiées entre 2017 et 2020	37-48
4479 JANEL (M.), RAVAYROL (A.), PONCHON (C.) & CARRER (A.).— Évaluation de la disponibilité et de l'accessibilité des sites vacants pour l'Aigle de Bonelli dans le cadre des activités d'escalade en falaise	49-62
4480 KARDAMAKI (A.), GEORGOPOULOU (E.), ANAGNOSTOPOULOU (A.), KONTOGEORGOS (G.), XIROUCHAKIS (S.).— When necessary data are missing: Evaluating a threat collection protocol for the Bonelli's Eagle <i>Aquila fasciata</i> on Crete (Greece)	63-67
4481 KASSINIS (N.), HADJISTYLLIS (H.) & MAYROSE (A.).— Population status and conservation of the Bonelli's Eagle <i>Aquila fasciata</i> in Cyprus	69-78
4482 KASSINIS (N.), KOSTANTINOU (P.), HADJISTYLLIS (H.) & LYSANDROU (A.).— Causes of mortality for Bonelli's Eagle in Cyprus, 1996-2021: Spatial and temporal patterns	79-83
4483 PARELLADA (X.).— The Bonelli's Eagle in Catalonia: (I) Management criteria (II) Impact of wind farms and management experiences	85-98
4484 PONCHON (C.), RAVAYROL (A.), CARRER (A.) & VIOLLAT (L.).— Dispersion juvénile de l'Aigle de Bonelli en France, premiers résultats et perspectives	99-104
4485 PRADEL (R.), PONCHON (C.) & RAVAYROL (A.).— Les balises GPS affectent-elles la survie de l'Aigle de Bonelli?	105-112
4486 RAVAYROL (A.), PONCHON (C.), CARRER (A.) & VIOLLAT (L.).— Compétition intraspécifique chez l'Aigle de Bonelli en France, le cas des spoliations (premiers résultats, étude en cours)	113-122
4487 Articles courts, résumés, posters	123-144



ALAUDA



Revue internationale d'Ornithologie

Nouvelle série

XC

N° 4 - Symposium

2022

ÉDITORIAL

Patrick BOUDAREL, DREAL Occitanie & Olivier SCHER, CEN Occitanie
Coordination et animation du Plan national d'actions en faveur de l'Aigle de Bonelli

La France n'accueille qu'une toute petite fraction de la population européenne de l'Aigle de Bonelli mais cette espèce, qui demeure un des rapaces les plus rares et menacés de France, fait l'objet d'attentions de la part des naturalistes et du Ministère en charge de l'Écologie depuis de très nombreuses années.

À la suite des premiers suivis et des alarmes tirées par le monde naturaliste sur le déclin de cette espèce en France dans les années 70, plusieurs programmes ont été mis en œuvre avec l'appui du Ministère qui pilote la politique actuelle des Plans nationaux d'actions (PNA). C'est sous l'égide de la DREAL Occitanie, que le PNA en faveur de l'Aigle de Bonelli (PNA AB) est animé par le Conservatoire d'espaces naturels d'Occitanie en coordination avec le CEN PACA et la LPO AURA pour mettre en œuvre les actions du PNA. Celles-ci ont porté leurs fruits puisqu'on constate, avec satisfaction, en 2022, un doublement de la population française par rapport à son plus faible effectif de 2002 (44 vs 22 couples).

C'est un travail collectif et multi-partenarial qui permet aujourd'hui d'observer le retour de l'Aigle de Bonelli dans de nombreux sites autrefois abandonnés même s'il reste encore du chemin à parcourir. Ces partenaires, qu'il serait difficile de

tous citer, vont des observateurs de terrain aux bagueurs, associations naturalistes locales ou départementales, administrations publiques, collectivités, espaces protégés, scientifiques ou distributeurs d'électricité (ENEDIS et RTE).

Ce symposium, deuxième du nom, qui avait dû être reporté d'un an pour cause de covid, a été l'occasion de faire le point sur une décennie d'actions conduites en faveur de l'Aigle de Bonelli en France. Cette période correspond en particulier au déploiement des méthodes de suivis télémétriques par GPS et aux connaissances qu'elles ont amenées dans la compréhension de l'utilisation des domaines vitaux par les adultes et la phase d'errance des jeunes. Ce symposium est aussi le lieu de la rencontre de tous les spécialistes méditerranéens de l'espèce, de l'Espagne à Chypre ou Israël. Nous y retrouvons des thématiques communes tant sur les causes de mortalité (électrocution, empoisonnement, trichomonose) que sur les causes de disparition des sites favorables (artificialisation des habitats naturels, développement des activités de pleine nature). Cette décennie a également été l'occasion de constater l'augmentation de la concurrence inter-spécifique avec l'Aigle royal ou intra-spécifique avec des jeunes congénères en recherche de sites de nidification.

Programme du Symposium Aigle de Bonelli

JEUDI 23 septembre	
8h30	9h30
9h30	10h00
Accueil Région Occitanie : Françoise MATHERON DREAL Occitanie : Laurent SCHEYER CEN Occitanie : Arnaud MARTIN Ouverture du Symposium	
10h00	11h00
10h00	10h15
10h30	10h45
Session 1 : La Conservation de l'Aigle de Bonelli en Méditerranée Évolution des domaines vitaux de l'Aigle de Bonelli en France : quelles implications pour la Conservation. Un grand rapace sur une île minuscule - schémas de dispersion des Aigles de Bonelli <i>Aquila fasciata</i> dans les îles de la mer Égée. Statut et conservation de l'Aigle de Bonelli à Chypre. Le projet Life ConRaSi en Sicile.	
11h00	11h15
Pause café.	
11h15	11h30
11h30	11h45
Le rétablissement de l'Aigle de Bonelli en Catalogne : critères de gestion et de conservation. Sites vacants et escalade, quelles perspectives ? Gestion et conservation des populations d'Aigles de Bonelli et d'Aigles royaux en Israël.	
12h00	12h30
Questions.	
12h30	14h00
Repas.	
14h00	15h45
14h00	14h15
14h15	14h30
14h30	14h45
15h00	15h15
15h15	15h45
Session 2 : Écologie de l'Aigle De Bonelli Caractérisation des sites de nidification et typologie des nids de l'Aigle de Bonelli <i>Aquila fasciata</i> , dans les montagnes de l'Anti-Atlas occidental (Sud-Ouest du Maroc). Effet de l'altitude, du type de nid et de la climatologie sur la date de ponte de l'aigle de Bonelli <i>Aquila fasciata</i> dans la province de Castellón (Espagne). Compétition intraspécifique : les cas de spoliation chez l'Aigle de Bonelli. Effets d'un apport complémentaire de nourriture sur les performances de reproduction et l'écologie spatiale de l'Aigle de Bonelli. La dispersion juvénile de l'Aigle de Bonelli en France : premiers résultats et perspectives.	
15h45	16h00
Pause café.	
16h00	17h45
16h00	16h15
16h15	16h30
16h30	16h45
16h45	17h00
17h00	17h15
17h15	17h45
Session 3 : Actions de conservation Évaluation de la perturbation humaine des Aigles de Bonelli à l'aide de données GPS/GSM avant et après les confinements en Espagne. Effet de l'équipement GPS sur la survie adulte. Évaluation des effets de l'émigration permanente sur la survie et la viabilité de la population chez les rapaces territoriaux : le cas de l'Aigle de Bonelli. Le fonctionnement démographique de la population française d'Aigle de Bonelli : une mise à jour. Impact des parcs éoliens sur les aigles de Bonelli en Catalogne. Expériences de gestion.	
8h30	9h00
VENDREDI 24 septembre Accueil.	
9h00	10h30
Ateliers Atelier 1 : Comment préserver les zones naturelles pour le maintien et l'expansion de l'Aigle de Bonelli ? Atelier 2 : Atelier AQUILA a-LIFE. Atelier 3 : Gestion de la problématique de l'électrocution pour la préservation de l'Aigle de Bonelli.	
10h30	11h00
Pause café.	
11h00	12h45
11h00	11h15
11h15	11h30
11h30	11h45
11h45	12h00
Session 4 : Évaluation des actions de renforcement et de réintroduction Établissement de la population de l'Aigle de Bonelli et résultats globaux du projet AQUILA a-LIFE. Mouvements entre les sous-populations et menaces identifiées. Relâcher des Aigles de Bonelli <i>Aquila fasciata</i> issus du noyau d'élevage en captivité : contribue-t-il à la réhabilitation de la population ? L'élevage en captivité des Aigles de Bonelli comme outil de conservation. Un effort combiné. Évaluation des résultats de la réintroduction : comparaison de la période de dépendance des jeunes après l'envol entre les Aigles de Bonelli sauvages et réintroduits dans deux îles méditerranéennes. Évaluation du rapport coût-efficacité des stratégies de réintroduction dans la population d'Aigles de Bonelli de l'île de Majorque.	
12h15	12h45
Questions.	
14h45	14h15
Repas.	
14h15	16h00
14h15	14h30
14h30	14h45
15h00	15h15
15h15	15h30
15h30	16h00
Session 5 : Des causes de mortalité toujours présentes Quand les données nécessaires manquent : protocole de collecte des menaces pour l'Aigle de Bonelli. Taille du domaine vital et risques de mortalité de l'Aigle de Bonelli <i>Aquila fasciata</i> territorial suivi par télémétrie GSM/GPS haute résolution en Espagne. Cartographie et priorisation de l'isolation des pylônes mettant en danger les aigles en Israël sur SIG. Gestion adaptative pour l'atténuation des électrocutions chez l'aigle de Bonelli : succès et défis futurs. Le suivi et le baguage à long terme sont essentiels pour la conservation efficace de l'Aigle de Bonelli.	
16h00	16h30
Questions. Principales pistes de collaboration issues des ateliers et conclusion du symposium.	

DYNAMIQUE DE LA POPULATION FRANÇAISE

D'AIGLE DE BONELLI *Aquila fasciata* :

UNE AMÉLIORATION QUI SE POURSUIT

Aurélien BESNARD⁽¹⁾, Lise VIOLLAT^(1, 2, 3), Nicolas LIEURY⁽²⁾, Cécile PONCHON⁽³⁾,
 Alain RAVAYROL⁽⁴⁾, Olivier SCHER⁽⁵⁾, Patrick BOUDAREL⁽⁶⁾ & Alexandre MILLON⁽²⁾

ABSTRACT.– Dynamics of the French population of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*: a continuing improvement.. Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*, is one of the rarest diurnal raptor species in France with only 22 pairs remaining in 2002. Following studies on the demography of the species in France conducted in the years 2010-2015, we fit here an integrated population model to update knowledge on the dynamics of the French population since the 1990s. This model jointly models capture-mark-recapture, fecundity and population size data. We estimated parameters for three periods (1990-1998, 1999-2010, 2011-2021) to examine the changes of the population dynamics over time. Our results show that the population is currently growing at a rate of 3% per year, which leads to a doubling of the population every 24 years. Our results also show that survival rates for all age classes have increased including over the last decade for juveniles and adults. For adults, the mortality rate decreased by 27% over the last decade compared to the previous decade, while it had already decreased significantly compared to the 1990s. These results are undoubtedly related to the efforts conducted to insulate power lines undertaken since the late 1990s. Fecundity is stable over the entire study period. Our results confirm that immigration contributes strongly to the dynamics of the French population. They also confirm that the number of locally born recruits has increased significantly over the last 30 years and is at a level equivalent to that of recruits from immigration, thus confirming the improvement of the local situation. The local growth rate (i.e., not considering immigrants) is estimated to be slightly above 1 (compared to 0.96 for the previous decade), suggesting that the French population is now stable even in the absence of immigration. The situation of the species with less than 50 pairs remains critical in France and conservation efforts must be continued to ensure the long-term viability of the French population.

RÉSUMÉ.– Dynamique de la population française d'Aigle de Bonelli, *Aquila fasciata*: une amélioration qui se poursuit. L'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* est l'une des espèces de rapace diurne les plus rares en France avec seulement 22 couples qui subsistaient en 2002. Suite à des études sur la démographie de l'espèce en France menées dans les années 2010-2015, nous avons entrepris ici de mettre à jour les connaissances sur la dynamique de la population française depuis les années 1990 en nous appuyant sur un modèle de population intégré. Ce modèle modélise conjointement les données de capture-marquage-recapture, de fécondité et d'effectifs. Nous avons estimé des paramètres pour trois périodes (1990-1998, 1999-2010, 2011-2021) afin d'examiner l'évolution de la dynamique de la population au cours du temps. Nos résultats montrent que la population croît actuellement à un taux de 3 % par an, ce qui conduit à un doublement de la population tous les 24 ans. Nos résultats montrent aussi que les taux de survie de toutes les classes d'âge ont augmenté, y compris sur la dernière décennie pour les juvéniles et les adultes. Chez les adultes, le taux de mortalité a ainsi baissé de 27 % sur la dernière décennie en comparaison avec la décennie précédente alors qu'il avait déjà fortement baissé en comparaison aux années 1990. Ces résultats sont sans doute liés aux efforts d'isolation des lignes électriques entrepris depuis la fin des années 1990. La fécondité est, quant à elle, stable sur l'ensemble de la période d'étude. Nos résultats confirment que l'immigration contribue fortement à la dynamique de la population française. Ils confirment aussi que le nombre de recrues nées localement a largement augmenté au cours des 30 dernières années et est à un niveau équivalent à celui des recrues issues de l'immigration, confirmant ainsi l'amélioration de la situation locale. Le taux de croissance local (c'est-à-dire en ne considérant pas les

immigrants) est estimé très légèrement au-dessus de 1 (contre 0.96 pour la décennie précédente), ce qui suggère que la population française est maintenant stable même en l'absence d'immigration. La situation de l'espèce avec moins de 50 couples reste malgré tout critique en France et les efforts de conservation doivent donc être poursuivis pour assurer la viabilité à long terme de la population française.

Mots-clés : Modèle intégré de population, Survie, Fécondité, Immigration, Électrocution.

Keywords : Integrated population model, Survival, Fecundity, Immigration, Electrocutation.

⁽¹⁾ CEFE, Univ Montpellier, CNRS, EPHE-PSL University, IRD, Montpellier, France (aurelien.besnard@cefe.cnrs.fr).

⁽²⁾ Aix Marseille Université, Institut Méditerranéen Biodiversité et Écologie marine et continentale, CNRS, IRD, Avignon Université, Technopôle Arbois-Méditerranée, Aix-en-Provence.

⁽³⁾ CEN PACA - Pôle Biodiversité - Maison de la Crau - 2, Place Léon Michaud, F-13310 Saint-Martin-de-Crau, France.

⁽⁴⁾ La Salsepareille - 3 bis rue Vieille Commune, F-34800 Clermont l'Hérault, France.

⁽⁵⁾ CEN Occitanie - Immeuble "le Thèbes", 26 allées de Mycènes, F-34000 Montpellier, France.

⁽⁶⁾ DREAL Occitanie (DE/DBMC), 520 Allée Henri II de Montmorency, CS 69007, F-34064 Montpellier Cedex 02, France.

INTRODUCTION

L'Aigle de Bonelli, *Aquila fasciata*, est l'une des espèces de rapaces diurnes les plus rares en France. En limite septentrionale de son aire de répartition ouest-européenne, cette espèce a subi un très sévère déclin dans la seconde moitié du XX^e siècle : 22 couples seulement subsistaient en 2002 et la population concentrée dans l'Hérault, le Gard et les Bouches-du-Rhône semblait au bord de l'extinction. L'électrocution est alors identifiée comme une menace majeure (REAL *et al.*, 2001, CHEVALLIER *et al.*, 2015 ; HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, 2015) et une vaste campagne d'isolation des pylônes problématiques au sein des territoires occupés par l'espèce a été mise en œuvre dans le cadre d'un premier Plan National d'Actions (BURGER *et al.*, 2013). En 2010, à l'occasion du dernier colloque international sur l'Aigle de Bonelli, réunissant à Montpellier gestionnaires, chercheurs et associations investis pour la conservation de l'espèce, avait été présenté le premier bilan de la dynamique de la population de l'espèce en France (CHEVALLIER *et al.*, 2015). Ce bilan s'appuyait sur un suivi intensif de la population compilant des données quasi-exhaustives sur la reproduction et des données relatives au suivi individuel par baguage commencé en 1990. Ce travail avait permis de montrer, en utilisant des modèles matriciels de projection démographique (CASWELL, 2002), que le taux d'accroissement de la population locale (c'est-à-dire des oiseaux nés et

suisés en France) s'était sensiblement amélioré suite aux importants travaux d'isolation des lignes électriques conduits à la fin des années 1990, validant ainsi les actions de conservation entreprises. En effet, les taux de survie de l'ensemble des classes d'âge avaient nettement augmenté entre la période 1990-1998 et 1998-2009. L'estimation directe du taux de mortalité par électrocution montrait que l'isolation des lignes avait en effet permis de faire baisser drastiquement le nombre d'électrocutions. Malgré cette nette amélioration de la survie, nos résultats montraient que le taux d'accroissement de la population locale restait toutefois inférieur à 1 (estimé à environ 0,96) ce qui aurait dû conduire à un déclin régulier de la population d'environ 4 % par an. Le taux d'accroissement des couples reproducteurs connus sur la période 2000-2009 montrait pourtant une augmentation sensible (2 % par an). Cet écart entre les taux d'accroissement prédit par les modèles démographiques et observé sur le terrain suggérait que l'accroissement observé en France résultait d'un apport régulier d'immigrants, probablement en provenance d'Espagne (HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, 2013). Ces résultats plaidaient pour poursuivre l'effort d'isolation des lignes électriques notamment sur les zones d'errance, le taux d'électrocution des oiseaux non-territoriaux demeurant élevé. Ils plaidaient également pour une meilleure compréhension de la contribution relative du recrutement local et du recrutement par immigration au sein de la population.

Un « modèle de population intégré » (SCHAUB & ABADI 2011) a été appliqué pour mieux comprendre le fonctionnement de la population et répondre à cette question de la contribution de l'immigration à la dynamique de la population française (LIEURY *et al.*, 2016). Ce type de modèle présentait l'avantage, en comparaison des méthodes utilisées en 2010, d'analyser simultanément l'ensemble des jeux de données démographiques (capture-marquage-recapture [CMR], succès de reproduction, effectifs de couples reproducteurs). Ce cadre de modélisation unique permet en général d'améliorer la précision des estimations des paramètres démographiques d'intérêt (survie, fécondité, recrutement, ABADI *et al.*, 2010a) mais aussi d'estimer certains paramètres pour lesquels il n'existe pas de données explicites (BESBEAS *et al.*, 2002 ; RHODES *et al.*, 2011), notamment le nombre d'immigrants (ABADI *et al.*, 2010b ; SCHAUB & FLETCHER, 2015). Ce travail avait permis de confirmer les premiers résultats (avec quatre années supplémentaires : 1990-2013) et d'estimer le nombre d'oiseaux recrutés dans la population nicheuse, nés localement ou bien provenant de l'immigration. Ce travail avait ainsi mis en évidence l'importance numérique de l'immigration dans la dynamique de la population française, par ailleurs avérée par l'identification de quelques oiseaux bagués en Espagne (Catalogne). Ainsi le taux d'immigration dans la population était estimé à environ 10 % par an (soit de l'ordre de 7-8 immigrants chaque année).

Jusqu'en 1998 (soit la période de l'importante campagne d'isolation de pylônes électriques), le nombre d'immigrants recrutés dans la population dépassait celui des recrues nées en France et ainsi tamponnait une démographie locale très négative et réduisait l'ampleur du déclin de l'espèce. Après 1998, les nombres de recrues locales et d'immigrants s'équilibraient, soulignant d'une part l'amélioration de la démographie locale mais aussi le maintien du rôle de l'immigration dans l'augmentation de la population en France. Il est important de noter que le fait que la population française se maintenait ou augmentait grâce à un flux d'immigrants ne signifie pas qu'elle ait été un « puits » (notion de système « source-puits ») car des oiseaux nés en France ont, en parallèle, recruté en Espagne. Il faut donc voir ce système comme

un ensemble de populations géographiquement séparées mais démographiquement connectées, et de manière bi-latérale (MILLON *et al.*, 2019).

Le colloque organisé en 2021 nous a donné l'opportunité de mobiliser à nouveau le modèle développé par LIEURY *et al.* (2016) et de produire de nouveaux résultats en intégrant l'ensemble des données disponibles jusqu'en 2021. Notre objectif est donc ici de proposer une mise à jour de la dynamique de la population française d'Aigle de Bonelli. Afin d'examiner son statut récent, nous avons estimé, dans le modèle, des paramètres de survie différents pour trois périodes : 1990-1998, 1999-2010, 2011-2021.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Données mobilisées

Les analyses statistiques reposent sur l'ensemble des données issues du suivi de la population depuis 1990. Il s'agit notamment des données de suivis de couples reproducteurs. Ces données sont considérées comme quasiment exhaustives du fait de l'intensité du suivi par les bénévoles et professionnels sur le terrain. La recherche systématique des couples, notamment via la visite régulière de sites historiquement occupés, assure cette quasi-exhaustivité. La deuxième source de données concerne la fécondité. Elle est constituée du nombre de poussins à l'envol pour l'ensemble des couples suivis. L'exhaustivité n'est pas nécessaire dans les analyses conduites puisque nous cherchons à estimer le nombre moyen de poussins à l'envol par couple reproducteur par année. La troisième source de données consiste en des données de suivi individuel par capture-marquage-recapture initiées en 1990. Dans ce cadre, plus de 800 poussins ont été bagués au nid avant leur envol à l'aide d'une bague muséum (ID programme personnel) et d'une bague Darvic colorée avec un code alpha-numérique à trois caractères. Depuis 2015, la bague Darvic a été remplacée par une bague en acier anodisé, également colorée et portant le même type de code (mais avec seulement deux caractères), ceci afin de limiter l'important taux de perte des bagues Darvic d'environ 12 % par an (CHEVALLIER *et al.*, 2015 ; LIEURY *et al.*, 2016). L'important effort de relecture des bagues par la

suite tant sur les territoires de reproduction que dans les zones d'errance connues (e.g. Crau, Camargue), permet de suivre les individus au cours de leur vie et d'obtenir des estimations précises quant aux taux de survie annuels par classe d'âge. À ces données de relecture de bagues d'oiseaux vivants ($N = 885$), nous avons ajouté des données de reprise de bagues d'oiseaux morts ($N = 107$) d'environ 10 % par an (CHEVALLIER *et al.*, 2015; LIEURY *et al.*, 2016).

Modèles de population intégrée

Nous avons repris le modèle développé par LIEURY *et al.* (2016). Nous ne détaillerons donc pas ici ce modèle, le lecteur intéressé pourra se référer à cet article publié. D'une manière générale, le modèle intégré analyse conjointement toutes ces sources de données pour modéliser le taux d'accroissement de la population (FIG. 1). Les différentes sources de données alimentent conjointement un modèle démographique (basé sur une matrice de transition) qui vise à déterminer les effectifs d'individus par classes d'âge dans la population une année à partir des effectifs de l'année précédente. La matrice de transition intègre la survie des individus (individus qui persistent dans la population sur l'intervalle de temps) mais aussi leur fécondité (nouveaux individus dans la population entre les deux années) et l'immigration (là encore il s'agit de nouveaux individus nés en dehors du site d'étude). La matrice inclut quatre classes d'âges pour gérer le fait que la survie et la fécondité varient fortement avec l'âge (les aigles commencent généralement à se reproduire entre 3 et 4 ans, HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, 2010; PENTERIANI *et al.*, 2003; HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, 2011). Comme cela a pu être montré antérieurement, les classes d'âge 2 et 3 (individus immatures) présentent les mêmes paramètres (HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, 2011; CHEVALLIER *et al.*, 2015). Les individus qui survivent peuvent ou non recruter dans la population, c'est-à-dire acquérir un territoire et donc avoir la possibilité de se reproduire, à travers des taux de recrutement qui, là aussi, dépendent de l'âge (HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, 2010). Enfin les individus reproducteurs peuvent se reproduire et éventuellement produire des jeunes, paramètres estimés à partir des données de fécondité re-

coltées sur le terrain. Ce paramètre de fécondité varie avec l'âge et avec l'expérience des individus (première année versus les années suivantes). Nous avons considéré que les immigrants « entrent » dans la population au stade reproducteur. De fait avant ce stade, ils sont erratiques, et même s'ils peuvent être observés en France, ils ne sont en général pas bagués, leur nombre n'est donc pas estimable directement. Le modèle permettant d'estimer la survie inclut les relectures de bagues d'oiseaux vivants et les reprises et intègre l'estimation d'un taux de perte de bague afin d'obtenir des estimations de survie non-biaisées. Le nombre d'immigrants est alors estimé à partir de la différence entre le nombre de couples reproducteurs effectivement observés sur le terrain et le nombre estimé par le modèle basé sur les paramètres démographiques locaux. Si ces derniers sont estimés sans biais, alors le modèle intégré produit des estimations du nombre d'immigrants également non-biaisées.

Dans les modèles nous avons autorisé des variations inter-annuelles des paramètres démographiques à l'aide d'effets aléatoires. Nous avons aussi inclus une variable temporelle discrète pour obtenir des paramètres de survie âge-dépendants pour trois périodes (1990-1998, 1999-2009, 2010-2021). Les variations entre périodes sont autorisées à être différentes entre classe d'âge (interaction âge-période).

RÉSULTATS

Les résultats du modèle en ce qui concerne les effectifs de reproducteurs montrent un ajustement quasi parfait avec les observations (FIG. 2). La première décennie montre une dynamique très négative avec l'effectif de couples territoriaux minimal observé en 1999 et 2002 avec seulement 22 couples. La tendance s'inverse brutalement et une augmentation relativement régulière (un peu fluctuante toutefois en début de période mais très régulière depuis 2008) a lieu sur la période 2002-2021 (42 couples en 2021). Le taux d'accroissement observé sur cette même période 2002-2021 est en moyenne de 1,031 soit environ 3 % d'augmentation par an, un pourcentage qui, s'il est maintenu, conduirait à un doublement de la population tous les 24 ans.

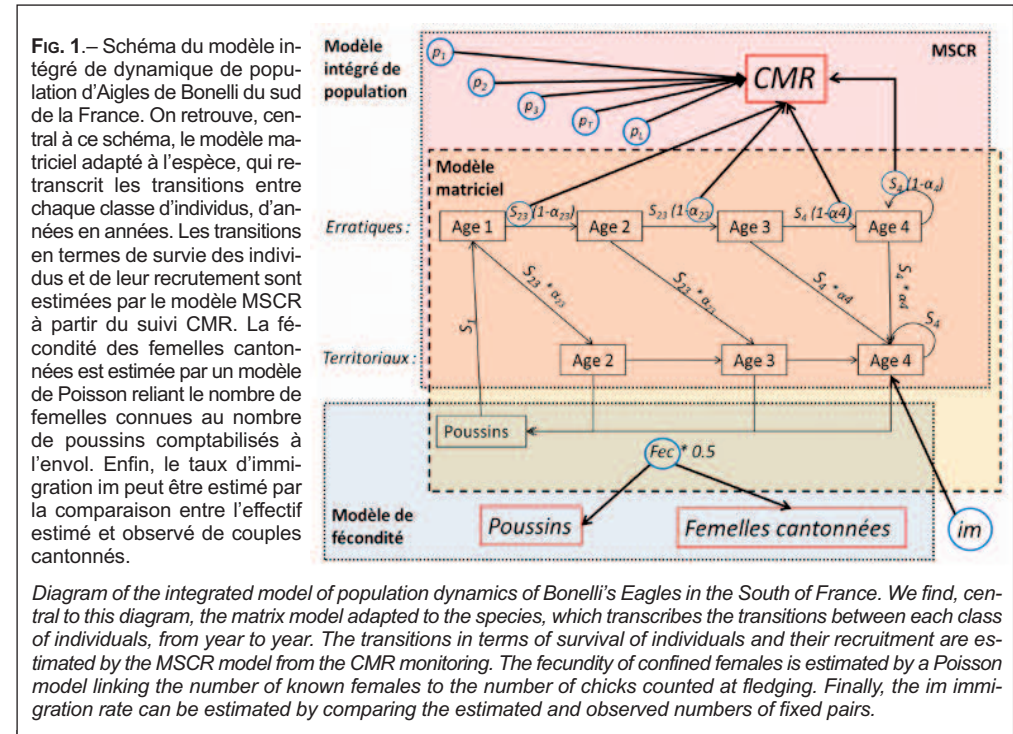


Diagram of the integrated model of population dynamics of Bonelli's Eagles in the South of France. We find, central to this diagram, the matrix model adapted to the species, which transcribes the transitions between each class of individuals, from year to year. The transitions in terms of survival of individuals and their recruitment are estimated by the MSCR model from the CMR monitoring. The fecundity of confined females is estimated by a Poisson model linking the number of known females to the number of chicks counted at fledging. Finally, the immigration rate can be estimated by comparing the estimated and observed numbers of fixed pairs.

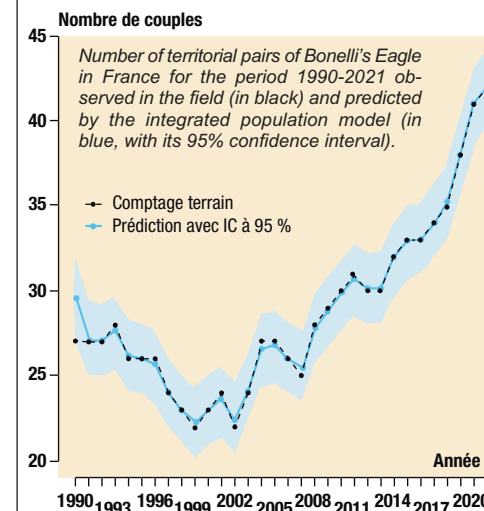


FIG. 2. – Nombre de couples territoriaux d'Aigle de Bonelli en France pour la période 1990-2021 observés sur le terrain (en noir) et prédits par le modèle intégré de population (en bleu, avec son intervalle de confiance à 95 %).

Les estimations de taux de survie sont cohérentes avec celles obtenues dans les travaux précédents pour la période 1990-2013 (FIG. 3). La survie de toutes les classes d'âge augmente même si les intervalles de confiance sont larges. Au cours de la dernière décennie, la probabilité de survie annuelle poursuit son augmentation sur la première année de vie des individus (0,38 [0,27-0,51] pour 1999-2010 puis à 0,53 [0,42-0,64] pour 2010-2021). Elle augmente aussi légèrement sur les adultes même si la différence n'est pas significative (0,86 [0,80-0,91] pour 1998-2010 vs 0,89 [0,84-0,92] pour 2010-2021). La survie des immatures (entre 2 et 3 ans) ne change pas entre les deux dernières décennies (0,70 [0,57-0,81] pour 1999-2009 vs 0,71 [0,61-0,80] pour 2010-2021).

La fécondité moyenne des couples ne présente pas de changement notable au cours des trente dernières années (FIG. 4) et est estimée à 0,90 [0,70-1,37]. Malgré les importantes variations du nombre de couples dans la population depuis 1990 (FIG. 2), la fécondité moyenne des

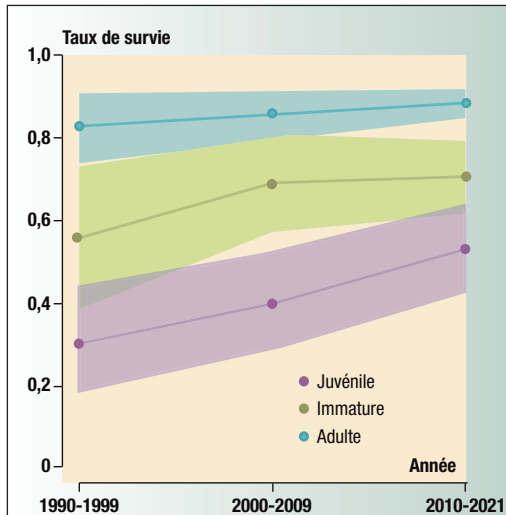


Fig. 3.— Taux de survie des différentes classes d'âge des Aigles de Bonelli en France pour la période 1990-2021. Le taux de survie avec son intervalle de confiance à 95% des juvéniles (individus âgés d'un an) est représenté en violet, celui des immatures (âgé entre 2 et 3 ans) en vert et celui des adultes (4 ans et plus) en bleu.

Survival rates of the different age classes of Bonelli's Eagle in France for the period 1990-2021. The survival rate with its 95% confidence interval of juveniles (individuals aged one year) is represented in purple, that of immature (aged between 2 and 3 years) in green and that of adults (4 years and over) in blue.

couples est restée particulièrement stable au cours de la période, avec de très faibles variations interannuelles (coefficient de variation de 0,86 %).

Enfin, le nombre de recrues nées localement, au sein de la population française est en augmentation progressive depuis les années 2000, et est équivalent à celui des recrues issues de l'immigration depuis 2011 (Fig. 5). Le nombre de recrues locales a presque été multiplié par trois au cours des deux dernières décennies pour atteindre 6-7 individus par an. Le nombre d'immigrants est, quant à lui, resté relativement stable sur la période autour de 5 individus par an, même s'il varie entre années.

Le taux d'accroissement que la population présenterait en l'absence d'immigration s'élève à 1,007, soit légèrement supérieur à 1, avec un intervalle de confiance à 95 % cependant relative-

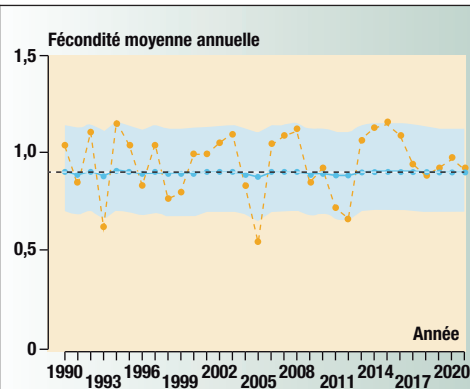


Fig. 4.— Fécondité moyenne estimée par le modèle (courbe bleu foncé) des couples d'Aigle de Bonelli en France pour la période 1990-2021 avec son intervalle de confiance à 95% (en bleu clair). La droite en pointillé noir représente la moyenne sur toute la période. La courbe orange représente les fécondités annuelles brutes.

Average fertility estimated by the model (dark blue curve) of Bonelli's Eagle couples in France for the period 1990-2021 with its 95% confidence interval (in light blue). The black dotted line represents the average over the entire period. The orange curve represents the gross annual fecundities.

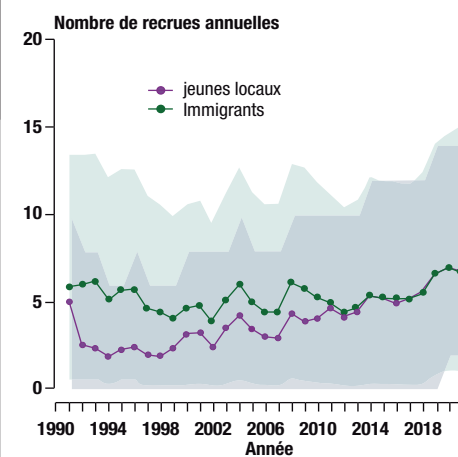


Fig. 5.— Nombre annuel d'Aigles de Bonelli recrutés au sein de la population française, en violet les individus nés en France et en bleu les individus provenant d'autres populations, avec les intervalles de confiance à 95%.

Annual number of Bonelli's Eagle recruited within the French population, in purple the individuals born in France and in blue the individuals from other populations, with the confidence intervals at 95%.

ment large ([0,949-1,055]). Ainsi, même en l'absence d'immigration, la population française montrerait probablement une dynamique stable.

DISCUSSION

Les résultats de l'analyse de l'ensemble des données de suivi de la population française d'Aigle de Bonelli sur la période 1990-2021 confirment les résultats obtenus précédemment. Ils montrent également que la situation s'est encore sensiblement améliorée, notamment du fait de l'augmentation des taux de survie au cours des trois dernières décennies. Cette amélioration est surtout notable chez les juvéniles, multipliée par deux sur les 30 dernières années et jusqu'à 40 % sur les deux dernières décennies.

L'électrocution sur des lignes à moyenne et à haute tension est la première cause de mortalité des Aigles de Bonelli (HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, 2015). CHEVALLIER *et al.* (2015) ont montré que l'électrocution touche beaucoup plus les individus erratiques (juvéniles et immatures) que les individus cantonnés : 56 % des juvéniles et 51 % des immatures meurent par électrocution, contre 13 % des adultes. Par exemple, entre 2008 et 2012, 7 Aigles de Bonelli juvéniles et immatures, et un seul adulte ont été retrouvés électrocutés en France (BURGER *et al.*, 2013). Depuis le milieu des années 1990, de nombreux travaux ont été entrepris afin de neutraliser les poteaux et lignes électriques, notamment dans les zones d'erraticisme (zones riches en proies où se regroupent les erratiques avant de se cantonner) comme la Crau/Camargue. L'amélioration de la survie des juvéniles peut ainsi s'expliquer par la diminution de la mortalité due à l'électrocution, grâce à l'isolation et la neutralisation d'une partie du réseau électrique au sein de l'aire de répartition de l'espèce en France (BALBONTIN *et al.*, 2005 ; CADAHIA *et al.*, 2007 ; CHEVALLIER *et al.*, 2015 ; SCHER *et al.*, 2018). Contrairement aux juvéniles, la survie des immatures (2 ans et 3 ans) ne s'est pas améliorée sur les deux dernières décennies alors qu'elle avait augmenté de 37 % entre 1990-1998 et 1998-2010 (soit 37 % d'augmentation). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les isolations des lignes électriques sur les zones d'erraticisme atteignent leur limite notamment du fait que les principales

zones ont été neutralisées mais qu'il reste maintenant de la mortalité par électrocution diffuse à plus large échelle. Il reste aussi potentiellement d'autres sources de mortalités anthropiques (braconnage, empoisonnement) qui touchent les aigles erratiques potentiellement loin de la zone d'intervention du Plan National d'Actions. Ces immatures pourraient aussi être la classe d'âge qui subit le plus la compétition avec les adultes pour l'accès aux territoires de reproduction, ce qui pourrait engendrer un coût important.

Enfin, sur les adultes, même si la différence n'est pas statistiquement significative (chevauchement des intervalles de confiance), la survie a sensiblement augmenté sur les deux dernières décennies (0,86 [0,80-0,91] vs 0,89 [0,84-0,92]). Elle avait déjà nettement augmenté sur les deux décennies précédentes (0,82 [0,71-0,90] versus 0,86 [0,80-0,91]). L'augmentation de 3 points sur les deux dernières décennies peut sembler faible en valeur absolue, cependant une telle augmentation correspondrait à une réduction de la mortalité de 27 %, ce qui est très élevé. Ce résultat est d'autant plus important que la survie adulte contribue fortement à la dynamique de la population chez les espèces longévives comme les aigles (dix fois plus que les paramètres de reproduction pour une augmentation similaire, CHEVALLIER *et al.*, 2015).

En ce qui concerne la fécondité, nous n'avons pas noté d'amélioration entre 1990-1998 et 1998-2010 même si une très légère augmentation non-significative a pu être observée sur la dernière décennie (BOUDAREL & SCHER, *in press*). Ces derniers résultats ne montrent à nouveau pas d'augmentation de la fécondité sur la dernière décennie. Cette fécondité est déjà élevée en France et du même ordre que ce qui peut être observé ailleurs (0,97 ± 0,18 LOPEZ-LOPEZ *et al.*, 2007, autour de 0,80 dans BEJA & PALMA 2008) et est probablement proche de ce qui peut être obtenu chez une espèce comme l'Aigle de Bonelli. Ces bonnes valeurs sont sûrement liées au fait qu'il n'y a pas encore de saturation des sites de reproduction et donc de densité-dépendance forte comme cela a pu être observé dans certaines populations (BEJA & PALMA 2008).

La contribution relative du recrutement local et de l'immigration à la dynamique de la popula-

tion française d'Aigle de Bonelli semble avoir évolué depuis les analyses précédentes intégrant les données jusqu'en 2013 (LIEURY *et al.*, 2016). Le nombre de recrues locales est estimé aujourd'hui à un niveau comparable à celui des recrues issues de l'immigration, très probablement en provenance d'Espagne (et principalement, pour ce qui est prouvé par le baguage, de Catalogne, proche), les populations italiennes étant restreintes aux îles méditerranéennes, Sardaigne et Sicile. Le nombre d'immigrants semble relativement stable au cours des trente dernières années tandis que le nombre de recrues locales a augmenté progressivement et sans interruption à partir du début des années 2000 pour tripler sur l'ensemble de la période 2000-2021. Cet accroissement est le résultat d'une augmentation progressive du nombre de couples qui se combine, et est en partie générée, par une augmentation de la survie juvénile, y compris sur la dernière décennie.

Pour finir, l'augmentation sensible des survies juvéniles et adultes observée sur la dernière décennie conduit à une amélioration de la dynamique locale de la population. Ainsi, si le taux d'accroissement était estimé à 0,98 avant 2013 (LIEURY *et al.*, 2016), ce taux est estimé à 1,007 sur la période 2010-2021 dans nos résultats. L'intervalle de confiance de ce taux est large [0,95-1,06] mais suggère que la population locale est à stabilité voire en augmentation. En clair, même en l'absence d'immigration en provenance d'Espagne, la population française pourrait se maintenir voire continuer à augmenter légèrement dans le futur, toutes choses étant égales par ailleurs. Ces résultats confortent l'hypothèse de LIEURY *et al.* (2016) : l'augmentation de la survie des juvéniles et immatures suite à l'isolation des lignes électriques favoriserait le recrutement d'individus locaux et donc la viabilité de la population même en l'absence d'apport d'immigrants.

Malgré les améliorations que l'on observe dans le taux de croissance de la population et dans la survie des juvéniles et des immatures, la population française d'Aigle de Bonelli est toujours dans une situation limite avec moins de 50 couples sur l'ensemble du territoire national. Bien que la population continue d'augmenter, il faut continuer d'améliorer la survie des imma-

tures et maintenir les possibilités d'échanges d'individus avec l'Espagne. Poursuivre les programmes de neutralisation des lignes électriques dans les zones d'errance, ainsi qu'au sein des territoires des adultes, mais aussi préserver ses habitats, très restreints sur le territoire national, des artificialisations multiples : urbanisation, infrastructures routières ou industrielles, développement de parcs éoliens, photovoltaïques dans les domaines vitaux et agir contre le braconnage et le dérangement de sites potentiels de reproduction sont ainsi des piliers essentiels dans la conservation de cette espèce et de sa population française.

BIBLIOGRAPHIE

- ABADI (F.), GIMENEZ (O.), ARLETTAZ (R.) & SCHAUB (M.) 2010a.— An assessment of integrated population models : bias, accuracy, and violation of the assumption of independence. *Ecology*, 91 : 7-14.
- ABADI (F.), GIMENEZ (O.), ARLETTAZ (R.) & SCHAUB (M.) 2010b.— Estimation of immigration rate using integrated population models. *Journal of Applied Ecology*, 47 : 393-400.
- BALBONTIN (J.), PENTERIANI (V.) & FERRER (M.) 2003.— Variations in the age of mates as an early warning signal of changes in population trends? The case of Bonelli's Eagle in Andalusia. *Biological Conservation*, 109 : 417-423.
- BEJA (P.) & PALMA (L.) 2008.— Limitations of methods to test density-dependent fecundity hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, 77 : 335-340.
- BESBEAS (P.), FREEMAN (S.N.), MORGAN (B.J.T.) & CATCHPOLE (E.A.) 2002.— Integrating Mark-Recapture-Recovery and Census Data to Estimate Animal Abundance and Demographic Parameters. *Biometrics*, 58 : 540-547.
- BOUDAREL (P.) & SCHER (O.) 2022.— Évolution spatiale des domaines vitaux de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* en France : Enseignements pour la conservation. *Alauda*, 90 (4) : 29-36.
- BURGER (J.), HIESSLER (N.), PONCHON (C.) & VINCENT-MARTIN (N.) 2013.— *Plan national d'actions en faveur de l'Aigle de Bonelli Aquila fasciata (2014-2023)*. Ministère de l'environnement et du développement durable et de l'énergie.
- CADAHIA (L.), URIOS (V.) & NEGRO (J.J.) 2007.— Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* juvenile dispersal: hourly and daily movements tracked by GPS. *Bird Study*, 54 : 271-274.



ANTOINE JORIS

ANTOINE JORIS

- CASWELL (H.) 2002.– *Matrix population models: construction, analysis and interpretation*. Sinauer associate.
- CHEVALLIER (C.), HERNANDEZ-MATIÁS (A.), REAL (J.), VINCENT-MARTIN (N.), RAVAYROL (A.) & BESNARD (A.) 2015.– Retrofitting of power lines effectively reduces mortality by electrocution in large birds: an example with the endangered Bonelli's Eagle. *Journal of Applied Ecology*, 52: 1465-1473.
- HERNÁNDEZ-MATIÁS (A.), REAL (J.), PRADEL (R.), RAVAYROL (A.), VINCENT-MARTIN (N.), BOSCA (F.) & CHEYLAN (G.) 2010.– Determinants of territorial recruitment in Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) populations. *The Auk*, 127: 173-184.
- HERNÁNDEZ-MATIÁS (A.), REAL (J.), PRADEL (R.), RAVAYROL (A.) & VINCENT-MARTIN (N.) 2011.– Effects of age, territoriality and breeding on survival of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. *Ibis*, 153: 846-857.
- HERNANDEZ-MATIÁS (A.), REAL (J.), MOLEON (M.), PALMA (L.), SANCHEZ-ZAPATA (J.A.), PRADEL (R.), CARRETE (M.), GIL-SANCHEZ (J.-M.), BEJA (P.), BALBONTIN (J.), VINCENT-MARTIN (N.), RAVAYROL (A.), BENITEZ (J.R.), ARROYO (B.), FERNANDEZ (C.), FERREIRO (E.) & GARCIA (J.) 2013.– From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in western Europe. *Ecological Monographs*, 83: 239-261.
- HERNÁNDEZ-MATIÁS (A.), REAL (J.), PARÉS (F.) & PRADEL (R.) 2015.– Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) in Southern Europe. *Biological Conservation*, 191: 110-116.
- LIEURY (N.), BESNARD (A.), PONCHON (C.), RAVAYROL (A.) & MILLON (A.) 2016.– Geographically isolated but demographically connected: Immigration supports efficient conservation actions in the recovery of a range-margin population of the Bonelli's Eagle in France. *Biological Conservation*, 195: 272-278.
- LOPEZ-LOPEZ (P.), GARCIA-RIPOLLÉS (G.) & URIOS (V.) 2007.– Population size, breeding performance and territory quality of Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* in eastern Spain. *Bird Study*, 54: 335-342.
- MILLON (A.), LAMBIN (X.), DEVILLARD (S.) & SCHAUB (M.) 2019.– Quantifying the contribution of immigration to population dynamics: a review of methods, evidence and perspective in birds and mammals. *Biological review*, 94: 2049-2067.
- PENTERIANI (V.), BALBONTIN (J.) & FERRER (M.) 2003.– Simultaneous effects of age and territory quality on fecundity in Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus*. *Ibis*, 145: 77-82.
- REAL (J.), GRANDE (J.-M.), MAÑOSA (S.) & SÁNCHEZ-ZAPATA (J.A.) 2001.– Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* in Spain. *Bird Study*, 48: 221-228.
- RHODES (R.J.), NG (C.F.), DE VILLIERS (D.L.), PREECE (H.J.), MCALPINE (C.A.) & POSSINGHAM (H.P.) 2011.– Using integrated population modelling to quantify the implications of multiple threatening processes for a rapidly declining. *Biological conservation*, 144: 1081-1088.
- SCHAUB (M.) & ABADI (F.) 2011.– Integrated population models: a novel analysis framework for deeper insights into population dynamics. *Journal of Ornithology*, 22: 535-549.
- SCHAUB (M.) & FLETCHER (D.) 2015.– Estimating immigration using a Bayesian integrated population model: choice of parametrization and priors. *Environmental and ecological statistics*, 22: 535-549.
- SCHER (O.), LEVIONNOIS (P.), PONCHON (C.), MURE (M.), RAVAYROL (A.) & BOUDAREL (P.) 2018.– *The conservation of Bonelli's Eagle in France: The national action plan - Focus on electrocution mitigation. Recuperación integral de las poblaciones de águila de Bonelli en España*. Seminario Internacional, Sangüesa-Navarra, septiembre de 2017: 153-159.

DOMAINES VITAUX ET SÉLECTION DE L'HABITAT CHEZ L'AIGLE DE BONELLI EN FRANCE

Leyli BORNER⁽¹⁾, Lise VIOLLAT^(1,2), Cécile PONCHON⁽²⁾, Olivier SCHER⁽³⁾, Alain RAVAYROL⁽⁴⁾,
Patrick BOUDAREL⁽⁵⁾, Aurélien BESNARD⁽¹⁾ & Olivier DURIEZ⁽¹⁾

ABSTRACT.– Home ranges and habitat selection in Bonelli's Eagle in France. Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* is in decline throughout its distribution area and has 42 pairs present in France around the Mediterranean in 2021. It has been the subject of National Action Plans since 1999, one of the objectives of which is a better knowledge of the pairs' home ranges. We analyzed the telemetric tracking data (GPS tags) of the 38 adults monitored from 2009 to 2018 using the kernels method. We provide here a first description of the characteristics of their home ranges. We also characterized, via a compositional analysis, the selection of available habitat by Bonelli's Eagle and evaluated the quality of sites formerly occupied by the population. The French population of Bonelli's Eagle occupies home ranges of 98.5km² on average, thus about twice larger than in the Spanish populations, and these areas differ among individuals and between seasons. The Bonelli's Eagle selects among the available habitats in a preferential way the mediterranean habitat (scrubland and garrigues, moors and scrub, grasslands and natural pastures, etc.), which is declining in the vacant sites.

RÉSUMÉ.– Domaines vitaux et sélection de l'habitat chez l'Aigle de Bonelli en France. L'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* est en déclin sur l'ensemble de son aire distribution et compte, en 2021, 42 couples présents en France sur le pourtour méditerranéen. Il fait l'objet de Plans Nationaux d'Action depuis 1999 dont l'un des objectifs est la meilleure connaissance des domaines vitaux des couples. Nous avons analysé par la méthode des noyaux (kernels) les données de suivi télémétrique (balises GPS) des 38 adultes suivis de 2009 à 2018 et nous dressons ici une première description des caractéristiques de leurs domaines vitaux. Nous avons également caractérisé, via une analyse compositionnelle, la sélection par l'Aigle de Bonelli au sein des habitats disponibles et évalué la qualité de sites anciennement occupés par la population. La population française d'Aigle de Bonelli occupe des domaines vitaux de surface de 98,5 km² en moyenne, soit environ deux fois plus grands que dans les populations espagnoles. Ces superficies diffèrent entre individus et entre saisons. L'Aigle de Bonelli sélectionne parmi les habitats disponibles de manière préférentielle l'habitat méditerranéen typique (maquis et garrigues, landes et broussailles, pelouses et pâturages naturels etc.), habitat en régression sur les sites vacants (anciennement occupés par l'espèce au XX^e siècle).

Mots-clés : *Aquila fasciata*, Domaine vital, Sélection de l'habitat, Plans Nationaux d'Action.

Keywords: *Aquila fasciata*, Home range, Habitat selection, National Action Plans.

⁽¹⁾ CEFE - Université de Montpellier, CNRS, EPHE-PSL University, IRD, 1919 route de Mende, F-34293 Montpellier cedex 5, France.

⁽²⁾ CEN PACA - Pôle Biodiversité - Maison de la Crau - 2, Place Léon Michaud - F-13310 Saint-Martin-de-Crau, France.

⁽³⁾ CEN Occitanie - Immeuble « le Thèbes » - 26 allées de Mycènes - F-34000 Montpellier, France.

⁽⁴⁾ La Salsepareille - 3bis rue Vieille Commune, F-34800 Clermont l'Hérault, France.

⁽⁵⁾ Dreal Occitanie - 520 Allée Henri II de Montmorency CS 69007, F-34064 Montpellier cedex 02, France.

Auteurs correspondant: leyli.borner@gmail.com - lise.viollet@cefe.cnrs.fr - olivier.duriez@cefe.cnrs.fr

INTRODUCTION

L'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* est un rapace territorial de taille moyenne dont l'aire de répartition s'étend de l'Asie du Sud-Est jusqu'au bassin méditerranéen (DEL HOYO *et al.*, 1994). Il atteint en France la limite septentrionale de sa distribution qui se limite au pourtour méditerranéen, occupant majoritairement des milieux ouverts comme la garrigue et des falaises calcaires pour sa nidification (LIEURY, 2016). Bien que l'espèce soit considérée comme étant en « préoccupation mineure » par l'UICN, l'espèce fait face à un déclin mondial de sa population depuis les 50 dernières années (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2019). La population française était estimée à environ 80 couples territoriaux dans les années 1960, répartis entre les départements du littoral languedocien jusqu'au Var et remontant le long de la vallée du Rhône jusqu'à l'Ardèche (BURGER *et al.*, 2013). En 2002, seulement 22 couples étaient dénombrés sur le territoire français.

Les principales causes du déclin de la population sont une forte mortalité engendrée par l'électrocution et la collision avec des lignes électriques ainsi que la destruction illégale et intentionnelle par tir (REAL *et al.*, 2001; CHEVALLIER, 2015). Cette forte diminution de la population pourrait aussi être liée à la perte d'habitats favorables due à l'artificialisation du territoire (BALBONTIN, 2005), aux déclin des populations de certaines proies (MOLEON, 2009) et à la compétition interspécifique avec l'Aigle royal *Aquila chrysaetos* (CARRETE, 2006).

L'espèce fait l'objet d'un troisième Plan National d'Actions (PNA) sur la période 2014-2023 dont l'enjeu est de consolider la population française actuelle d'Aigle de Bonelli et d'assurer sa pérennité (BURGER *et al.*, 2013). Afin de protéger efficacement chaque couple, une des actions prioritaires du PNA est de définir les domaines vitaux de ceux-ci, afin de les préserver face au développement des infrastructures humaines.

Le domaine vital d'un individu peut être défini comme la zone géographique utilisée par cet individu pendant ses activités quotidiennes comme la recherche de nourriture, le repos, la reproduction, l'élevage des jeunes (BURT, 1943; BÖRGER, 2008). Le concept de domaine vital s'est

développé conjointement à la télémétrie et aux études des déplacements locaux et de l'utilisation de l'habitat par les animaux (ROLANDO, 2002). Les domaines vitaux peuvent différer entre espèces, entre les individus d'une même espèce, mais aussi pour un même individu au cours du temps (BÖRGER 2006; POWELL & MITCHELL, 2012). Définir les domaines vitaux des individus qui composent une population et comprendre les mécanismes qui les régissent d'un point de vue spatial et temporel est un enjeu majeur de la conservation de ces espèces, afin de mettre en place des plans de conservation adaptés et de minimiser les menaces sur ces populations (WANG & GRIMM, 2007).

Entre 2009 et 2018, 38 aigles adultes (mâles et femelles) territoriaux ont été équipés de balises GPS en France afin de réaliser des suivis télémétriques sur le long terme et de caractériser leurs domaines vitaux. Parmi les méthodes de suivi individuel, seule la télémétrie permet une approche objective du domaine vital car elle est indépendante de la pression d'observation et peut-être réalisée en continu pendant plusieurs mois, voire plusieurs années.

Dans cette étude, notre objectif était d'établir un premier état des lieux de l'étendue et des caractéristiques des domaines vitaux de la population française d'Aigle de Bonelli et de les comparer avec ceux déjà décrits dans la littérature, notamment en Espagne (PEREZ-GARCIA, 2013; MARTINEZ-MIRANZO, 2016). Nous avons ensuite réalisé des tests statistiques afin de mettre en évidence de potentielles différences dans l'étendue des domaines vitaux entre (i) les différents individus (BÖRGER, 2006), (ii) entre les sexes (ROLANDO, 2002; KOLTS & MCRAE, 2016; ROTH, 2004), et enfin pour un même individu des différences (iii) entre années (PEREZ-GARCIA, 2013; LOHMUS, 2003) ou (iv) entre périodes au sein de l'année (MARTINEZ-MIRANZO *et al.*, 2016). Enfin, nous avons comparé la proportion d'habitats présents dans l'aire de répartition de l'Aigle de Bonelli avec la proportion d'habitats que l'on retrouve dans les domaines vitaux des différents individus afin de tester la sélection de l'habitat par l'espèce. Nous avons aussi comparé les proportions d'habitats entre les domaines vitaux actuellement occupés avec celles des sites va-

cants, c'est-à-dire des secteurs de présence historique connus mais inoccupés en 2018, afin de mieux appréhender les mécanismes de recolonisation potentielle des sites.

MATÉRIELS & MÉTHODES

Suivi télémétrique

La capture des aigles a été spécifiquement ciblée sur les adultes des couples reproducteurs. Des mesures biométriques sont relevées (longueur troisième rémige primaire, poids) et deux plumes de couverture sont prélevées pour génotypage et analyses isotopiques ultérieures.

Entre 2009 et 2018, 38 individus (21 femelles et 17 mâles) ont été équipés d'un récepteur GPS (balise). Ce matériel est fixé en « sac à dos » (X-strap) au niveau de la cage thoracique de l'oiseau par le biais d'un harnais en téflon, non abrasif. Les 4 brins de téflon sont cousus entre eux, constituant un point de fragilité pour une perte de l'ensemble au terme de 1 à 3 ans. Plusieurs marques de balises ont été déployées entre 2009 et 2018 (microwave, technosmart, eobs, ecotone, ornitela). Tous les modèles utilisés étaient alimentés par des panneaux solaires miniatures et pesaient entre 28 et 48 g. La transmission des données était effectuée selon les modèles de balise via le système satellitaire Argos jusqu' en 2012, puis via le réseau GSM de téléphonie mobile ou GPRS.

Le protocole de suivi télémétrique a évolué en fonction des possibilités offertes par les matériels de plus en plus perfectionnés. Dans les premières années, les positions GPS étaient collectées à un intervalle de 1 à 2 heures en journée et de plusieurs heures la nuit. Par la suite, l'intervalle entre les positions a pu être réduit jusqu'à un intervalle de quelques minutes, voire des séquences de « burst » à haute résolution (intervalle d'une seconde), et contrôlé en fonction de la charge de batterie.

Avec 38 individus adultes suivis par télémétrie sur 23 territoires de reproduction sur les 35 territoires identifiés en 2018, l'échantillon utilisé représente 66 % des territoires occupés par la population française d'Aigle de Bonelli et est considéré comme représentatif de cette population.

Domaines vitaux individuels

Les données ont été nettoyées en supprimant les doublons de date et géolocalisation. Afin d'homogénéiser la définition des domaines vitaux pour l'ensemble des individus, les données ont été sous-échantillonnées pour ne garder qu'une géolocalisation par heure.

Trois types de domaines vitaux ont été construits pour chaque individu :

- (1) un domaine vital global utilisant l'ensemble des données ;
- (2) des domaines vitaux annuels ;
- (3) des domaines vitaux saisonniers.

Le jeu de données collecté pour chaque individu est découpé en « saisons » selon une adaptation de MARTINEZ-MIRANZO *et al.* (2016) pour correspondre à la biologie de l'espèce en France. Ainsi, une année débute avec la saison de reproduction, du 15 février au 14 juin, suivie par la saison post-envol des jeunes, du 15 juin au 31 août et se termine par la saison inter-nuptiale, du 1^{er} septembre au 14 février. Trente-cinq pourcents des individus (N = 13) sont suivis sur seulement trois saisons différentes. Pour la majorité des individus suivis sur plus de trois saisons (65 %), le jeu de données a également été découpé en « années », courant donc du 15 février au 14 février de l'année suivante.

Parmi les méthodes disponibles de calcul de domaine vital (abrégé DV par la suite), nous avons choisi la méthode des noyaux (kernels), qui modélise la probabilité d'occurrence de chaque individu sur un pixel et produit une carte de distribution d'utilisation (Utilization Distribution, abrégé UD; WORTON, 1989). Le package *adehabitatHR* du logiciel R est utilisé pour modéliser les DV (CALENGE, 2006; R CORE TEAM, 2021). La surface des DV est calculée en km². Parmi les DV saisonniers, 13 d'entre eux étaient construits sur un nombre trop faible de localisations (< 100 localisations) et ont donc été retirés des analyses comparatives des DV, entraînant pour cette analyse la suppression du jeu de données d'une femelle suivie en 2014. Les surfaces de DV ont été comparées entre individus, entre sexes, entre années et entre saisons sur les zones cœurs (UD 50 %, où se concentre 50 % de l'activité de l'individu) et l'ensemble du DV (UD 95 %) avec un test de KRUSKAL-WALLIS.

Utilisation de l'habitat

L'analyse de l'utilisation de l'habitat repose sur la méthode de l'analyse compositionnelle, décrite par AEBISCHER *et al.* (1993) et spécialement adaptée aux données de télémétrie, utilisant l'individu comme unité statistique. Le package *adehabitat* du logiciel R est utilisé pour les analyses compositionnelles d'habitat (CALENGE, 2006).

La sélection de l'habitat peut être envisagée à différents niveaux : depuis l'aire de distribution jusqu'à l'intérieur du domaine vital (JOHNSON, 1980). Dans un premier temps, nous avons testé l'existence d'une éventuelle sélection de l'habitat par la population parmi les différents habitats disponibles dans la région biogéographique méditerranéenne (délimitée par les pointillés noirs, FIG. 1). Ensuite, nous avons comparé la composition de l'habitat des sites occupés à celle de sites vacants, anciennement occupés par des individus puis abandonnés (croix noires, FIG. 1). Ces sites n'ayant jamais été utilisés par des individus suivis par télémétrie, il nous a fallu créer des domaines vitaux fictifs centrés sur l'ancienne localisation du nid pour chacun de ces sites. Nous avons créé des domaines vitaux d'une superficie de 100 km² (rayon de 5,6 km) ce qui correspond à la valeur médiane des superficies des domaines vitaux de la population actuelle (voir résultats).

Les analyses compositionnelles d'habitat portent sur un total de 23 sites utilisés par la population (carrés noirs, FIG. 1). En effet, sur les 38 individus suivis par télémétrie depuis 2009, certains se succèdent dans le temps sur les mêmes sites de nidification. Afin d'estimer la composition et l'utilisation de l'habitat pour l'ensemble de la population et d'éviter de surreprésenter un site

en particulier, nous avons fait le choix de garder un seul DV pour chacun de ces sites. Le domaine vital conservé pour les analyses est celui qui recouvre l'espace le plus large sur ce site, de manière à avoir une représentation la plus exhaustive possible du territoire utilisé. De plus, deux domaines vitaux situés en Ardèche ne sont pas utilisés dans cette analyse car ils se situent hors des régions Occitanie et PACA pour lesquelles les informations sur les habitats (couche d'occupation des sols) sont disponibles.

La cartographie des couches "habitat" utilisées pour l'analyse provient de la base de données d'occupation du sol BDOCSOL 2006 PACA et LR (FIG. 1). Les typologies d'habitats ont été regroupées en six classes selon la méthodologie détaillée dans le tableau I.

RÉSULTATS

Domaines vitaux

Les 38 individus suivis par télémétrie sont distribués dans un triangle entre les Pyrénées orientales au Sud-Ouest, l'Ardèche au Nord et le Var au Sud-Est. La forme et la taille de la zone cœur (UD 50 %) et de l'ensemble du DV (UD 95 %) varient entre les individus (FIG. 2). La surface des zones cœur des domaines vitaux varie entre 1,6 et 24,7 km² (moyenne : 8,87 ± 5,9 km²) et la surface des DV varie entre 20,1 et 291,7 km² (moyenne : 98,5 ± 56,2 km²). Le test de KRUSKAL-WALLIS montre une différence significative de la surface des domaines vitaux entre individus (en se basant sur les domaines vitaux annuels $\chi^2 = 70,6$; $df = 37$; $p < 0,001$, et saisonniers $\chi^2 = 135,6$; $df = 36$; $p < 0,001$).

TABLEAU I.— Dénomination des six habitats définis pour l'étude, et les regroupements des codes numériques associés dans la base de données d'occupation du sol BDOCSOL 2006 (par exemple un code 4XX signifie le regroupement de tous les codes habitats commençant par 4).

Code habitat	Dénomination	Codes BDOCSOL 2006	Dénomination des six habitats définis pour l'étude, et les regroupements des codes numériques associés dans la base de données d'occupation du sol BDOCSOL 2006 (pour exemple un code 4XX signifie le regroupement de tous les codes habitats commençant par 4).
1	Zones humides	4XX + 5XX + 331	
2	Zones urbanisées	1XX + 214	
3	Zones agricoles	2XX (sans le 214)	
4	Rochers	332	
5	Habitat méditerranéen	321 + 322 + 323 + 324 + 333 + 334	
6	Forêts	311 + 312 + 313	

Les surfaces des zones cœurs et de l'ensemble des DV ne sont pas significativement différentes entre mâles et femelles ($\chi^2 = 0,017$, $df = 1$; $p = 0,89$; $\chi^2 = 0,476$, $df = 1$; $p = 0,49$) (FIG. 3). Sur l'ensemble de la population, il n'y a pas de variation annuelle significative de la surface des domaines vitaux globaux ($\chi^2 = 8,754$, $df = 9$; $p = 0,460$). Il existe une variation significative de la taille des zones cœurs et de l'ensemble du DV entre les saisons ($\chi^2 = 7,45$, $df = 2$; $p < 0,05$; $\chi^2 = 11,3$, $df = 2$; $p < 0,01$). La médiane des zones cœurs est 1,7 fois plus grande pendant la saison suivant l'envol des jeunes que pendant la saison de reproduction ($Z = 1658$, $p < 0,05$). La médiane des kernels 95 % est 1,5 fois plus grande pendant la saison suivant l'envol des jeunes que pendant la saison inter-nuptiale ($Z = 2715$, $p < 0,01$) (FIG. 4).

Utilisation de l'habitat

Sélection de l'habitat.— Les habitats utilisés par la population française d'Aigle de Bonelli sont significativement différents des habitats disponibles dans la région méditerranéenne française (analyse compositionnelle $\lambda = 0,150056$; $df = 5$; $p < 0,001$) (TAB. II). L'Aigle de Bonelli sélectionne préférentiellement l'**habitat méditerranéen** (maquis et garrigues, landes et broussailles, forêt et végétation arbustive en mutation, végétation clairsemée, zones incendiées, pelouses et pâturages naturels) dont la proportion d'occupation est significativement supérieure dans les DV des individus équipés (en noir sur la FIG. 5) que dans l'habitat disponible (points rouges sur la FIG. 5) (TAB. II). Les forêts et zones agricoles sont aussi significativement moins évitées que les zones urbanisées et zones humides (FIG. 5, TAB. II). La proportion

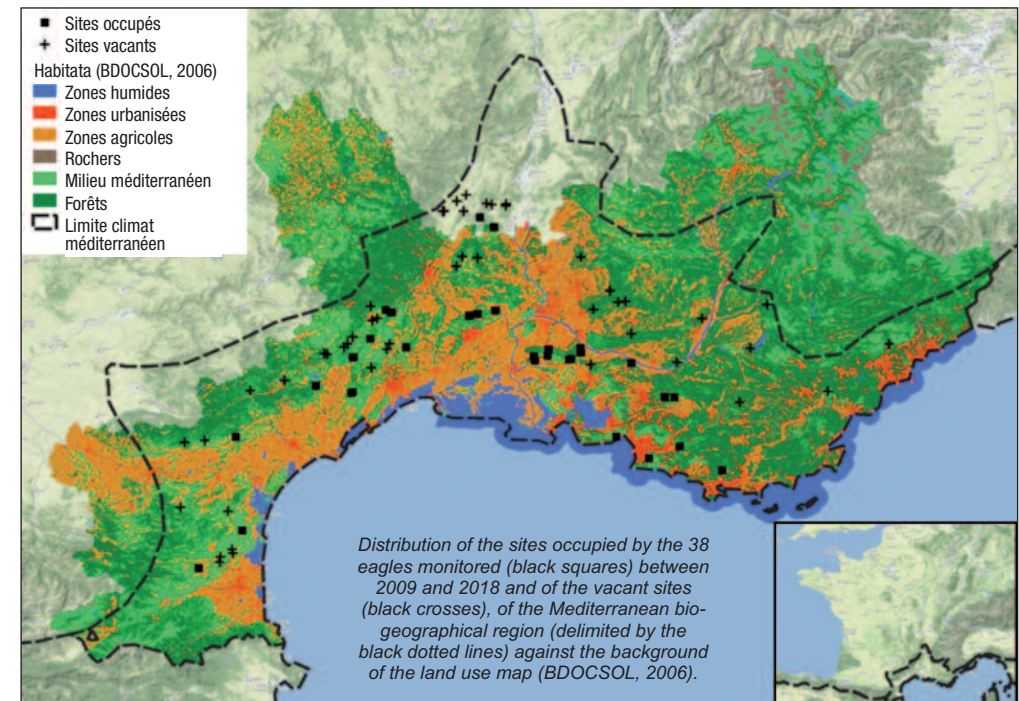


FIG. 1.— Distribution des sites occupés par les 38 aigles suivis (carrés noirs) entre 2009 et 2018 et des sites vacants (croix noires), de la région biogéographique méditerranéenne (délimitée par les pointillés noirs) sur fond de carte d'occupation des sols (BDOCSOL, 2006).

Map tiles par Stamen Design, sous CC BY 3.0. Données par OpenStreetMap, sous ODbL.

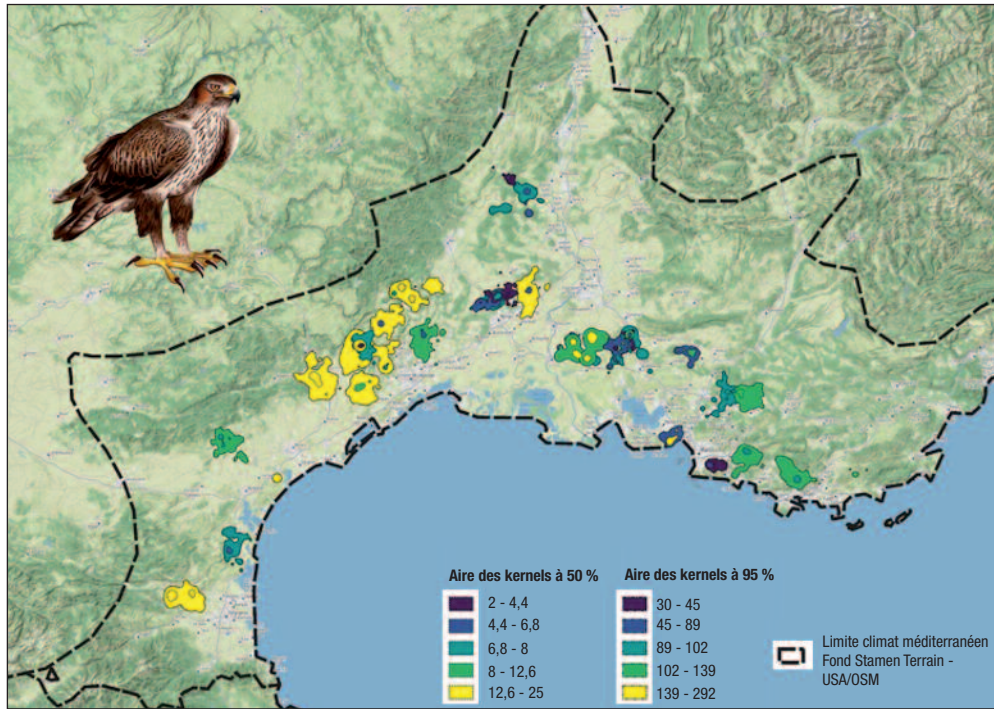


FIG. 2.— Carte des domaines vitaux des Aigles de Bonelli suivis en France entre 2009 et 2018. Les surfaces, en km², des zones cœur (UD 50 %) et de l'ensemble des DV (UD 95 %) sont représentées. La région biogéographique méditerranéenne est délimitée par des pointillés noirs. Illustration de l'Aigle de Bonelli par Lise VIOLLAT. Map tiles par Stamen Design, sous CC BY 3.0. Données par OpenStreetMap, sous ODbL.

Map of the home ranges of Bonelli's Eagles monitored in France between 2009 and 2018. The areas, in km², of the core areas (50% DU) and all the DVs (95% DU) are shown. The Mediterranean biogeographical region is delimited by black dotted lines.

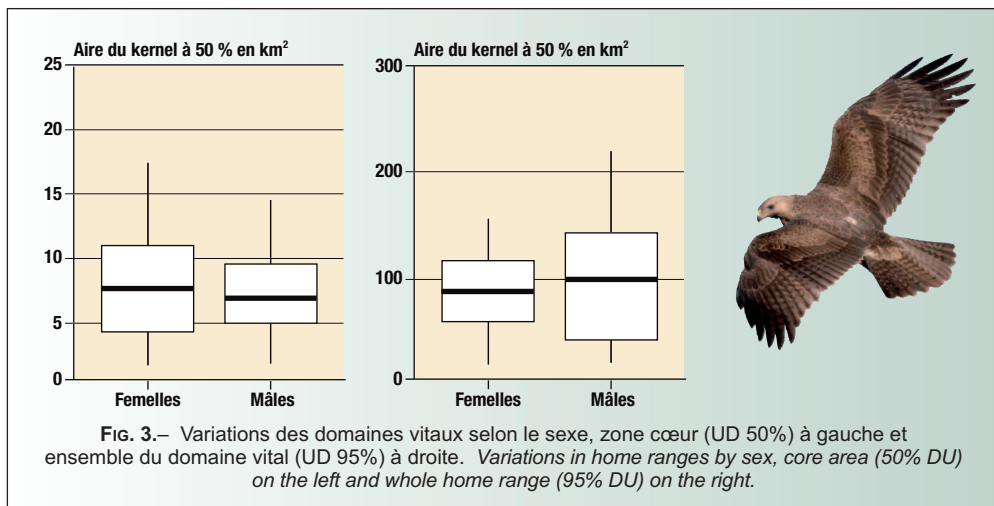


FIG. 3.— Variations des domaines vitaux selon le sexe, zone cœur (UD 50%) à gauche et ensemble du domaine vital (UD 95%) à droite. *Variations in home ranges by sex, core area (50% DU) on the left and whole home range (95% DU) on the right.*

ANTOINE JORIS

TABEAU II.— Résultats de l'analyse compositionnelle sur les domaines vitaux des 38 Aigles de Bonelli. Les habitats sont comparés deux à deux : à l'intersection de la ligne *i* et la colonne *j*, le signe +++ indique que l'habitat *i* est significativement plus utilisé que l'habitat *j*, le signe --- indique que l'habitat *i* est significativement moins utilisé que l'habitat *j*, les signes + et - indiquent que la sélection n'est pas significative (en vert). *Results of the compositional analysis on home ranges of 38 Bonelli's Eagles. The habitats are compared two by two: at the intersection of row *i* and column *j*, the sign +++ indicates that habitat *i* is significantly more used than habitat *j*, the sign --- indicates that the habitat *i* is significantly less used than habitat *j*. The + and - signs indicate that the selection is not significant (in green).*

	Zones humides	Zones urbanisées	Zones agricoles	Rochers	Habitat méditerranéen	Forêts
Zones humides	0	---	---	+++	---	---
Zones urbanisées	+++	0	-	+++	---	---
Zones agricoles	+++	+	0	+++	---	-
Rochers	---	---	---	0	---	---
Habitat méditerranéen	+++	+++	+++	+++	0	+++
Forêts	+++	+++	+	+++	---	0

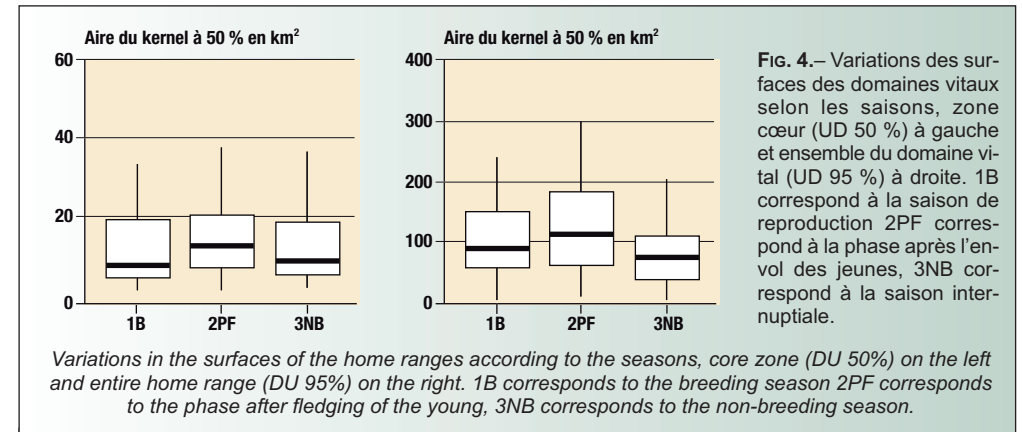


FIG. 4.— Variations des surfaces des domaines vitaux selon les saisons, zone cœur (UD 50 %) à gauche et ensemble du domaine vital (UD 95 %) à droite. 1B correspond à la saison de reproduction 2PF correspond à la phase après l'envol des jeunes, 3NB correspond à la saison inter-nuptiale.

Variations in the surfaces of the home ranges according to the seasons, core zone (DU 50%) on the left and entire home range (DU 95%) on the right. 1B corresponds to the breeding season 2PF corresponds to the phase after fledging of the young, 3NB corresponds to the non-breeding season.

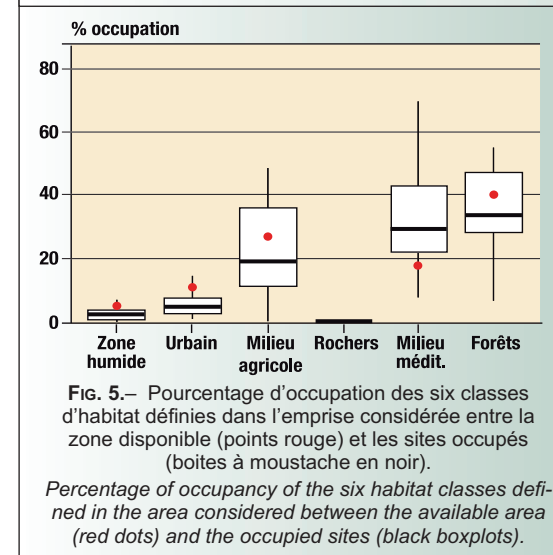


FIG. 5.— Pourcentage d'occupation des six classes d'habitat définies dans l'emprise considérée entre la zone disponible (points rouge) et les sites occupés (boîtes à moustache en noir). *Percentage of occupancy of the six habitat classes defined in the area considered between the available area (red dots) and the occupied sites (black boxplots).*

de zones rocheuses est quasiment égale dans la région méditerranéenne et au sein des DV occupés.

Composition de l'habitat sur les sites vacants

La composition de l'habitat des sites vacants est significativement différente de celle des sites occupés actuellement ($\lambda = 0,0999$; $df = 5$; $p < 0,001$) (TAB. III). L'habitat le plus représenté sur les sites vacants (en noir sur la Figure 6) par rapport aux sites occupés (en rouge sur la FIG. 6) est la forêt (TAB. III). Les sites vacants sont plus boisés que les sites occupés. Sur les sites vacants, l'habitat méditerranéen n'est pas davantage sélectionné que les habitats urbanisés et agricoles (TAB. III).

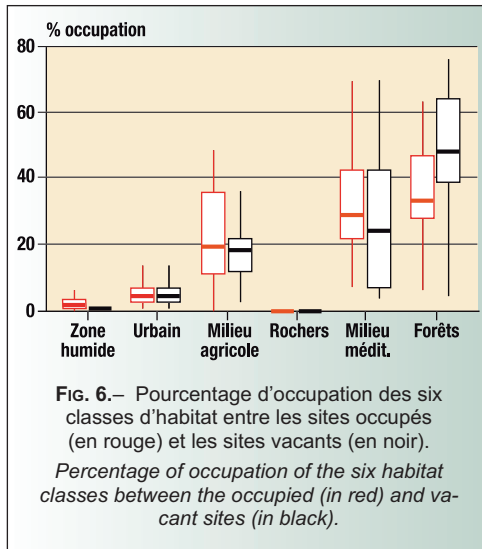


TABLEAU III.— Résultat de l'analyse compositionnelle sur les sites vacants en comparaison avec les sites occupés. Les habitats sont comparés deux à deux : à l'intersection de la ligne *i* et la colonne *j*, le signe +++ indique que l'habitat *i* est significativement plus utilisé que l'habitat *j*, le signe --- indique que l'habitat *i* est significativement moins utilisé que l'habitat *j*. Les signes + et - indiquent que la sélection n'est pas significative (en vert).
Result of the compositional analysis on vacant sites compared to occupied sites. The habitats are compared two by two: at the intersection of row *i* and column *j*, the sign +++ indicates that habitat *i* is significantly more used than habitat *j*, the sign --- indicates that habitat *i* is significantly less used than habitat *j*. The + and - signs indicate that the selection is not significant (in green).

	Zones humides	Zones urbanisées	Zones agricoles	Rochers	Habitat méditerranéen	Forêts
Zones humides	0	---	---	+++	---	---
Zones urbanisées	+++	0	+	+++	+	---
Zones agricoles	+++	-	0	+++	+	---
Rochers	---	---	---	0	---	---
Habitat méditerranéen	+++	-	-	+++	0	---
Forêts	+++	+++	+++	+++	+++	0

DISCUSSION

Domaines vitaux

La taille des domaines vitaux (UD 95 %) de la population française d'Aigle de Bonelli modélisés au cours de cette étude, de 98,5 km² en moyenne et variant de 20,1 à 291,7 km², est environ deux fois plus grande que les valeurs observées en Espagne. En effet, PEREZ-GARCIA (2013), MARTINEZ-MIRANZO (2016a) et REAL (2016) observent des domaines vitaux (UD 95 %) d'une superficie moyenne de 44,4 km² (31,8-91,9 km²) dans les provinces de Valencia et Tarragona, 57,25 km² (23,48-152,24 km²) en Aragon et 39,83 km²

(20,71-86,48 km²) en Catalogne respectivement. Cela pourrait s'expliquer par une plus grande compétition entre individus pour les territoires en Espagne, les populations espagnoles étant plus denses que la population française (KJELLANDER, 2004; FRETWELL & LUCAS, 1969). Cela pourrait aussi s'expliquer par une moins grande disponibilité des habitats préférés des Aigles de Bonelli (habitat méditerranéen) en France comparée à l'Espagne, forçant les individus à élargir leurs territoires pour acquérir la ressource nécessaire au maintien des populations (ZUB *et al.*, 2010; MILLER *et al.*, 2017; KENWARD, 1982; SANTANGELI *et al.*, 2012). La thèse d'une moindre disponibilité des habitats préférés en France est également étayée par le turnover important et le remplacement immédiat des individus disparus observés sur les sites de nidification (RAVAYROL *et al.*, 2022).

Nos résultats montrent d'importantes variations de la taille des domaines vitaux entre les différents individus. Chez les espèces territoriales comme l'Aigle de Bonelli, le choix d'un territoire avec des habitats favorables pour se nourrir et se reproduire est particulièrement important (NEWTON, 1979). Les différences en termes de taille et de forme des domaines vitaux que l'on observe entre les différents individus peuvent être influencées par de nombreux facteurs environnementaux (BÖRGER, 2006; RIVRUD, 2010; VAN BEEST, 2011) telles que la présence de certaines ressources alimentaires et la variation

de l'abondance des proies (ROLANDO, 2002; KENWARD, 2006) ou par des pressions extérieures comme la présence d'infrastructures humaines (MIRSKI, 2020; CHEVALLIER, 2010; MARTINEZ-MIRANZO, 2016b). Elles peuvent aussi être influencées par de la compétition pour les sites de nidification et de chasse avec d'autres espèces, comme l'Aigle royal (MARTINEZ, 1994; ONTIVEROS & PLEGUEZUELOS, 2000; GIL-SANCHEZ, 2004) ou avec des individus de la même espèce (BOSCH, 2009). Les préférences et performances individuelles jouent aussi un rôle majeur dans le processus de sélection et de défense d'un territoire (MARTINEZ-MIRANZO, 2016a; MARTINEZ-MIRANZO, 2016b; ONTIVEROS *et al.*, 2005). À l'inverse, nous n'avons pas observé de variation interannuelle de la taille de la zone cœur ou de l'ensemble d'un DV d'un même individu au cours du temps. Ainsi les individus semblent montrer une importante fidélité à leur domaine vital, maintenant sa taille au cours des années (MARTINEZ-MIRANZO, 2016a; PEREZ-GARCIA, 2013; MARTINEZ-MIRANZO, 2019).

Le sexe des individus est un facteur important qui peut influencer la taille des domaines vitaux, selon l'organisation sociale des espèces et la distribution des rôles parentaux (ROLANDO, 2002). Les Aigles de Bonelli ayant des comportements parentaux différents au cours de la saison de reproduction (MARTINEZ, 2020), on peut s'attendre à observer des différences de la taille des domaines vitaux selon le sexe des individus. En effet, les femelles diminuent leur activité pendant la saison de reproduction, limitant leurs déplacements à la proximité immédiate du nid (BOSCH, 2009; MARZLUFF, 1997; HAWORTH, 2006). Nos analyses n'ont cependant pas montré de différences significatives de superficie des domaines vitaux globaux (toutes années et toutes saisons confondues) entre les individus mâles et femelles. Cette absence de différences entre les sexes pourrait révéler une relation profonde entre les deux individus du couple pendant et en dehors de la saison de reproduction (BOSCH, 2009; CHEYLAN, 1972). Pendant l'incubation notamment, le mâle a tendance à garder le nid et chasser à proximité (MORVAN & DOBCHIES, 1987). De plus, la quantité de zones disponibles pour la chasse au sein des territoires étant limi-

tée, mâles et femelles recherchent sans doute leur nourriture dans des zones similaires pendant l'élevage des jeunes (BOSCH, 2009). Toutefois l'existence de différences entre les domaines vitaux des mâles et des femelles selon les saisons (MARTINEZ-MIRANZO, 2016a) pourrait être investiguée dans de futures études.

Nous avons aussi pu mettre en évidence des différences significatives de la taille des domaines vitaux des Aigles de Bonelli entre saisons. La taille des domaines vitaux (UD 95 %) est plus petite pendant la période internuptiale que lors de la période suivant l'envol des jeunes. L'abondance des proies est un facteur déterminant de la mise en place des domaines vitaux (ONTIVEROS & PLEGUEZUELOS, 2000; BENSON *et al.*, 2005; LOURENÇO *et al.*, 2015; MARTINEZ-MIRANZO, 2019). La plus petite taille des domaines vitaux en cette période pourrait ainsi être due à une plus faible abondance des proies (KORPIMÄKI & KREBS, 1996; MILLON, 2008; WHITE, 2008; MARTINEZ-MIRANZO, 2019). De plus, les caractéristiques de l'habitat méditerranéen dans lequel évolue l'Aigle de Bonelli fluctuent avec les saisons (FARGALLO, 2009) et cette diminution de taille en période internuptiale pourrait aussi être liée à des événements météorologiques rendant plus coûteux les déplacements en hiver. La zone cœur des domaines vitaux est, quant à elle, significativement plus petite pendant la période de reproduction que pendant la période suivant l'envol des jeunes. Cette différence peut s'expliquer par les comportements du couple qui reste la plupart du temps à proximité de l'aire de nidification pour couvrir, se nourrir et défendre le nid (BOSCH *et al.*, 2009; MARZLUFF, 1997; HAWORTH, 2006; MORVAN & DOBCHIES, 1987). Ce patron de variations saisonnières a déjà été observé chez d'autres espèces de rapaces territoriaux comme l'Aigle impérial *Aquila adalberti* (FERNANDEZ, 2009) et l'Aigle royal (HAWORTH, 2006). Pendant la période suivant l'envol des jeunes, le couple, qui n'est plus cantonné autour de son aire de nidification, pourrait avoir tendance à exploiter d'autres zones avec une forte abondance en proies mais trop éloignées de l'aire de nidification pour être utilisées pendant la période de reproduction car entraînant un coût énergétique trop élevé (MARTINEZ-MIRANZO, 2016a; MANOSA,

1998 ; BALBONTIN, 2005 ; GONZALEZ, 2006). Cette augmentation du domaine vital pourrait aussi s'expliquer par la phase d'apprentissage des juvéniles jusqu'à leur dispersion, qui partent explorer le territoire toujours sous la surveillance de leurs parents (REAL, 1998).

Ces résultats indiquent que l'état des individus, notamment le statut reproducteur, la saisonnalité et les fluctuations météorologiques influent sur l'utilisation de l'espace et donc sur les caractéristiques des domaines vitaux au cours de l'année.

Utilisation de l'habitat

1- Comparaison des habitats disponibles en région méditerranéenne et présents au sein des sites occupés par l'espèce. – D'après l'analyse compositionnelle, les Aigles de Bonelli semblent largement favoriser les habitats méditerranéens par rapport aux forêts, zones humides, agricoles, rocheuses et urbanisées. Cette préférence pourrait refléter l'importance des zones favorables à la chasse dans la sélection d'un domaine vital par les individus. En effet, d'après la littérature les aigles utilisent majoritairement les milieux semi-ouverts méditerranéens (garrigues, végétation arbustive en mutation, landes, pâturages, etc.) et agricoles pour la chasse (REAL, 2016) potentiellement plus accessibles et avec une plus forte abondance en proies (ONTIVEROS, 2005 ; MARTINEZ-MIRANZO, 2016b). De futures études pourront explorer plus en détails l'importance du milieu méditerranéen et de la disponibilité et accessibilité des proies pour la sélection de sites par l'espèce et ses liens avec la dynamique de cette population.

La disponibilité en sites pouvant accueillir des aires de nidification est un autre facteur clé dans la sélection d'un domaine vital (JONES, 2001 ; ROLANDO, 2002 ; NEWTON, 1979). Les Aigles de Bonelli construisent majoritairement leurs nids en falaises (MARTINEZ, 2020) et on pourrait alors supposer qu'ils sélectionnent leurs territoires selon deux critères d'habitat : la présence d'habitat méditerranéen et d'habitat rocheux. Pourtant, l'habitat rocheux ne ressort pas de l'analyse compositionnelle comme un habitat préférentiel pour cette espèce. L'analyse compositionnelle se base sur des superficies et ne prend pas en compte la densité d'utilisation. Les zones rocheuses notamment les falaises occupant une

très faible emprise au sol, il est probable que l'importance et l'utilisation des falaises par l'Aigle de Bonelli soit très largement sous-estimée par cette analyse. De plus, on retrouve une proportion d'habitats rocheux très similaire au sein de la région méditerranéenne française et des sites occupés (FIG. 5), ce qui pourrait indiquer que l'habitat rocheux est vraisemblablement un habitat relativement important dans le choix des domaines vitaux.

De futures études pourraient également investiguer la variabilité inter-individuelle de la composition des habitats et des facteurs responsables de cette variabilité (compétition inter et intraspécifique, spécialisation de certains individus vers un certain type d'habitats etc.).

2- Comparaison des habitats présents au sein des sites historiques et sites occupés. – Avec le déclin de la population d'Aigle de Bonelli au cours du siècle dernier, de nombreux territoires ont été abandonnés et relativement peu ont aujourd'hui été recolonisés. Comprendre pourquoi ces sites ne sont plus utilisés par l'espèce est un fort enjeu pour la mise en place de plans de conservation adaptés.

Les sites occupés et vacants sont composés des mêmes milieux, mais la proportion de forêts est plus importante sur les sites vacants que sur les sites occupés tandis que les milieux ouverts y sont moins représentés (FIG. 6), ce qui pourrait suggérer une fermeture des milieux sur ces sites, les rendant moins attractifs. D'après les résultats de MARTINEZ-MIRANZO *et al.* (2016b), les espaces forestiers seraient surtout utilisés en dehors de la saison de reproduction, comme perchoirs de repos ou pour surveiller le territoire.

Le paysage méditerranéen fait face à une fermeture des surfaces ouvertes. Avec la diminution des activités pastorales, la forêt occupe désormais une surface considérable et empiète de plus en plus sur les milieux ouverts, un phénomène qui pourrait encore s'accroître avec le changement climatique (ANSELME, 2010). De ce fait, il semble peu probable que des Aigles de Bonelli recolonisent certains de ces sites historiques, du moins dans ce contexte de fermeture des milieux. De futures études pourront être menées afin de mieux comprendre les mécanismes de

colonisation de sites par l'espèce, prenant en compte des sites historiques recolonisés et des colonisations spontanées de sites inconnus, la proportion et qualité des différents habitats rendant un site favorable à l'espèce ainsi que leurs effets sur la taille et la forme du DV, mais aussi d'autres facteurs pouvant influencer la favorabilité d'un site à l'installation de l'Aigle de Bonelli tels que la compétition interspécifique (notamment l'Aigle royal). Ces études permettront d'identifier des zones propices à l'installation de nouveaux individus en région méditerranéenne.

Limites

L'analyse compositionnelle d'habitat repose sur l'hypothèse que tous les individus ont un accès égal aux ressources, à la fois alimentaires mais aussi en termes d'habitats (AEBISCHER, 1993). Or l'Aigle de Bonelli est une espèce territoriale, défendant farouchement son territoire face à d'autres individus de la même espèce (BOSCH, 2009). Les habitats présents en région méditerranéenne ne sont donc pas accessibles de la même façon par tous les individus. Ces comportements de compétition intraspécifique pour les ressources en habitat vont ainsi conditionner la sélection des habitats, les sites colonisés les plus récemment étant peut-être de moins bonne qualité que les sites les plus anciens (DHONDT 1992 ; FERRER & DONAZAR, 1996 ; KRÜGER & LINDSTRÖM, 2001 ; MCPEEK, 2001 ; KOKKO, 2004). Notre étude met en évidence quelques points intéressants sur la sélection de l'habitat qui doivent être investigués par de futurs travaux utilisant une méthode ne reposant pas sur l'hypothèse d'un accès égal aux ressources entre individus dus au comportement territorial de l'Aigle de Bonelli, afin de confirmer et apporter des précisions aux résultats que nous avons pu mettre en évidence ici.

De plus, l'analyse compositionnelle d'habitat ne permet pas d'incorporer la valeur d'utilisation de l'habitat et ainsi de distinguer parmi les habitats présents au sein du domaine vital, des différences d'intensité d'utilisation de ces habitats. Le territoire d'un Aigle de Bonelli peut en effet contenir des zones de transition, situées par exemple entre des zones utilisées pour la nidification et pour la chasse. Ces zones de transition, utilisées par les individus pour se déplacer d'une

zone d'intérêt à l'autre, ont dans cette analyse la même importance que des zones utilisées pour chasser ou nicher. La surface de ces zones de transition et la distance avec les différentes zones d'intérêts (aire de nidification/repos, zone de chasse) peuvent également jouer fortement sur la taille du domaine vital.

Par ailleurs, la définition empirique des domaines vitaux vacants (cercle de rayon de 5,6 km) est sans doute peu représentative d'un domaine vital réel, le suivi télémétrique des sites occupés ayant montré que les domaines vitaux étudiés ont rarement des formes régulières et sont souvent décentrés par rapport aux sites de nidification.

Perspectives et conclusion

Nous avons pu décrire les caractéristiques des domaines vitaux de la population française d'Aigle de Bonelli et mettre en évidence des variations interindividuelles et saisonnières. Nous avons aussi mis en évidence une sélection des habitats disponibles sur la région méditerranéenne et observé l'importance de l'habitat méditerranéen dans la sélection d'un domaine vital par l'Aigle de Bonelli. Ainsi, dans une optique de conservation, il semble nécessaire de protéger ces habitats méditerranéens ouverts afin d'accueillir de nouveaux individus.

REMERCIEMENTS

Cette étude a bénéficié du soutien financier de la DREAL Occitanie. Les suivis télémétriques ont été possibles grâce aux financements mobilisés par et la participation de : Victor Garcia MATARRANZ, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente ; la Métropole Toulon Provence Méditerranée ; le PNR des Alpilles ; l'Europe (LIFE) ; le Parc national des Calanques ; la Métropole Aix-Marseille-Provence/territoire salonnais ; le Syndicat mixte des Gorges du Gardon ; le COGard ; Natura 2000 ; les DDTM 11, 30, 34, 66, 83 ; les DREAL Occitanie et PACA ; le Grand Site Sainte-Victoire ; le Département des Bouches-du-Rhône, le Département de l'Aude ; le Département de l'Hérault ; la LPO AuRA ; la communauté de communes du Grand Pic Saint Loup ; le PNR de la Narbonnaise en Méditerranée ; le PNR du Haut-Languedoc ; le PNR de la Sainte-Baume ; le PNR de la Narbonnaise en

Méditerranée, la communauté de communes de la vallée de l'Hérault; le CEN Occitanie; le CEN PACA; le GOR; la Salsepareille; la LPO Aude.

BIBLIOGRAPHIE

- AEBISCHER (N.J.), ROBERTSON (P.A.) & KENWARD (R.E.) 1993.– Compositional Analysis of Habitat Use From Animal Radio-Tracking Data. *Ecology*, 74: 1313-1325.
- ANSELME (B.), BOUSQUET (F.), LYET (A.), ETIENNE (M.), FADY (B.) & LE PAGE (C.) 2010.– Modelling of spatial dynamics and biodiversity conservation on Lure mountain (France) *Environmental Modelling & Software*, 25: 1385-1398.
- BALBONTIN (J.) 2005.– Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's Eagle: An important issue in halting its decline in Europe. *Biological Conservation*, 126: 74-83.
- BENSON (J.-F.), CHAMBERLAIN (M.J.) & LEOPOLD (B.D.) 2005.– Regulation of space use in a solitary felid: population density or prey availability? *Anim. Behav.*, 71: 685-693.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL AND HANDBOOK OF THE BIRDS OF THE WORLD, 2019.– *Aquila fasciata*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2021-3.
- BÖRGER (L.), DALZIEL (B.D.) & FRYXELL (J.M.) 2008.– Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology Letters*, 11: 637-650.
- BÖRGER (L.), FRANCONI (N.), FERRETTI (F.), MESCHI (F.), DE MICHELE (G.), GANTZ (T.A.) & COULSON (T.) 2006.– An Integrated Approach to Identify Spatiotemporal and Individual-Level Determinants of Animal Home Range Size. *The American Naturalist*, 168: 471-485.
- BOSCH (R.), REAL (J.), TINTO (A.), ZOZAYA (E.) & CASTELL (C.) (2009.– Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis*, 152: 105-117.
- BURGER (J.), HIESSLER (N.), PONCHON (C.) & VINCENT-MARTIN (N.) 2013.– *Plan national d'actions en faveur de l'Aigle de Bonelli Aquila fasciata (2014-2023)*. Ministère de l'environnement et du développement durable et de l'énergie.
- BURT (W.H.) 1943.– Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy*, 24: 346-352.
- CALENGE (C.) 2006.– The package adehabitat for the R software: tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197: 1035.
- CARRETE (M.), SANCHEZ-ZAPATA (J.A.), TELLA (J.L.), GIL-SANCHEZ (J.M.) & MOLEON (M.) 2006.– Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos*, 112: 680-690.
- CHEVALLIER (C.), HERNANDEZ-MATIAS (A.), REAL (J.), VINCENT-MARTIN (N.), RAVAYROL (A.) & BESNARD (A.) 2015.– Retrofitting of power lines effectively reduces mortality by electrocution in large birds: an example with the endangered Bonelli's Eagle. *Journal of Applied Ecology*, 52: 1465-1473.
- CHEVALLIER (D.), LE MAHO (Y.), BAILLON (F.), DUPONNOIS (R.), DIEULIN (C.), BROSSAULT (P.), DE FRANCLIEU (P.), LORGE (P.), AUROUET (A.) & MASSEMIN (S.) 2010.– Human activity and the drying up of rivers determine abundance and spatial distribution of Black Storks *Ciconia nigra* on their wintering grounds. *Bird Study*, 57: 369-380.
- CHEYLAN (G.) 1972.– Le cycle annuel d'un couple d'Aigles de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*). *Alauda*, 40: 214-234.
- DEL HOYO (J.), ELLIOT (A.) & SARGATAL (J.) 1994.– *Handbook of the birds of the world, vol 2. New world vultures to Guineafowl*. Lynx, Barcelona.
- DHONDT (A.A.), KEMPENAEERS (B.) & ADRIAENSEN (F.) 1992.– Density-Dependent Clutch Size Caused by Habitat Heterogeneity. *Journal of Animal Ecology*, 61: 643-648.
- FARGALLO (J.A.), MARTÍNEZ-PADILLA (J.), VIÑUELA (J.), BIANCO (G.), TORRE (I.), VERGARA (P.) & DE NEVE (L.) 2009.– Kestrel-prey dynamic in a Mediterranean region: the effect of generalist predation and climatic factors. *PLoS One* 4:e4311.
- FERNANDEZ (M.), ORIA (J.), SANCHEZ (R.), GONZALEZ (L.M.) & MARGALIDA (A.) 2009.– Space use of adult Spanish Imperial Eagles *Aquila adalberti*. *Acta Ornithol.*, 44: 17-26.
- FERRER (M.) & DONAZAR (J.A.) 1996.– Density-Dependent Fecundity by Habitat Heterogeneity in an Increasing Population of Spanish Imperial Eagles. *Ecology*, 77: 69-74.
- FRETWELL (S.D.) & LUCAS (H.L.) 1969.– On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretical*, 19: 16-26.
- GIL-SANCHEZ (J.M.), MOLEON (M.), OTERO (M.) & BAUTISTA (J.) 2004.– A nine-years study of successful breeding in a Bonelli's Eagle population in southeast Spain: a basis for conservation. *Biol. Conserv.*, 118: 685-694.
- GONZALEZ (L.M.), ORIA (J.), MARGALIDA (A.), SANCHEZ (R.), PRADA (L.), CALDERA (J.), ARANDA (A.) & MOLINA (J.I.) 2006.– Effective natal dispersal and age of maturity in the threatened Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*: conservation implications. *Bird Study*, 53: 285-293.
- HAWORTH (P.F.), MICHAEL (J.), MCGRADY, (D.) WHITFIELD (P.), FIELDING (A.H.) & MCLEOD (D.R.A.) 2010.– Ranging distance of resident Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland according to season and breeding status. *Bird Study*, 53: 265-273.
- JOHNSON (D.H.) 1980.– The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65-71.
- JONES (J.) 2001.– Habitat Selection Studies in Avian Ecology: a Critical Review. *The Auk*, 118: 557-562.
- KENWARD (R.E.) 1982.– Goshawk Hunting Behaviour, and Range Size as a Function of Food and Habitat Availability. *J. Anim. Ecol.*, 51: 69-80.
- KENWARD (R.E.) 2006.– *The Goshawk*. T. & A.D. Poyser.
- KIELLANDER (P.), HEWISON (A.J.M.), LIBERG (O.), ANGBAULT (J.-M.), BIDEAU (E.) & CARGNELUTTI (B.) 2004.– Experimental evidence for density-dependence of home-range size in Roe Deer (*Capreolus capreolus* L.): a comparison of two long-term studies. *Oecologia*, 139: 478-485.
- KOKKO (H.), HARRIS (M.P.) & WANLESS (S.) 2004.– Competition for breeding sites and site-dependent population regulation in a highly colonial seabird, the common guillemot *Uria aalge*. *Journal of Animal Ecology*, 73: 367-376.
- KOLTS (J.R.) & MCRAE (S.B.) 2017.– Seasonal home range dynamics and sex differences in habitat use in a threatened, coastal marsh bird. *Ecology and Evolution*, 7: 1101-1111.
- KORPIMÄKI (E.) & KREBS (C.J.) 1996.– Predation and population cycles of small mammals. *BioScience*, 46: 754-764.
- KRÜGER (O.) & LINDSTRÖM (J.) 2001.– Habitat heterogeneity affects population growth in goshawk *Accipiter gentilis*. *Journal of Animal Ecology*, 70: 173-181.
- LIEURY (N.), BESNARD (A.), PONCHON (C.), RAVAYROL (A.) & MILLION (A.) 2016.– Geographically isolated but demographically connected: Immigration supports efficient conservation actions in the recovery of a range-margin population of the Bonelli's Eagle in France. *Biological Conservation*, 195: 272-278.
- LOHMUS (A.) 2003.– Are certain habitats better every year? A review and a case study on birds of prey. *Ecography*, 26: 545-552.
- LOURENÇO (R.), DELGADO (M.M.), CAMPIONI (L.), KORPIMÄKI (E.) & PENTERIANI (V.) 2015.– Evaluating the influence of diet-related variables on breeding performance and home range behaviour of a top predator. *Popul. Ecol.*, 57: 625-636.
- MANOSA (S.), REAL (J.) & CODINA (J.) 1998.– Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. *J. Raptor. Res.*, 32: 208-214.
- MARTINEZ (J.E.), SANCHEZ (M.A.), CARMONA (D.) & SANCHEZ (J.A.) 1994.– Régime alimentaire de l'Aigle de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*) durant le période de l'élevage des jeunes (Murcia, Espagne). *Alauda*, 62: 53-58.
- MARTINEZ (J.E.), ZUBEROGOTIA (I.), ESCARABAJAL (J.M.), CEREZO (E.), CAIVO (J.F.) & MARGALIDA (A.) 2020.– Breeding behaviour and time-activity budgets of Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*: marked sexual differences in parental activities. *Bird Study*, 67: 35-44.
- MARTINEZ-MIRANZO (B.), BANDA (E.) & AGUIRRE (J.I.) 2016b.– Multiscale analysis of habitat selection by Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) in NE Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 62: 673-679.
- MARTINEZ-MIRANZO (B.), BANDA (E.) & AGUIRRE (J.I.) 2019.– Home range requirements in Bonelli's Eagle



DAVID LACAZE

- (*Aquila fasciata*): prey abundance or trophic stability? *European Journal of Wildlife Research*, 65: 85.
- MARTINEZ-MIRANZO (B.), BANDA (E.), GARDIAZABAL (A.), FERREIRO (E.) & AGUIRRE (J.I.) 2016a.– Differential spatial use and spatial fidelity by breeders in Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*). *Journal of Ornithology*, 157: 971-979.
 - MARZLUFF (J.M.), KNICK (S.T.), VEKASY (M.S.), SCHUECK (L.S.) & ZARRIELLO (T.J.) 1997.– Spatial use and habitat selection of Golden Eagles in Southwestern Idaho. *Auk*, 114: 673-687.
 - MCPEEK (M.A.), RODENHOUSE (N.L.), HOLMES (R.T.) & SHERRY (T.W.) 2001.– A general model of site-dependent population regulation: population-level regulation without individual-level interactions. *Oikos*, 94: 417-424.
 - MILLER (T.A.), BROOKS (R.P.), LANZONE (M.J.), COOPER (J.), O'MALLEY (K.), BRANDES (D.), DUERR (A.) & KATZNER (T.E.) 2017.– Summer and winter space use and home range characteristics of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in eastern North America. *Condor*, 119: 697-719.
 - MILLON (A.) & BRETAGNOLLE (V.) 2008.– Predator population dynamics under a cyclic prey regime: numerical responses, demographic parameters and growth rates. *Oikos*, 117: 1500-1510.
 - MIRSKI (P.), CENIAN (Z.), DAGYS (M.), DAROCZI (S.), DEMENTAVIČIUS (D.), MACIOROWSKI (G.), MENDERSKI (S.), NOWAK (D.), PONGRÁČZ (Á.), PROMMER (M.), SELLIS (U.), SIEKIERA (J.), SZINAI (P.), TUMIEL (T.), WÓJCIAK (J.), ZEITZ (R.) & VÁLI (Ü.) 2020.– Sex, landscape- and climate-dependent patterns of home-range size - a macroscale study on an avian generalist predator. *Ibis*, 163: 641-657.
 - MOLEON (M.), SANCHEZ-ZAPATA (J.A.), REAL (J.), GARCIA-CHARTON (J.A.), GIL-SANCHEZ (J.M.), PALMA (L.), BAUTISTA (J.) & BAYLE (P.) 2009.– Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. *Journal of Biogeography*, 36: 1502-1515.
 - MORVAN (R.) & DOBCHIES (F.) 1987.– Comportement de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* sur son site de nidification. *L'Oiseau et R.F.O.*, 57: 85-101.
 - NEWTON (I.) 1979.– *Population ecology of raptors*. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted.
 - ONTIVEROS (D.) & PLEGUEZUELOS (J.M.) 2000.– Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biol. Conserv.*, 93: 19-25.
 - ONTIVEROS (D.), PLEGUEZUELOS (J.M.) & CARO (J.) 2005.– Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's Eagle and the conservation measures. *Biol. Conserv.*, 123: 19-25.
 - PEREZ-GARCIA (J.M.), MARGALIDA (A.), AFONSO (I.), FERREIRO (E.), GARDIAZABAL (A.), BOTELLA (F.) & SANCHEZ-ZAPATA (J.A.) 2013.– Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (*Aquila fasciata*) tracked by GPS satellite telemetry. *Journal of Ornithology*, 154: 63-71.
 - POWELL (R.A.) & MITCHELL (M.) 2012.– What is a home range? *Journal of Mammalogy*, 93: 948-958.
 - RAVAYROL (A.), PONCHON (C.), CARRER (A.) & VIOLLAT (L.) 2022.– Compétition intraspécifique chez l'Aigle de Bonelli en France, le cas des spoliations. *Alauda*, 90: 113-122.
 - R CORE TEAM, 2021.– R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org>
 - REAL (J.), BOSCH (R.), TINTO (A.) & HERNANDEZ-MATIAS (A.) 2016.– Identifying key habitats for the conservation of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* using radio-tracking. *Ibis*, 158: 556-568.
 - REAL (J.), GRANDE (J.M.), MAÑOSA (S.) & SÁNCHEZ-ZAPATA (J.A.) 2001.– Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain. *Bird Study*, 48: 221-228.
 - REAL (J.), MAÑOSA (S.) & CODINA (J.) 1998.– Post-nesting dependence period in the Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ornis Fenn.*, 75: 129-137.
 - RIVRUD (I.M.), LOE (L.E.) & MYSTERUD (A.) 2010.– How does local weather predict red deer home range size at different temporal scales? *J. Animal Ecol.*, 79: 1280-1295.
 - ROLANDO (A.) 2002.– On the ecology of home range in birds. *Rev. Écol. (Terre Vie)*, 57: 53-73.
 - ROTH (J.E.), KELLY (J.P.), SYDEMAN (W.J.) & COLWELL (M.A.) 2004.– Sex Differences in Space Use of Breeding Common Ravens in Western Marin County, California. *The Condor*, 106: 529-539.
 - SANTANGELI (A.), HAKKARAINEN (H.), LAAKSONEN (T.) & KORPIMÄKI (E.) 2012.– Home range size is determined by habitat composition but feeding rate by food availability in male Tengmalm's Owls. *Animal Behaviour*, 83: 1115-1123.
 - VAN BEEST (F.M.), RIVRUD (L.E.), LOE (J.), MILNER (M.) & MYSTERUD (A.) 2011.– What determines variation in home range sizes across spatio-temporal scales in a large browsing herbivore? *J. Anim. Ecol.*, 80: 771-785.
 - WANG (M.) & GRIMM (V.) 2007.– Home range dynamics and population regulation: an individual-based model of the common shrew *Sorex araneus*. *Ecological Modelling*, 205: 397-409.
 - WHITE (T.C.R.) 2008.– The role of food, weather and climate in limiting the abundance of animals. *Biol. Rev.*, 83: 227-248.
 - WORTON (B.J.) 1989.– Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70: 164-168.
 - ZUB (K.), PUGACEWICZ (E.), JEDRZEJEWSKA (B.) & JEDRZEJEWSKI (W.) 2010.– Factors affecting habitat selection by breeding Lesser Spotted Eagle s *Aquila pomarina* in northeastern Poland. *Acta Ornithol.*, 45: 105-114.

ÉVOLUTION SPATIALE DES DOMAINES VITAUX DE L'AIGLE DE BONELLI *Aquila fasciata* EN FRANCE: ENSEIGNEMENTS POUR LA CONSERVATION

Patrick BOUDAREL⁽¹⁾ et Olivier SCHER⁽²⁾

ABSTRACT.– Spatial evolution of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* home ranges in France: Lessons for conservation. Bonelli's Eagle is a discreet species whose breeding sites, although described since the 1950s, do not give a precise picture of the population actually present in France until the 1980s. Thanks to the exhaustive monitoring of sites, the systematic ringing of chicks since 1990 and the telemetric monitoring of adults since the end of the 2000s, we are able to specify the size and shape of home ranges and to define their occupation over time. This spatial approach allowed us to confirm that the reconquest of the species' range in France took place mainly in the historical vacant home ranges (or by densification in the occupied home ranges), despite the appearance of new territories unknown before 1990. These results validate the strategy of preserving vacant home ranges established in the National Action Plan for the species.

RÉSUMÉ.– Évolution spatiale des domaines vitaux de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* en France: Enseignements pour la conservation. L'Aigle de Bonelli est une espèce discrète dont les sites de reproduction, bien que décrits depuis les années 50, ne permettent pas d'avoir une image précise de la population réellement présente en France avant les années 80. Grâce au suivi exhaustif des sites, au baguage systématique des poussins depuis 1990 et au suivi télémétrique des adultes depuis la fin des années 2000, nous sommes en mesure de préciser la taille et la forme des domaines vitaux et de définir leur occupation dans le temps. Cette approche spatiale nous a permis de confirmer que la reconquête de l'aire de répartition de l'espèce en France s'est faite majoritairement dans les domaines vitaux (DV) vacants historiques (ou par densification dans les DV occupés) et ce, malgré l'apparition de nouveaux territoires inconnus avant 1990. Ces résultats valident la stratégie de préservation des domaines vitaux vacants établie dans le cadre du Plan national d'actions en faveur de l'espèce.

Mots-clés: *Aquila fasciata*, Évolution spatiale, Domaines vitaux, Conservation, Plan National d'Actions.

Keywords: *Aquila fasciata*, Spatial evolution, Home range, Conservation, National Action Plan.

⁽¹⁾ DREAL Occitanie/Direction Écologie/DBMC, 520 Allée Henri II de Montmorency, CS 69007, F-34064 Montpellier CEDEX 02.

⁽²⁾ CEN Occitanie, immeuble « le Thèbes », 26 allées de Mycènes, F-34000 Montpellier (olivier.scher@cen-occitanie.org).

INTRODUCTION

La population française d'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* atteint un total de 41 couples en 2020. Cet effectif nicheur est à mettre en perspectives avec l'histoire récente de cette population, située en marge nord-est de la population ibérique avec laquelle elle forme une métapopulation. Celle-ci a en effet connu un déclin drastique entre les années antérieures à 1960 (où elle a pu être estimée - *a posteriori* - à 80 couples en-

viron) et le début des années 2000 où elle est tombée à 22 couples seulement (soit près de 75 % de régression).

Décrite seulement en 1822 (VIEILLOT), c'est une espèce peu étudiée avant le début du XX^e siècle. De fait, le plus ancien site de reproduction connu date de 1910 (RIVOIRE & HUE, 1949). Des suivis partiels démarrent entre la fin des années 60 (THIOLLAY, 1968) et le début des années 70 (CHEYLAN, 1973) mais il faudra attendre les

années 80 pour que se structurent une recherche et un suivi plus systématique des sites occupés par l'espèce en France (en particulier en Provence, en Languedoc-Roussillon ainsi qu'en Ardèche : DUC & FRIER, 1981; CUGNASSE 1984; BAYLE & BOUTIN 1986; CHEYLAN *et al.*, 1998).

L'évolution numérique de la population française d'Aigle de Bonelli est donc progressivement mieux caractérisée dans les années 70-80 et devient très précise grâce à un suivi exhaustif et un baguage au nid de tous les poussins depuis 1990.

Des analyses démographiques ont alors pu être conduites à plusieurs reprises ces dernières années (HERNANDEZ-MATHIAS *et al.*, 2010a, b, c et 2013; LIEURY *et al.*, 2016). Elles ont permis de montrer que le taux de survie (0,86) des adultes en France était plutôt bas (mais situé dans la gamme des taux des populations de la moitié nord de l'Espagne) alors que la productivité (0,98) était quant à elle, plutôt bonne (figurant parmi les meilleures comparées à celles de la moitié nord de l'Espagne, qui sont toutes nettement inférieures, cependant, à celles du sud de l'Espagne: Andalousie en particulier). La dépendance de la dynamique des populations du Nord de l'Espagne et de la France à celle du Sud de l'Espagne a ainsi été soulignée.

D'un point de vue spatio-temporel, par contre, l'analyse fine de cette évolution en France a été peu ou seulement partiellement faite antérieurement.

MÉTHODOLOGIE

Dans une note antérieure, Alain RAVAYROL (2008) avait comparé l'évolution géographique des sites de reproduction entre quatre périodes: historique (< 1985, *données incomplètes*), 1985, 1995 et 2005.

Nous avons souhaité reprendre cette analyse en la complétant pour la période historique tout en la détaillant davantage sur la période de suivi exhaustif (1990-2020) et en considérant toutes les données antérieures à 1990 comme « historiques », dans la mesure où des données annuelles complètes n'étaient pas disponibles avant cette date.

Nous avons en outre choisi de nous focaliser, non pas sur l'évolution des sites de reproduction mais sur celle des domaines vitaux (DV- pouvant

inclure différents sites de reproduction successivement utilisés). Cette approche a été privilégiée afin de mieux refléter l'étendue et les modalités de la régression spatiale puis la récupération partielle que nous observons aujourd'hui. Chaque site occupé durant la période 1990-2020 a ainsi été affecté annuellement à un DV individuel, tous les sites connus avant 1990 constituant alors la base géographique historique de référence.

Limites

La cartographie des domaines vitaux résulte pour partie des suivis télémétriques conduits depuis 2009 (34 des 41 DV occupés suivis fin 2020) et pour partie de la cartographie plus théorique établie pour les sites vacants ou occupés mais ne disposant pas encore de suivi télémétrique (BOUDAREL, 2011).

Ce choix de l'utilisation des domaines vitaux actuels (occupés et vacants) pour reconstituer visuellement leur évolution historique est basée sur la taille moyenne des DV soit 98,5 km² (20 à 292 km² (n = 37) selon BORNER *et al.*, 2022). Ils ont pu être plus restreints par le passé avec des populations plus denses ou des proies plus abondantes (lapins, perdrix, etc.) mais à l'échelle de restitution proposée, nous considérons ces approximations peu gênantes. Nous ne disposons d'ailleurs d'aucune alternative plus satisfaisante.

Pour des raisons de cohérence, nous avons également fait le choix de ne considérer comme « DV occupé » que ceux qui étaient effectivement occupés par un couple. Les quelques rares cas de sites occupés temporairement par un seul oiseau n'ont donc pas été pris en compte.

Enfin, il existe un couple dans les Albères (situé entre Pyrénées-Orientales et Généralité de Catalogne) qui a occasionnellement niché côté français. Ce dernier est cependant comptabilisé comme faisant partie de la population « catalano-ibérique » et ne sera pas pris en compte dans le cadre de cette analyse.

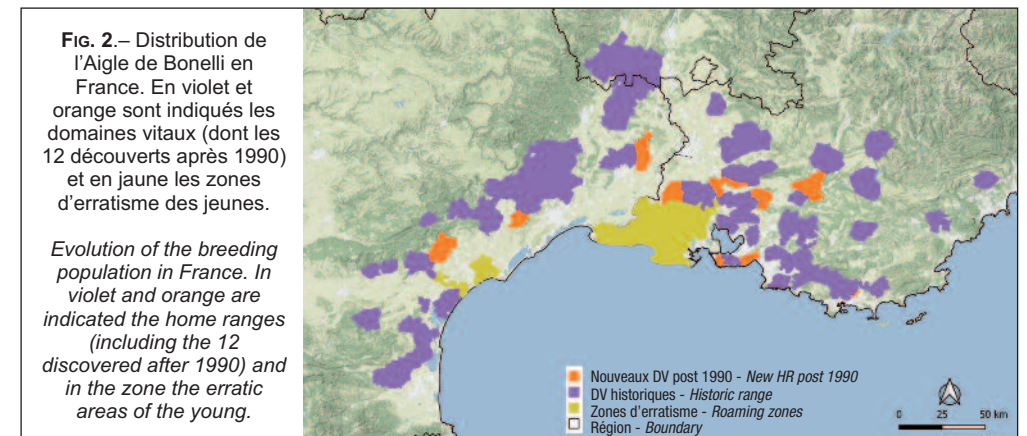
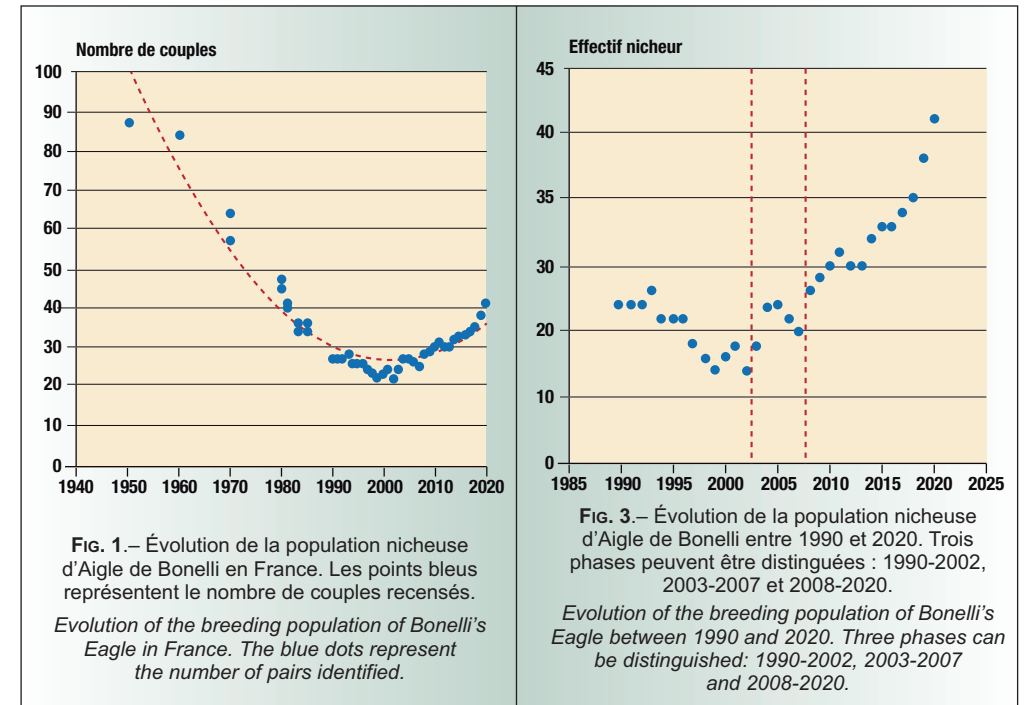
RÉSULTATS

La population d'Aigle de Bonelli, qui a été estimée à près de 90 couples dans les années 50 (avec beaucoup d'interrogations concernant la présence simultanée de ces couples; CHEYLAN

et al., 1998) puis environ 80 couples dans les années 60, a régulièrement régressé au fil des décennies (57-64 couples dans les années 70 puis 40 couples au début des années 80) pour finalement atteindre 22 couples en 1999 et en 2002. Ce n'est qu'à partir de 2003 qu'une reprise commence à être enregistrée permettant d'atteindre un total de 41 couples en 2020 (FIG. 1). Ce déclin de la population nationale est continu

et très fort puisqu'il représente 58 % de diminution de l'effectif nicheur entre 1970 et 1989 soit une moyenne de près de deux couples en moins par an.

D'un point de vue spatial, 86 domaines vitaux ont pu être reconstitués sur la période étudiée dont 12 sont apparus depuis 1990 (FIG. 2). Ils représentent la distribution de l'espèce en France et donc la zone de référence du Plan national d'actions (PNA).



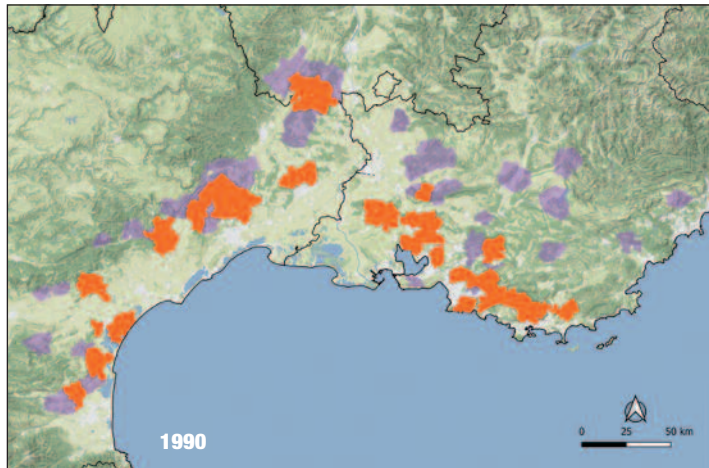


FIG. 4.– Domaines vitaux occupés par l'Aigle de Bonelli en 1990 (en orange). Les domaines vitaux historiques sont indiqués en violet.

Home ranges occupied by Bonelli's Eagle in 1990 (in orange). Historical home ranges are shown in purple.

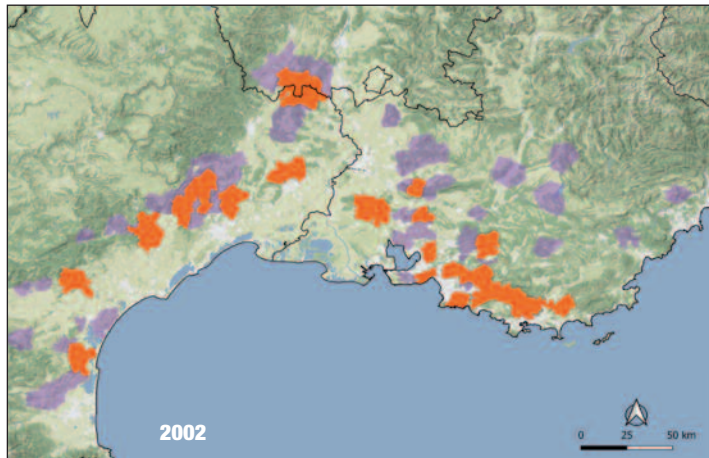


FIG. 5.– Domaines vitaux occupés par l'Aigle de Bonelli en 2002 (en orange). Les domaines vitaux historiques sont indiqués en violet.

Home ranges occupied by Bonelli's Eagle in 2002 (in orange). Historical home ranges are shown in purple.

Les données plus précises récoltées depuis la mise en place du baguage des poussins en 1990 nous ont permis de découper la période 1990-2020 en trois phases distinctes (FIG. 3).

Période 1 : 1990-2002 (FIGS. 4 et 5)

Un déclin quasi continu est observé de 1990 (27 couples) à 1999 et 2002 (22 couples). Au cours de cette période de 12 années, la population française perd en moyenne près d'un couple tous les deux ans. La fragmentation spatiale de la population d'Aigle de Bonelli est à son maximum. En outre, la connexion avec la métapopulation ibérique semble affaiblie avec à peine deux couples dans le département de l'Aude et aucun dans les Pyrénées-Orientales.

Période 2 : 2003-2007 (FIG. 6)

Cette période est marquée par une évolution chaotique entre l'apparition de nouveaux couples et la disparition de couples installés (ou présence d'individus seuls sur certains sites). On note cependant une amélioration de la connexion à la charnière Bouches-du-Rhône et Gard. La situation à l'Ouest de la zone de présence reste préoccupante (un couple dans les Pyrénées-Orientales et un dans l'Aude fin 2007), ce qui limite le lien avec la métapopulation ibérique.

Période 3 : 2008-2020 (FIG. 7)

Cette période est caractérisée par une reconquête régulière de près d'un couple par an en

FIG. 6.– Domaines vitaux occupés par l'Aigle de Bonelli en 2007 (en orange). Les domaines vitaux historiques sont indiqués en violet.

Home ranges occupied by Bonelli's Eagle in 2007 (in orange). Historical home ranges are shown in purple.

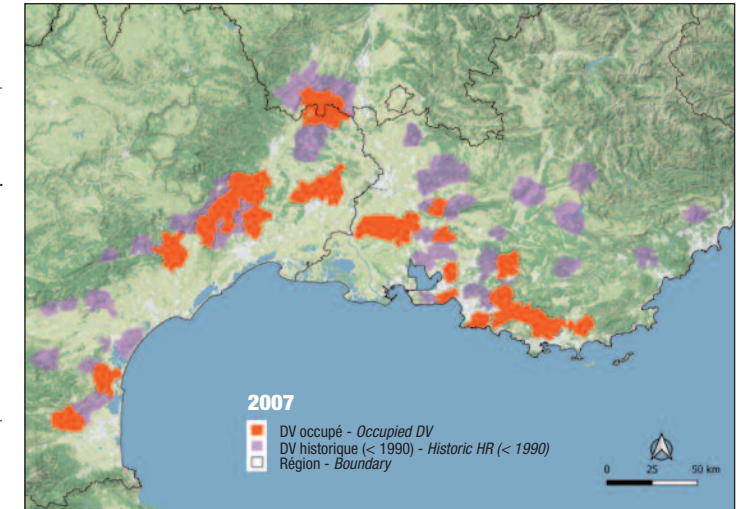
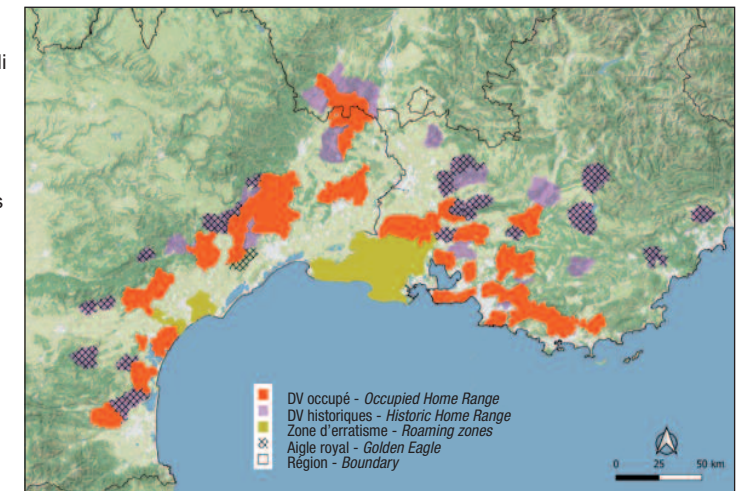


FIG. 7.– Domaines vitaux occupés par l'Aigle de Bonelli en 2020 (en orange). Les domaines vitaux historiques sont indiqués en violet. Sur cette carte sont également indiquées les zones d'errance des jeunes et les domaines vitaux occupés par l'Aigle royal.

Home ranges occupied by Bonelli's Eagle in 2020 (in orange). Historical home ranges are shown in purple. This map also shows the areas of erratic young and the home ranges occupied by the Golden Eagle.



moyenne, s'intensifiant en fin de période : une année à deux couples supplémentaires (2014) et deux années à trois couples supplémentaires (2019 et 2020). Il est important de noter que les sites reconquis le sont durablement (malgré une exception en 2011-2012 avec un couple apparu/disparu suite à braconnage avéré mais aussi l'installation concomitante d'un nouveau couple d'Aigle royal *Aquila chrysaetos* proche). Spatialement, on observe un renforcement des connexions tant dans le cœur de la population qu'en direction de la métapopulation ibérique ou en périphérie nord-est et est.

DISCUSSION

La reconstitution des domaines vitaux historiques (avant 1990) a permis de constater que le déclin de la population en France a d'abord essentiellement concerné les sites périphériques au cœur de la population, à savoir les zones montagneuses et les limites septentrionales et orientales. Dès cette époque, le rôle de l'Aigle royal pourrait être pointé comme facteur aggravant de cette régression, plus particulièrement dans les Corbières et le Sud du Massif central, l'espèce y étant bien installée.

Après 1990, nous disposons de données précises sur la démographie de l'espèce. Analyse de la productivité (nombre de jeunes produits par couple) permet de compléter l'analyse spatiale. Nous observons une augmentation de la valeur de ce paramètre au cours des trois périodes considérées (FIG. 8). Ainsi, cette productivité passe de 0,90 poussin par couple pour la première période à 0,99 poussin par couple sur la dernière période démontrant une meilleure santé de la population.

Au cours de la première période (1990-2002), nous observons à la fois une faible productivité et une survie médiocre, en particulier des immatures. Nous constatons donc une chute régulière des effectifs cantonnés malgré l'immigration d'oiseaux catalans, ce qui a certainement permis de freiner le déclin observé (LIEURY *et al.*, 2016). Au cours de la période suivante (2003-2007), la productivité s'améliore légèrement (0,93) en particulier en Occitanie. Les actions de neutralisation des lignes électriques dangereuses, entamées depuis les années 90, semblent porter leur fruit avec une augmentation de la survie de toutes les classes d'âge de l'espèce (CHEVALLIER *et al.*, 2012, 2015). D'un point de vue spatial, ces deux périodes sont marquées par une étonnante résistance des DV isolés au nord et à l'est de l'aire de distribution : deux sites en Ardèche, un site dans le Var et un site dans la Vaucluse. Contrairement à ce que nous aurions pu imaginer le déclin a alors été essentiellement observé dans le cœur de la population avec une baisse des effectifs nicheurs de 14 % dans les Bouches-du-Rhône et de 50 % dans l'Hérault. Il est important de souligner que cette régression a été globalement plus intense dans la partie occidentale de l'aire de présence alors que les départements des Pyrénées-Orientales et de l'Aude auraient pu servir de pont avec la métapopulation ibérique toute proche. Ainsi, c'est dans les Bouches-du-Rhône, le Gard et l'Ardèche que la population a pu le mieux se maintenir au cours de cette période. La proximité de la zone d'errance majeure de l'espèce en France, à savoir la zone Crau-Camargue, n'est certainement pas indifférente au maintien de ce noyau (FIG. 7).

À partir de 2008, la phase de reprise commence par trois nouveaux DV occupés cette année-là, tous dans le cœur « Hérault - Bouches-

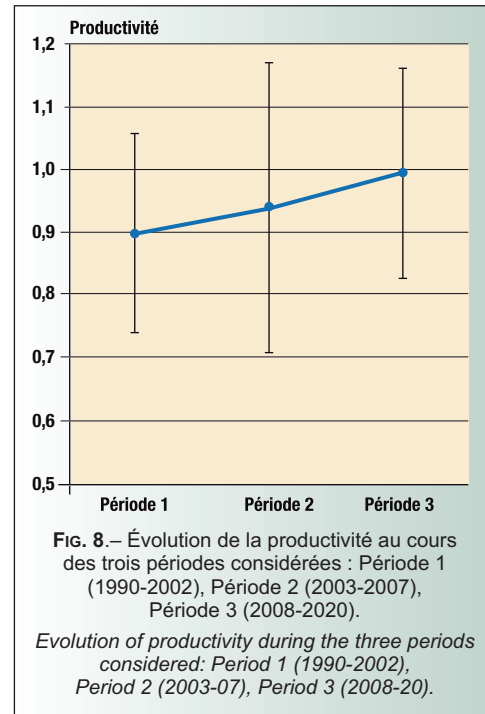


FIG. 8. – Évolution de la productivité au cours des trois périodes considérées : Période 1 (1990-2002), Période 2 (2003-2007), Période 3 (2008-2020).

Evolution of productivity during the three periods considered: Period 1 (1990-2002), Period 2 (2003-07), Period 3 (2008-20).

du-Rhône ». Cette reconquête s'étend ensuite progressivement aux départements périphériques : en 2014 (Aude et ouest Hérault), en 2018 (Vaucluse), en 2019 (Ardèche et Vaucluse) puis en 2020 dans le Var et le Nord du Gard. Au cours de cette période (2008-2020), nous constatons des remplacements très rapides d'individus morts ce qui indique la présence de nombreux oiseaux en recherche de domaine vital. Néanmoins, nous observons également une augmentation de la compétition intraspécifique avec de nombreux cas de spoliations (RAVAYROL *et al.*, 2022). La survie continue à s'améliorer, en lien avec l'augmentation des actions de neutralisation de lignes électriques ainsi que la productivité qui atteint 0,99 poussin par couple au cours de cette période.

La chute vertigineuse des effectifs nicheurs de l'Aigle de Bonelli en France a conduit à une mobilisation importante des milieux naturalistes et de l'État dès les années 80. Ainsi, plusieurs opérations d'envergure ont été menées (Plan de sauvegarde 1984-1987, Actions communautaires pour l'environnement - ACE -

1989-1993, Plan national de restauration 1994-1999, Plans nationaux d'actions 2005-2009 puis 2014-2023), auxquelles il faut ajouter la surveillance bénévole des aires dès la fin des années 70. Soumis comme de nombreuses espèces de rapaces à une persécution intensive (braconnage, vol d'œuf ou de poussins) avant leur protection officielle en France au début des années 70, l'Aigle de Bonelli a spécifiquement subi en plus une forte mortalité par électrocution qui représente environ 50 % des causes de décès connues. Les actions de conservation se sont donc essentiellement focalisées sur ce risque. Cependant, un autre volet d'actions s'est intéressé à la préservation de l'intégrité des habitats naturels de manière à maintenir l'attractivité des sites de reproduction et domaines vitaux historiques. Ces actions ont pu concerner des aspects réglementaires (mise en place d'arrêtés de protection de biotope dans les années 90), de concertation (activité de pleine nature, chasse, Natura 2000), de gestion (réouverture de milieux par pâturage, mise en place de garennes) et plus récemment juridiques (actions contre des projets éoliens ou photovoltaïques dans les zones de référence de l'espèce).

Face au constat positif observé lors de la dernière décennie, il est intéressant de comparer nos résultats à ce qui est décrit en Catalogne. Cette population toute proche a subi une régression parallèle à celle de la population française avec une baisse moindre, de ses effectifs (20 %) entre les années 70 et 2000 (de 87 couples à 65). Ensuite, les choses s'améliorent avec encore 65 couples recensés en 2005 puis 77-78 en 2018 (DEL MORAL 2006; DEL MORAL *et al.*, 2018). Dans le détail il a été noté une relative stabilité de la population entre 2003 et 2012 (68-69 couples) puis une augmentation régulière (1 couple de plus par an en moyenne) à partir de 2013, soit cinq ans après l'évolution notée en France (où une croissance régulière d'un couple de plus en moyenne par an est notée à partir de 2008). On constate donc que la reconquête régulière en France démarre avant celle de la Catalogne. Ceci peut suggérer que la population française n'est pas un simple prolongement de la population ibérique même si les deux se renforcent.

CONCLUSION

Malgré l'apparition de nouveaux domaines vitaux non documentés avant 1990 (mais tous insérés dans l'aire de répartition classique) la reconquête s'est faite majoritairement dans les DV vacants historiques (ou par densification dans les DV occupés). Ceci confirme la cohérence de la stratégie de conservation de ces DV historiques établie dans le cadre du Plan national d'actions en faveur de l'Aigle de Bonelli (BURGER *et al.*, 2014).

Aujourd'hui il existe une forte contrainte naturelle sur environ 20 DV « vacants » occupés par l'Aigle royal (FIG. 7). En contraste, Gilles CHEYLAN (1973) ne citait que deux cas connus de confrontation entre les deux espèces en Provence : un cas dans les Bouches-du-Rhône et un cas dans le Vaucluse (le couple d'Aigle royal y ayant déjà disparu en 1966). Il notait également la rareté générale de l'Aigle royal dans le milieu méditerranéen bien que l'espèce ait pu, à son avis, être plus présente anciennement (nombreux cas de destruction).

Il ne resterait donc qu'une vingtaine de DV vacants théoriquement récupérables mais avec des contraintes anthropiques à considérer qui risquent de devenir de plus en plus prégnantes (urbanisation, activités de pleine nature, etc.). Nous pourrions également observer la colonisation d'autres sites favorables non connus historiquement ou la densification des DV existants. C'est particulièrement le cas en Occitanie où la taille des domaines vitaux est nettement plus grande qu'en Région PACA mais où la disponibilité en sites de reproduction traditionnels y est aussi moins grande. Enfin, une adaptation comportementale de l'espèce face à de nouvelles conditions ou la colonisation de nouveaux supports de reproduction (arbres, pylônes électriques par exemple), encore modeste, n'est pas à exclure.

Le premier objectif des PNA AB successifs à savoir restaurer une dynamique de population positive en agissant prioritairement sur les causes de mortalité semble atteint ou en voie de l'être. Cependant la population doit encore être confortée numériquement et spatialement pour renforcer sa résilience (dans un contexte où la métapopulation ibéro-française est globalement stable avec un léger déclin en Espagne (DEL MORAL & MOLINA,

2018) compensé par l'augmentation des effectifs au Portugal et en France). L'objectif que nous nous fixons, d'atteindre une population d'au moins 60 couples reste donc parfaitement envisageable, à condition de maintenir et de renforcer les efforts de préservation des habitats. Par contre, retrouver un effectif nicheur de 80 couples semble aujourd'hui illusoire du fait des pressions exercées, d'un côté par les activités humaines, de l'autre par la compétition avec l'Aigle royal.

BIBLIOGRAPHIE

- BORNER (L.), VIOLLAT (L.), PONCHON (C.), SCHER (O.), RAVAYROL (A.), BOUDAREL (P.), BESNARD (A.) & DURIEZ (O.) 2022.– Domaines vitaux et sélection de l'habitat chez l'Aigle de Bonelli en France. Actes Symposium Bonelli 2021. *Alauda*, 90 (4): 15-28.
- BOUDAREL (P.) 2011.– *Outil cartographique en ligne de porter-à-connaissance: les périmètres de référence du plan national d'actions Aigle de Bonelli*. Actes Colloque International Montpellier: La conservation de l'Aigle de Bonelli, 28-29 janvier 2010: 70-73.
- BURGER (J.), HIESSLER (N.), PONCHON (C.) & VINCENT-MARTIN (N.) 2014.– *Plan national d'actions en faveur de l'Aigle de Bonelli Aquila fasciata 2014-2023*. 167 pp.
- CHEVALLIER (C.), CROCHET (P.-A.), VINCENT-MARTIN (N.), RAVAYROL (A.) & BESNARD (A.) 2012.– Use of mixture models to characterize site quality in philopatric animals: A case study with Bonelli's Eagle. *Animal Conservation*, 16: 198-206.
- CHEVALLIER (C.), HERNANDEZ-MATHIAS (A.), REAL (J.), VINCENT-MARTIN (N.), RAVAYROL (A.) & BESNARD (A.) 2015.– Retrofitting of power lines effectively reduces mortality by electrocution in large birds: an example with the endangered Bonelli's Eagle. *Journal of Applied Ecology*, 52: 1465-1473.
- CHEYLAN (G.) 1973.– Note sur la compétition entre l'Aigle royal (*Aquila chrysaetos*) et l'Aigle de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*). *Alauda*, 41: 203-212.
- CHEYLAN (G.), CUGNASSE (J.-M.), MURE (M.) & RAVAYROL (A.) 1998.– Historique et facteurs de régression in Numéro spécial Aigle de Bonelli. *Garrigues*, 24: 4-6.
- CUGNASSE (J.-M.) 1984.– L'Aigle de Bonelli en Languedoc-Roussillon. *Nos Oiseaux*, 37: 223-232.
- DEL MORAL (J.C.) (Ed.) 2006.– *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- DEL MORAL (J.C.) & MOLINA (B.) (Eds.) 2018.– *El águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid
- DUC (G.) & FRIER (J.) 1981.– Compte-rendu des nidifications d'Aigle de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*) et de Vautours percnoptères (*Neophron percnopterus*) pour l'année 1981. *07 Nature*, 8: 18-22.
- HERNANDEZ-MATHIAS (A.), REAL (J.) & PRADEL (R.) 2010a.– *Analyse démographique des populations d'Aigle de Bonelli de France, Catalogne et d'autres régions de la péninsule ibérique: Recrutement territorial et dispersion des Aigles de Bonelli en France et en Catalogne*. Actes Colloque International Montpellier: La conservation de l'Aigle de Bonelli, 28-29 janvier 2010: 20-22.
- HERNANDEZ-MATHIAS (A.), REAL (J.) & PRADEL (R.) 2010b.– *Analyse démographique des populations d'Aigle de Bonelli de France, Catalogne et d'autres régions de la péninsule ibérique: Analyse de la survie et viabilité des populations*. Actes Colloque International Montpellier: La conservation de l'Aigle de Bonelli, 28-29 janvier 2010: 23-27.
- HERNANDEZ-MATHIAS (A.), REAL (J.), PRADEL (R.), RAVAYROL (A.), VINCENT-MARTIN (N.), BOSCA (F.) & CHEYLAN (G.) 2010c.– Determinants of terrestrial recruitment in Bonelli Eagle (*Aquila fasciata*) populations. *The Auk*, 127: 173-184.
- HERNANDEZ-MATHIAS (A.), REAL (J.), MOLEAON (M.), PALMA (L.), SÁNCHEZ-ZAPATA (J.A.), PRADEL (R.), CARRETE (M.), GIL-SÁNCHEZ (J.M.), BEJA (P.), BALBONTÍN (J.), VINCENT-MARTIN (N.), RAVAYROL (A.), RAMÓN BENÍTEZ (J.), ARROYO (B.), FERNÁNDEZ (C.), FERREIRO (E.) & GARCÍA (J.) 2013.– From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in western Europe. *Ecological Monograph*, 83: 239-261.
- LIEURY (N.), BESNARD (A.), PONCHON (C.), RAVAYROL (A.) & MILLON (A.) 2016.– Geographically isolated but demographically connected: immigration supports efficient conservation actions in the recovery of a range-margin population of the Bonelli's Eagle in France. *Biological Conservation*, 195: 272-278.
- RAVAYROL (A.) 2008.– Évolution historique de l'occupation des sites par l'Aigle de Bonelli en France. *Bonelli Infos*, 10: 5-7.
- RAVAYROL (A.), PONCHON (C.), CARRER (A.) & VIOLLAT (L.) 2022.– Compétition intraspécifique chez l'Aigle de Bonelli en France, le cas des spoliations. *Alauda*, 90: 113-122.
- RIVOIRE (A.) & HUE (F.) 1949.– L'Aigle de Bonelli *Hieraetus fasciatus* (Vieillot) 1822. *L'Oiseau et la R.F.O.*, 19: 117-149.
- THIOLLAY (J.-M.) 1968.– Essai sur les rapaces dans le midi de la France. *Alauda*, 36: 52-62.
- VIEILOT (L.P.) 1823.– L'Aigle à queue barrée. 9. *A. fasciata* (p. 1192). In: BONNATERRE (l'abbé) & VIEILOT (L.P.) (1790-1823). *Tableau encyclopédique et méthodique des trois règnes de la nature*. II édition. Ornithologie. Livraison 93: 849-1 460.

LE CANTONNEMENT DES POPULATIONS D'AIGLE DE BONELLI ET RÉSULTATS INTERMÉDIAIRES DU PROJET **AQUILA A-LIFE**: DÉPLACEMENTS ENTRE SOUS-POPULATIONS ET MENACES IDENTIFIÉES ENTRE 2017 ET 2020

Juan José IGLESIAS-LEBRIJA, Ernesto ÁLVAREZ, Manuel GALÁN⁽¹⁾, Pablo IZQUIERDO, Sergio DE LA FUENTE, Miguel MARCO, Juan PABLO DÍAZ, Carlota VIADA, Émilie DELEPOULLE & Carmen ASTUDILLO-GARCÍA

ABSTRACT.– Bonelli's Eagle population settlement and intermediate results of AQUILA a-LIFE Project. Movements between subpopulations and identified threats between 2017 and 2020. The AQUILA a-LIFE Project (LIFE16 NAT/ES/000235), active from 2017 to 2022 and led by GREFA, aims to increase the presence of Bonelli's Eagle in western Mediterranean and reverse the regressive trend of its population. The project is working on the recovery of the species over an extensive geographic area at metapopulation scale. To accomplish this goal, the release of individuals is being carried out, following a new methodology whose effectiveness has been previously demonstrated in the Life Bonelli Project. These releases are made in Madrid, Navarra and Alava, where we have already obtained positive results, and in Sardinia. In fact, the AQUILA a-LIFE project could be seen as the continuation of the LIFE Bonelli project. Another essential work line of the project is to tackle the main threats for the species, with special efforts in preventing and reducing death by electrocution, through joint work with key sectors such as electricity companies, local administrations and experts in this field. Bonelli's Eagle shares its main threats with other species of birds of prey such as the Spanish Imperial Eagle, the Golden Eagle or the Short-toed Eagle, among others, so they will also benefit from the project's actions. This paper resumes the results obtained on released individuals; dispersal juvenile areas, number of established pairs and the identification of the main causes of mortality. In summary, there are, at least, 17 new territories since the beginning of the LIFE Bonelli Project (2013) until 2020; nine in Mallorca, four in Madrid, two in Alava and two in Navarra. The most important dispersal areas have been identified in the Iberian Peninsula, including the north of the province of Toledo, where almost all the released eagles in central and northern Spain have visited, and the south of the province of Seville for the andalusian population. Electrocution in power lines was identified as the main cause of mortality for the species, highlighting the need to mitigate and prevent this threat in prioritized areas that are critical for the species.

RÉSUMÉ.– Le cantonnement des populations d'Aigle de Bonelli et résultats intermédiaires du Projet AQUILA a-LIFE: déplacements entre sous-populations et menaces identifiées entre 2017 et 2020.

Le Projet AQUILA a-LIFE (LIFE16 NAT/ES/000235), en vigueur depuis 2017 jusqu'en 2022, et dirigé par le GREFA, a pour but d'accroître la présence de l'Aigle de Bonelli dans l'Ouest de la Méditerranée et d'inverser la tendance à la régression de ses populations. Ce projet a pour objet la restauration de l'espèce sur une vaste aire géographique, à l'échelle de la métapopulation. Afin d'accomplir cet objectif, la libération d'individus est mise en œuvre suivant une nouvelle méthodologie dont l'efficacité a été démontrée précédemment, au cours du Projet LIFE Bonelli. Les relâchés se déroulent en Espagne dans les régions de Madrid, de Navarre et d'Alava, où des résultats positifs ont déjà été obtenus, ainsi qu'en Italie, en Sardaigne. Le Projet AQUILA a-LIFE peut être vu comme la continuation du Projet LIFE Bonelli. Une autre ligne de travail essentielle de ce projet est d'affronter les principales menaces de l'espèce, en mettant l'accent sur la prévention et la réduction des cas de mortalité par électrocution, à travers un travail conjoint mené avec les acteurs clés de ce secteur, tels que les compagnies électriques, les administra-

tions locales, de même que les experts dans ce domaine. L'Aigle de Bonelli partage les principales menaces qui pèsent sur lui avec d'autres espèces de rapaces, tels que l'Aigle impérial ibérique, l'Aigle royal ou encore le Circaète Jean-Le-Blanc, entre autres, qui peuvent eux aussi bénéficier de ces actions de conservation. Cet article a pour propos de résumer les résultats obtenus avec les relâchers d'individus, la dispersion juvénile, le nombre de couples établis, ainsi que l'identification des principales causes de mortalité. En bref, on recense au moins 17 nouveaux territoires depuis le début du Projet LIFE Bonelli (2013) et ce jusqu'en 2020 : neuf à Majorque, quatre dans la région de Madrid, deux à Alava et deux en Navarre. Les plus importantes régions de dispersion ont été identifiées au sein de la Péninsule Ibérique, notamment le nord de la Province de Tolède, que presque tous les aigles relâchés dans le centre et le nord de l'Espagne ont visité, ainsi que le sud de la Province de Séville, pour ce qui est de la population andalouse. L'électrocution sur les lignes électriques a été identifiée comme la première cause de mortalité, mettant en lumière la nécessité de résoudre ce problème et de prévenir une telle menace sur des zones prioritaires, critiques pour l'espèce.

Mots-clés: *Aquila fasciata*, Évolution spatiale, Domaines vitaux, Conservation, Plan National d'Actions.

Keywords: *Aquila fasciata*, Spatial evolution, Home range, Conservation, National Action Plan.

⁽¹⁾ AQUILA a-LIFE Project, Website: <https://aquila-a-life.org>, Contact: Manuel GALÁN (Coordinateur général), GREFA. (manu@grefa.org).

INTRODUCTION

Lors de ces dernières décennies, nous assistons à ce que l'on a dénommé la crise de la biodiversité, dont la perte à niveau global a considérablement été accélérée par les activités anthropiques, donnant lieu à de nombreuses extinctions et entraînant la décroissance de populations de nombreuses espèces (CEBALLOS *et al.*, 2017; DIRZO & RAVEN, 2003). Dans ce contexte, au sein de la classe des oiseaux, les rapaces figurent comme le groupe le plus menacé, avec 18 % de ses espèces en danger d'extinction et, au niveau global, 52 % de ses populations en déclin (MCCLURE *et al.*, 2018).

L'Aigle de Bonelli (*Aquila fasciata* Vieillot, 1822) est un rapace de taille moyenne, dont la distribution s'étend depuis le Sud de l'Asie jusqu'au bassin méditerranéen. Ses populations ayant subi une forte régression sur la majeure partie de son aire de répartition entre 1970 et 1990 (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2022; IUCN, 2021), il est considéré comme une espèce menacée. Tandis que les populations de cette espèce apparaissent comme stables au Sud et à l'Est de la péninsule ibérique, celles du Nord ont subi une décroissance relativement importante (DEL MORAL & MOLINA, 2018). Ce recul des popula-

tions est lié à différents facteurs anthropiques, tels que l'électrocution et la collision avec les lignes électriques, la persécution directe, la perte et/ou la fragmentation de l'habitat, ou encore les perturbations et les dérangements sur les secteurs de reproduction (HERNÁNDEZ-MATÍAS *et al.*, 2015; LÓPEZ-LÓPEZ *et al.*, 2012; ÉQUIPE LIFE BONELLI, 2017).

L'Aigle de Bonelli est inscrit dans l'annexe I de la Directive Oiseaux de l'Union Européenne (2009/147/EC) et dans l'Appendice II des conventions de Berne, Bonn & CITES. En Espagne, l'espèce est décrite comme « Vulnérable » au niveau national, tant dans le Livre Rouge des Oiseaux d'Espagne (*Libro Rojo de las aves de España*, SEO/BirdLife 2021) que dans la Liste des Espèces sous Régime de Protection Spéciale (*Listado de Especies en Régimen de Protección Especial*), ce qui assure la mise en place de mesures de conservation spécifiques ayant pour but d'assurer sa sauvegarde et sa reproduction sur son aire de répartition.

La réintroduction et/ou translocation est un outil de plus en plus utilisé pour la conservation de la biodiversité et la régénération des fonctions écosystémiques essentielles (GRIFFITH *et al.*, 1989), dont l'objectif est le rétablissement de populations viables en nature au sein de l'aire de

répartition de l'espèce (IUCN, 1998). Suite au déclin des populations d'Aigle de Bonelli dans la Péninsule Ibérique, entre 2010 et 2012, une série de programmes de réintroduction ont été lancés afin de conserver cette espèce, grâce auxquels ont été libérés des oiseaux dans les régions espagnoles de Madrid, Navarre et Les Baléares (ÉQUIPE LIFE BONELLI, 2017). Par la suite, s'est tenue la mise en œuvre du Projet LIFE Bonelli entre 2013 et 2017 (LIFE 12 NAT/ES/000701). Sont inclus parmi les objectifs de ce projet le renforcement des populations de Madrid, d'Alava et de Navarre, ainsi que la réintroduction à Majorque. Dans les résultats, on obtient une avancée et une consolidation des méthodes de reproduction en captivité, de libération, de marquage et de capture d'individus; les potentielles menaces pour l'espèce sont en point de mire, tout spécialement les électrocutions avec les lignes électriques (ÉQUIPE LIFE BONELLI, 2017). En prolongement du LIFE Bonelli, la mise en œuvre du Projet AQUILA a-LIFE (LIFE 16/NAT/ES/000235), dirigé par le GREFA, est en cours depuis 2017. Les principaux objectifs sont l'augmentation des couples territoriaux dans le Centre et le Nord de la Péninsule ibérique, ainsi qu'en Sardaigne, de même que la prévention et la réduction des électrocutions sur l'aire de répartition de l'espèce.

Cet article présente les résultats obtenus entre l'année 2018 et le premier trimestre de 2020, en particulier les mouvements entre sous-populations et les menaces détectées sur ces territoires.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Sélection d'individus, marquage et suivi

Les individus libérés dans ce programme ont trois origines distinctes, dont des oiseaux récupérés et soignés en centre de sauvegarde, d'autres issus de translocations, ou qui viennent des centres de reproduction en captivité de l'UFCS/LPO et du GREFA (PACTEAU, 2014; IZQUIERDO & GARCÍA, 2017).

La quasi-totalité des oiseaux libérés et/ou capturés dans le Projet AQUILA a-LIFE, le LIFE Bonelli, de même que lors des antécédents et activités initiales, ont été équipés de balises GPS, soit avec technologie GSM, soit satellite. Ces dispositifs

permettent de recueillir une grande quantité de données sur l'usage du territoire par les individus d'Aigle de Bonelli réintroduits, sauvages, jeunes ou adultes. Les modèles utilisés sont des *e-obs* de 48 g (Allemagne) et des *Ornitrack-30* (Ornitela, Lituanie), avec des positions toutes les 5 minutes. Les émetteurs ont été posés selon le système de harnais décrit par GARCELON (1985) et HUNT *et al.* (1992), lequel a démontré n'avoir aucun effet sur l'état physique des oiseaux planeurs, dont l'Aigle de Bonelli (GARCÍA *et al.*, 2021).

Les différents individus ont été marqués lors de situations liées à trois problématiques distinctes qui se sont présentées au cours du Projet AQUILA a-LIFE, le LIFE BONELLI, et antécédents: au cours du processus de libération dans le cadre des réintroductions et des renforcements (n = 180), jeunes marqués au nid en nature (n = 65), individus territorialisés (n = 9) qui ont été capturés pour être marqués. Un total de 155 aigles a émis des positions sur neuf sites différents sur la période 2017-2020 (TAB. I). Les différentes entités / partenaires qui ont contribué au marquage des individus sont le *Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat* (GREFA) dans la Communauté Autonome de Madrid et alentours, en Andalousie, dans la Communauté de Valence, en Catalogne et au Maroc; la *Fundació Natura Park* (FNP) dans les Baléares; *Gestió Ambiental de Navarra* (GAN) en Navarre; *Diputació Foral*

TAB. I. – Nombre d'individus marqués avec balise GPS et le nombre de positions obtenues sur chaque site de réintroduction.

Number of individuals marked/tagged with GPS, and number of positions obtained in each release area.

Site	Individus avec des positions 2017-2020	N° de Positions
Andalousie	13	543 946
Maroc	3	108 018
Sardaigne	14	516 946
Valence	1	7 699
Catalogne	1	10 774
Navarre	22	1 054 812
Baléares	36	1 590 944
Alava	12	549 010
Madrid	53	2 238 040
TOTAL	155	6 620 189

Partenaire	Réintroduits	Marqués au nid	Capturés	Total	
GREFA	66	41	9	116	TABLEAU II. – Résumé des marquages réalisés par les différents partenaires. <i>Summary of bird taggings carried out by each partner.</i>
FNP	43	23		66	
GAN	38	1		39	
DFA-AFA	19			19	
ISPRA	14			14	
TOTAL	180	65	9	254	

de Alava-Arabako Foru Aldundi (DFA-AFA) dans la Province d'Alava; l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) en Sardaigne.

Les positions GPS obtenues pour chaque oiseau marqué ont été utilisées pour générer des cartes différenciées sur lesquelles se déclinent soit les mouvements des différents individus, soit l'intensité d'utilisation de chaque territoire. Cette étude ayant pour objectif d'évaluer les possibles corrélations entre les sexes d'une part, et la provenance d'autre part (réintroduits vs nés en nature), avec l'âge de formation du couple et l'âge de cantonnement, ainsi que la dispersion natale, des modèles linéaires généraux ont été employés avec le logiciel *Statistica 7* (HILBE, 2007).

Les domaines vitaux des couples territoriaux ont été calculés avec la méthode du Kernel du Pont Brownien (SILVA *et al.*, 2020), incluant des données récoltées entre le 15 janvier 2020 et le 1^{er} mai 2020. Dans l'objectif de simplifier les résultats, seul l'un des deux oiseaux du couple territorial a été pris en compte dans l'analyse.

RÉSULTATS

Marquage d'individus

Un total de 254 oiseaux a été marqué, en premier lieu lors des actions initiales ($n = 28$), puis dans les Projets LIFE Bonelli ($n = 142$) et AQUILA a-LIFE ($n = 84$) (TAB. II). Pendant le Projet AQUILA a-LIFE, à partir de l'année 2017, ont été récoltées 6 620 189 positions GPS de 155 aigles différents (TAB. I). Les mouvements sont enregistrés principalement en Espagne et en Sardaigne (Italie), où se trouvent les sites de libération des Aigles de Bonelli, mais à cette majorité d'individus s'ajoutent également les données d'oiseaux marqués au Maroc, ou ayant visité la France et le Portugal.

Déplacements des oiseaux à partir des différentes régions étudiées

■ **Communauté Autonome de Madrid et alentours.** – L'espace utilisé par les 53 aigles libérés dans la région de Madrid a été le Centre et l'Ouest de la Péninsule Ibérique, certains sites d'importante sédimentation ayant été détectés tels que Tierra de Campos en Castille-et-León, la Sagra dans la Province de Tolède ou encore les campagnes andalouses des alentours de Cordoue et de Séville (FIG. 1a).

■ **Navarre.** – Les déplacements des 22 oiseaux libérés en Navarre se centrent en premier lieu autour du secteur de libération et dans le Bassin-Versant de l'Èbre, mais présentent aussi des liens importants avec l'Andalousie, en particulier avec le détroit de Gibraltar (FIG. 1b). De même que cela a été observé sur les autres sites, les retours sur le secteur de réintroduction ont été fréquents bien que les oiseaux se soient déplacés sur de grandes distances lors de la dispersion juvénile.

■ **Alava.** – Les 12 aigles libérés sur ce secteur ont effectué de grandes dispersions, et certains individus se sont établis dans les pays voisins que sont la France et le Portugal (FIG. 1c). Cependant, il faut souligner la philopatricité de certains individus, qui après avoir passé plusieurs mois à des centaines de kilomètres, sont finalement revenus sur le site de relâcher.

■ **Baléares.** – Ce site est celui où la formation des couples a été la plus rapide lors de la mise en œuvre du Projet LIFE Bonelli. En conséquence, pendant le Projet AQUILA a-LIFE seulement deux individus y ont été réintroduits. Au moment où cette analyse prend fin, avec 10 couples et le recrutement d'oiseaux nés en nature, tout indique que la population est viable, bien que quelques libérations ponctuelles dans le futur

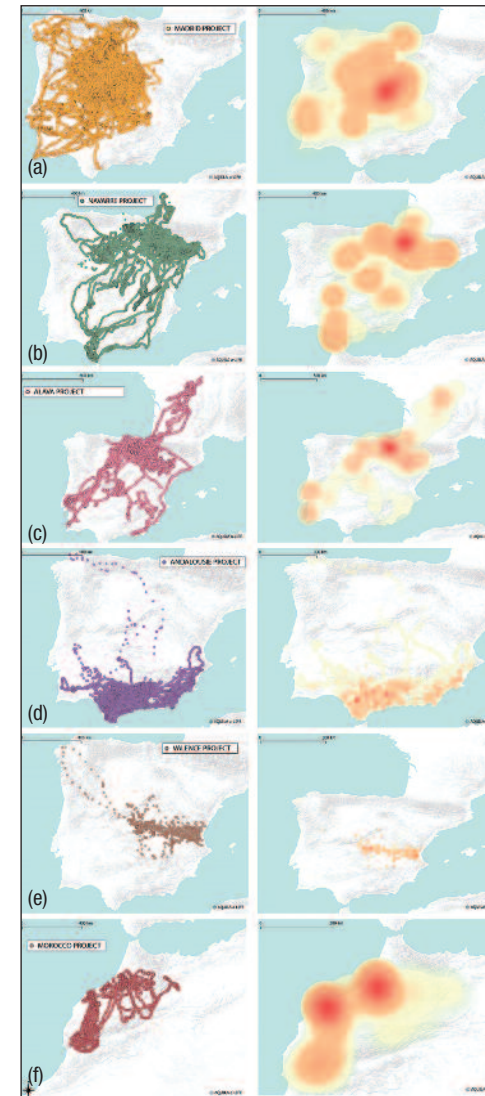


FIG. 1. – Carte de positions (à gauche) et carte d'intensité d'utilisation (à droite) des individus marqués dans (a) la Communauté de Madrid et les provinces limitrophes (le Nord de Tolède et l'Ouest de Guadalajara); (b) Navarre; (c) Alava; (d) Andalousie; (e) Valence; (f) Maroc, lors du Projet AQUILA a-LIFE. Maps showing GPS positions (left) and territory use intensity (right) of individuals tagged and released in (a) Madrid and surroundings areas (North of Toledo and West of Guadalajara); (b) Navarre; (c) Alava; (d) Andalucía; (e) Valencia; (f) Morocco during AQUILA a-LIFE project.

soient un plus. Les déplacements s'étendent sur toute l'île de Majorque.

■ **Sardaigne.** – 14 aigles en tout ont été marqués et réintroduits sur ce site. Il est à souligner que, en l'espace de seulement deux années après les premiers relâchers, des déplacements ont été enregistrés sur toute l'île sarde et une grande partie de la Corse. La majorité des positions se fixent sur deux secteurs, dans le nord et le sud de l'île sarde, cependant, les mouvements dans le nord-est de la Corse sont également remarquables.

■ **Andalousie.** – C'est un total de 13 aigles qui ont été marqués au nid lors d'actions d'examen sanitaires (ÉQUIPE LIFE BONELLI, 2017) de l'espèce et de translocations d'individus vers d'autres sites de reproduction. Ces actions de marquage se réalisent sur des aires où l'un des aiglons est transporté vers un autre site pour y être réintroduit tandis que celui qui reste au nid est équipé d'une balise GPS. Les résultats montrent que, bien que se soient produites quelques incursions dans le nord de la Péninsule Ibérique, l'unique secteur fréquenté en dehors de l'Andalousie est le pourtour méditerranéen (FIG. 1d), ce qui indique une faible dispersion des oiseaux nés au sein de cette population, qui est la plus importante d'Espagne. Cette dispersion très réduite peut limiter le fait que cette région agisse comme source d'individus reproducteurs pour d'autres secteurs, comme cela avait été auparavant suggéré par l'Université de Barcelone (HERNÁNDEZ-MATÍAS *et al.*, 2010).

■ **Communauté de Valence.** – Au cours de ce projet, un seul aiglou né en nature a été équipé d'une balise. Lors de ses dispersions juvéniles, cet individu a centré ses voyages vers l'ouest de sa région de naissance, parvenant à la côte de Gallice. Par la suite, il s'est établi pendant une longue période dans la Province de Tolède, dans le secteur du Lac de Castrejón, pour revenir ensuite à son lieu d'origine (FIG. 1e).

■ **Catalogne.** – Dans cette région, un adulte reproducteur récupéré dans le centre de sauvegarde de Vallcallent (Lleida) a été marqué, puis relâché. Après sa libération il est retourné sur son

TAB. III. – Nombre d'individus territoriaux par partenaire du projet selon sa provenance ou méthode de marquage. Entre parenthèses, le nombre d'oiseaux potentiellement vivants.

Méthode de marquage	Individus territoriaux pour chaque partenaire du projet				Total	Number of territorial individuals by partner and according to their tagging method. In brackets, the number of potentially alive birds.
	GREFA	DFA	FNP	GAN		
Réintroduction	14	5	18	11	48	
Né en nature	4	–	12	1	18	
TOTAL	19 (12)	5 (4)	30 (24)	12 (5)	66 (44)	

secteur de reproduction et, après avoir lutté avec un autre mâle qui occupait son territoire, il a réussi à le récupérer.

■ **Maroc.** – Ce sont trois individus au total qui ont été marqués et libérés au Maroc. Les déplacements des individus se centrent sur le Moyen Atlas, l'Anti-Atlas et sur la côte atlantique marocaine (FIG. 1f).

Individus territorialisés

Afin d'analyser la viabilité d'une population, il est important de connaître la dynamique de l'espèce sur le long terme. Pour conduire cette évaluation, différents aspects peuvent être pris en compte, tels que le nombre d'individus qui parviennent à former un couple, l'âge de formation du couple, la natalité, ainsi que la dispersion natale et la mortalité, entre autres. Un total de 66 individus (25,98 % du total des oiseaux libérés) se sont cantonnés ou ont défendu un territoire depuis le début des réintroductions avec les activités initiales de ce projet, parmi lesquels 44 individus (66,67 %) sont potentiellement vivants (TAB. III). Parmi l'ensemble des individus marqués territorialisés ou en couple, 48 (72,72 %) ont été réintroduits, tandis que les autres sont des oiseaux nés en nature et marqués au nid (TAB. III).

Cantonement des couples et dispersion natale

Dans cette étude, sont considérés comme aspects essentiels de la recolonisation de l'espèce les paramètres clés que sont l'âge de formation du couple et la dispersion natale, c'est-à-dire la distance parcourue à partir du lieu de naissance ou de libération des aiglons. Dans ce contexte, il est important de connaître et prendre en compte

la philopatrie, ou la tendance à revenir sur le lieu d'origine pour nidifier suite à la dispersion juvénile, en tant que donnée primordiale afin d'évaluer la viabilité des projets de réintroduction.

Les résultats montrent que la plupart des oiseaux qui ont formé un couple ont atteint cette étape entre la seconde ou la troisième année calendaire ($n = 47$) (FIG. 2). De même, on observe que sur ce point, il n'y a pas de différence statistique significative entre les deux sexes ($F(1, 53) = 0,077$; $p > 0,05$), que ce soit au niveau de la provenance (réintroduits *vs* nés en nature) ($F(1, 53) = 1,48$; $p > 0,05$) ou de l'âge de formation du couple.

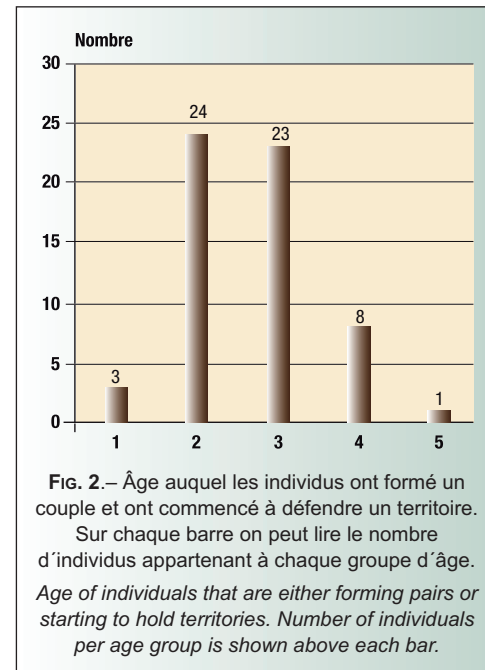


FIG. 2. – Âge auquel les individus ont formé un couple et ont commencé à défendre un territoire. Sur chaque barre on peut lire le nombre d'individus appartenant à chaque groupe d'âge. *Age of individuals that are either forming pairs or starting to hold territories. Number of individuals per age group is shown above each bar.*

Lorsque l'on se penche sur la dispersion natale, on n'observe pas non plus de différence statistiquement significative entre les sexes ($F(1, 34) = 1,7$; $p > 0,05$). De cette analyse ont été exclus les individus insulaires dont les mouvements sont conditionnés par l'extension limitée de l'île. Par contre, lorsque l'on analyse l'influence de la provenance sur la dispersion natale, on obtient des différences significatives ($F(2,33) = 3,64$; $p = 0,04$).

Mortalité

La mortalité des individus qui parviennent à se territorialiser est de 13,65 % (TAB. IV). L'information obtenue sur ces cas aide à identifier des points noirs, tant sur les secteurs de dispersion juvénile, que sur certains puits à adultes, c'est-à-dire des sites qui subissent continuellement des substitutions au sein de couples territoriaux, sans que la cause en soit connue. Des 21

Cause de mortalité	Mortalité individus territorialisés	Mortalité individus marqués Projet AQUILA a-LIFE et antécédents	TABLEAU IV. – Causes de mortalité des individus qui parviennent à territorialiser, et des individus marqués pendant le Projet AQUILA a-LIFE et antécédents. <i>Causes of mortality of territorial individuals and of birds tagged during the AQUILA a-LIFE project and previous experiences.</i>
Électrocution	12	63	
Collision	1	–	
Prédation	2	35	
Tir	1	4	
Maladie	1	1	
Dénutrition	–	4	
Intoxication	–	2	
Noyade	–	3	
Inconnue	4	21	
TOTAL	21	133	

TAB. V. – Paramètres reproductifs sur chacun des sites de libération avec formation de couples : (a) Majorque ; (b) Navarre ; (c) Madrid ; (d) Alava. *individu reproducteur à Burgos ; **Couple mitoyen avec Burgos.

*Reproductive parameters at each release area where pairs have been formed: (a) Mallorca; (b) Navarra; (c) Madrid; (d) Alava. *reproductive individual in Burgos; **One couple shared with Burgos.*

	Année	Couples territoriaux	Couples avec ponte	Couples avec jeune à l'envol	Nombre de jeunes à l'envol
a) Majorque	2014	1	1	1	1
	2015	2	1	1	1
	2016	5	2	2	4
	2017	7	4	3	4
	2018	8	6	5	8
	2019	8	7	5	8
	2020	10	6	5	6
b) Navarre	2015	1*	0	0	0
	2016	1*	1	1	1
	2017	1	0	0	0
	2018	2	0	0	0
	2019	2	0	0	0
	2020	2	0	0	0
c) Madrid	2016	2	1	1	1
	2017	2	1	0	0
	2018	3	2	0	0
	2019	4	2	1	2
	2020	5	5	5	7*
d) Alava	2020	2**	0	0	0

cas de mortalité, plus de la moitié ont été victimes d'électrocutions. Par conséquent, on estime que la réduction de cette menace pourrait donner une augmentation de 5-6 couples. Lorsque l'on considère le nombre total d'individus marqués dans ce projet, de même que dans ses antécédents, la mortalité atteint 52,36 % (considérés $n = 254$; morts = 133), l'électrocution étant la cause principale de mortalité, monopolisant 47,4 % de la totalité des cas ($n = 63$; TAB. IV).

Couples formés: jeunes à l'envol et territoires

Majorque a été en 2014 le premier site où s'est reproduit un couple formé par des oiseaux réintroduits. Depuis ce jour et jusqu'à l'année 2020, c'est un total de 32 jeunes qui se sont envolés sur cette île (TAB. V). En Navarre, une femelle réintroduite a niché en 2016 avec un individu sauvage sur un site mitoyen entre les régions de Burgos et Alava, produisant un jeune à l'envol. En 2018, une première ponte se produit sur le site de réintroduction de la région de Madrid, mais malheureusement les aigles échouent lors de la phase d'incubation. En 2019, les premières éclosions ont lieu dans la Sierra Oeste madrilène, 25 ans après la disparition de l'espèce sur ce secteur, et jusqu'à 2020, on y comptabilise déjà 10 jeunes à l'envol (TAB. V). En 2020, sur l'ensemble du projet, 18 nouveaux couples actifs se sont formés dans les différentes régions, comprenant des oiseaux provenant de réintroduction, avec un total de 11 jeunes à l'envol. Ce sont au total 40 jeunes nés en nature qui ont pris leur envol depuis le début des relâchers sur les différents sites.

Territoire des couples formés

Sur tous les secteurs inclus dans cette étude, on observe que les nouveaux territoires reconquis sont plus grands que ceux des couples déjà établis, du fait du jeune âge des individus.

■ **Communauté Autonome de Madrid et alentours.** – Comprend cinq couples, l'un d'eux est préexistant et quatre autres sont formés avec des oiseaux réintroduits. Suite aux libérations, la Sierra Oeste madrilène a été recolonisée après 25 ans d'absence de l'espèce en tant que reproductrice. Certains territoires se chevauchent et d'au-

tres sont très vastes du fait du jeune âge des oiseaux (FIG. 3a).

■ **Navarre.** – À ce jour, il y a deux couples et un individu célibataire. Leurs territoires sont également très étendus bien qu'ils se chevauchent les uns les autres (FIG. 3b).

■ **Alava.** – Dans la région d'Alava se trouvent deux territoires, l'un d'eux exclusivement sur cette province et l'autre à cheval sur celle de Burgos. Ces territoires sont très amples car occupés par de jeunes individus (Fig. 3c).

■ **Baléares.** – Avec une dizaine de couples en tout, on peut dire que la population de Majorque a une très bonne dynamique. Sur ce site, il y a aussi bien des territoires amples, qui correspondent à des couples installés récemment, que des territoires plus délimités, appartenant à des couples établis antérieurement (FIG. 3d).

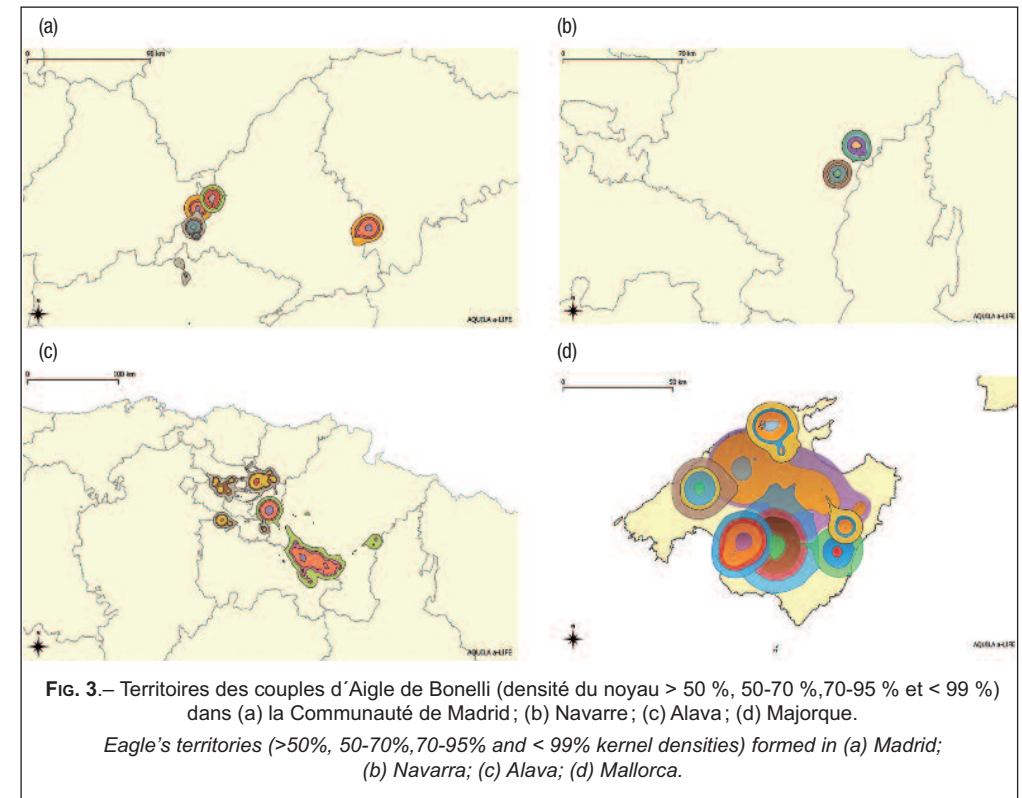
Déplacements des individus en dispersion

Les résultats obtenus donnent à connaître les différents lieux de cantonnement et la variété des déplacements selon l'individu et l'orographie. Pour chaque individu a été sélectionnée une période de temps représentative de ses mouvements lors de ses dispersions juvéniles.

■ **Communauté de Madrid.** – Les deux mâles sélectionnés (« Aldáyar » et « Lojeño ») ont tenté de se territorialiser dans la Province d'Avila. Bien qu'ils aient choisi deux secteurs de cantonnement voisins, les secteurs d'alimentation et de dispersion sont bien distincts (FIG. 4ab).

■ **Navarre.** – Les deux mâles sélectionnés (« Pastoriza » et « Bartullero ») ont réalisé des dispersions fort différentes. Tandis que « Pastoriza » a parcouru une grande partie de la Péninsule Ibérique, « Bartullero » a réalisé une dispersion beaucoup plus réduite, centrée sur le Haut Èbre (FIG. 4cd).

■ **Alava.** – Les deux femelles sélectionnées (« Soraia » et « Ioar ») ont réalisé d'amples dispersions dans deux secteurs géographiques différents.



■ **Baléares.** – Du fait des limites géographiques caractéristiques d'une île, les dispersions à Majorque ont été plus réduites que dans la Péninsule Ibérique. Les deux mâles sélectionnés (« Illa » et « Indómit ») ont centré leurs mouvements sur la Sierra de Tramuntana et la Marina de Lluçmajor, bien qu'ils aient aussi visité le reste de l'île.

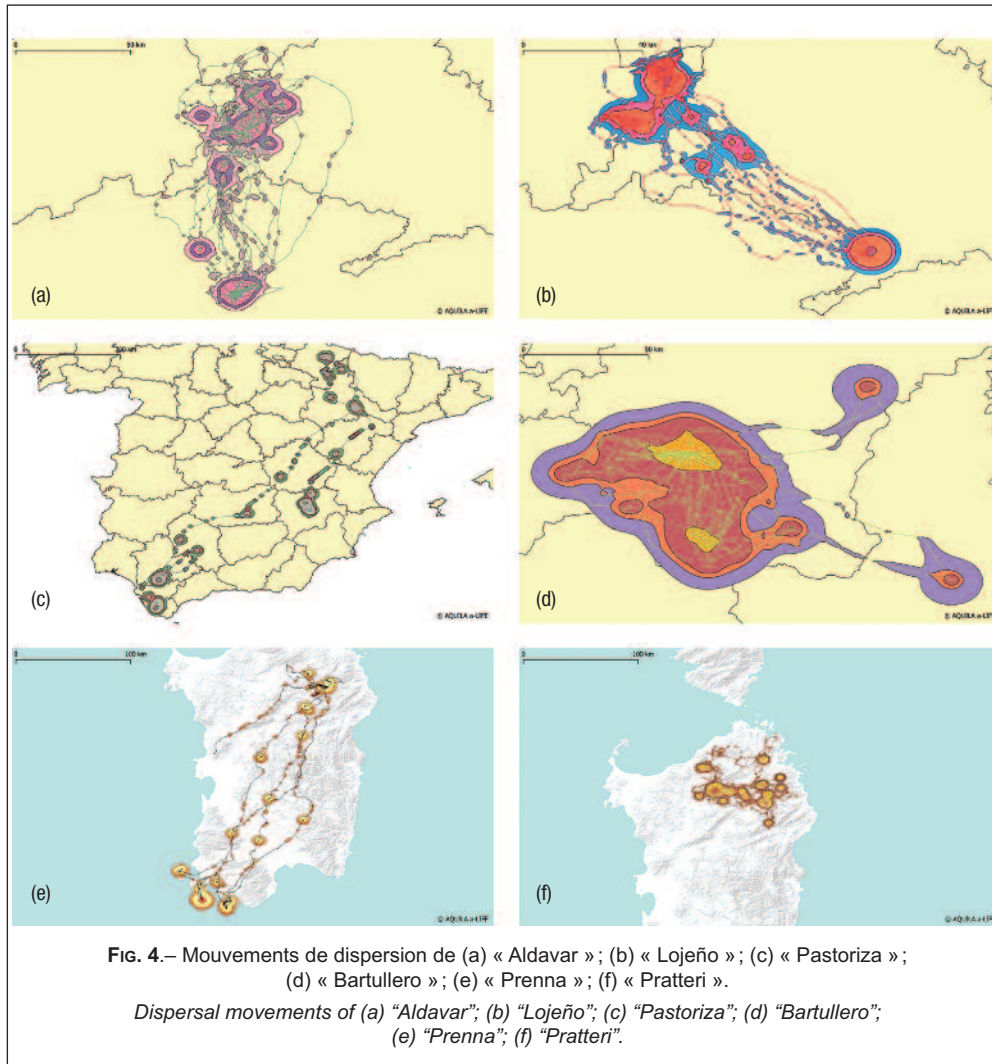
■ **Sardaigne.** – Les mouvements dispersifs des individus sélectionnés (le mâle « Pratteri » et la femelle « Prenna ») comprennent des secteurs géographiques différents (FIG. 4e, f).

DISCUSSION

Les déplacements de l'Aigle de Bonelli

Quand bien même lors de la dispersion juvénile les individus se sont déplacés vers des régions lointaines, les retours au secteur de réintroduction ont été fréquents sur tous les sites.

Pour les oiseaux de la Communauté de Madrid et environs, les secteurs d'erratique les plus importants sont Tierra de Campos en Castille-et-León, la Sagra à Tolède, ou les campagnes andalouses de Cordoue et de Séville. Les oiseaux libérés en Navarre et à Alava ont utilisé principalement le Bassin-Versant de l'Èbre et les alentours du lieu de libération, mais aussi, de manière importante, certains sites andalous, en particulier le détroit de Gibraltar, pour ce qui est des oiseaux réintroduits en Navarre, et certains secteurs de France et du Portugal dans le cas des individus relâchés à Alava. À Majorque, du fait de se trouver sur une île, les individus réintroduits ont formé un couple très rapidement. Par contre, en Sardaigne, il y a eu des oiseaux qui ont traversé la mer jusqu'à l'île voisine de Corse, où ils ont séjourné durant de longues périodes. Dans le cas de l'Andalousie, contrairement à ce qui était attendu, cette région ne s'est pas comportée comme population source d'individus



pour les populations plus au nord. Seulement un des oiseaux marqués a abandonné l'Andalousie lors de sa dispersion juvénile, pour y revenir rapidement, les principaux secteurs de dispersion juvénile étant les campagnes de Cordoue et de Séville, ainsi que le Nord de Cadix.

Influence du sexe de l'individu et de sa provenance sur la dispersion natale. Mortalité

Des différences quant à la dispersion natale selon le sexe ont été rapportées pour de nombreuses espèces d'oiseaux, dont les rapaces

(NEWTON, 2003). Dans ce groupe, les femelles tendent à se disperser plus loin que les mâles (GREENWOOD, 1980). Cependant, selon ce qui a été observé lors de notre étude, la dispersion natale des Aigles de Bonelli ne s'est pas montrée influencée par le sexe de l'individu, en concordance avec d'autres études réalisées auparavant sur cette même espèce (REAL & MAÑOSA, 2001; ÉQUIPE LIFE BONELLI, 2017). Par ailleurs, cette dispersion natale s'est pourtant vue influencée de manière significative par la provenance des oiseaux (réintroduits vs nés en nature), avec des oiseaux

marqués au nid présentant des distances de dispersion supérieures, et donc moins « philopatrices ». Ceci s'explique par le fait que lorsque les individus marqués au nid tentent de revenir, ils retrouvent leurs propres parents et le territoire occupé, les obligeant à aller plus loin pour initier la reproduction (ÉQUIPE LIFE BONELLI, 2017). Par contre, les individus réintroduits trouvent à leur retour des territoires vides qu'ils peuvent occuper sans rencontrer de résistance.

La plupart des individus qui ont réussi à former un couple, ont atteint ce statut lors de la seconde ou de la troisième année calendaire, et les territoires nouvellement occupés se trouvent sur le site de relâcher ou à proximité, ce qui nous donne de nouveau un signal clair de la philopatricie de l'espèce. Il est probable que du fait de ce caractère philopatricie, ne soient pas observés de recrutements d'individus entre sous-populations. Bien que se soient produits des mouvements de dispersion sur des secteurs éloignés de la région d'origine, accompagnés d'un cantonnement plus ou moins long, les oiseaux tendent à revenir sur leur lieu de naissance au moment de territorialiser et de se mettre en couple.

Au cours des deux projets LIFE, ont été identifiées les menaces les plus significatives pour l'espèce, mettant en exergue les électrocutions et les collisions avec des lignes électriques. L'électrocution est la cause de mortalité d'origine anthropique la plus importante pour les oiseaux en général (ANGELOV *et al.*, 2013; LOSS *et al.*, 2015; PRINSEN *et al.*, 2011), tout particulièrement pour les rapaces (JANSS, 2000; LEHMAN *et al.*, 2007), et met à mal de manière significative leur conservation. En Espagne, l'électrocution touche de nombreuses espèces menacées de rapaces, tels que l'Aigle de Bonelli mais aussi l'Aigle impérial ibérique (*Aquila adalberti*) (FERRER *et al.*, 1991; GONZÁLEZ *et al.*, 2007; HERNÁNDEZ-MATÍAS *et al.*, 2015). C'est pour cela que l'information obtenue lors du Projet AQUILA a-LIFE sur les mouvements et les territoires, tant des juvéniles que des couples territoriaux, est essentielle pour identifier des sites prioritaires où centrer les efforts pour réduire la menace décrite ici.

L'un des principaux critères pour évaluer le succès d'un projet de réintroduction est l'établissement de populations viables dans le temps



JUAN JOSÉ IGLESIAS-GREFA

(SCHAUB *et al.*, 2009). Dans ce contexte, tant les actions initiales du projet réalisées entre 2010 et 2012, que le LIFE Bonelli ont permis la création de protocoles d'action efficaces, menés avec succès. Dans cette étude, on peut voir que dès les antécédents du projet et ensuite durant les deux LIFE, les tendances à la décroissance des populations de l'Aigle de Bonelli ont été inversées et que, dans le cas des Baléares, où l'espèce était éteinte, s'est rétablie une population viable dans le temps (VIADA *et al.*, 2015), avec le recrutement d'oiseaux nés en nature sur ce site. Ces résultats indiquent que les objectifs du Projet AQUILA a-LIFE sont mis en œuvre avec succès, démontrant aussi que les réintroductions et renforcements sont le meilleur paradigme pour mener à bien la conservation de cette espèce hautement philopatricie.

REMERCIEMENTS

À Christian PACTEAU, Jean-Claude MOURGUES, Víctor GARCÍA, Karim ROUSSELOM, Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, UFCS/LPO, AMPR, et à tous les partenaires et collaborateurs du Projet AQUILA a-LIFE grâce auxquels la mise en œuvre de ce travail est rendue possible.

BIBLIOGRAPHIE

- CEBALLOS (G.), EHRICH (P.R.) & DIRZO (R.) 2017.– Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the national academy of sciences*, 114 (30), E6089-E6096.
- DEL MORAL (J.C.) & MOLINA (B.) 2018.– *El águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y métodos de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.
- DIRZO (R.) & RAVEN (P.H.) 2003.– Global state of biodiversity and loss. *Annual review of Environment and Resources*, 28: 137-167.
- ÉQUIPE LIFE BONELLI, 2017.– *Recuperación integral de las poblaciones de águila de Bonelli en España*. Seminario Internacional (Sangüesa-Navarra), septiembre 2017.
- GARCELON (D.K.) 1985.– *Mounting backpack telemetry packages on Bald Eagles*. Institute for Wildlife Studies, Arcata, CA.
- GARCÍA (V.), IGLESIAS LEBRIJA (J.J.) & MORENO OPO (R.) 2021.– Null effects of the Garcelon harnessing method and transmitter type on soaring raptors. *Ibis*, 163: 899-912.
- GONZÁLEZ (L.M.), MARGALIDA (A.), MANOSA (S.), SÁNCHEZ (R.), ORIA (J.), MOLINA (J.I.) & PRADA (L.) 2007.– Causes and spatio-temporal variations of non-natural mortality in the vulnerable Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* during a recovery period. *Oryx*, 41: 495-502.
- GREENWOOD (P.J.) 1980.– Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal behaviour*, 28: 1140-1162.
- GRIFFITH (B.), SCOTT (J.M.), CARPENTER (J.W.) & REED (C.) 1989.– Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245 (4917): 477-480.
- HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.), REAL (J.), PRADEL (R.), RAVAYROL (A.), VINCENT-MARTIN (N.), BOSCA (F.) & CHEYLAN (G.) 2010.– Determinants of territorial recruitment in Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) populations. *The Auk*, 127: 173-184.
- HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.), REAL (J.), PARÉS (F.) & PRADEL (R.) 2015.– Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) in Southern Europe. *Biological Conservation*, 191: 110-116.
- HILBE (J.M.) 2007.– STATISTICA 7: an overview. *The American Statistician*, 61: 91-94.
- HUNT (W.G.), DRISCOLL (D.E.), BIANCHI (E.W.) & JACKMAN (R.E.) 1992.– *Ecology of Bald Eagles in Arizona*. Santa Cruz: Report to U.S. Bureau of Reclamation by BioSystems Analysis.
- IUCN, 1998.– *Guidelines for re-introductions*. Cambridge: IUCN/SSC Re-Introduction Specialist Group.
- IUCN, 2021.– *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2021-3. Available at: www.iucn-redlist.org. (Accessed: 9 December 2021).
- IZQUIERDO (P.) & GARCÍA (R.) 2017.– Cría en Cautividad. En Equipo LIFE Bonelli (Eds) *Recuperación Integral de las poblaciones de águila de Bonelli en España* (pp. 27-38). Seminario Internacional (Sangüesa-Navarra, septiembre 2017).
- JANSS (G.F.) 2000.– Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation*, 95: 353-359.
- LEHMAN (R.N.), KENNEDY (P.L.) & SAVIDGE (J.A.) 2007.– The state of the art in raptor electrocution research: a global review. *Biological conservation*, 136: 159-174.
- LÓPEZ-JIMÉNEZ (N.) 2021.– *Libro Rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife: Madrid, Spain.
- LÓPEZ-LÓPEZ (P.), SARÀ (M.) & DI VITTORIO (M.) 2012.– Living on the edge: assessing the extinction risk of critically endangered Bonelli's Eagle in Italy. *PLoS One*, 7(5), e37862.
- LOSS (S.R.), WILL (T.) & MARRA (P.P.) 2015.– *Direct mortality of birds from anthropogenic causes*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics.
- MCCLURE (C.J.), WESTRIP (J.R.), JOHNSON (J.A.), SCHULWITZ (S.E.), VIRANI (M.Z.), DAVIES (R.) & BUTCHART (S.H.) 2018.– State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. *Biological Conservation*, 227: 390-402.
- NEWTON (I.) 2003.– *The Speciation and Biogeography of Birds*. Academic Press, London.
- PACTEAU (C.) 2014.– Reproduction en captivité de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*, l'attachement entre partenaires. *Alauda*, 82: 91-104.
- PRINSEN (H.A.M.), BOERE (G.C.), PIRES (N.) & SMALLIE (J.J.) 2011.– *Review of the conflict between migratory birds and electricity power grids in the African-Eurasian region*. CMS Technical Series No. XX, AEWVA Technical Series No. 3.
- REAL (J.) & MAÑOSA (S.A.) 2001.– Dispersal of juvenile and immature Bonelli's Eagles. *Journal of Raptor Research*, 35: 9-14.
- SCHAUB (M.), ZINK (R.), BEISSMANN (H.), SARRAZIN (F.) & ARLETTAZ (R.) 2009.– When to end releases in reintroduction programmes: demographic rates and population viability analysis of bearded vultures in the Alps. *Journal of Applied Ecology*, 46: 92-100.
- SILVA (I.), CRANE (M.), MARSHALL (B.M.) & STRINE (C.T.) 2020.– Revisiting reptile home ranges: moving beyond traditional estimators with dynamic Brownian Bridge Movement Models. *BioRxiv*.
- VIADA (C.), PARPAL (L.), MORRO (B.) & MAYOL (J.) 2015.– *El águila de Bonelli (Aquila fasciata) en Mallorca: su extinción y su reintroducción*. In *Llibre Verd de Protecció d'Espècies a les Balears*. Monografia de la SHNB nùm. 20.

ÉVALUATION DE LA DISPONIBILITÉ ET DE L'ACCESSIBILITÉ DES SITES VACANTS POUR L'AIGLE DE BONELLI DANS LE CADRE DES ACTIVITÉS D'ESCALADE EN FALAISE

Marion JANEL⁽¹⁾, Alain RAVAYROL⁽²⁾, Cécile PONCHON⁽³⁾ & Antoine CARRE⁽²⁾

ABSTRACT.– Assessment of the availability and accessibility of vacant sites following the rise of the Bonelli's Eagle population in the context of rock climbing. The recent transformation of climbing as a mass sport practice in the south of France raises the question of anthropic disturbance in cliff areas favorable to Bonelli's Eagle nesting. The requiring of new itineraries put pressure on nest-sites, whether or not they have been occupied by the specie. The GPS data obtained by telemetric monitoring indicate that almost all the vacant sites climbed are regularly visited by erratic individuals. A common understanding of the cliff areas, shared between nature conservationists and recreation promoters, seems essential and induces reciprocal communication and the establishment of a stable long-term relationship. The local contexts, the individual initiatives, or the perceptions of the promoters on the development of their sport and on biodiversity issues are to be considered to propose modalities of management of the spaces, favorable to the Bonelli's Eagle as to the whole of the cliff avifauna for the species.

RÉSUMÉ.– Évaluation de la disponibilité et de l'accessibilité des sites vacants suite à l'essor de la population d'Aigle de Bonelli dans le cadre de l'escalade en falaise. La récente transformation de l'escalade en tant que pratique sportive de masse dans le sud de la France soulève la problématique de l'intrusion anthropique dans des espaces rupestres favorables à l'Aigle de Bonelli. Le besoin régulier de créer de nouveaux itinéraires exerce une pression sur les sites favorables à la nidification, qu'ils aient ou non été occupés par l'espèce. Les données GPS obtenues dans le cadre du programme de suivi télémétrique indiquent que la quasi-totalité des sites vacants concernés par la pratique de l'escalade sont fréquentés de manière récurrente par des individus erratiques. Une appréhension commune des espaces rupestres, entre acteurs de la conservation et promoteurs de ces pratiques de loisirs, paraît essentielle. Cela doit passer par une communication réciproque et l'instauration d'une relation stable dans le long terme. Les contextes locaux, les initiatives individuelles ou les perceptions des équipiers sur le développement de leur sport et sur les enjeux de biodiversité sont à prendre en compte pour proposer des modalités de gestion des espaces, favorables à l'Aigle de Bonelli comme à l'ensemble de l'avifaune rupestre.

Mots-clés : *Aquila fasciata*, Escalade, Accessibilité, Pression anthropique, Protection, Communication, Concertation.

Keywords : *Aquila fasciata*, Climbing, Accessibility, Human pressure, Communication, Concertation.

⁽¹⁾ École Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse, avenue de l'Agrobiopole, F-313626 Auzeville.

⁽²⁾ La Salsepareille, 3 bis rue vieille commune, F-34800 Clermont-l'Hérault (lasalsepareille@orange.fr).

⁽³⁾ CEN PACA, Maison de la Crau 2, Place Léon Michaud, F-13310 Saint-Martin-de-Crau.

INTRODUCTION

L'Aigle de Bonelli, espèce emblématique de la région méditerranéenne classée parmi les rapaces français les plus menacés (Annexe I de la directive 2009/147/CE du 30 novembre 2009, dite Directive Oiseaux) possède en 2020 en France un effectif de 41 couples, correspondant à la moitié de son effectif historique estimé à 80 couples dans les années 1960 (CHEYLAN *et al.*, 1998). Les causes de mortalité sont multiples pour expliquer ce déclin spectaculaire qui amena la population française à 22 couples seulement en 2002. En améliorant les connaissances sur l'espèce et en luttant contre les menaces, les divers programmes de protection ont permis un regain de population avec une augmentation d'un nouveau couple par an en moyenne. Cette étude s'inscrit dans le troisième Plan National d'Action en faveur de l'Aigle de Bonelli (BURGER *et al.*, 2014) qui a pour objectif de consolider la population française actuelle en favorisant la poursuite de la reconquête de son aire de répartition historique, (FIG. 1). Si un regain de la population d'Aigle de Bonelli est observé à ce

jour, cette tendance démographique reste toutefois fragile et dépend fortement de la disponibilité en sites de reproduction favorables incluant des espaces rupestres situés dans l'aire de répartition historique et à proximité de zones de chasse. Or, certains de ces milieux sont aujourd'hui fortement concernés par des activités anthropiques (MORVAN, 2010), les espaces naturels étant utilisés comme des outils de développement économique, touristique et culturel. On retrouve ici la notion plus globale de services écologiques et de partage des espaces (CHADENAS *et al.*, 2020). L'utilisation de ces espaces pour les activités humaines, et notamment pour la pratique sportive dans le cadre de cette étude, n'est néanmoins pas toujours compatible avec la protection de la biodiversité. Parmi ces activités, l'escalade tient une place particulière dans l'analyse du dérangement anthropique de par son utilisation des linéaires rupestres comme voies de progression. L'objectif premier d'ascension implique de pénétrer dans l'espace refuge des espèces rupestres, en particulier pour leur reproduction. La sur-fréquentation d'un site d'escalade ou la pratique pendant une période sen-

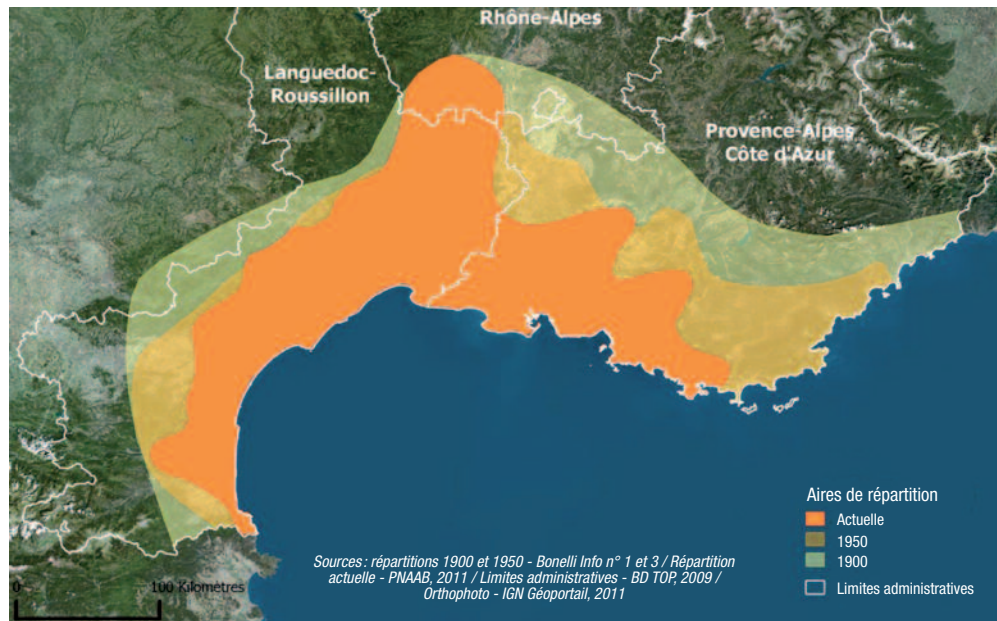


FIG. 1. – Évolution de l'aire de répartition de l'Aigle de Bonelli en France (source MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE, 2014).
Evolution of the distribution area of Bonelli's Eagle in France.

sible peut induire un dérangement suffisant à faire échouer une nidification ou une tentative de cantonnement. Ce sport en développement constant ces dernières années, est aujourd'hui un facteur important à prendre en compte dans l'évaluation du dérangement anthropique de l'Aigle de Bonelli. Nous nous sommes donc intéressés à l'enjeu que représente l'escalade dans la recolonisation future par l'Aigle de Bonelli de ses sites de nidification laissés vacants. Pour cela, des données télémétriques ont été utilisées afin de croiser la présence actuelle des Aigles de Bonelli d'une part et la présence de sites d'escalade d'autre part sur les falaises identifiées comme sites de nidifications vacants. L'objectif est d'identifier les sites où la fréquentation par des Aigles de Bonelli erratiques est récurrente et d'y évaluer la présence humaine. Cette première analyse est appuyée par une approche sociologique visant à questionner plusieurs acteurs du milieu de l'escalade sur l'évolution liée des places qu'occupent la faune rupestre et l'escalade en falaise. L'étude vise finalement à s'interroger sur la priorité d'anticiper la gestion de l'activité d'escalade sur les sites vacants concernés par la fréquentation des Aigles de Bonelli erratiques dans le but de favoriser leur disponibilité pour l'espèce.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Sélection des localisations géographiques concernées par l'étude et mise en forme de la base de données

Nous nous intéressons aux sites de nidification de l'Aigle de Bonelli aujourd'hui vacants. Un site vacant est un site identifié comme ayant été historiquement utilisé et occupé par un couple

pour effectuer sa nidification. Un remaniement a tout d'abord été effectué parmi tous les sites vacants français connus. D'une part, nous avons éliminé ceux présents dans l'aire de répartition de l'Aigle royal et ceux localisés dans le domaine vital d'un couple cantonné. D'autre part, nous avons ajouté trois sites supplémentaires, non identifiés auparavant comme sites vacants, sur lesquels des séjours récurrents ont été détectés par télémétrie. Par commodité, nous les englobons dans le terme « site vacant ». Par ailleurs, nous prenons également en compte cinq sites récemment réoccupés et pour lesquels l'enjeu escalade n'avait pas été anticipé à l'époque et qui représentent un support de discussion intéressant pour la partie sociologique de l'étude. La répartition des sites sélectionnés est la suivante : 16 en Occitanie, 12 en Provence-Alpes-Côte-d'Azur et 8 en Ardèche. Pour chaque site, les données administratives, environnementales et sportives (escalade) ont été compilées grâce aux documents d'objectifs dans un tableur afin de créer une base de données uniforme sur le contexte local (TAB. I). Elles sont issues de références gouvernementales, de la littérature spécialisée ou encore des échanges avec différents gestionnaires des territoires. Les données bibliographiques sont associées dans les références spécialisées.

Représentation cartographique des sites de nidification vacants de l'Aigle de Bonelli

Chaque site étudié est matérialisé par un pointage de la localisation exacte de l'aire vacante si elle est connue précisément, ou au milieu du linéaire de la falaise dans le cas contraire. Plusieurs points sont placés dans une même zone si

TABLEAU I. – Tableur « base de données », informations à identifier par site.
"Database" spreadsheet, information to be identified by site.

Données « administratives »	Code du site, information de lieu, propriétaire ou responsable du site, statut de protection
Données « environnement »	Topographie, aires connues présentes (Aigle de Bonelli ou autre espèce rupestre)
Données « escalade »	Nombre de secteurs, enjeu du site d'escalade (site d'initiation, site majeur...), conventionnement, longueur du linéaire équipé, fréquentation, équipiers principaux, date de la dernière édition du topoguide, projets de développement, présence d'équipements sauvages
Données « autres activités »	Présence d'itinéraires de randonnées et proximité avec l'aire vacante, autres activités notables

TABLEAU II. – Table attributaire de la couche de points représentant les sites d'étude.

Attribute table of the point layer representing the study sites.

Id	Code du site
nom_ville	Nom de la ville
lieu_dit	Nom de la localisation précise du site vacant, en fonction de la toponymie locale
note_esc (0 - 1 - 2)	Note de 0 à 2 évaluant la pression escalade existante sur le site (0 pression nulle, 2 pression forte)
ZPS (oui/non)	Le site est localisé dans une zone Natura 2000 directive Oiseaux
ZSC (oui/non)	Le site est localisé dans une zone Natura 2000 directive Habitat
APPB (oui/non)	Le site est localisé dans une zone soumise à un Arrêté Préfectoral de Protection de Biotope
nom_APPB	Nom de l'APPB
dep	Numéro du département où est localisé le site

plusieurs aires connues sont dispersées sur ce qui est considéré comme un même territoire, c'est le cas par exemple d'un site avec plusieurs linéaires de falaises distincts. Ils sont alors différenciés en ajoutant des lettres (a, b, c) au code officiel du site. Les trois sites supplémentaires détectés par les données télémétriques ne possèdent pas de code, ils seront nommés ici par les lettres A, B et C. Une table attributaire (TAB. II) complète les localisations cartographiques suivant les informations du tableau I. Nous appliquons ensuite sur chacun des points une zone tampon de 1 200 m de rayon, méthodologie homogène et répétable sur l'ensemble des points. Le tampon pris est suffisamment large à l'échelle locale pour englober le site de nidification d'un couple et suffisamment précis à l'échelle de l'aire de répartition totale pour rendre les récurrences de fréquentation significatives.

Sélection des individus Aigle de Bonelli et période d'étude

Les individus qui constituent l'objet de notre étude sont les jeunes Aigles de Bonelli en période d'errance. D'abord en errance, une stratégie de cantonnement débute autour de l'âge de 2 à 4 ans, ils recherchent alors des sites favorables à leur nidification. Les déplacements de ces individus erratiques sont étudiés en France grâce au programme de suivi télémétrique commencé en 2017 ayant permis la pose de balises GPS sur 55 juvéniles entre 2017 et 2020, sur une population totale de 142 jeunes à l'envol (PONCHON & RAVAYROL, 2021). Notre étude s'appuie donc sur

cette population de jeunes suivis et nous utilisons par commodité le terme « population erratique » pour la nommer. La période d'étude s'étend du 31 août 2017 (émancipation des jeunes du cortège de 2017) au 15 mai 2021 (date antérieure à l'émancipation et à la pose de balise du cortège de 2021 afin de ne pas avoir de données de jeunes au nid). Nous assumons que l'échantillon étudié représente un tiers de la population totale de jeunes émancipés sur cette période.

Croisement des données télémétriques avec la localisation des sites de nidification vacants de l'Aigle de Bonelli

Nous croisons les données GPS des 55 juvéniles suivis avec les zones tampons. Le résultat du traitement des données sur R est représenté sous forme de graphiques avec en abscisse : la date (période temporelle découpée en semestres), et en ordonnée : le code de l'individu. Chaque graphique représente un site et nous regroupons ces derniers par région. À l'échelle choisie pour l'analyse des graphiques, un point sur le graphique couvre une durée de 40 jours et correspond à au moins une visite. Retenons toutefois que l'analyse graphique est faite par site et non par individu pour répondre à la problématique posée. Visualiser la position de l'individu à un instant *t* est en effet hors de propos dans le cadre de cette étude et la comparaison entre un point unique et une récurrence de points sur une durée donnée reste par ailleurs pertinente à cette échelle. Vis-à-vis du nombre de données GPS à notre disposition, nous avons

donc fait le choix d'une représentation graphique simplifiée permettant toutefois de faire ressortir les sites présentant une particularité.

Le nombre de balises en circulation augmentant logiquement avec les années, ce facteur est à prendre en compte dans le fait d'observer plus de jeunes dans la période la plus récente de l'étude. Un site d'apparence peu fréquenté d'après les résultats graphiques ne devra pas être exclu totalement de l'hypothèse d'un futur cantonnement. À l'inverse, un site d'apparence très visité pourra ne jamais faire l'objet d'un cantonnement. Ce caractère incertain de l'étude est essentiel car les résultats qui en découlent doivent être considérés comme des indices et ne préjugent pas d'un événement futur. Il s'agit ici de mettre en lumière des situations significatives et non pas d'écarter les sites selon leur fréquentation.

Enquête sociologique auprès de plusieurs acteurs du milieu de l'escalade en falaise

Une sélection a tout d'abord été faite parmi tous les interlocuteurs possibles du milieu de l'escalade. Nous avons choisi de cibler les sportifs à l'origine de nouvelles voies d'escalade, les initiateurs de la pratique et de la fréquentation sur les sites d'escalade. Ces personnes sont appelées « équipiers ». Nous nous sommes intéressés aux équipiers principaux encore actifs des sites d'escalade présents ou proches d'un site vacant étudié, aux auteurs de topoguide⁽¹⁾ ou encore aux équipiers historiques du département. Leurs contacts ont été obtenus via le topoguide ou via le réseau de la communauté « escalade ». Nous avons choisi d'utiliser une technique d'enquête qualitative et de réaliser des entretiens semi-directifs et en présentiel auprès des 18 personnes ayant répondu présent et sélectionnées préalablement selon les critères listés plus haut. Cette méthodologie permet d'orienter le discours des interrogés autour de différents thèmes définis au préalable et consignés dans un guide d'entretien. Bien que dirigé, l'entretien semi-directif a l'avantage de permettre l'approfondissement d'un domaine et d'ouvrir la discussion sur un sujet tiers (OLIVIER DE SARDAN, 1993 ; 2003). Le guide constitue un document indispensable regroupant l'essentiel des sujets à aborder parmi les thèmes suivants : profil de l'enquêté, perception

de l'espace et des réglementations, avenir de la pratique et concertation. Les entretiens se sont déroulés du 4 juin au 16 juillet 2021. Parmi les 18 interrogés au cours de cette étude, on ne compte qu'une seule femme. La majorité, 14 sur les 18 interrogés, sont des professionnels du milieu de l'escalade. Ils sont moniteurs de clubs locaux d'escalade, professionnels indépendants ou interviennent dans les formations de Brevet d'État. Par ailleurs, 9 sont auteurs de topoguide et 5 sont investis dans la communauté escalade à travers les Comités Territoriaux de la Fédération Française de la Montagne et de l'Escalade⁽²⁾. Parmi les interrogés, deux seulement sont rémunérés pour leur travail en falaise. Aucun refus d'interview n'a été comptabilisé malgré le fait que la période d'entretiens se soit déroulée au début de la haute saison pour les professionnels.

RÉSULTATS

Fréquentation des sites vacants par les Aigles de Bonelli erratiques

Pour chaque région, nous regroupons les sites vacants dans trois classes de fréquentation. Elles sont nommées « importante », « modérée » et « faible » et sont différenciées selon le nombre d'individus différents, de localisations et leur récurrence ainsi que leur fréquentation par des individus subadultes. Les sites concernés par un cantonnement récent sont écartés des analyses graphiques, il s'agit des sites 17 et 23 (FIG. 2), 53 (FIG. 3), 75 et 91 (FIG. 4).

Occitanie. – Nous classons les sept sites suivants dans la classe de fréquentation « importante » : 41, A, 18a et b, B, 42a et b et 40. En effet, on observe pour chacun d'eux l'enregistrement ou une récurrence d'enregistrement d'individus de 2 à 4 ans ainsi qu'une amplification sur la période récente. Le site 40 présente par ailleurs la particularité d'avoir une fréquentation très importante, autant en fréquence qu'en nombre d'individus différents. La diagonale de points très marquée illustre la présence chaque année de juvéniles d'un à deux ans. À l'inverse, les sites 63, 49a et C n'ont qu'un nombre faible de données. Les sites 49b, 45, 61, 44 et 59 sont eux classés dans la classe de fréquentation « modérée ».

⁽¹⁾ Il s'agit de l'ouvrage de référence recensant tous les itinéraires présents sur un même site d'escalade ou sur un territoire.

⁽²⁾ Ce sont les antennes locales de la fédération qui ont pour mission de gérer et de promouvoir la pratique au niveau local.

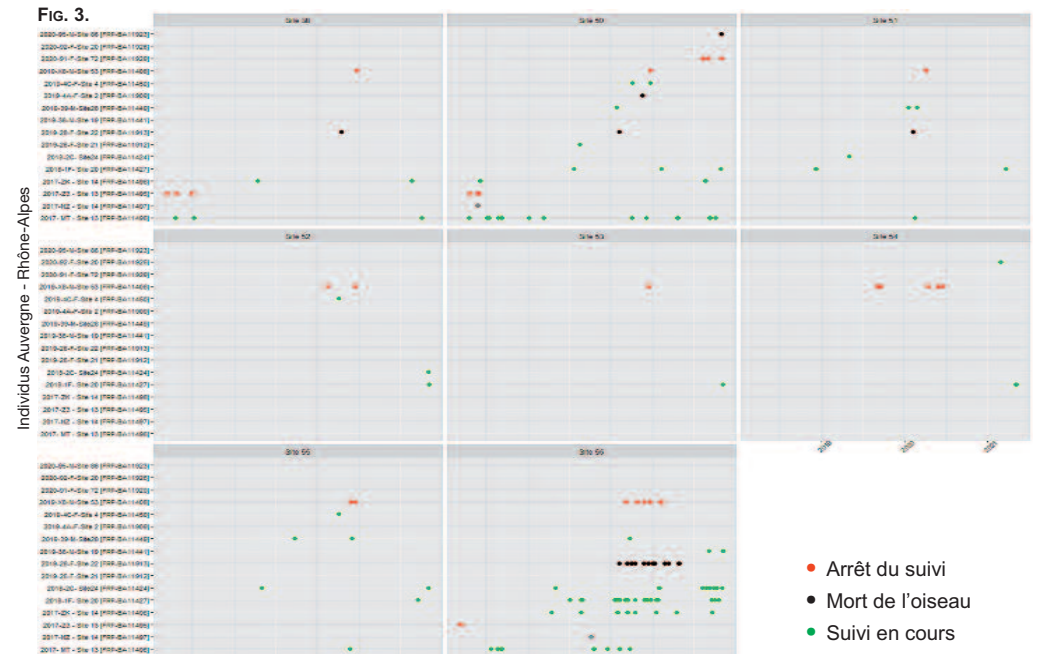
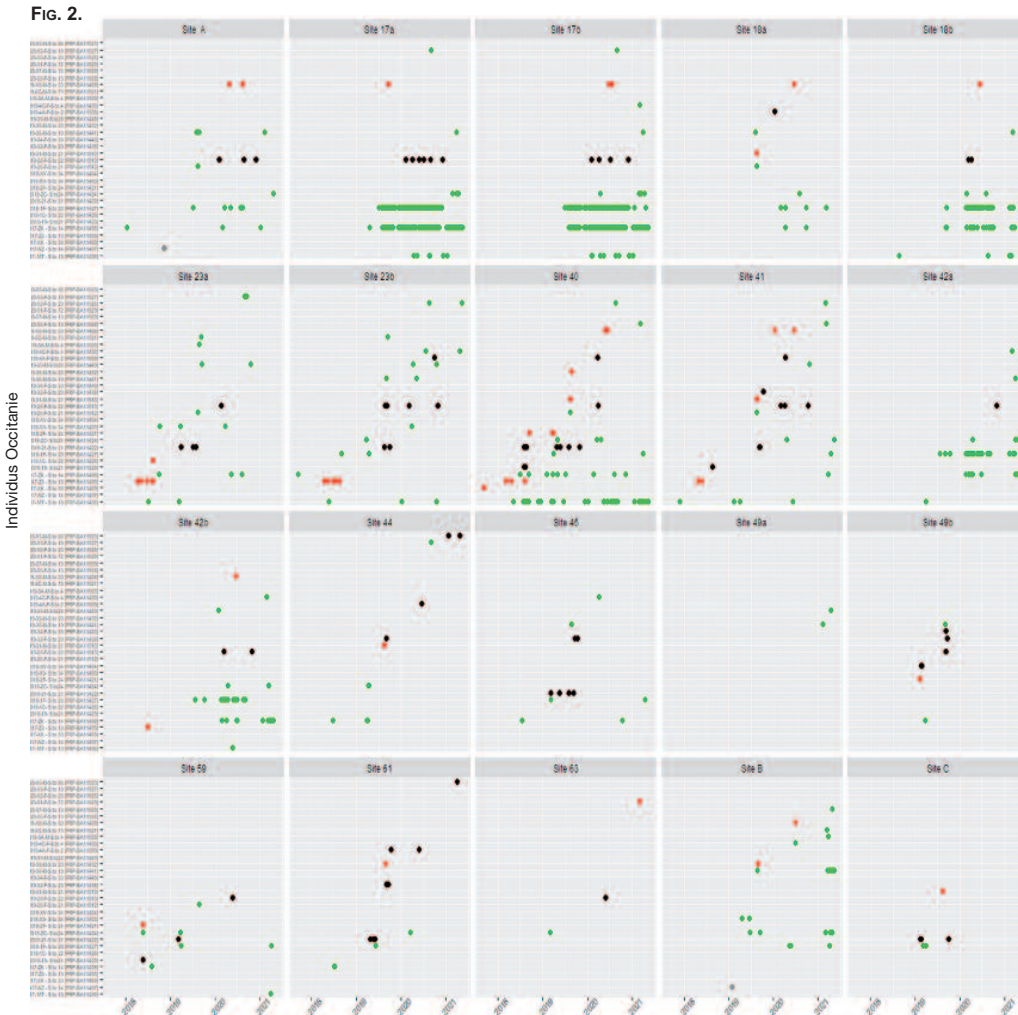
Ardèche. – Les sites 56 et 50 présentent une fréquentation « importante » avec un nombre conséquent de données et une récurrence de points qui les différencient des autres graphiques. Le site 56 montre une récurrence importante de plusieurs individus, notamment d'individus âgés de 2 à 3 ans, sur plusieurs mois et sur la période récente. Le site 50 présente un

nuage de points : beaucoup d'individus enregistrés mais avec une récurrence faible. Seul le dernier individu équipé, subadulte lors de ses derniers enregistrements, est enregistré avec une récurrence forte sur la totalité de la durée de l'étude. Les sites 38, 51 et 55 enregistrent un nombre d'individus plus faible et ne présentent pas de particularité graphique, ils sont classés

Résultats graphiques du croisement GPS et des localisations des sites étudiés : **Fig. 2.** Région Occitanie ; **Fig. 3.** Région Auvergne Rhône-Alpes ; **Fig. 4.** Région Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Graphical results of the GPS crossing and the locations of the sites studied: **Fig. 2.** Occitanie region; **Fig. 3.** Auvergne Rhône-Alpes region; **Fig. 4.** Provence-Alpes-Côte-d'Azur region.

● Arrêt du suivi ● Mort de l'oiseau ● Suivi en cours



dans la classe de fréquentation « modérée ». Les autres n'ont enregistré qu'une fréquentation « faible » avec 2 à 4 individus enregistrés seulement.

Provence-Alpes-Côte d'Azur. – Les sept sites 73a et b, 75, 83a, b et c et 74 présentent tous une particularité graphique. Le nombre d'individus enregistrés est important avec une récurrence forte sur des durées de plusieurs mois, notamment pour les sites 75 et 83. Le site 83 présente une récurrence de fréquentation remarquable des deux derniers individus enregistrés sur une durée d'un peu moins d'un an. Plus généralement, on observe majoritairement dans les graphiques de Provence-Alpes-Côte-d'Azur des individus d'un à deux ans et très peu de subadultes. Les sites 78, 79 et 81 enregistrent un nombre d'individus plus faible et ne présentent pas de particularité graphique, ils sont classés dans la classe de fréquentation « modérée ». Les sites 80, 82, 84 et 86 n'ont enregistré qu'une fréquentation « faible » avec 1 à 4 individus enregistrés.

Entretiens avec les acteurs du milieu de l'escalade

Les entretiens et la démarche sociologique ont été très bien accueillis par les équipiers interrogés. Les différents thèmes et grands axes de réflexion compilés dans le guide d'entretien ont permis d'ouvrir sur des sujets variés et d'orienter la discussion vers des particularités locales liées à la problématique. En effet, les contextes locaux au sein des différents départements sont très hétérogènes sur les plans sportifs, relationnels ou environnementaux. Tous les départements ne partagent en effet pas la même histoire à propos du développement de l'escalade et du lien entretenu entre communauté grimpeuse et naturalistes. Ces différences impactent la manière dont les demandes d'entretiens ont été reçues par les équipiers interrogés. Tantôt agréablement surpris, tantôt désillusionnés, tous ont cependant trouvé de l'intérêt à exposer leurs points de vue et leurs connaissances sur les questionnements que soulève la problématique. Au-delà des grands axes préalablement préparés, plusieurs propos et idées récurrentes se sont dessinés au cours des entretiens. Tout d'abord, l'importance du contexte historique et local apparaît comme

essentielle à la compréhension de l'organisation des falaises et de la communication entre les acteurs de ces milieux naturels. L'hétérogénéité de la communication est en effet un point majeur qui ressort des discussions. Le besoin de l'améliorer est un sujet récurrent des entretiens et souligne l'existence de conflits entre les acteurs de ces territoires. Par ailleurs, la démarche sociologique a également permis de mettre en lumière les initiatives des équipiers interrogés sur le plan local ou départemental. Différentes pistes ont été énoncées pour renforcer l'accès aux informations, la communication et éviter le dérangement sur les sites sensibles.

Résultats cartographiques

Deux cartes ont été produites à partir des localisations des sites vacants. La première (FIG. 5) représente les fréquentations des sites par les jeunes erratiques en reprenant les trois classes de fréquentation exposées plus tôt. La deuxième (FIG. 6) représente l'intensité de la pratique de l'escalade sur ces mêmes sites vacants. Elle est également distinguée en trois classes selon le nombre de secteurs équipés sur la falaise et la notoriété du site d'escalade. On retrouve donc des sites vacants sans équipements d'escalade identifiés mais pouvant néanmoins faire l'objet de projets d'équipements futurs; des sites où la pratique est identifiée, c'est-à-dire que les équipements sont connus et utilisés de manière anecdotique à courante; et finalement des sites dont les aménagements sont fortement fréquentés par les grimpeurs et/ou reconnus à l'échelle nationale ou internationale. Ceci peut être dû à un grand nombre de voies de tous niveaux ou à la notoriété du site faisant de ce dernier un haut lieu de l'escalade.

DISCUSSION

Croisement sur les sites étudiés de la fréquentation par les Aigles de Bonelli et de la fréquentation humaine pour la pratique de l'escalade

La carte des classes de fréquentation (FIG. 5) met en lumière la répartition historique et actuelle de l'Aigle de Bonelli, avec un cœur de population actuelle situé dans les Bouches-du-Rhône, dans le sud du Gard et dans l'Est de

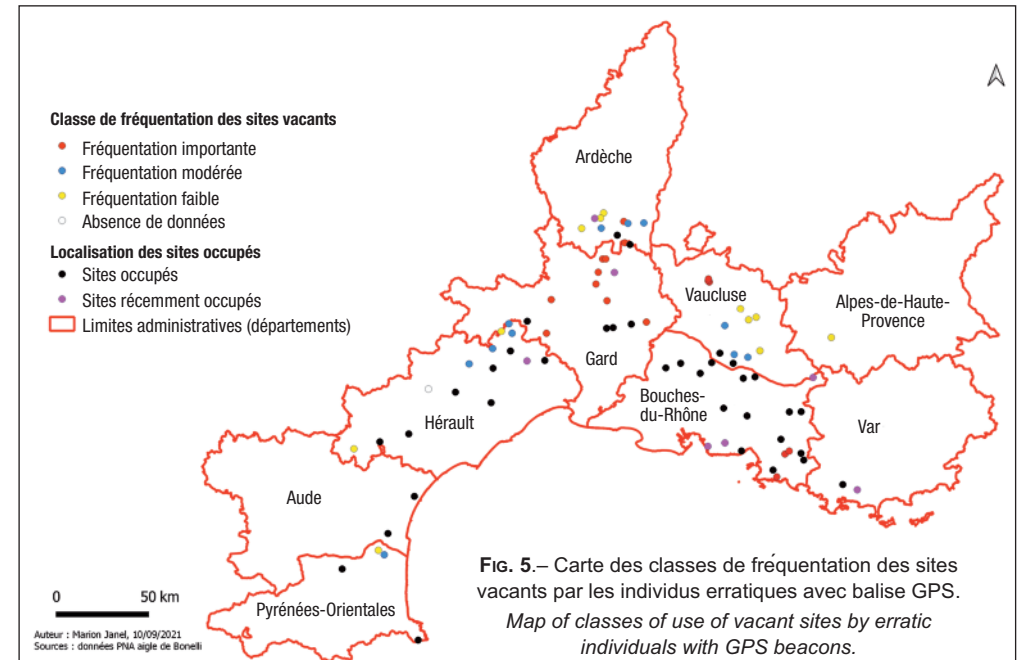


FIG. 5.– Carte des classes de fréquentation des sites vacants par les individus erratiques avec balise GPS.
Map of classes of use of vacant sites by erratic individuals with GPS beacons.

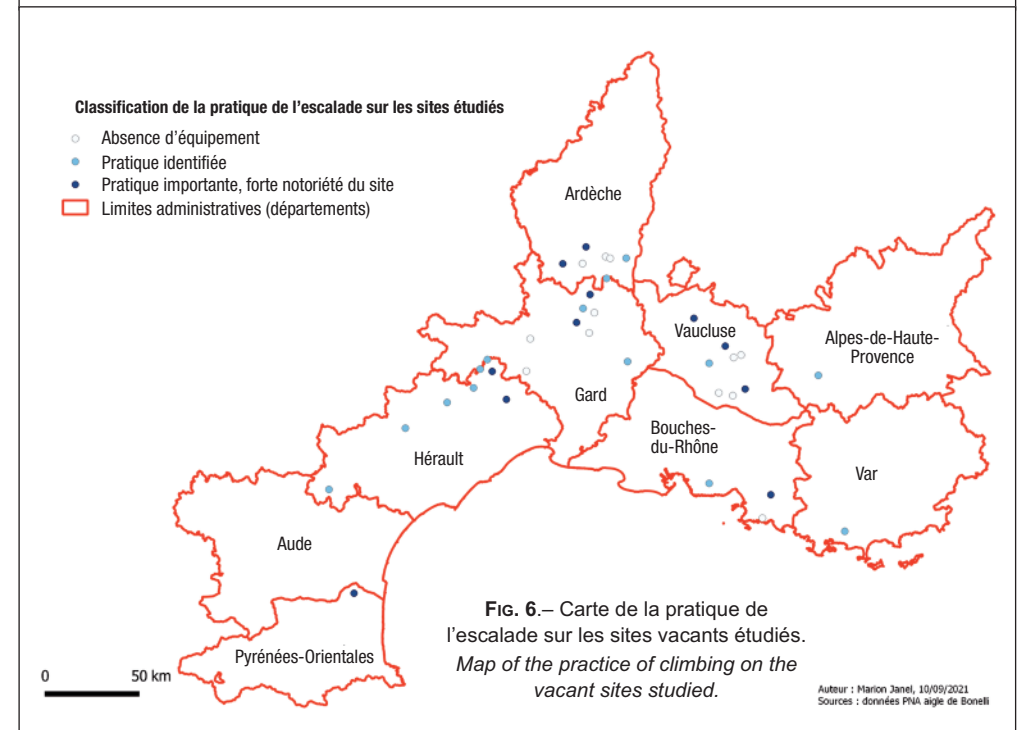


FIG. 6.– Carte de la pratique de l'escalade sur les sites vacants étudiés.
Map of the practice of climbing on the vacant sites studied.

l'Hérault. La localisation des cantonnements récents, permet en outre d'identifier une tendance d'évolution allant du cœur vers la périphérie de l'aire de répartition actuelle. Le nord du Gard est particulièrement intéressant car il compte peu de couples cantonnés mais un grand nombre de sites vacants dont l'indice de fréquentation des jeunes erratiques est fort. Si ces résultats ne préjugent ni d'un cantonnement futur ni d'une hiérarchisation des sites, ils donnent cependant des indices très intéressants sur les zones à enjeux. La superposition avec la carte (FIG. 6) permet d'identifier plusieurs sites vacants, notamment ceux du Gard, mêlant une fréquentation significative d'individus erratiques et une pratique importante de l'escalade. Dans un souci d'anticipation, il est nécessaire d'engager dans ces territoires un travail de communication et de co-gestion réfléchi de la pratique sportive afin d'appréhender des installations futures. Pour les territoires où il manque des retours sur les relations que les deux sphères entretiennent au niveau local, le volet sociologique de ce projet a notamment eu pour but d'amorcer la discussion autour des connaissances de terrain et de l'expertise supplémentaires que l'une et l'autre des communautés pourraient apporter, ainsi que d'identifier des acteurs locaux susceptibles de s'engager dans la concertation et la gestion de ces sites.

La prise en compte du contexte local

Depuis quelques décennies, les falaises ont vu leur potentiel attractif décuplé face aux enjeux touristiques, économiques, culturels ou sportifs (MATHAUX, 2017). L'engouement pour la pratique de l'escalade semble augmenter d'une année sur l'autre et entraîne une croissance de fréquentation plus nette sur les falaises, ressentie ces dernières années par la moitié des interrogés, notamment dans l'Hérault, le Gard ou le Vaucluse. Malgré les avis divergents, les salles artificielles d'escalade qui fleurissent de plus en plus dans les grandes villes semblent agir dans certains départements comme un « tremplin pour les falaises » en facilitant l'accès à l'initiation et à l'autonomie. L'enquête montre que l'évolution de la pratique reste cependant très dépendante du contexte local de chaque territoire. Plus généralement, la démocratisation de ce sport laisse entrevoir une

dualité bien ancrée : à la fois perçue comme un moyen de reconnexion avec la nature, elle peut également être à l'origine d'une sur-fréquentation et d'une dégradation des milieux naturels. La question du développement de nouveaux sites d'escalade et de la communication avec les nombreux pratiquants se pose alors aujourd'hui pour conserver les milieux naturels dans un bon état écologique. Ces interrogations sont centrales et tous les interrogés sont conscients qu'un dialogue est nécessaire entre les différents acteurs sur les questions du respect des espaces naturels. Cela devra également passer par une réflexion sur la responsabilité de chacun dans le dérangement de la faune. Or cet aspect n'est pour l'instant que peu conscientisé. En effet, si plusieurs interrogés confient avoir conscience d'être à l'origine d'un dérangement pour la faune et s'engagent dans les procédures de protection d'urgence (neutralisation de voies), le discours d'une responsabilité faible ou de l'adaptabilité de la faune existe toujours parmi la communauté « escalade ». Cette étude met en lumière l'hétérogénéité des points de vue selon les départements et les contextes locaux.

La présence et la gestion des itinéraires équipés sans concertation préalable sont des problématiques cruciales lorsqu'il s'agit d'évaluer l'accès aux sites vacants pour les couples d'Aigle de Bonelli. Cette pratique persistante et difficile à comptabiliser coexiste avec la notion de liberté qui est à la base de la pratique de l'escalade. L'enjeu ici est d'éviter l'expansion « sauvage » de l'escalade sur des falaises jusqu'alors considérées vierges de tout équipement sans évaluation préalable des incidences. En effet, si une voie sauvage peut représenter une menace en elle-même par sa fréquentation, elle peut également être le point de départ de nouveaux équipements par « effet boule de neige ». Le risque est alors qu'un enjeu fort comme une tentative de cantonnement apparaît sur une falaise considérée à tort par les gestionnaires comme étant non-fréquentée. Il apparaît nécessaire d'inclure les acteurs du monde de l'escalade dans la gestion de ces équipements ou des projets et de développer une communication saine au niveau local entre grimpeurs et environnementalistes. On retrouve selon les départements et les

contextes locaux des stratégies de gestion très diversifiées, et toutes uniques, de ces voies sauvages, selon la définition propre à chacun de ces dernières, les relations avec les gestionnaires ou les environnementalistes et la responsabilité de chacun vis-à-vis du site d'escalade. Délimitation co-réfléchi avec les différents acteurs du site, auto-régulation des grimpeurs, gestion à l'amiable, secret gardé... sont des exemples de stratégies que l'on retrouve dans plusieurs départements étudiés. L'équipement de voies sauvage a rarement fait l'objet de poursuites judiciaires ces dernières années et plusieurs professionnels s'accordent sur le fait que si cela s'avère nécessaire dans certains cas, ceci n'est cependant pas une solution qui rend service sur le long terme, ternissant l'image de la communauté « escalade » et des naturalistes. La protection de la faune aurait finalement tout à gagner dans davantage de concertation. Il ressort notamment de l'étude que délimiter clairement les secteurs d'escalade avec les utilisateurs et les gestionnaires permet une autogestion plus organisée des voies sauvages. La principale difficulté étant l'anticipation sur une occupation future par l'Aigle de Bonelli.

Comme dans beaucoup de domaines, communications interne et externe sont des éléments essentiels à une circulation fluide des informations. Cette question qui peut sembler de prime abord extérieure à la problématique de l'étude est finalement cruciale car les blocages peuvent avoir un impact direct sur la protection des sites de nidification. L'état des communications est aujourd'hui très variable d'un département à l'autre et très dépendant du contexte local. Si dans l'Hérault, le travail commencé il y a 20 ans permet aujourd'hui un dialogue ancré, cette réussite n'est cependant pas une généralité. Les confrontations de points de vue restent réelles dans certains territoires et bloquent aujourd'hui les initiatives de gestion. De plus, la communication interne dégradée au sein de la communauté « escalade » dans la moitié des départements étudiés ne facilite pas la confiance qu'ont les équipiers envers la sphère naturaliste et peut alors agir comme un accélérateur de conflits. L'un des problèmes soulevé est l'absence de représentants de la cause environnementale qui soient également

au fait des enjeux d'escalade locaux. L'incompréhension mutuelle qui se dégage finit d'opposer deux communautés qui pourraient fonctionner ensemble. Ces questions soulèvent le besoin de restaurer la confiance et sont fondamentales dans le cadre de la préservation de l'Aigle de Bonelli et de la reconquête de son aire de répartition. Ce milieu est constitué de personnes passionnées par l'escalade dans son aspect sportif mais également par ce qu'elle représente vis-à-vis de la nature et du contact privilégié qu'ils ont avec elle. L'Aigle de Bonelli n'est globalement pas perçu comme une menace mais comme un symbole environnemental dont la protection reste parfois mystérieuse pour certains. La communauté « escalade » représente pourtant un cortège d'observateurs intéressants à faire entrer dans la boucle de préservation. La gestion des falaises possède finalement un atout peu exploité : celui d'avoir des hommes de terrain très régulièrement sur site et pouvant faire remonter les informations utiles.

Axes d'amélioration

À travers le travail d'enquête, plusieurs nouveaux interlocuteurs du milieu de l'escalade prêts à s'engager auprès des organismes environnementaux se dessinent dans les différents territoires étudiés, et notamment dans les départements où la connaissance manquait comme dans les Pyrénées-Orientales, le Var ou les Bouches du Rhône. Leur implication à diverses échelles met en lumière la position de chacun sur la conciliation de la pratique et de la protection de la faune. Certains des interrogés ont d'ailleurs un rôle officiellement identifié dans la préservation de l'Aigle de Bonelli et travaillent d'ores et déjà avec les organismes environnementaux dans la surveillance de certains sites de nidification ou dans le programme de baguage de l'espèce. Des implications plus individuelles ont également été relevées au cours de l'étude et sont à leur échelle très importantes pour préserver l'accessibilité des falaises à l'Aigle de Bonelli. Observation, neutralisation de voies, sensibilisation des enfants à travers les clubs d'escalade sont autant d'implications locales qui participent à faire du grimpeur impliqué dans la problématique un veilleur du site. Elles mettent également en lumière la volonté

d'une partie des interrogés de ne pas rester extérieure à la gestion. Les falaises comme ressource limitée imposent comme une évidence de repenser l'avenir de la pratique, davantage tourné vers l'entretien et la cogestion des falaises équipées avec les organismes environnementaux. L'enquête a permis d'identifier des pistes visant à renforcer le travail de fond entre la communauté escalade et les naturalistes. L'accès aux informations sur les secteurs à forts enjeux nécessiterait une amélioration vis-à-vis de la communication sur les limites des zonages et sur les périodes d'entretien les plus pertinentes pour éviter au maximum le dérangement. La problématique gagnerait à faire intervenir davantage d'interlocuteurs ayant des connaissances dans les deux milieux et pouvant sensibiliser aux enjeux environnementaux existants sur les falaises d'une part et ceux de la pratique de l'escalade d'autre part. Le problème de communication actuel est conscientisé par les deux communautés et une volonté d'échange existe malgré les différents que l'on peut rencontrer sur certains territoires. La tendance est pour la confrontation des idées et le travail en commun mais cela nécessitera beaucoup d'efforts et d'énergie pour le mettre en place de manière durable. L'espoir reste cependant permis au vu du travail réalisé dans l'Hérault entre grimpeurs et naturalistes depuis plusieurs dizaines d'années. Il en est de même pour l'Ardèche où malgré les tensions persistantes, le Centre de Ressource et d'Expertise de la Performance Sportive qui forme les futurs moniteurs d'escalade et la Ligue de Protection des Oiseaux continuent de travailler ensemble dans le programme de baguage. Œuvrer pour des projets en commun est une approche essentielle pour consolider la confiance qui manque dans certains territoires et impliquer les acteurs du terrain dans la protection des falaises.

CONCLUSION

Les programmes de protection et le suivi télémétrique ont permis de mettre en évidence des sites de nidification vacants ne faisant pas l'objet d'une surveillance et fréquentés de manière récurrente par de jeunes individus erratiques. D'autre part, l'étude de l'utilisation du linéaire

rupestre pour la pratique de l'escalade montre également qu'un grand nombre de ces sites est concerné par l'activité. Dans un souci de protection des falaises propices à la nidification, une réflexion doit être menée dès aujourd'hui afin de prévenir l'expansion de la pratique et protéger ces espaces sensibles. Cela devra passer nécessairement par un travail en commun et une concertation entre le milieu de l'escalade et les organismes environnementaux. Si les équipiers interrogés ne considèrent pas la présence de l'Aigle de Bonelli comme une menace pour leur sport, les réglementations et la communication entre les deux milieux restent cependant compliquées sur plusieurs territoires et selon le contexte local. Cette situation est délicate et inconfortable, entraînant une perte de confiance et une incompréhension de part et d'autre. Par sa neutralité, l'étude sociologique auprès de la communauté « escalade » a permis d'entamer la discussion autour des enjeux ornithologiques qui existent sur les falaises. Il s'agit par ailleurs d'apporter au monde naturaliste des clés de compréhension supplémentaires sur la pratique de l'escalade et sur les modalités de son développement. Les propositions d'amélioration partagées au cours des entretiens prouvent un certain intérêt pour les questions environnementales sur les sites d'escalade à enjeux. Plusieurs expriment leur volonté d'améliorer la concertation, en revanche le chemin vers une relation de confiance sera long. Cela demande en effet beaucoup d'énergie et d'efforts, mais l'étude sociologique montre qu'une implication individuelle existe déjà au niveau local. Les équipiers et les grimpeurs représentent un atout dans la protection des sites de nidification et ne doivent pas être exclus des concertations. En effet, leur expérience technique et leurs connaissances du terrain peuvent être mises à contribution pour faire remonter des informations essentielles et agir rapidement en situation d'urgence.

REMERCIEMENTS

Je souhaite exprimer ma gratitude à toutes les personnes qui par leurs connaissances et leurs compétences m'ont aidé à la réalisation de ce mémoire.



DAVID LACAZE

Alain RAVAYROL et Cécile PONCHON, co-encadrants de ce projet, pour leur philosophie, leurs précieux conseils et la confiance qu'ils m'ont accordée et qui m'a permis de m'accomplir pleinement. Je tiens également à remercier Antoine CARRER, Michel MURE, Patrick BOUDAREL et Olivier SCHER pour m'avoir guidé et accompagné au cours de ce projet. J'adresse enfin toute ma reconnaissance à toutes les personnes issues du milieu de l'escalade, encadrants de club, professionnels indépendants, auteurs de topoguide, professionnels formateurs, qui ont participé à l'étude en répondant à mes questions et en partageant leurs expertises. De la même façon, je remercie tous les membres d'associations de protection de la nature, d'organismes de gestion de milieux naturels pour avoir pris de leur temps pour m'aider dans mes recherches. Toutes ces personnes que je ne peux citer personnellement se reconnaîtront et ont contribué pleinement à l'élaboration de ce mémoire. Finalement, mes remerciements vers mon tuteur Dirk SCHMELLER pour tous ses conseils lors du lancement du projet et l'aide qu'il m'a apporté pour la réalisation du mémoire.

BIBLIOGRAPHIE

- ALEPE, COGard, GOR, LPO 11, LPO 34, 2008.– *Référentiel régional concernant les espèces d'oiseaux inscrites à l'annexe I de la Directive « Oiseaux »*, Catalogue des mesures de gestion des espèces et des habitats d'espèces.
- BURGER (J.), HIESSLER (N.), PONCHON (C.) & VINCENT-MARTIN (N.) 2014.– *Troisième Plan National d'Action en faveur de l'Aigle de Bonelli 2014-2023*.
- CHADENAS (C.), ANDREU-BOUSSUT (V.), BARTHON (C.), MICHEL (X.) & DE LAJARTRE (A.) 2020.– *La gouvernance des espaces protégés : vers un partage de la nature ? Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 20. <https://doi.org/10.4000/vertigo.27491>.
- MATHAUX (C.) 2017.– *Vivre dans des conditions difficiles en falaise : potentialités et longévité du genévrier de Phénicie (Juniperus phoenicea L.)*. Thèse de doctorat en science de l'Environnement, Aix/Marseille Université.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE, DREAL LR, CEN LR, 2014.– *Agir pour l'Aigle de Bonelli : l'essentiel du Plan national d'action 2014-2023*.
- MORVAN (R.) 2010.– *Vivre avec l'Aigle de Bonelli*, Hesse édition : 93 p.
- OLIVIER DE SARDAN (J.-P.) 1995.– *La politique du terrain, Enquête* : 71-109.
- OLIVIER DE SARDAN (J.-P.) 2003.– *L'enquête socio-anthropologique de terrain : synthèse méthodologique et recommandations à usage des étudiants*. Études et Travaux du LASDEL : 13.
- PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE, 2009.– *Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages*. Journal officiel de l'Union Européenne.

■ PONCHON (C.) & RAVAYROL (A.) 2021.– Conservatoire d'espaces naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur & La Salsepareille, *Suivi télémétrique de la population d'Aigle de Bonelli (jeunes) France 2017-2020*.

Références spécialisées en documents d'objectifs

- CPIE DES CAUSSES MÉRIDIONAUX, 2009.– *Document d'objectifs du site Natura 2000 ZPS FR 9112011 « Gorges de la Vis et Cirque de Navacelles »*: Atlas Cartographique. Natura 2000: 18 p.
- CPIE DES CAUSSES MÉRIDIONAUX, 2009.– *Document d'objectifs du site Natura 2000 ZPS FR 9112011 « Gorges de la Vis et Cirque de Navacelles »*: Rapport final. Natura 2000: 135 p.
- CPIE DES CAUSSES MÉRIDIONAUX, 2013.– *Document d'objectifs (DOCOB) du site Natura 2000 FR 9101387 « Contreforts du Larzac »* Rapport d'inventaire et d'analyse de l'existant-Atlas Cartographique. Natura 2000: 33 p.
- CPIE DES CAUSSES MÉRIDIONAUX, 2013.– *Document d'objectifs du site Natura 2000 Document d'objectifs du site Natura 2000 FR 9101387 « Les contreforts du Larzac »* FR 9101387 « Les contreforts du Larzac »: Rapport final - Annexes. Natura 2000: 328 p.
- CPIE DES CAUSSES MÉRIDIONAUX, 2013.– *Document d'objectifs du site Natura 2000 « Les contreforts du Larzac »* FR 9101387 « Les contreforts du Larzac »: Rapport final. Natura 2000: 228 p.
- COMMUNAUTÉ DE COMMUNES DES CÉVENNES GANGEOISES ET SUMÉNOISES, 2021.– *Natura 2000*. Site Internet de la Communauté de communes, <http://cdcgangesumene.fr/httpcdcgangesumene-fr-Natura2000.html>
- DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT AUVERGNE-RHÔNE-ALPES & BOILEVIN (J.) (s.d.).– *Le massif de la Dent de Rez, Arrêté préfectoral de protection de biotope*. DIREN Auvergne-Rhône-Alpes: 2 p.
- NIEL (F.), REYNA (K.), ROUX (A.), SMAEMV & Réserve de Biosphère du Mont Ventoux, 2009.– *Document d'Objectifs « Gorges de la Nesque »* - FR 9302003 - Directive Habitats (Tome 1: Diagnostic, enjeux et objectifs), Natura 2000: 100 p.
- PARC NATUREL RÉGIONAL DU LUBERON, 2013.– *Document d'objectifs du site Natura 2000 "FR9301582" « Rochers et combes des monts de Vaucluse »* Directive "habitats" (Tome 2: Plan d'action), Natura 2000: 64 p.
- TIBAUT (A.) & COMMUNAUTÉ DE COMMUNES DU GRAND PIC SAINT-LOUP, 2012.– *Document d'objectifs du site Natura 2000 « Hautes Garrigues du Montpelliérais »* - Synthèse - ZPS FR 9112004, Natura 2000: 32 p.

Références spécialisées en documents d'escalade

- Aptitudes Escalade, LEPRON (F.) 2021.– *Topos Falaises*, <https://www.apititudesescalade.com/topos-falaises/>
- BAUZILLES (H.), s.d.– *Topo de Claret*, Auto-édition.
- BERCHE (A.), SUD SPORT DE NATURE, 2009.– *Les principaux sites d'escalade en Languedoc Roussillon*, <http://andre.berche.sudsportsnature.pagesperso>

range.fr/Pages/topoweb/sitesescalade.htm

- BERNARD (G.), DROUOT (G.) & GUIGIARELLI (H.) 2012.– *Escalades Phocéennes, 38 sites autour de Marseille*. Nota Bene.
- COMITÉ TERRITORIAL DE L'HÉRAULT DE LA FÉDÉRATION FRANÇAISE DE LA MONTAGNE ET DE L'ESCALADE, 2018.– *uMap*, Site Internet du CT FFME 34. <http://www.cd34-ffme.fr/>
- COMITÉ TERRITORIAL DE L'ARDÈCHE DE LA FÉDÉRATION FRANÇAISE DE LA MONTAGNE ET DE L'ESCALADE, 2016.– *Escalade en Ardèche*, Auto-édition.
- COMITÉ TERRITORIAL DES ALPES-DE-HAUTE-PROVENCE DE LA FÉDÉRATION FRANÇAISE DE LA MONTAGNE ET DE L'ESCALADE, 2016.– *Topo d'escalade Bléone-Durance, Alpes-de-Haute-Provence*, Auto-édition.
- COMITÉ TERRITORIAL DU VAR DE LA FÉDÉRATION FRANÇAISE DE LA MONTAGNE ET DE L'ESCALADE, 2004.– *Escalade autour de Toulon*, Auto-édition, Vol. 1.
- COMITÉ TERRITORIAL DU VAUCLUSE DE LA FÉDÉRATION FRANÇAISE DE LA MONTAGNE ET DE L'ESCALADE, 2004.– *Buoux*, Auto-édition.
- CONSEIL GÉNÉRAL ARDÈCHE, 2005.– *Synthèse du projet d'inscription au PDESI 07 de 10 sites naturels d'escalade et 1 canyon dans les gorges de l'Ardèche*, https://www.ardechesports.fr/Portals/2/documents/CDESI/seance%20du%2028_01_2010/site%20escalade%20rserve%20gorges%20synthese.pdf
- FOISSIER (D.) & COMITÉ TERRITORIAL DE L'HÉRAULT DE LA FÉDÉRATION FRANÇAISE DE LA MONTAGNE ET DE L'ESCALADE 2016.– *Escalade dans les massifs du Haut-Languedoc*, édition Je dis oui à mes envies (1^{re} éd.).
- GAUDE (O.) & CLUB ALPIN FRANÇAIS D'AVIGNON, 2010.– *Grimpe aux Dentelles*, Auto-édition (11^e éd.).
- GAUDE (O.) & LEROY (R.) & CLUB ALPIN FRANÇAIS D'AVIGNON, s.d.– *Dentelles de Montmirail*, Auto-édition (10^e éd.).
- GRIMPER LE MAGAZINE DE L'ESCALADE, 2019.– *La prise de décision et l'engagement en escalade*, <https://www.grimper.com/entrainement-ressources-mentales-prise-decisionengagement-escalade>
- GRIMPER LE MAGAZINE DE L'ESCALADE, s.d.– *Le Grand Vallon (Roquevaire): site escalade falaise, accès, topo Grand Vallon*, <https://www.grimper.com/site-escalade-le-grand-vallon-roquevaire>
- KAIRN.COM, 2018.– *Les Concluses: un déséquipement qui va faire boule de neige?*, <https://kairn.com/les-concluses-un-desequipement-qui-va-faire-boule-de-neige-ij/>
- PIERRET (L.) & SANDRI (T.), 2005.– *Les falaises du Gard*. Auto-édition: 40 p.
- RÉDACTION TRIBUNE LIBRE DE BLEAU & CIE, 2013.– *Natura 2000, Aigle de Bonelli, un bon prétexte pour déséquiper une falaise dans le Gard*, <https://www.tl2b.com/2013/02/natura-2000-aigle-de-bonelli-un-bon.html>
- ROUMANILLE (F.) & FABRE (J.-L.), 2017.– *Escalade au Thaurac*, Auto-édition.
- TAUPIN (D.), FÉDÉRATION FRANÇAISE DE LA MONTAGNE ET DE L'ESCALADE, 1999.– *Guide des sites naturels d'escalade de France*, Cosiroc (6^e éd.).

WHEN NECESSARY DATA ARE MISSING: EVALUATING A THREAT COLLECTION PROTOCOL FOR THE BONELLI'S EAGLE *Aquila fasciata* ON CRETE (GREECE)

Afroditi KARDAMAKI⁽¹⁾, Elisavet GEORGOPOULOU, Aspasia ANAGNOSTOPOULOU⁽¹⁾,
Giannis KONTOGEORGOS, Stavros XIROUCHAKIS⁽¹⁾

ABSTRACT.– When necessary data are missing: evaluating a threat collection protocol for the Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* on Crete (Greece). One of the conservation actions set on the Bonelli eastMed project which is taking place in Greece and Cyprus is to reduce direct mortality through infrastructure interventions. However, in order to implement what had been designed, we needed to identify all human-related threats towards Bonelli's Eagles. Electrocutation and collision with power lines, as well as drowning in artificial water reservoirs and open irrigation tanks though in a lesser extent, are ranking very high as mortality factors for large raptors. To this day, data relevant to the national power grid and the dangerous water infrastructure for the avifauna are non-existent in Greece, which necessitates the development of cost-effective ways of gathering such information. Based on our knowledge of Bonelli's Eagle territorial behaviour, a 4km buffer zone around the active nest was selected as our area of interest. We used satellite images for our preliminary data collection which were afterwards validated or rejected during fieldwork. Finally, all these records along with new field observations were reprocessed and stored into our ArcGIS database and became ready-to-use for sensitivity mapping.

RÉSUMÉ.– Lorsque les données nécessaires manquent : évaluation d'un protocole de collecte des menaces pour l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* en Crète (Grèce). L'une des actions de conservation définies dans le cadre du projet Bonelli eastMed qui se déroule en Grèce et à Chypre est de réduire la mortalité directe grâce à des interventions d'infrastructure. Cependant, afin de mettre en œuvre ce qui avait été conçu, nous devons identifier toutes les menaces liées à l'homme envers les Aigles de Bonelli. L'électrocution et la collision avec des lignes électriques, ainsi que la noyade dans des réservoirs d'eau artificiels et des réservoirs d'irrigation à ciel ouvert, bien que dans une moindre mesure, sont des facteurs de mortalité très élevés pour les grands rapaces. À ce jour, les données relatives au réseau électrique national et à l'infrastructure aquatique dangereuse pour l'avifaune sont inexistantes en Grèce, ce qui nécessite le développement de moyens rentables de recueillir ces informations. Sur la base de notre connaissance du comportement territorial de l'Aigle de Bonelli, une zone tampon de 4 km autour du nid actif a été sélectionnée comme notre zone d'intérêt. Nous avons utilisé des images satellites pour notre collecte de données préliminaire qui ont ensuite été validées ou rejetées lors du travail de terrain. Enfin, tous ces enregistrements ainsi que de nouvelles observations de terrain ont été retraités et stockés dans notre base de données ArcGIS et sont devenus prêts à l'emploi pour la cartographie de sensibilité.

Mots-clés: *Aquila fasciata*, Lignes à haute-tension, Électrocution, Réservoirs d'eau artificiels.

Keywords: *Aquila fasciata*, Power lines, Collision, Electrocutation, Artificial water reservoirs.

⁽¹⁾ Natural History Museum of Crete, University of Crete, University Campus (Knossos), Herakleion 71409, Crete, Greece.

INTRODUCTION

The past decades many projects around the Mediterranean basin have been aiming at the conservation of Bonelli's Eagle population. The main threats of the species which have been identified naming electrocution and collision with power lines, drowning, shooting, poisoning and secondary poisoning are common between countries (ROLLAN *et al.*, 2010; ROLLAN *et al.*, 2016; RUBOLINI *et al.*, 2005). Nonetheless, emphasis has been given to different threat types since the magnitude of each varies depending on the area of interest - even within a country's boundaries (REAL *et al.*, 2001). One of the main pillars of the project "Conservation and Management of the Bonelli's Eagle population in east Mediterranean (Bonelli eastMed)" is to improve the state of the populations in Greece and Cyprus through the implementation of various conservation actions. Some of these actions are about minimizing human disturbance while others revolve around infrastructure interventions aiming to reducing incidences of direct mortality related to electrocution and collision with power lines, secondary poisoning and drowning. However, lacking primary data such as the location of pylons or artificial ponds is crucial and makes "accurate" action implementation an unfeasible task.

Greece's distribution network (medium and low voltage power lines) is managed by the Hellenic Electricity Distribution Network Operator (HEDNO) while the transmission network is managed by the Independent Power Transmission Operator (IPTO). Even though the transmission lines across the country have been mapped the distribution network has yet to be digitalized and mapped (Α.Π. 7242/2531 2018). Their efforts for mapping the medium and low voltage power network only started in 2020 and it is going to be finished by 2023, the earliest. Moreover, there has not been an inventory of the small 0.1ha) open water tanks/reservoirs located in public or private land by the state or any competent authority in Greece. Therefore, our aim was to establish a concrete and reliable methodology for identifying and site mapping the location of all potential threats before applying any conservation actions.

MATERIALS & METHODS

A circle of 4km radius around active Bonelli's Eagle nests were outlined by the use of a GIS software (*ArcGIS proversion 2.5*, ESRI 2020) in order to delineate the area in which Bonelli's Eagle threats were going to be inventoried and assessed. The 4km radius was selected because most of the adult foraging activity occurs within an area of 50km² around the active nest (BOSCH *et al.*, 2010). In order to be more efficient and effective while simultaneously minimize the time spent on the field, we developed a new methodology which involved the use of satellite imagery available through Google Earth (GOOGLE, 2021). Firstly, the satellite images of the area were scanned and an aerial inventory of all potential threats was performed. Geo-referenced points of each threat

TAB. I.— Classification of the threats into categories and types. Each threat category can have more than one threat type. The waste treatment category also includes the byproducts of oil extraction (such as olive oil mill waste water).

Classification des menaces par catégories et types. Chaque catégorie de menaces peut avoir plus d'un type de menaces. La catégorie de traitement des déchets comprend également les sous-produits de l'extraction de l'huile (comme les eaux usées des moulins à huile d'olive).

Threat category	Threat type
Power lines	High voltage (transmission) Medium voltage (distribution)
Water sources	Natural or non-dangerous artificial
	Artificial / dangerous
	> Open concrete reservoir
	> Membrane covered reservoir
	Wells
	Springs
Antennas	
Beehives	
Renewable energy	Solar farms
	Wind farms
Waste treatment	Solid waste
	Liquid waste
Recreational activities	Climbing
	Hiking trails
	Canyoning

type were recorded and each point was categorized namely: power lines, water sources, antennas, beehives, renewable energy, waste treatment and recreational activities (TAB. I).

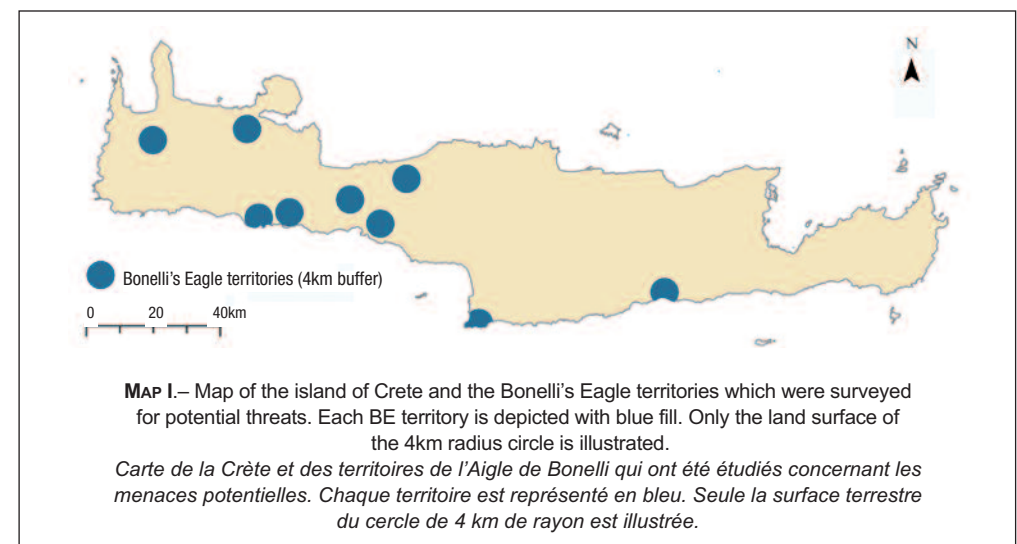
Each data point which referred to a different threat type had a geo-reference point, e.g., data points of medium voltage poles referred to particular pylons while points of solar farm indicate the sum of photovoltaic devices which constitute the farm. In areas where commercial honey production was practised, we also performed an inventory of the locations where the hives are placed. The reason for the latter is due to the placement of poison baits in these areas, as a measure to control the population of wasps, which could lead to secondary poisoning in raptors (XIROUCHAKIS *et al.*, 2000). Land disposal of olive oil mill wastes has been observed to be a trap for raptors leading to their death from exhaustion or starvation and were therefore recorded as well.

An aerial inventory of all water sources was also included in the search, not only for the freshwater sources that could potentially pose a threat to the species but also for those that can be used as watering grounds such as springs. Artificial water sources that were judged as risky for eagle drowning, were subdivided into open concrete reservoirs with vertical walls and mem-

brane covered reservoirs. Both types are dangerous but the interventions needed to make them safe for raptors differ due to their distinct technical characteristics. All recorded threats needed to get validated in situ. The satellite images are not always up to date or in good resolution therefore corrections, modifications and additions of new threats needed to be identified during field work. For the field work we used a GPS device loaded with all geo-referenced data points (from our desktop search) and a field protocol for registering new data which emerged as well as more information which emerged especially related to the configuration of each pylon. The latter was important information which would help us in the final selection of the pylons that were going to be retrofitted (FERRER, 2012). Finally, all data - validated desktop and new field data - were finalized and then stored in order to combine them with other datasets aiming to produce sensitivity maps for the species.

RESULTS & DISCUSSION

On the island of Crete, we surveyed 9 Bonelli's Eagle territories covering a total area of 414.52km² which counts for 4.9% of the island's land surface (MAP 1). All threats related work was performed in 8 days, specifically 4 days of



TABE II.– The number of threat types that was found within the 4km radius of each Bonelli's Eagle territory. Each column illustrates the total number of the recorded threats per threat type.
Types de menaces trouvés dans un rayon de 4 km dans le territoire de chaque Aigle de Bonelli. Les colonnes indiquent le nombre total et par type de menaces.

A/A Bonelli's Eagle Territory	N. medium voltage pylons	N. artificial water sources with vertical concrete walls	N. artificial membrane covered reservoirs	N. byproducts of oil extraction	N. solar plants
Territory 1	167	114	52	11	2
Territory 2	71	12			
Territory 3	278	10	5		2
Territory 4	356	32			4
Territory 5	568	14	1	10	8
Territory 6	190		1		
Territory 7	192		1		
Territory 8	321	9		7	1
Territory 9	510	2		12	3

field work and 4 days of office work including revisioning and finalizing all data collected. In the study areas we recorded 2,652 medium voltage pylons and 253 artificial water reservoirs (TAB. II). Only 2% of the different threat types was not found during our desktop survey which translates into 98% of success in identifying potential threats by using satellite images which were accessed through an open access software.

This methodology allows us to perform a desktop inventory of the majority of the potential threats which relate to infrastructure while at the same time provide us with an overview of the area of interest. It also allows us to use technology in order to minimize the time spent on field work and at the same time reduce the probability of human error and increases our capacity to identify potential threats. Due to the time limitation all filed inventories of the threats had to be performed in summer time, time of the year when excessive heat can lead to tiredness and judgement errors. Regions or areas with rough and mountainous terrain make the field survey of threats especially challenging, in our case southern Greece. Developing this particular methodology helped us identify infrastructure which would be extremely hard to spot on, if we only had performed field surveys and that would have been due to the terrain, vegetation cover and the fact that some of the power line network

was far away from roads and therefore it is accessible only on foot. For all the previously mentioned reasons having a baseline of data points of potential threats recorded has allowed us for faster and more accurate inventory. Similar methodology has already been used in the northern part of the country in another project which aims at the reduction of electrocution events in raptors (MIS 5033258, 2020). Nonetheless, as satellite images are not always of high resolution or in some cases the land area is obscured by cloud images the identification of potential threats through aerial surveys is not always feasible. Nevertheless, the proposed methodology is cost-effective but its efficiency is enhanced by field surveys where in addition the discovering of carcasses can confirm the dangerous hot-spot areas for the species.

BIBLIOGRAPHY - WEBOGRAPHY

- ΒΑ.Π. 7242/2531. 2018. – «Ανταγωνιστικότητα, Επιχειρηματικότητα και Καινοτομία», with which the action 03-7e-3.8-03: Εισαγωγή Γεωγραφικού Συστήματος Πληροφοριών σε πενήντα επτά (57) περιοχές του δικτύου διανομής got approved. (ΑΔΑ: 6Ζ8Ρ465ΧΙ8-ΞΡΝ).
- BOSCH (R.), REAL (J.), TINTÓ (A.), ZOZAYA (E.L.) & CASTELL (C.) 2010.– Home-ranges and patterns of spatial use



ALBERTO ÁLVAREZ/GREFA

in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis*, 152: 105-117.

- ESRI 2020.– *ArcGIS Pro (Version 2.5)*. Esri Inc. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>.
- FERRER (M.A.) 2012.– *Birds and power lines. From conflict to solution*. Foundation Migres.
- GOOGLE 2021.– *Crete*. Available at: <https://www.google.gr/maps/@35.2869894,24.8808452,188795m/data=!3m1!1e3> (Accessed: 5 August 2021).
- INNOVATION AGAINST POISON - AFTER LIFE. *Innovative actions against illegal poisoning in EU Mediterranean pilot areas [LIFE09 NAT/ES/000533]*. Natural History Museum of Crete. University of Crete: Unpublished data.
- MIS 5033258. 2020.– «Επιχορήγηση του Φορέα Διαχείρισης Εθνικού Πάρκου Δάσους Διαδιά-Λευκίμης-Σουφλίου για δράσεις διαχείρισης προστατευόμενων περιοχών, ειδών και οικοτόπων».
- REAL (J.), GRANDE (J.M.), MAÑOSA (S.), SÁNCHEZ-ZAPATA (J.A.) 2001.– Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* in Spain. *Bird Study*, 48: 221-228.
- ROLLAN (A.), REAL (J.), BOSCH (R.), TINTÓ (A.) & HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.) 2010.– Modelling the risk of collision with power lines in Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* and its conservation implications. *Bird Conservation International*, 20: 279-294.
- ROLLAN (A.), HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.) & REAL (J.) 2016.– *Guidelines for the conservation of Bonelli's Eagle populations*. Universitat de Barcelona.
- RUBOLINI (D.), GUSTIN (M.), BOGLIANI (G.) & GARAVAGLIA (R.) 2005.– Birds and powerlines in Italy: an assessment. *Bird Conservation International*, 15: 131-145.
- XIROUCHAKIS (S.), ANDREOU (G.) & ARNELLOS (G.) 2000.– The impact of poisoned baits set for vermin on the population of vulture in Crete (Greece). Incidences of secondary poisoning during 1990-1999. *Vulture News*, 42: 13-24.

POPULATION STATUS AND CONSERVATION OF THE **BONELLI'S EAGLE** *Aquila fasciata* IN CYPRUS

Nicolaos KASSINIS⁽¹⁾, Haris HADJISTYLLIS⁽¹⁾ & Asaf MAYROSE⁽²⁾

ABSTRACT.– Population status and conservation of the Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* in Cyprus. The Bonelli's Eagle (BE) *Aquila fasciata* is currently the only eagle species breeding in Cyprus. About 75% of the nests are on large pine trees, and the rest are on cliffs. There are currently about 40 known breeding territories in the area under the effective control of the Government of the Republic of Cyprus and at least 10 more on the Turkish-occupied north Cyprus, hence the entire Cypriot BE population consist of about 50 pairs and it is probably the densest in the eastern Mediterranean basin (with an average of 5.4 pairs/1000 km²). An EU co-funded Project named LIFE BONELLI EASTMED is being implemented since September 2018 and will last until February 2023. This international project, with partners from Greece and Cyprus, aims at the conservation of the BE population in eastern Mediterranean. Under the framework of the project, there is an emphasis on identifying the threats to the population and addressing them with the appropriate conservation actions. Monitoring of the breeding sites revealed a nesting success that ranging 1.6 - 1.8 fledglings per successful pair in 2019-2021 (N = 35-38 active territories). Since 2019, 35 eagles (most of them juveniles) were fitted with GPS-GSM transmitters. None of these eagles have so far left the island so it can be said that the population is virtually non-migratory and eagles that fledge in Cyprus disperse within the island. There is also a clear discrimination between adult territorial occupancy, occurring mostly in the mountainous, rugged and forested areas of the island, while juveniles disperse to the lowlands, namely the coastal plains and the extensive central Mesaoria plain. Important foraging areas have been identified in parts of the UN-patrolled Buffer Zone. These areas are to a large extent devoid of human activities, and are rich in prey. During 2019-2021, 12 out of the 35 tagged eagles were found injured or dead. Direct persecution (shooting) was found as the most common risk factor (42% of the cases), electrocution, collision with wind turbines and secondary poisoning playing a minor but important role, impacting eagles' survival on the island.

RÉSUMÉ.– État de la population et conservation de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* à Chypre. L'Aigle de Bonelli (BE) *Aquila fasciata* est actuellement la seule espèce d'aigle se reproduisant à Chypre. Environ 75% des nids se trouvent sur de grands pins et le reste sur des falaises. Il existe actuellement environ 40 territoires de reproduction connus dans la zone sous le contrôle effectif du gouvernement de la République de Chypre et au moins 10 autres dans le Nord de Chypre occupé par la Turquie, d'où l'ensemble de la population chypriote d'Aigle de Bonelli composée d'environ 50 couples qui est probablement la plus dense du bassin méditerranéen oriental (avec une moyenne de 5,4 couples/1000 km²). Un projet cofinancé par l'UE nommé LIFE BONELLI EASTMED est mis en œuvre depuis septembre 2018 et durera jusqu'en février 2023. Ce projet international, avec des partenaires de Grèce et de Chypre, vise à la conservation de la population de l'Aigle de Bonelli en Méditerranée orientale. Dans le cadre du projet, l'accent est mis sur l'identification des menaces pesant sur la population et sur leur résolution par des actions de conservation appropriées. La surveillance des sites de reproduction a révélé un succès de nidification allant de 1,6 à 1,8 oisillons par couple ayant réussi en 2019 à 2021 (N = 35 à 38 territoires actifs). Depuis 2019, 35 aigles (la plupart juvéniles) ont été équipés d'émetteurs GPS-GSM. Aucun de ces aigles n'a jusqu'à présent quitté l'île, on peut donc dire que la population n'est pratiquement pas migratrice et que les aiglons qui s'envolent à Chypre se dispersent dans l'île. Il existe également une distinction claire entre l'occupation territoriale des adultes se produisant principalement dans les zones montagneuses, accidentées



et boisées de l'île, tandis que les juvéniles se dispersent dans les basses terres, à savoir les plaines côtières et la vaste plaine centrale de la Mésorée. D'importantes zones d'alimentation ont été identifiées dans certaines parties de la zone tampon patrouillée par l'ONU. Ces zones sont en grande partie dépourvues d'activités humaines, et sont riches en proies. De 2019 à 2021, 12 des 35 aigles marqués ont été retrouvés blessés ou morts. La persécution directe (tir) a été identifiée comme le facteur de risque le plus courant (42% des cas), l'électrocution, la collision avec des éoliennes et l'empoisonnement jouant un rôle secondaire mais néanmoins important, impactant la survie des aigles sur l'île.

Mots-clés: *Aquila fasciata*, Statut de la population, Conservation, Chypre.

Keywords: *Aquila fasciata*, Population status, Conservation, Cyprus.

⁽¹⁾ Game and Fauna Service, Ministry of Interior, Cyprus (nkassinis@cytanet.com.cy).

⁽²⁾ Animal Flight Laboratory, Haifa University, Israel.

INTRODUCTION

Bonelli's Eagle (named thereafter BE) is a fairly large-sized eagle, typical of Mediterranean landscapes of southern Europe and western Asia. It is considered an important top avian predator in the food-chain of Mediterranean ecosystems (CHEYLAN 1977; DONAZAR *et al.*, 2005) and as such, it can also be regarded as a flagship species for their conservation. Raptors around the world are facing challenges due to anthropogenic activities which often have negative impacts on their populations, driving some of them to the verge of extinction. Poisoning, poaching, electrocution and collision with power-lines and wind turbines have been identified as the major causes of raptor mortality (MACIOROWSKI *et al.*, 2020).

The BE is no different in this respect. During the last decades, the species suffer from local declines and range restriction in Europe, resulting in the declaration of it as having an unfavorable conservation status (SPEC 3) (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). Its European population is estimated at 1032-1223 pairs, 80% of which is in the Iberian Peninsula (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2010).

The BE is the only eagle species that breeds in Cyprus since the extinction of the Imperial Eagle, *Aquila heliaca*, in the 1980s (KOURTELLARIDES, 1998). Another change in the island's raptor avifauna is the settling of the Long-legged Buzzard, *Buteo rufinus*, which has started to nest in Cyprus in the early 1990s and is currently a common breeder.

The two species share some areas for nesting and foraging, but it is believed that there is no fierce competition between them as the eagle is a predominantly tree nester and avian predator and the buzzard a cliff-nester and small mammal predator (KASSINIS *et al.*, 2022).

The BE population has known some significant fluctuations since the middle of the 20th century. During the late 1950s the species was considered common, with a population estimate of more than 50 pairs (FLINT & STEWARD, 1992). However, this estimate was based largely on anecdotal observations. During the 1980s and early 1990s, the population declined to less than 20 pairs (BIRDLIFE INTERNATIONAL / EBCC 2000) most probably due to extensive use of poison baits to control Red Fox *Vulpes vulpes* population, but this figure as well, was not based on systematic monitoring but mostly on expert opinion.

The first study that was based on systematic surveys (KASSINIS, 2010) estimated the BE population at 31 - 39 breeding pairs (0.52 - 0.65 pairs / 100km²) in the area controlled by the Cyprus government. The population in the Turkish-occupied part of the island is estimated at about 10 pairs (BEDON *et al.*, 2013), with no details on nest locations and breeding success.

KASSINIS (2010) reported that the majority of the nests (near 70%) are built on large Calabrian pine *Pinus brutia* trees. Other nests are built on remote and extensive cliff formations or deep, high-walled ravines.

The average altitude of the nests was 625 + 257m a.s.l (N = 22), but it varied substantially

from a minimum of 55m up to a 1,200m a.s.l., suggesting that the eagles can potentially occupy most of the island. Nearest neighbor distance (NND) for 27 nesting sites was 7.4 + 1.1km (range 4.1 - 11.5km). The mean number of fledglings / successful pair was 1.44 + 0.53 for the period 1999-2009 (KASSINIS, 2010).

The species inhabits mountainous, rugged terrain, nests mostly at the forest edge but usually hunts in more open areas. Immature eagles during dispersal tend to hunt in lowland maquis, agricultural areas and wetlands where prey is more abundant and more easily obtainable. Also, a few, mostly juvenile and immature birds appear annually in coastal areas during fall.

The BE in Cyprus preys mainly on medium-sized birds and small mammals (IEZEKIEL *et al.*, 2004; KASSINIS, 2010). Its main prey species are the Chukar Partridge *Alectoris chukar*, Common Woodpigeon *Columba palumbus*, Rock and feral pigeon *C. livia*, Corvids (mainly Black-billed Magpie *Pica pica* and Hooded Crow *Corvus corone cornix*), water birds found near wetlands and reservoirs (Coot *Fulica atra* and Little Egret *Egretta garzetta*) and domestic fowl. Game farm chukars released in late summer for augmenting the wild stock for hunting purposes are utilized by the eagles that regularly hunt in the vicinity of the release pens in the countryside (KASSINIS & MILTIADOU, 2010). Small mammals, mainly the abundant Black Rat *Rattus rattus* but also the European Hare *Lepus europaeus* come second. Reptiles follow in importance, especially large lizards such as the Starred Agama *Stellagama stellio*, occasionally Schneider's Skink *Eumeces schneiderii*. In 2009, the remains of a Cyprus mouflon lamb *Ovis gmelini ophion* were found under a BE's nesting tree. The mouflon is the largest mammal on the island and is quite common in the eagle's stronghold, Pafos forest.

MATERIALS AND METHODS

The Life Project "Conservation and Management of the BE population in eastern Mediterranean" (Life Bonelli EASTMED) is being implemented from September 2018 to February 2023 (4.5 years duration). Its major objective is to ensure a favorable conservation status for the species' populations in the Eastern Mediterranean basin. Project partners are from Greece and Cyprus with the University of Crete as the coordinating beneficiary. Other partners include the Greek Ministry of Environment, the Hellenic Ornithological Society, NCC (Nature Conservation Consultants Ltd), the Cyprus Game and Fauna Service and the Cyprus Department of Forests. Several preparatory and conservation actions are implemented during the project:

- Standard monitoring of territories and nesting activity,
- Telemetry study aims at collecting movement data and identify risk factors (tagged as nestlings before fledging or trapped),
- Data collection on the main prey species,
- Reducing disturbances near nesting sites,
- Reduce eagle mortality from interactions with electricity infrastructures,
- Prevent eagle drowning in artificial reservoirs
- Improve the foraging habitat of the eagles (seeding plots, create forest clearings).

RESULTS

Main Project Actions

Monitoring of territories and nesting activity.— Monitoring has been carried out for 2019, 2020 and 2021 nesting seasons (TAB I).

Nesting activity, territorial behavior and aerial displays were noted from early December. Egg-laying start in the lower altitudes territories

Nesting season	Active territories	Successful nests monitored	Mean fledglings / successful pair
2019	37	17	1.6
2020	35	21	1.8
2021	38	21	1.8

TABLEAU I.— Nesting sites monitoring results.
Résultats de la surveillance des sites de nidification.

in mid-January and continue throughout February. Eaglets fledge mostly during May, and some in June. By the end of August most juveniles are in dispersal mode. BE usually have an average mature age of 3,5 years (BALBONTIN *et al.*, 2003), although some tagged eagles were observed pairing up on their second year, but no successful nesting has been recorded at these ages.

Most of the nesting pairs had 1-2 nestlings per brood, and 3 nestlings were recorded only twice in 20 years of monitoring (last time in 2020).

In 2021, 24 pairs (63%) of the 38 nesting territories monitored, had only tree nests in their territory, 9 pairs occupied cliff nests (about 24%) whereas 5 pairs had both a tree and a cliff nest (13%). The average number of alternative nesting trees per nesting site was 2.6 (range 1-7) for the exclusive tree-nesters.

Tagging eagles with GPS transmitters. – In the period 2019-2021, 35 Bonelli's Eagles were fitted with GPS/GSM data loggers (Ornitela 30g).

- In 2019 18 birds were tagged (13 juveniles, 4 subadults, 1 adult).
- In 2020 9 birds (8 juveniles, 1 adult).
- In 2021 8 birds (7 juveniles, 1 adult).

The above tagged birds were either tagged as nestlings before fledging or when trapped post-fledging. From 2019 to 2021, 19 birds were tagged as nestlings, 14 were trapped and tagged and two were birds that recovered from the Game and Fauna Service Wildlife Rehabilitation Center and released (one of them was rescued after being caught in a chicken pen and another was found weak within a windfarm after probably colliding with the wind turbine).

Out of 14 birds that were trapped and tagged, two were adults (2 females) and two subadults (1 female, 1 male). The other ten were all 1st calendar year juveniles (8 females, 2 males). Overall, 11 out of 14 BE that were trapped and tagged were females.

Annual movements

The first-year movements of two Juvenile BE at dispersal are shown (FIG. 1 and FIG. 2). By end of August all juveniles are in dispersal mode. Most commonly, juveniles are using the low-lying areas, with the Mesaoria plain and Larnaka district lowlands being used more often. Wetlands such as salt lakes, dams and reservoirs, sewage treatment plans and perennial streams are often visited by dispersing juveniles.

FIG. 1.– First year movements during dispersal of a GPS-tagged juvenile Bonelli's Eagle.

Mouvements enregistrés par GPS lors de la première année de la dispersion d'un Aigle de Bonelli juvénile.

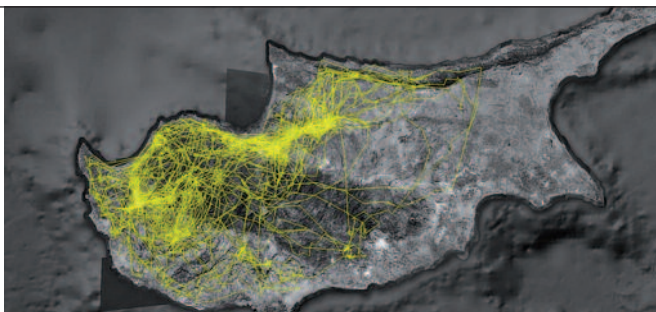
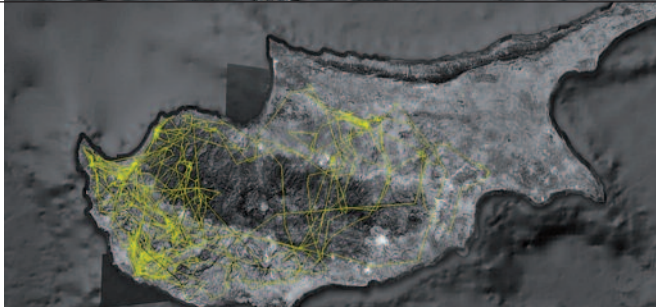


FIG. 2.– First year movements during dispersal of a GPS-tagged juvenile Bonelli's Eagle.

Mouvements enregistrés par GPS lors de la première année de la dispersion d'un Aigle de Bonelli juvénile.



The annual movements of two adult female Bonelli's Eagles are shown in their respective, adjacent territories (FIG. 3).

Sensitivity maps (FIGS. 4, 5) were developed using the Maxent model for juveniles and adults, by analyzing telemetry data from the first year of the project (2019) and incorporating the information obtained from studying nesting distribution and success for almost 30 years.

When becoming subadults BE tend to use more canyons and gorges that are not occupied by an adult pair especially in the districts of Limassol and Paphos. Use of lowlands is still observed but for short periods.

Identifying main prey items

Pellets and prey remain have been collected in May-June during the nesting seasons of 2019, 2020 and 2021 from several sites across the island. In total 238 pellets and prey remain from 25 sites have been collected and analyzed, representing 364 prey items. Similarly, this has been carried out in Project's nesting sites in Crete, Aegean islands, and parts of the mainland from the Greek partners. Some preliminary results for Cyprus showed that as of % frequency of occurrence (%FO) 49% were birds, 47% mammals and 4% reptiles. As far as % Biomass 52% were birds, 46% mammals and 2% reptiles (H. ALIVIZATOS, Natural History Museum of Crete, pers. com.).

FIG. 3.– Territories of two tagged female Bonelli's Eagles.

Territoires de deux femelles Aigles de Bonelli marquées.

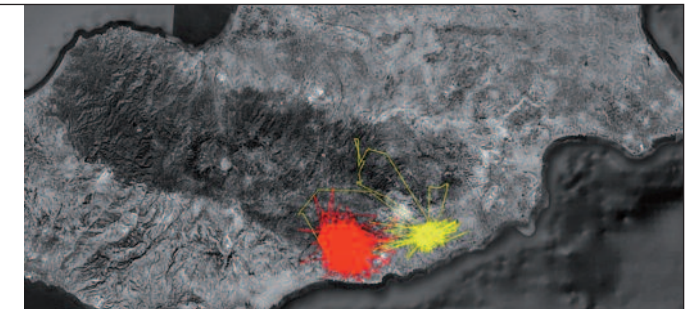


FIG. 4.– Sensitivity map of juvenile in dispersal mode.

Carte prédictive de la dispersion des juvéniles.

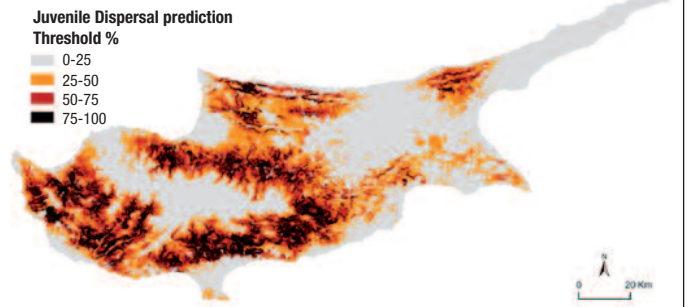
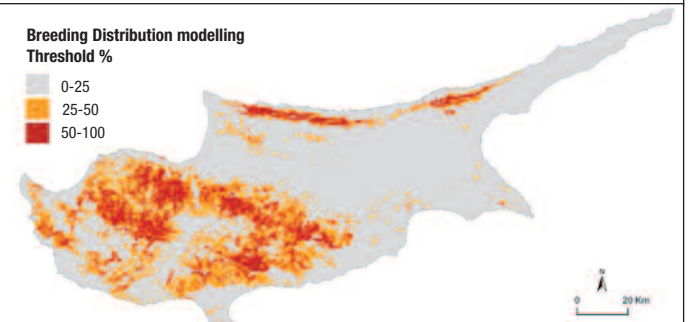


FIG. 5.– Sensitivity map of Breeding distribution.

Carte de la modélisation de la répartition de l'aire de reproduction.



Reducing disturbance near nesting sites

By the end of the project, access by public on roads near sensitive nesting areas will be controlled. A gate will be used that will be blocking access during the breeding season. The biggest obstacle to apply the specific action is that in the lowlands and outside the state forest areas, most of the land is privately owned and blocking access will create conflicts on land use. As of this, the budget for the specific action will be carried out mostly in state forest areas after collaboration with the Department of Forests in order to choose appropriate locations. Most of the candidate locations have already been identified.

Reducing mortality from electrical infrastructures

After analyzing telemetry data from the first year of the project (2019) and incorporating the information obtained from studying nesting distribution and success for almost 30 years, a sensitivity map of the species for the entire island was developed using a Maxent model. MAXENT (Maximum entropy model) is a species distribution model (SDM) commonly used in ecological studies for predicting species' distribution by utilizing all kind of environmental data and a set of the species' presence records (FOURCADE *et al.*, 2014). The sensitivity map was then used in a GIS program in order to select dangerous electricity poles and retrofit them. Two areas were chosen for retrofitting at a first stage, with a total of 30 electricity poles identified.

Reducing eagle mortality in artificial reservoirs

Drowning in small reservoirs with steep banks and cemented water tanks is a serious mortality issue for wildlife in general, especially in arid areas with little surface water available in the long dry season (ANDERSON *et al.*, 1999; LAFON, 2006). Cyprus being an arid island, the construction and use of water reservoirs used to be very common, in order to water livestock and summer crops. Many such water storage tanks have been abandoned across the island but are still getting filled with water during the winter and pose a potential threat to wildlife. For this reason, an action towards minimizing this risk

in areas with previous raptor and other wildlife drowning records was implemented. 44 floating rafts have been installed in small reservoirs and large water tanks in such areas and within areas frequently used by BE and other large raptors. It is under consideration to make it mandatory under the law for the owner to take prevention measures for wildlife drowning in such reservoirs, at least within SPAs and Natura 2000 sites.

Improving Bonelli's Eagles foraging habitat

For the purposes of this action, several fields and potential openings to be cleared have been identified in three Natura 2000 project sites. In total, 200.1 decares (20 hectares) have been opened by clearing scrub vegetation, cultivated and sown with winter cereals in 2020 and 2021. In April-May food plots have been checked for crop growth. These food plots/clearings are expected to attract wildlife that is important for these areas (chukars, woodpigeons, hares, mouflon and smaller species of birds, mammals and reptiles), some of which are important in BE eagle diet (such as partridges, pigeons, rodents). In addition to this, approximately another 4,500 decares (450 hectares) are planted with legume/cereal mixture island wide for wildlife habitat management, improvement mainly for hare, chukars, woodpigeons, turtle doves as well as for the protected Cyprus mouflon. A large portion of these food plots are within BE eagle territories which are positively affected by this habitat management practice that creates foraging areas for the species.

Identifying threats and causes of mortality from tagged eagles

In the period 2019-2021, 11 out of 35 BE tagged with GPS loggers were found dead or injured. In addition, 3 unmarked eagles were found dead, and one was shot, recovered rehabilitated and released. Causes of death or injury were the following:

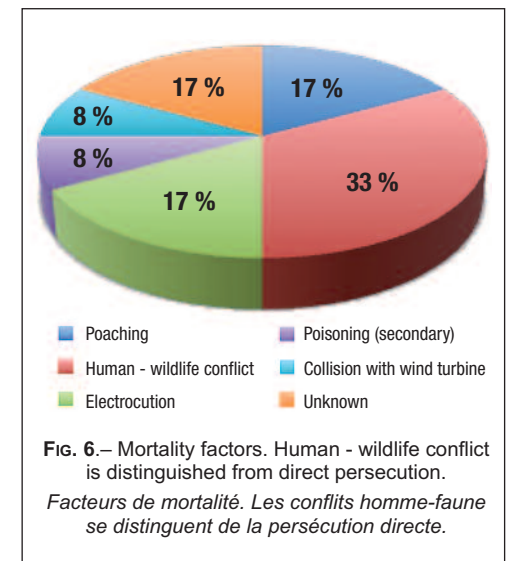
■ **Poaching/shooting:** 7. Two eagles were shot during hunting days from poachers. Five BE were shot near poultry pens. Two tagged birds, two untagged and another tagged that was taken to the Game and Fauna rehabilitation center, recovered and released.

TABLEAU II.— Risk and mortality factors that were documented during 2019-2021.
Facteurs de risque et de mortalité qui ont été documentés au cours de la période 2019-2021.

Risk factor	Tagged eagles	Unmarked eagles	Total	Remarks
Direct persecution	5	2	7	2 untagged birds found shot on non-hunting days near poultry pens. Another tagged eagle was shot near a farm and recovered
Poisoning	2		2	One deliberate poisoning targeting the eagle that was preying on poultry, one secondary poisoning from a poisoned rodent.
Electrocution	2	1	3	
Collision with wind turbines	1		1	Another unmarked eagle was found injured in a wind farm and recovered
Unknown reason	2		2	
Total	9	3	15	

- **Poisoning:** 2. One deliberate targeting the eagle that was preying on poultry, one secondary poisoning from consuming a rodent that consumed rodenticide (bromadiolone),
- **Electrocution/collision with utility lines and wind turbines:** 4. Two tagged and one untagged BE died from electrocution, and one was killed by colliding on a wind turbine,
- **Unknown/unspecified reasons/tagged eagle could not be recovered:** 2.

The mortality events that were documented during 2019 - 2021 (TAB. II) show that the main threat to the species in Cyprus is direct persecution (shooting and poisoning). Two out of 5 incidents occurred during hunting days, so they may result from incidental interaction between the hunter and the eagle, while the other 3 occurred on non-hunting days as a result of deliberate shooting from farm owners that raise animals such as chickens and rabbits that are sometimes eaten by the eagles. Although previously it was mentioned that two more non-tagged birds were recovered shot, in order to have a better and more correct understanding of the impact of every mortality cause, only the tagged birds that died were taken into account to better understand the magnitude of every type of mortality. Furthermore, the tagged bird that was shot and recovered near a poultry farm was considered as a loss due to direct persecution because of causing damage to humans. Considering the above, 6 out of 12 cases or



50%, the birds died from direct persecution. For the 4 (3 shot and one poisoned) out of 12 birds or 33.3%, were killed (or attempted killing - one case) deliberately, the suspected reason was the eagle damage to domesticated animals such as chickens and rabbits. Bearing in mind the above and since that the biggest threat of BE is deliberate killing near domesticated animal pens, Human - wildlife conflict should be differentiated (FIG. 6) from the other mortality factors for better understanding the magnitude of the problem, but help us find solutions to it as well.

Poaching and loss of birds during hunting season on hunting days, was the cause of death for two birds or 17%, same as electrocution. Since the project started, one tagged bird was confirmed to die because of secondary poisoning from rodenticides (bromadiolone) and another bird is suspected for secondary poisoning (waiting toxicological test result). Mortality data also revealed a previously unknown risk from electrocution, when 2 tagged and 1 non-tagged eagles were found dead. Apparently, there is a need for further retrofitting of powerlines, an issue that is being discussed with the Cypriot Electricity Authority. Also, the first case of eagle dying from collision with a wind turbine has been documented.

DISCUSSION

The BE population in Cyprus is in a good conservation status and being closely monitored. The implementation of the LIFE BONELLI'S EASTMED project intensified and increased this

long-term effort. Nesting site monitoring and eagle marking and tagging will continue in the near future. The deployment of GPS/GSM data-loggers on a large number of eagles (35 by September 2021) provides valuable information for the species conservation. New territories have been identified from tagged individuals, causes of mortality were promptly identified and important foraging areas identified. Also, potentially dangerous utility networks were mapped, so mitigation measures would hopefully be applied in the coming years. Important information coming from eagle-trapping was also retrieved. The majority of trapped individuals were females. This could have been the case since results from telemetry revealed that females are wondering greater distances than males, making it more likely for them to encounter a trap. Another possible explanation could be that it is harder for the (bigger) females to catch fast prey such as pigeons and wild chukars than for (smaller and more agile) males, resulting in being more attracted to recently



FIG. 7.— The body of a juvenile Bonelli's Eagle that was recovered after a collision with a wind turbine. *Cadavre d'un Aigle de Bonelli juvénile après collision avec une éolienne.*

released partridges. The significant larger size of the female may also suggest larger demand for prey. Tracking of tagged eagles, also showed that certain spots within some of the foraging areas have been observed to be used every year by juveniles during their dispersal. At the end of the fall and the beginning of winter, some of the juveniles are utilizing the United Nations-administered "Buffer zone" (Strip between the area that is under the effective control of the Republic of Cyprus and the Turkish-occupied north part of the island). This is especially true for the area west of the City of Nicosia all the way west along the plains at the foothills of Troodos mountains. This can be partly explained as the main hunting season starts around that time and the "Buffer zone" acts as a wildlife sanctuary, where many species take refuge (it is a non-hunting zone). At the same time winter cereal crops are sowed in that area, attracting large flocks of feral pigeons and woodpigeons seeking food and refuge from the hunting activities that are taking place in all the other parts of the island. The use of this area has not been observed in such an extent with tagged subadults that are still wondering without a territory. It is known and documented by studies of other bird species, that movements performed by juveniles are completely different from territorial adults (BALBONTIN & FERRER, 2009). When the nesting season starts and while still in subadult stage, most of the BE stay in Paphos district. Paphos is the district that has been affected the least from the abandonment of traditional agricultural practices. As a result, it is abundant in prey species for the BE such as woodpigeons and chukar partridges. Furthermore, Paphos district has larger areas under Natura 2000 and SPA protection status compared to the rest of the island. Another reason is the district's intense topography having many streams coming from high elevations towards the sea and creating gorges and valleys suitable for the species.

Cyprus has a mean road density of 2.3km/km² that is comparable with countries like France, Italy and Spain, many times the island's size and population. The road network on the island has increased by 88% in the last 30 years and is also dense within the NATURA

2000 Network (ZOMENI & VOGIATZAKIS, 2014). Dense road network fragments habitats and increases pressures on species as well (HEILMAN *et al.*, 2002). In addition to this reality, management practices like the dense firebreak network across the island's mountains further fragments habitats and increases disturbance. Maintaining and widening forest roads during the nesting season along with off-road driving in such areas, could be a factor that can increase disturbance and may lead to nest failure as was the case in some occasions. On the other hand, fire prevention is a major effort annually on the island, due to the prolonged dry season. Wildfires destroy large areas every year and, in many cases, nesting territories have been affected. The BE in Cyprus is mostly a tree-nester and fires destroying such large trees can degrade nesting habitat irreversibly.

Summing up the telemetry results, it is obvious that human activities are negatively affecting the population of the BE in Cyprus. The differentiated factor "Human-wildlife conflict" after the telemetry results it has proven to be the single most important mortality factor for the species. In addition, secondary poisoning, another anthropogenic factor was marked as another source of mortality. Over 200 metric tons of rodenticide containing Bromadiolone are distributed on average (2008-2019) every year by the Department of Agriculture in Cyprus. The bait is composed by crushed cereal seeds (mainly barley) mixed with carob powder that rats consume and other species as well, are attracted to, coated with Bromadiolone. Furthermore, and without a doubt, the fact that the species is nesting mostly on trees is one of the reasons that the population in Cyprus is in a better state compared to other Mediterranean Countries. Using pine trees for nesting enable a denser breeding as opposed to populations that nest exclusively on cliffs. Having more territories and nesting pairs helps the population replenish losses easier. Although, in a fast-changing environment, in a country with very limited space, the anthropogenic impacts are expected to negatively affect the survival of the species even more. Fire intensity and frequency have been rising rapidly, destroying forested areas and nesting habitat for the

BE, can be considered worrisome for the future of the BE breeding range over the island. Unfortunately, this will worsen in the future as the temperature is expected to rise.

BIBLIOGRAPHY - WEBOGRAPHY

- ANDERSON (M.D.), MARITZ (A.W.A.) & OOSTHUYSEN (E.) 1999.– Raptors drowning in farm reservoirs in South Africa. *Ostrich*, 70: 139-144.
- BALBONTIN (J.), PENTERIANI (V.) & FERRER (M.) 2003.– Variations in the age of mates as an early warning signal of changes in population trends? The case of Bonelli's Eagle in Andalusia. *Biological Conservation*, 109: 417-423.
- BETON (D.), SNAPE (R.) & SAYDAM (B.) 2013.– Status and ecology of the Bonelli's Eagle, *Aquila fasciatus*, in the Pentadaktylos Mountain Range, Cyprus (*Aves: Falconiformes*). *Zoology in the Middle East*, 59: 123-130.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL / EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, 2000.– *European bird populations: estimates and trends*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 10).
- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004.– *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12).
- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2010.– *Review of the implementation of species action plans for threatened birds in the European Union. Final Report (2011)*. *Species Accounts produced in 2010: Bonelli's Eagle*.
- CHEYLAN (G.) 1977.– La place trophique de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* dans les biocénoses Méditerranéennes. *Alauda*, 45: 1-17.
- CRAMP (S.) & SIMMONS (K.L.) 1980.– *The birds of the western Palearctic, vol. II*. Oxford University Press, Oxford.
- DONAZAR (L.), GANGOSO (M.), FORERO (G.) & JUSTE (J.) 2005.– Presence, richness and extinction of birds of prey in the Mediterranean and Macaronesian islands. *Journal of Biogeography*, 32: 1701-1713.
- FLINT (P.) & STEWART (P.) 1992.– *The birds of Cyprus*. Second edition. British Ornithologists Union. U.K.
- FOURCADE (Y.), ENGLER (J.O.), RÖDDER (D.) & SECONDINI (J.) 2014.– Mapping Species Distributions with MAXENT. Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. *PLoS ONE* 9(5): e97122. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097122>
- HEILMAN (G.E.), STRITTHOLT (J.R.), SLOSSER (N.C.) & DELASSALA (D.A.) 2002.– Forest fragmentation of the conterminous United States: assessing forest intactness through road density and spatial characteristics. *Bioscience*, 52: 411-422.
- IEZEKIEL (S.), BAKALOUDES (D.E.) & VLACHOS (C.G.) 2004.– The diet of Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in Cyprus. In: CHANCELLOR (R.D.) & MEYBURG (B.-U.) (eds.). *2004 Raptors Worldwide*. WWGBP/MME.
- JAVIER (B.) & FERRER (M.) 2009.– Movements of juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study*, 56: 86-95.
- KASSINIS (N.) 2009.– Long-legged Buzzard *Buteo rufinus rufinus* breeding distribution and abundance in Cyprus. *Avocetta*, 33: 75-78.
- KASSINIS (N.) 2010.– Demographics of the Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* population in Cyprus. *Bird Census News*, 23: 21-27.
- KASSINIS (N.), TZIRKALI (E.), MILTIADOU (M.), MOYSI (M.), CHARALAMBIDOU (I.), ROULIN (A.) & VOGIATZAKIS (I.N.) 2022.– Feeding Ecology of the Long-Legged Buzzard and Diet Overlap with Sympatric Bonelli's Eagle on Cyprus. *Journal of Raptor Research*. <https://doi.org/10.3356/JRR-21-34>
- KASSINIS (N.) & MAMMIDES (C.) 2016.– Winter bird surveys in Cyprus, 2007-2016. Analysis of the population trends. *Bird Census News*, 2015, 29/1-2: 37-45.
- KASSINIS (N.) & MILTIADOU (M.) 2010.– Bonelli's Eagle status and conservation in Cyprus. In: *The Bonelli's Eagle Ecology, behaviour and conservation* (editor V.J. HERNÁNDEZ). Tundra Publishing, Spain. In Spanish.
- KOURTELLARIDES (L.) 1998.– *Breeding birds of Cyprus*. Bank of Cyprus group, Cyprus.
- LAFON (A.) 2006.– Installation of devices in water tanks to prevent drowning of wild animals. In: BASURTO (X.), HADLEY (D.), eds. 2006.– *Grasslands ecosystems, endangered species, and sustainable ranching in the Mexico-U.S. borderlands*. Conference proceedings. RMRS-P-40. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 106-110.
- MACIOROWSKI (G.), ZDUNIAK (P.), BOCHENSKI (M.), URBANSKA (M.), KROL (P.) & POLAKOWSKI (M.) 2021.– Breeding habitats and long-term population numbers of two sympatric raptors - Red Kite *Milvus milvus* and Black Kite *Milvus migrans* - in the mosaic-like landscape of western Poland. *Journal of Ornithology*, 162: 125-134.
- ZOMENI (M.) & VOGIATZAKIS (I.N.) 2014.– Roads and Roadless Areas in Cyprus: Implications for The Natura 2000 Network. *Journal of Landscape Ecology*, 7: 75-90.

CAUSES OF MORTALITY FOR BONELLI'S EAGLE IN CYPRUS, 1996-2021: SPATIAL AND TEMPORAL PATTERNS

Nicolaos KASSINIS⁽¹⁾, Panagiotis KOSTANTINOU⁽²⁾,
Haris HADJISTILLIS⁽¹⁾ & Andreas LYSANDROU⁽¹⁾

ABSTRACT.– Causes of mortality for Bonelli's Eagle in Cyprus, 1996-2021: Spatial and temporal patterns. The Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* is the only eagle species that breeds on the island of Cyprus. From 1996 to September 2021, 64 Bonelli's Eagles were found injured or dead and were brought for treatment/post-mortem examination. Cause of injury/death was mostly shooting (47%) and poisoning (23%), collision with powerlines/structures and electrocution (14%), trapping on limesticks (2%) and 15% unknown and/or unspecified. More than a third of these cases were in Pafos district (the westernmost district), whereas Larnaca and Nicosia were 25% and 22% respectively, with Limassol involving 14% of them. Three cases involved GPS-tagged birds dying in the Turkish-occupied northern part of the island. Shooting occurred mostly during the November-February period (major hunting season) (87%). On the other hand, poisoning occurred mostly from January - May (67%) with the rest occurring from September-December. Almost half of the cases involved juveniles (43%), a third involved adults (34%) and the rest (23%) were immatures. Most common cause of injury/death for juveniles was shooting (39%) and poisoning (26%), whereas poisoning was the primary cause of death (42%) for immature eagles with collisions and electrocutions coming 2nd (34%). Adults suffered mostly from shooting with 72% of cases, whereas the rest was due to poisoning. Sixteen cases of dead individuals involved tagged birds; in the period 2002-2009, 4 out of 14 eagles tagged with VHF transmitters were found dead due to shooting (75%) and poisoning. In the period 2019 -2021, 12 out of 35 Bonelli's Eagles tagged with GPS/GSM loggers, as part of the international project LIFE BONELLIS EASTMED, were found dead or injured. Shooting was involved in 42% of cases, whereas for the first time electrocution (2 cases) and collision in wind farms (1 case) were documented. Poisoning involved 2 cases, one was a case of secondary poisoning with rat poison (bromadiolone), the first reported on the island involving a large raptor.

RÉSUMÉ.– Causes de mortalité de l'Aigle de Bonelli à Chypre, 1996-2021 : modèles spatiaux et temporels. L'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* est la seule espèce d'aigle qui se reproduit sur l'île de Chypre. De 1996 à septembre 2021, 64 aigles ont été retrouvés blessés ou morts et amenés pour traitement/autopsie. La cause des blessures/décès était principalement par balle (47 %) et empoisonnement (23 %), collision avec des lignes électriques/structures et électrocution (14 %), piégeage (2 %) et 15 % inconnue et/ou non précisée. Plus d'un tiers de ces cas se trouvaient dans le district de Pafos (le district le plus à l'Ouest), tandis que Larnaca et Nicosie étaient respectivement de 25 % et 22 %, Limassol impliquant 14 % d'entre eux. Trois cas concernaient des oiseaux marqués par GPS mourant dans la partie nord de l'île occupée par la Turquie. Le tir a eu lieu principalement en novembre-février (grande saison de chasse) (87 %). D'autre part, les empoisonnements se sont surtout produits de janvier à mai (67 %), puis de septembre à décembre. Près de la moitié des cas concernaient des jeunes (43 %), un tiers concernait des adultes (34 %) et le reste (23 %) était des immatures. La cause la plus fréquente de blessures/de décès chez les juvéniles était le tir (39 %) et l'empoisonnement (26 %), tandis que l'empoisonnement était la principale cause de décès (42 %) pour les immatures, les collisions et les électrocutions venant en deuxième position (34 %). Les adultes ont été victimes surtout de tirs avec 72 % des cas, le reste étant dû à des empoisonnements. Seize morts concernaient des oiseaux marqués ; durant la période 2002-2009, 4 aigles sur 14 munis d'émetteurs VHF ont été retrouvés morts suite à des tirs (75 %) et à des empoisonnements. Au cours de la période 2019 -2021, 12 des 35 aigles munis d'enregistreurs GPS/GSM, dans le cadre du projet international LIFE BONELLIS EASTMED, ont été retrouvés morts ou blessés. Des tirs ont été impliqués dans 42 % des cas, alors que pour la première fois une électrocution

(2 cas) et une collision dans des parcs éoliens (1 cas) ont été documentées. L'empoisonnement a concerné 2 cas, l'un était un cas d'empoisonnement secondaire à la mort-aux-rats (bromadiolone), le premier signalé sur l'île impliquant un grand rapace.

Mots-clés: *Aquila fasciata*, Mortalité : causes, répartition et période, Chypre.

Keywords: *Aquila fasciata*, Causes of mortality, Spatial and temporal patterns, Cyprus.

⁽¹⁾ Game and Fauna Service, Ministry of Interior, Cyprus (nkassinis@cytanet.com.cy).

⁽²⁾ Veterinary Services, Ministry of Agriculture, Natural Resources and Environment.

INTRODUCTION

The Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* is the only eagle species that breeds on the island of Cyprus. It is a relatively large eagle species with a mean female body mass of 2,450kg (Cyprus Game and Fauna Service unpublished data), resident to Cyprus and a "flagship" species of the Mediterranean ecosystem. This iconic species is protected through European and National legislation. The NATURA 2000 Network covers 29% of the island and 80% of Bonelli's Eagle nesting sites. According to Game and Fauna Service latest surveys, its population is currently estimated at 37- 40 active territories in areas under the effective control of the Republic of Cyprus only, unless otherwise stated. Furthermore we used information provided by 49 tagged Bonelli's Eagles, either with VHF transmitters (14 eagles tagged in the period 2002 - 2009) or GPS/GSM loggers (35 eagles tagged in the period 2019 - Sep. 2021 as part of the international project LIFE BONELLI'S EASTMED) that were found dead or injured.

METHODS

All injured, sick and dead wildlife that is found is taken by the Game and Fauna Service (GFS) to the State Veterinary Services where they are examined, treated and/or a necropsy is performed. All injuries are identified following macroscopic and microscopic examinations.

Toxicological tests, including testing from secondary poisoning involving rodenticides were performed by the State Laboratory. Injured and or sick wildlife (mostly avian species) are taken to GFS rehabilitation centre where they are treated and when fully recover, they are released back in the wild. All known injuries/deaths from Game and Fauna Service and Veterinary Services archives have been compiled for the above mentioned period (1996 - Sep. 2021). Records were stratified by district found, cause of injury/death, time period found, and age. These involved eagles found in the areas under the effective control of the Republic of Cyprus only, unless otherwise stated.

Furthermore we used information provided by 49 tagged Bonelli's Eagles, either with VHF transmitters (14 eagles tagged in the period 2002 - 2009) or GPS/GSM loggers (35 eagles tagged in the period 2019 - Sep. 2021 as part of the international project LIFE BONELLI'S EASTMED) that were found dead or injured.

RESULTS

From 1996 to Sep. 2021, 64 Bonelli's Eagles were found dead or injured and were brought for treatment/post-mortem examination. More than a third of these cases were in Pafos district, whereas Larnaca and Nicosia were 25% and 22% respectively, with Limassol involving 14% of them. Three cases (5%) involved GPS-tagged birds dying in the Turkish-occupied northern part of the island (FIG. 1).

Cause of injury/death was direct persecution, mostly shooting (47%) and poisoning (23%), followed by collision with powerlines/structures and electrocution (14%), trapping on limesticks (2%) and 15% unknown and/or unspecified

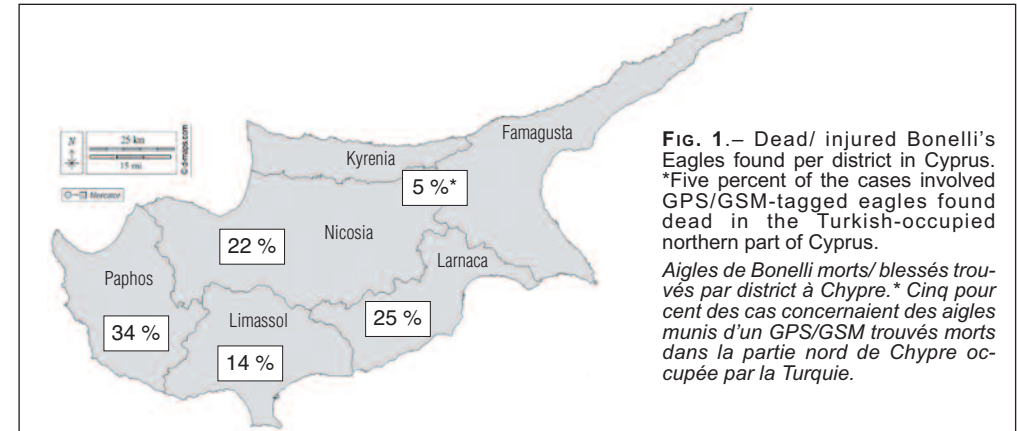


TABLEAU I.- Causes of mortality /injury of Bonelli's Eagle in Cyprus, 1996-2021.

Causes de mortalité/blessure de l'Aigle de Bonelli à Chypre, 1996-2021.

Cause of death / injury	N	%
Shooting	30	47
Poisoning	15	23
Collision (including on a windfarm)	6	9
Trapping	1	2
Unknown	8	13
Electrocution	3	4,7
Unspecified	1	2
Total	64	100

TABLEAU II.- Seasonality in direct persecution (shooting and poisoning) cases of Bonelli's Eagle.

Saisonnalité dans les cas de persécution directe (tir et empoisonnement) de l'Aigle de Bonelli.

Period	Shooting	Poisoning	Total
November/December	17	3	27
January/February	9	7	16
March/April /May	0	3	3
June/July / August	1	0	8
September/October	3	2	10
Total	30	15	64

(TAB. I). Shooting occurred mostly during the November-December (hare/partridge hunting season) (57%) and less during January/February migratory bird hunting season (30%). On the other hand, poisoning occurred mostly from January - May (67%) with the rest occurring from September-December (TAB. II).

Almost half of the cases involved juveniles (43%), a third involved adults (34%) and the rest (23%) were immatures. Most common cause of injury/death for juveniles was shooting (39%) and poisoning (26%), whereas poisoning was the primary cause of death (42%) for immature eagles with collisions and electrocutions coming 2nd (34%). Adults suffered exclusively from direct persecution, mostly from shooting with 72% of cases, whereas the rest was due to poisoning.

Sixteen cases of dead Bonelli's Eagles involved tagged birds; in the period 2002-2009, 4 out of 14 eagles tagged with VHF transmitters were found dead due to shooting (75%) and poisoning (KASSINIS, 2010). In the period 2019 - Sep. 2021, 12 out of 35 tagged with GPS/GSM loggers, as part of the international project LIFE BONELLI'S EASTMED, were found dead or injured. Shooting was involved in 5 or 42% of cases, whereas for the first time electrocution (2 cases) and collision on a wind farm (1 case) were documented. Poisoning involved two cases, one was a secondary poisoning involving a juvenile eagle consuming a Black Rat *Rattus rattus*, affected by SGAR (Second Generation Anticoagulant Rodenticide, bromadiolone). Remarkably, the last case is the first reported case of secondary poisoning involving a large raptor in Cyprus.

TABLEAU III.– Cause of death / injury within each age group.
Cause de décès/blessure dans chaque groupe d'âge.

Age group	Shooting	Poisoning	Collision	Electrocution	Trapping	Unknown	Unspecified
Adult	16	6					
2nd year immature	1	6	3	3		1	1
Juvenile	11	7	3	1	1	4	

DISCUSSION

Shooting can be distinguished in poaching during the hunting season and death of an eagle by a shotgun near a chicken house or a livestock holding area. Five GPS/GSM-tagged Bonelli's Eagles were found shot: 3 near livestock pens with evidence showing that the eagles were hunting poultry there and 2 shot during a hunting day. Poisoning and shooting were the major forms of direct persecution for another large nesting raptor on the island, the Long-legged Buzzard *Buteo rufinus* (KASSINIS, 2009). Shooting was the single most important cause of injury/death (70-75%) in a study carried out in Greece where KALPAKIS *et al.* (2009) analysed causes of mortality and morbidity for Common Buzzards *Buteo buteo* and Long-legged Buzzards for the period 1996-2005. Persecution (shooting and poisoning) was the major mortality factor in Northern Spain and the Levant (REAL *et al.*, 2001) whereas electrocution was in Catalonia and Central Spain. Shooting and poisoning accounted for most (> 60%) mortality cases of raptors in Crete (XIROUCHAKIS, 2004), numbers that are similar to this study. RUSSEL & FRANSON (2014) in a study of mortality causes on Bald Eagles *Haliaeetus leucocephalus* and Golden Eagles *Aquila chrysaetos* submitted to the National Wildlife Health Center in Madison, Wisconsin, USA from 1975-2013, found that trauma and poisoning (including lead poisoning) were the main causes of death for Bald Eagles whereas for the Golden Eagles the major causes of mortality were trauma and electrocution.

The placement of poisoned baits is a serious threat to raptors in Cyprus (KASSINIS, 2009; KASSINIS *et al.*, 2019) and the major cause of large decline of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* population of the island. Bonelli's Eagles will consume poisoned baits, falling victims to this illegal

action, usually targeting Foxes *Vulpes vulpes* and feral dogs. In some cases poisoned baits are placed within livestock areas targeting Bonelli's Eagles that hunt there and take poultry. Adult eagles suffered exclusively from direct persecution (shooting and poisoning), something that REAL *et al.* (2001) also documented.

Pafos district was the number one area with most deaths recorded probably due to the larger Bonelli's Eagle population within the district's boundaries (including a large part of Pafos forest, the largest SPA on the island with the highest number of eagle active territories) and a relatively more populous countryside, thus more human-wildlife conflicts. In the occupied part of northern Cyprus we had 3 deaths of GPS/ GSM tagged eagles. It is known from our monitoring that juvenile Bonelli's Eagles used part of the area during dispersal for hunting (especially the Mesaoria plain and coastal wetlands) but also that new pairs from Bonelli's Eagles tagged in areas under the effective control of Cyprus Government, have established territories in the occupied part. Unfortunately, besides the tagged birds, two of which have been retrieved, there is no other known information regarding mortality cases for the species or any other raptors in the northern part of the island. Also, the extent of raptor persecution that occurs, including shooting and poisoning is not known.

Secondary poisoning through anticoagulant rodenticide exposure is a serious threat to many raptors consuming rodents worldwide (HERRING & EAGLES-SMITH, 2017). The application of SGAR is widespread on the island, mostly to control rodent pests (mainly black rats and house mice *Mus musculus*). Bonelli's Eagles, Long-legged Buzzards, Barn Owls *Tyto alba* and Long-eared Owls *Asio otus* are among the larger nesting raptors on the island that prey on rodents in a significant degree

(KASSINIS *et al.*, 2022). In fact, a recent study by the Game and Fauna Service, the Veterinary Services and the State General Laboratory on several specimens of the owl species above showed that the majority of carcasses tested, had SGAR residues.

Electrocution has been recently documented (2020-2021) with 2 GPS-tagged Bonelli's Eagles and 1 untagged found dead. It is probably underestimated since no systematic monitoring has been carried out in the past along utility lines and also electrocution signs on dead birds may not have been easily identified in previous years.

One of the collisions involved the killing of a GPS-tagged juvenile eagle in a windfarm during dispersal in October 2020. That was the first documented death of a Bonelli's Eagle by a wind turbine on the island. Collisions on wind turbines are also difficult to be documented since no systematic monitoring has been carried out, combined with the difficult terrain most windfarms are located. LOVICH (2015) stated that the direct and indirect effects on wildlife (mainly birds and bats) from the renewable energy development and operation of are little known and that "data on eagle mortality at wind-energy facilities in the contiguous United States are generally scarce, except for the Altamont Pass Wind Resource Area in central California." PAGEL *et al.* (2013) stated that "assessments of eagle mortality at commercial-scale and/or private wind energy facilities are either seldom conducted or in some cases not made available for public review." In long-lived species such as eagles with much lower reproductive rates than smaller species any additional mortality, especially human-induced, may have a much more significant impact on their population (MARTÍNEZ *et al.*, 2010). Thus they must be monitored and mitigation measures must be taken in order to minimise them.

BIBLIOGRAPHY

- BETON (D.), SNAPE (R.) & SAYDAM (B.) 2013.– Status and ecology of the Bonelli's Eagle, *Aquila fasciatus*, in the Pentadakytylos Mountain Range, Cyprus (Aves: Falconiformes). *Zool. in the Middle East*, 59: 123-130.
- CRANDALL (R.H.), CRAIGHEAD (D.J.), BEDROSIAN (B.) & SLABE (V.A.) 2019.– Survival Estimates and Cause of Mortality of Golden Eagles in South-Central Montana. *Journal of Raptor Research*, 53: 38-45.
- FERRER (M.) 2001.– *The Spanish Imperial Eagle*. Lynx Edicions. 224 pp.
- HERRING (G.) & EAGLES-SMITH (C.A.) 2017.– Characterizing Golden Eagle Risk to Lead and Anticoagulant Rodenticide Exposure: A Review. *Journal of Raptor Research*, 51: 273-292.
- HUNT (G.W.), WIENS (D.J.), LAW (P.R.) FULLER (M.R.), HUNT (T.L.), DRISCOLL (D.E.) & JACKMAN (R.E.) 2017.– Quantifying the demographic cost of human-related mortality to a raptor population. *PLoS one*, 12(2).
- KALPAKIS (S.), MAZARIS (A.), MAMAKIS (Y.) & POULOPOULOS (Y.) 2009.– A retrospective study of mortality and morbidity factors for Common Buzzards *Buteo buteo* and Long-legged Buzzards *Buteo rufinus* in Greece: 1996-2005. *Bird Conservation International*, 19: 15-21.
- KASSINIS (N.) 2009.– Long-legged Buzzard *Buteo rufinus rufinus* breeding distribution and abundance in Cyprus. *Avocetta*, 33: 75-78.
- KASSINIS (N.) 2010.– Demographics of the Bonelli's Eagle *Aquila fasciatus* population in Cyprus. *Bird Census News*, 23: 21-27.
- KASSINIS (N.) APOSTOLIDOU (M.) & CHRISTINA IERONYMIDOU (C.) 2019.– *Griffon Vultures of Cyprus - legacy of conservation past and looking to the future*. European Vulture Conference, Portugal. 122 p.
- KASSINIS (N.I.), TZIRKALLI (E.), MILTIADOU (M.), MOYSI (M.), CHARALAMBIDOU (I.), ROULIN (A.) & VOGIATZAKIS (I.N.) 2022.– Feeding Ecology of the Long-Legged Buzzard and Diet Overlap with Sympatric Bonelli's Eagle on Cyprus. *Journal of Raptor Research*, 56(3).
- LOVICH (J.E.) 2015.– Golden Eagle mortality at a wind-energy facility near Palm Springs, California. *Western Birds*, 46: 76-80.
- MARTÍNEZ (J.E.), CALVO (J.F.), MARTÍNEZ (J.A.), ZUBEROGOTIA (I.), CEREZO (E.), MANRIQUE (J.), GÓMEZ (G.J.), NEVADO (J.C.), SÁNCHEZ (M.), SÁNCHEZ (R.), BAYO (J.), PALLARÉS (A.), GONZÁLEZ (C.), GÓMEZ (J.M.), PÉREZ (P.) & MOTOS (J.) 2010.– Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain. *Biological Conservation*, 19: 3757-3767.
- PAGEL (J.E.), KRITZ (K.J.), MILLSAP (B.A.), MURPHY (R.K.), KERSHNER (E.L.) & COVINGTON (S.) 2013.– Bald Eagle and Golden Eagle mortalities at wind energy facilities in the contiguous United States. *Journal of Raptor Research*, 47: 311-315.
- REAL (J.), GRANDE (J.M.), MAÑOSA (S.) & SÁNCHEZ-ZAPATA (J.A.) 2001.– Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* in Spain. *Bird Study*, 48: 221-228.
- RUSSEL (R.E.) & FRANSON (J.C.) 2014.– Causes of mortality in eagles submitted to the National Wildlife Health Center 1975-2013. *Wildlife Society Bulletin*, 38: 697-704.
- XIROUCHAKIS (S.) 2004.– *Causes of Raptor Mortality in Crete*. Raptors Worldwide WWGBP/MME. CHANCELLOR (R.D.) & MEYBURG (B.-U.) eds.



JUAN JOSÉ IGLESIAS-GREFA

THE BONELLI'S EAGLE IN CATALONIA: (I) MANAGEMENT CRITERIA (II) IMPACT OF WIND FARMS AND MANAGEMENT EXPERIENCES

Xavier PARELLADA⁽¹⁾

ABSTRACT.– **The Bonelli's Eagle in Catalonia: I- Management criteria. II- Impact of wind farms and management experiences.** With an estimated population of 85-90 pairs of Bonelli's Eagles in the 1970s, the Catalan population decreased during the 1990s, falling to 64-65 pairs in 1999. After this time it stabilised and began to recover, rising to 80 pairs in 2019. Surprisingly, the results of the 2018 national census showed that this recovery was an exception in the Spanish context, since the population was declining both globally and in many of the Autonomous Communities. Understanding the reasons for such contrasting trends could help to improve the management of the species in regions where the population continues to fall. In the absence of discussion and sharing of information regarding the methods and criteria applied in the different Spanish autonomous communities for managing the species, we present here the management criteria that we apply in Catalonia, outlining both their successes and errors. This study also includes a discussion on the impact of wind farms on the Bonelli's Eagle in Catalonia and the associated management experiences. We show the results obtained from the radio-tracking of pairs affected by different wind farm projects, and include the specific criteria we use for their environmental evaluation, aimed at minimising the vacuum effect that, according to the aforementioned studies, these have on the territories of this species.

RÉSUMÉ.– **L'Aigle de Bonelli en Catalogne: I) critères de gestion. II) Impact des parcs éoliens et expériences de gestion.** Avec une population comprise entre 85 et 90 couples dans les années 70, la population catalane s'est effondrée pendant les années 90, avec environ 65 couples en 1999. À partir de cette année la population s'est stabilisée et a commencé son rétablissement, atteignant les 80 couples en 2019. Ce qui est surprenant est que les résultats du recensement national de l'année 2018 montrent que cette récupération était une exception dans le contexte espagnol, car aussi bien au niveau global que dans la plupart des Communautés Autonomes la population était en régression. Comprendre les raisons pouvant justifier ces tendances si opposées pourrait aider à améliorer la gestion dans les régions où elle est encore en régression. Faute de discussion et de mise en commun des méthodes et critères appliqués dans les différentes Communautés Autonomes pour la gestion de l'espèce, nous exposons ici les critères de gestion appliqués en Catalogne, avec ses réussites et ses erreurs. Cette publication inclut aussi la part correspondante à la présentation « Impact des parcs éoliens sur l'Aigle de Bonelli en Catalogne. Expériences de gestion », que nous avons présentée séparément dans les journées de Montpellier. Dans cette deuxième partie sont exposés les résultats obtenus par radio-tracking, avant et après, des couples touchés par divers projets de parcs éoliens. En outre, nous exposons également les critères spécifiques que nous appliquons pour son évaluation environnementale, destinés surtout à minimiser l'effet de vide qui, en accord avec les études citées, lesdits parcs exercent sur les territoires de cette espèce.

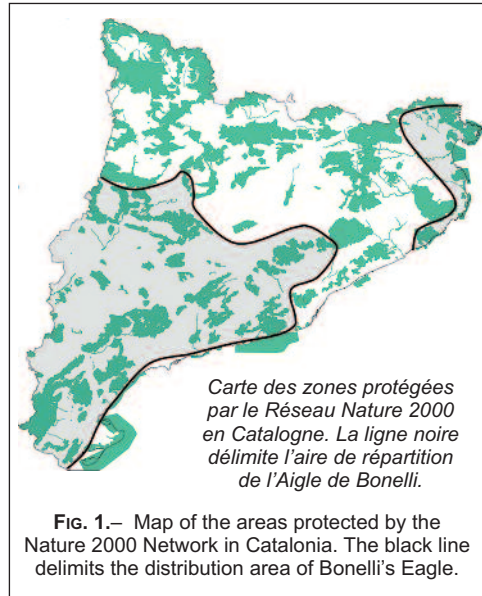
Mots-clés: *Aquila fasciata*, Critères de gestion, Parcs éoliens, Catalogne, Espagne.

Keywords: *Aquila fasciata*, Management criteria, Wind farm, Catalonia, Spain.

⁽¹⁾ (Fauna and Flora Service, Directorate General for Environmental Policy and Natural Resources, Department of Climate Action, Food and Rural Agenda of the Government of Catalonia) (xaparellada@telefonica.net).

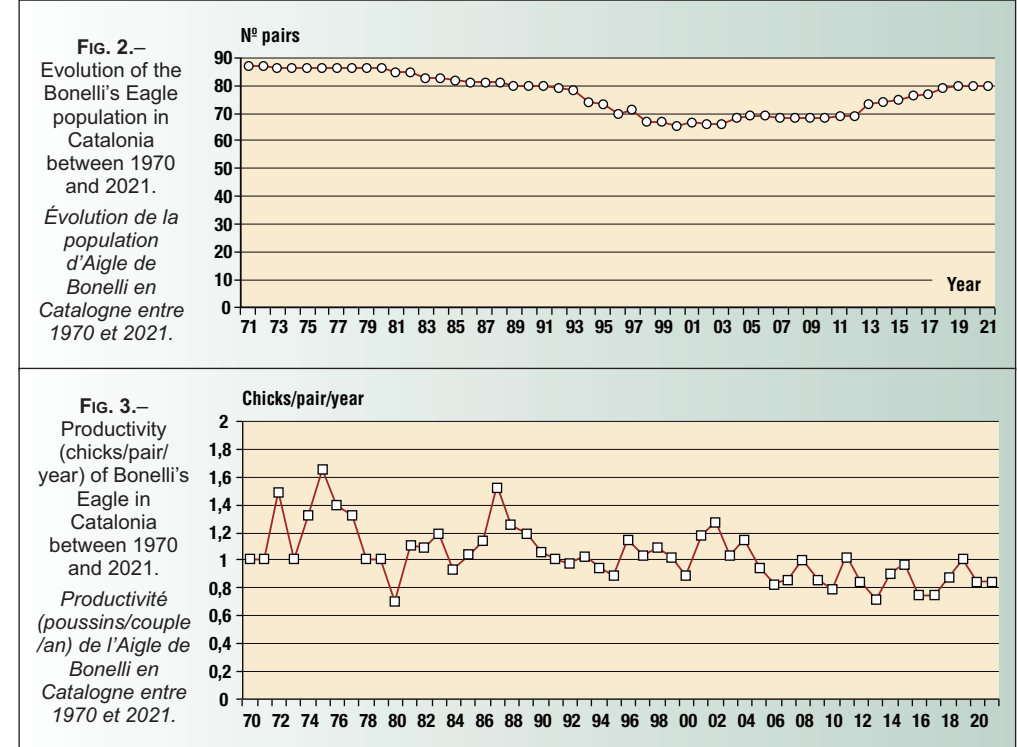
INTRODUCTION

The Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* was declared a protected species in 1973, considered 'threatened and of special interest' in 1990, 'very sensitive' in 1992 and 'threatened and vulnerable' in 2000. The Government of Catalonia, via the Servei de Fauna i Flora (Fauna and Flora Service) (hereinafter, the "SFF"), carried out an annual tracking of the entire Catalan population from 1991 to 1993 to today, because during the previous years a clear decline in the breeding population was detected (falling from an estimated 85-90 pairs in 1973, to 71-75 pairs in 1993). This decline was contrary to the positive trend of most raptor species in Catalonia, the cause being an increase in adult and pre-adult mortality and a loss of habitat quality. In accordance with the provisions of the regulations in force at the time, in 1995 a conservation plan for the species was prepared and presented to the Government for approval. However, unlike what happened with the recovery plan for the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*, which was approved and published in 1994, the conservation plan for the Bonelli's Eagle was not approved, and is still pending approval today despite the more than 20 drafts written. The main reasons for the difficulty in approving the plan for the Bonelli's Eagle are: i) its wide scope of application, ii) the fact that the eagle's distribution area coincides with the Mediterranean region, the most populated and industrialised in Catalonia (with an average of 300 inhabitants/km² in the regions encompassing the eagle's territory), and iii) the limitations that conservation of the species entails for human activities (economic or leisure). However, current regulations oblige the conservation of this threatened species, which is why, in the absence of a specific regulation, its management is exclusively carried out based on technical criteria. Although some of these criteria are public (see the second part of this article), this lack of regulation creates powerlessness both for citizens and companies who wish to carry out projects and activities in the eagle's distribution area, and in terms of the conservation of the species, with no legal regulations that clearly establish the details of its protection.



Furthermore, following a complaint by the EU against the Spanish State for the lack of protected spaces for this species included in the Natura 2000 network, in 2006 the Government of Catalonia approved the extension of the Natura 2000 network, which included all the occupied breeding areas and most of the abandoned areas, as well as part of their home range areas. In around 45% of the protected areas in the Natura 2000 network the Bonelli's Eagle is a priority conservation species, and these areas occupy 13.4% of the territory of Catalonia (FIG. 1). This meant that the Bonelli's Eagle could enjoy the protection of the most vulnerable areas within its territories, while at the same time becoming an umbrella species, since its wide distribution and protected habitats also provided protection for other protected species. A further regulation, the Government of Catalonia agreement approving the declaration of SPAs (DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT I HABITATGE, 2006), establishes general and specific management guidelines for these areas, aimed at guaranteeing the conservation of the Bonelli's Eagle as a priority species.

Meanwhile, in around 1999, the Catalan population of Bonelli's Eagles stopped declining (it



had fallen to 64-65 pairs). A clear increase in the floating population was detected. This increase, unlike that which occurred in the 1990s, helped to quickly replace losses due to adult mortality in the breeding population (PARELLADA *et al.*, 2018). The population then entered a period of stability and slight recovery, a trend that was consolidated and reinforced after 2013, reaching 80 pairs in 2019 (80 secure pairs plus 4 new ones in the process of establishment in 2021). Despite this recovery, however, the current population is still below the estimated 85-90 pairs in 1973 (date of declaration of protected species): adult mortality is still high and productivity is low and declining (FIG. 2, 3). Abandonment of territories still occurs, though this is compensated by new colonisations or re-colonisations (PARELLADA *et al.*, 2018).

Due to the aforementioned demographic imbalance, the recovery of the Bonelli's Eagle in Catalonia can only be sustained through the immigration of individuals born in other regions,

and the Catalan population would therefore act as a sink for the rest of the peninsular population (PARELLADA, 2011; HERNÁNDEZ-MATÍAS *et al.*, 2013). In fact, when the new census of the Bonelli's Eagle in Spain was published in 2018 (DEL MORAL & MOLINA, 2018), we were surprised to see that while the Catalan population showed the greatest recovery on the peninsula (more than 11 new pairs compared to the previous census of 2005), the neighbouring Bonelli's populations of Aragon and Valencian Community, together with that of Castilla-la Mancha, showed the greatest decline (of more than 10 pairs). What was the reason for such a disparate situation in contiguous and once numerous populations?

As mentioned, despite the clear recovery experienced by the Catalan population, its conservation continues to be threatened by habitat loss and by certain negative demographic figures (adult mortality and productivity), and the management efforts required to correct the factors that affect them most are immense, exhausting

and often socially controversial. We are aware from our own experience of the difficulty of sustaining positions contrary to the execution of many projects, and also that the criteria that we apply in Catalonia do not have the regulatory support they need and that they can be both correct and adequate as well as insufficient, excessive or wrong. However, since we believe that their application is justified, to a greater or lesser extent, for the recovery of the species in Catalonia, we believe that explaining them can help other administrations and institutions to develop their own management criteria. If these criteria too were published, their suitability could be enhanced and publicly debated among managers and researchers, and they could be unified, giving them greater support.

Main objectives of managing the Bonelli's Eagle in Catalonia

The main objectives of managing this species are as follows:

- 1) To maintain the breeding areas in a favourable state for reproduction,
- 2) To reduce mortality factors (accidents with power lines, drowning in ponds and human persecution) Key target: to reduce the annual adult mortality to approx. 5%,
- 3) To improve reproductive parameters. Key target: an average annual productivity of not less than 1.0c/p/y,
- 4) To preserve and improve the quality of the home range areas,
- 5) To restore and exceed the estimated numbers in 1973.

Management tools

The main tool used is the annual monitoring of the breeding population, which allows us to verify the occupation of the territory, estimate adult mortality (detected by changes in paired individuals), obtain reproductive parameters, and detect new conservation problems.

In addition to obtaining these annual parameters, we incorporate into the GIS layers of endangered fauna and flora both the occupied and abandoned breeding areas of each pair, the critical areas, home range areas (obtained through radio-tracking) and juvenile dispersal areas.

Radio-tracking is considered one of the most useful tools for managing the species, since it allows us to know which areas have the greatest value for each pair and therefore inform of any project or activity taking place within them. For this reason, it is planned to radio track all the existing pairs.

Some of the GIS layers are publicly accessible (range and dispersal areas) and some are restricted-access only (breeding areas, nest locations and radio-tracking locations).

Finally, the management criteria themselves are management tools, and surveillance is basically carried out by the Government of Catalonia's Rural Agents Corps.

PART I - MANAGEMENT CRITERIA

The management criteria that we apply for the Bonelli's Eagle in Catalonia have been progressively developed based on experience accumulated over almost 40 years working on the management of protected species in that area. Of course, general and specific literature criteria is added to this local knowledge. Unpublished studies commissioned by the SFF and other organisations, or included in environmental impact studies, generate knowledge that is also valuable for the conservation of the species. Where not enough information is available, or it cannot be obtained more or less immediately, the principle of prudence is applied. Many of these criteria have been described in the numerous drafts of the conservation or recovery plan drawn up to date, which are updated as required to take into account new experience or the emergence of new issues to manage. In fact, broadly speaking, they were published when we were certain of their immediate approval (PARELLADA *et al.*, 1996). A more extensive, detailed and updated internal document was drafted in 2020 (SERVEI DE FAUNA I FLORA, 2020), from which, in 2021, the introductory section on definitions and the section on renewable energies and their compensatory measures were extracted and published on the website of the Department of Climate Action, Food and Rural Agenda (SERVEI DE FAUNA I FLORA, 2021).

Definitions

Breeding areas. – Areas with a radius of approximately 1km around each of the known nests of each pair (including those abandoned after 1973). The limits of the polygon are adjusted to the features of the terrain and other recognizable elements, enhancing the area where there is visibility of the nests and excluding urban areas if these exist. The 1km radius around the nests in each territory (occupied or empty) was used to define the nesting area of the Bearded Vulture in the recovery plan approved in 1994, and was also recommended for the Bonelli's Eagle by ONTIVEROS *et al.* (2004).

Territorial critical areas. – Based on the definition of Spanish Law 42/2007 on Natural Heritage and Biodiversity: “those areas included in the distribution area that contain habitats essential for the favourable conservation of the species or that, due to their strategic location for the species, require adequate maintenance”; i.e. within each home range area, the breeding, hunting and resting areas, and connection areas between them. These critical areas fit to k95% when we are less than 6km from the nesting area, based on the finding that 95% of the locations outside the breeding area are less than 6km from the nest (BOSCH, 2004). At more than 6km from the breeding area, the limit of the critical area jumps to k90% in order to relax the limitations at great distances.

Home range areas. – Fits to kernel 99% delimited by a single polygon, excluding the outliers.

Juvenile dispersal areas. – Delimited by regular observations and radio-tracking locations of dispersive individuals.

Dispersion critical areas. – Areas most used by the eagles within the dispersal areas: clusters of radio-tracking locations, ravines, hills and slopes with perching sites and roosts.

General management criteria include:

- Disturbance management criteria (establishing a safety distance of 300 to 700m).
- Management of the breeding area (considered impracticable to secure its possible recolonisation).
- Management of the rest of the home range

(with the aim of improving the habitat for its prey in order to reduce excessively-large hunting areas, i.e. greater than 100km², and correcting existing mortality factors).

- The criteria for the corrective and compensatory measures of the projects, which must be applied within the home range area of the affected pair.

Management of the breeding area. – Conservation of the breeding areas is considered the cornerstone for managing the species, since these are essential for the formation of a territory and their degradation or irreversible destruction prevents the conservation and recovery of the species due to lack of alternative sites (suitable vacant habitat). In this respect, maintaining the abandoned areas in good condition has allowed the recolonization of some of the eagles after 20 and 30 years of abandonment, while in some cases where they were not sufficiently maintained, the recolonization attempts observed have not been successful. For example, in two cases (with pairs BL1 and BL4) excessive human presence has hindered recolonization, leading to the displacement of the pairs to a new, quieter area where they have built a nest in a tree. In addition, many forced displacements to new breeding areas has resulted in them occupying less suitable locations, where their productivity tends to decrease. Finally, it is necessary to leave space for potential area changes, since unexpected factors that we may not be aware of, such as competition with other species (the Golden Eagle, Griffon Vulture and Peregrine Falcon), can cause the abandonment of well-preserved breeding areas, and therefore the conservation of the old abandoned areas offers an alternative.

To regulate human activity within the breeding areas (1km radius) we consider the visibility of the occupied nest/cliff and distance from the nest, as well as the height of the point of disturbance with respect to the nest - the negative impact is greater if this point is at a similar height to or higher than the nest than if it is below the nest. If the nest is visible, a distance of less than 700m is considered risky, and a distance of less than 300m is critical. These parameters are fundamental for managing human activity in these

areas, especially during the breeding season (January 1st-30 June), paying special attention to the use of roads and paths and establishing temporary regulations where necessary. Prohibiting the opening of new paths and strengthening of existing paths from where the nest is visible at less than 700m is fundamental for preventing an increase in human disturbance, which is the main cause of reproductive failure and abandonment of breeding areas in Catalonia (PARELLADA *et al.*, 2018).

It is interesting to note the increase in nesting in trees that has been observed over the past 10 years, a behaviour due in most cases (in 6 of 8 pairs) to the abandonment of rock nests owing to continuous disturbance. Tree nests have several advantages: they are more inconspicuous; the eagles now have a greater potential choice of suitable locations (the number of mature trees has increased following a decrease in logging activity); they avoid the effects of climbing activity; and do not have to compete with the Griffon Vulture and Peregrine Falcon, whose numbers are increasing. There are also disadvantages to tree nesting: trees are perishable (a fallen tree); nests in trees are more vulnerable to forestry work if not detected in time; and nests are especially threatened by forest fires (two nests have been destroyed by fire).

Specific criteria

In the same way as the guidelines approved for the protected areas included in the Natura 2000 network, the criteria to be applied are different for: agriculture and livestock; forest management and fire prevention; hunting and fishing; extractive activities; tourism, sports and outdoor leisure activities; photographic and scientific activities; building and urban development; water and hydraulic infrastructures; energy infrastructures; paths and other road infrastructure; fences; and competition with other species. In these areas, management within the breeding area is differentiated from that of the rest of the home range area and the juvenile dispersal areas. Since we do not have space here to discuss all these specific criteria, we will highlight just a few of them below.

Climbing activity.— We need to keep in mind that the breeding areas tend to be used by the ea-

gles throughout the year, since they have regular perches and roosts there; i.e. they are areas of refuge that can, in winter for example, be occupied for 18 hours a day, or longer if the weather is bad and the eagles cannot hunt. Therefore, highly invasive and constant activities such as climbing must be permanently prohibited (all year round), as evidenced by the fact that in neither of the two cases in which a temporary regulation on climbing was agreed to facilitate the return of the eagles (BP6 and L2) were the abandoned areas recovered. Existing climbing routes in an incompatible location are systematically dismantled to prevent the risk of furtive use.

Scientific research.— The criterion we follow for scientific research is that the benefits of the study must clearly outweigh the risks. For example, radio-tracking of territorial adults is extraordinarily useful for understanding and managing the pair's home range. The limitations applied include not capturing the eagles during the breeding period, preferentially fitting the male, and avoiding new captures and studies where previous studies are available and there have been no significant changes in their territory that would justify capture.

Moreover, chick-ringing studies are not so advantageous, since the risks are significant and the benefits small, some of which can be obtained using less intrusive methods. Regarding the risks, between 2008 and 2019, 462 chicks were ringed and there were 3 accidents (one accidental death and 2 falls, one with an irreversible fracture of one of the feet). Subsequently, 8 to 9 cases of eagles in the field with an apparent leg injury wearing the remote reading ring (Fig. 4) were detected: 1 young male, 2 months after flying from the nest (BL3), and 7-8 breeding adults, 4 of which were male and 3-4 female (1 unverified case). Three of these (the young male and 2 adult males) were captured for veterinary inspection at the Torreferrusa Wildlife Recovery Centre, which found that all had recent fractures (the young male BL3 with a femoral head fracture and an adult PG3 with a fracture of the tarsus) or old, badly fused fractures (in the femur of the 2nd adult male BL5) together with a subluxation in the knee and tarsus (FIG. 5), according to the

FIG. 4.— Adult male of pair PG3 with injured leg before capture for veterinary control.

Mâle adulte du couple PG3 avec jambe blessée avant capture pour contrôle vétérinaire.

FIG. 5.— X-ray of the injured leg of the adult male of the pair BL5 (inf vet. TF 2016 6108).

Radiographie de la jambe blessée du mâle adulte du couple BL5 (inf vet. TF 2016 6108).



respective veterinary reports (TF-2008 4214, TF-2012 1550, TF-2016 6108). In the latter case, the pair PG3 lost the brood, coinciding with the detection of the male's injury. In another case, after abandoning incubation, the female was repeatedly observed flying with the ringed leg hanging (A. BORAU pers. comm., with photographic record), so an injury was suspected. According to the veterinary team, the injuries may be due to the ring becoming entangled in vegetation.

To these risks and evidence we should add the disturbances caused (very lengthy with regard to difficult-to-access nests), the opening up of passages among the vegetation towards the nests (when visited year after year), which can subsequently attract other users and further define the paths, the definitive abandonment of excessively visited nests (BP4), etc. For these reasons, in order to obtain some of the desired demographic parameters, such as annual adult survival, it is considered preferable to use less intrusive methods such as distant observation to verify the replacement rate. This method, although not as rigorous, allows an estimate to be made, with an acceptable margin of error (HERNÁNDEZ-MATÍAS *et al.*, 2011). In any case, periodic ringing campaigns (every five years for example), combined with an extended scope of action, could provide important information with a much lower impact.

Competing with other raptors.— Some birds of prey that it competes with have been in clear recovery for decades, such as the Griffon Vulture *Gyps fulvus* which has gone from 39-42 pairs in 1979 (GARCIA & MARCO, 1984) to 1.630-1.830 pairs in 2018 (GARCIA *et al.*, 2018), and which

systematically occupies their nests, causing many pairs of Bonelli's Eagles to leave the breeding area and move to new locations that are free of vultures but are less suitable. In addition, the population of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* has increased from 64-73 pairs in 1982 (CANUT & PARELLADA, 1984) to 143-159 pairs in 2018 (BAIGES *et al.*, 2021), so the new pairs that establish themselves often appropriate the nests or breeding areas of the Bonelli's Eagle, part of their home range areas, or they prey directly on the Bonelli's Eagle (PARELLADA *et al.*, 1996; REAL *et al.*, 2004; BOSCH *et al.*, 2007), forcing it to move to less suitable places where they are sometimes unable to reproduce successfully for many years, which is the case with the EB9 pair over the last 14 years (BENEYTO *et al.*, 1993-2021).

Since both of these competing species are major scavengers, one of the criteria applied is not to place feeders in the sympatric areas (south of the Pyrenees), to avoid favouring their growth or establishment. In the case of the Golden eagle, although not a threatened species, in the sympatric areas the evaluation of projects and activities that affect it is carried out as though it were a threatened species, in order to avoid abandonment and displacement from its breeding areas or home range areas, since this could result in it occupying the neighbouring territories of the Bonelli's Eagle.

Finally, no criteria have yet been applied to minimise competition with the Peregrine Falcon *Falco peregrinus*, which has increased its population from 75-100 pairs in the late 1970s (MUNTANER *et al.*, 1981) to 225-470 pairs in 2018 (GÁLVEZ, 2021). The concern with this species is its growing density, since the new pairs that form

TABLEAU I.— Summary of the criteria applied to the management of Bonelli's Eagle according to the situation of the project or activity.

Synthèse des critères appliqués à la gestion de l'Aigle de Bonelli selon la situation du projet ou de l'activité.

Project or activity	Breeding sector (radius 1km approximately) Distance to nesting cliff			Territorial critical area K95 <6km breeding s. K90 >6km breeding s.	Home range K99	Juvenile dispersal area		ZEP Protect space
	<300m	300-700m	>700m			Critical area		
Irrigable land	No	No	No	Support irrigation	Yes +compensatory mes.	No	No	No
Forest ploughing	No	Adjustable	Adjustable	Adjustable	Yes	No	No	Yes
Forest works	No	No with visual	Adjustable temporary	Yes	Yes	Yes	Adjustable	Yes
To open habitat	No	No	Adjustable	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Hunting 1 february-30 may	No	No	No	Ungulate and damage	Ungulate and damage	Un+dam.	Un+dam.	Un+dam.
Hunting September-January	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Quarry (new or extend)	No	No	No	Adjustable (no K80%)	Yes +compensatory mes.	No	No	No
Leisure activities	Adjustable temporary	Adjustable	Adjustable	Adjustable	Yes	Adjustable	No	Yes
Buildings (construction)	No	No	Adjustable	Adjustable	Yes	Adjustable	No	Adjustable
Wind farms	No	No	No	No	Yes	No	No	No
Solar farms	No	No	No	Adjustable (no K80%)	Yes	No	No	No
Power lines	No	No	Braided only	Adjustable	Yes	Adjustable	No	Adjustable
Forest track (maintenance)	Adjustable	Adjustable	Adjustable	Adjustable	Yes	Adjustable	Adjustable	Yes
Forest track (construction)	No	No with visual	Adjustable	Adjustable	Yes	Adjustable	No	Yes
Roads (new construction)	No	No	No	Adjustable (no k80%)	Yes +compensatory mes.	No	No	No
Pools for preventing fires	No	No	No	Yes with ramp	Yes with ramp	Yes+ramp	No	Yes+ramp
Mortality factors corrections	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes

occupy many cliffs with Bonelli's Eagle nests when these are vacant, limiting their future use as well as new recolonisations due to their insistent aggressiveness.

In short, there are three species with a strong rate of increase in Catalonia (*A. chrysaetos* ×2, *F. peregrinus* ×4, *G. fulvus* ×43) that require new territories, and therefore their occupation is constraining the space and habitat of the Bonelli's Eagle, reducing their territorial flexibility and recovery capacity. As these are protected species, and being a natural dynamic, the only plausible action to minimise this problem is to avoid favouring them.

Since we do not have the space here to analyse the other criteria, Table I shows a summary of the most important criteria, indicating in which situation they are considered compatible or incompatible with the conservation of the Bonelli's Eagle.

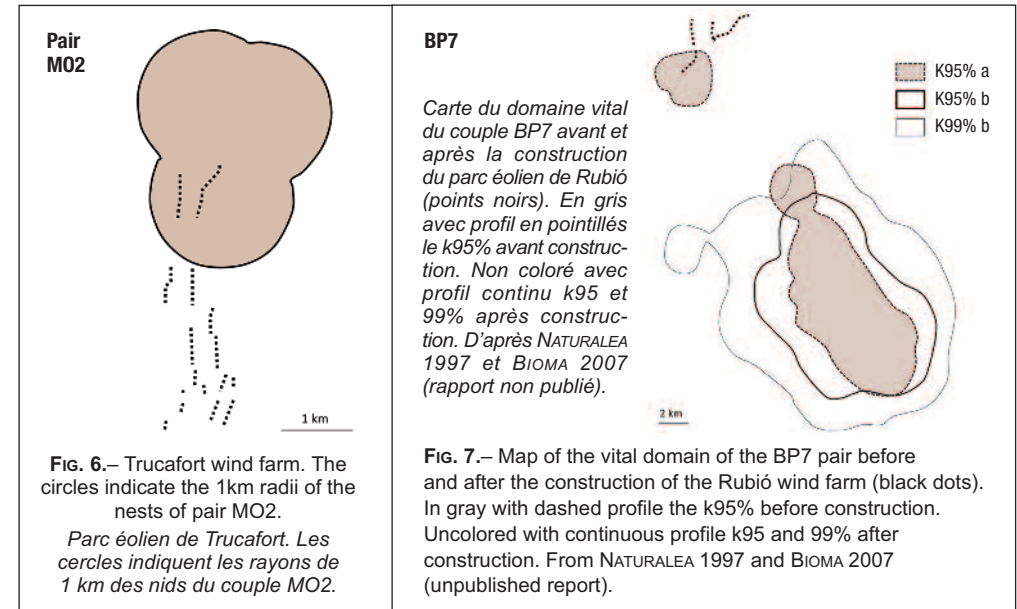
PART II - WIND FARM IMPACT AND MANAGEMENT EXPERIENCES

The first part of this section describes six cases of wind farms whose impact on the Bonelli's Eagle has been evaluated using the available documentation and by monitoring the species (unpublished radio-tracking studies, ICRA annual monitoring reports and SFF internal documentation).

■ In 1996, a project to build a wind farm (Trucafort) was presented, which provided for the construction of two of its numerous battery lines within the breeding area of the MO2 pair (FIG. 6). The known vulnerability of the species to collisions with power lines and the already known data on the high mortality of the Golden Eagle in the US (Altamont Pass), raised alarms. The SFF attempted to prevent the installation of the turbines within the breeding area (less than 1km from the nests) but the authorities approved the project without modifying it. The pair of Bonelli's Eagles disappeared from the territory in 1998.

■ In 1999 a new project (Les Colladetes wind farm) impacted the TV8 pair's territory, affecting an area with old nests that was frequented by the pair, although from 1992-99 they reproduced in other nests further away (1,850m). The project was approved with the condition of carrying out a radio-tracking study of the pair and applying compensatory measures. The study began after the wind farm was built, so information prior to that was based on observation only. The pair remained in their territory and reproduced normally, but did not approach the turbines or visit the affected area where the old nests were located.

■ In 1999, a favourable report was issued on a wind farm project (Tortosa) stating that it did not



affect any known pair of eagles, and a preliminary study of the avifauna was requested. The ornithologists hired by the promoter detected an unknown pair of Bonelli's Eagles nesting a few hundred metres from the three planned battery lines. The promoter agreed to relocate all the turbines to more than 1km from the nest and perches (outside the breeding area delimited for the new CA6 pair), and to fund a radio-tracking study. After the wind farm was built, the eagles remained there and bred in their breeding area (closest nest at 970m). However, according to the results of the radio-tracking, they did not approach the turbines or use the area located behind the battery lines.

■ In 2005, one of the four battery lines of a new project (Rubió wind farm) affected a hunting area of a pair that was radio-tracked in 1997 (BP7). This hunting area or cluster of locations covering some 27km², is very far from the nest (18km) and from the rest of the home range, but it is frequently used by the eagles outside the breeding period (the area outlines a separate polygon of k95% with a polygonal core of kernel 80% in its interior) (FIG. 7). The SFF issued an unfavourable report regarding the battery line located in the centre of the studied area, formed

of 14 turbines located along 1.7km of the ridge of the main mountain range.

The possibility of it being built in the future was considered if -by applying compensatory measures closer to the core of the territory- it could be demonstrated by means of a new radio-tracking study that the eagles no longer went to that area so far from the nest to hunt. However, the authorities approved the entire project without applying conditions to the construction of the conflicting battery line, and only obliged the simultaneous application of compensatory measures and the carrying out of a new radio-tracking study of the pair. The results of the first year of the new radio-tracking study showed that the eagles had stopped visiting the hunting area entirely (no radio location in the 27km² previously used by the eagles), while they expanded their home range to other less suitable areas, exceeding the area of k95%, increasing from a previous range of 87km² before the construction of the wind farm to 113km² after its construction. Since the application of the compensatory measures had not yet begun, the absolute abandonment of said area was due exclusively to the construction of the wind farm in the centre of it, with effects more than 3km away from the turbines.

■ In 2011, a new wind farm (Coll de la Garganta) was authorised, with an unfavourable report issued by the SFF, since it affected the critical area of the MS6 pair, with turbines located within k90% and k80% (two parallel radio-tracking studies –by the Catalan Institute for the Conservation of Raptors (ICRA) and the University of Barcelona (UB)– were available prior to 2004-07. Compensatory measures were required to be applied, but this did not happen until a year after the turbines came into operation. In the two previous studies, an MCP of 48km² and 64km², respectively, was obtained. However, in the year after the wind farm came into operation (2012), in the new study with satellite radio-tracking by MN, an MCP of 2,959km² was obtained, 46 times the surface area of the previous MCP. When the compensatory measures were applied in 2013, the MCP fell to 215km², still more than triple the previous MCP (2014, MN). However, the surface area of the home range (k99%) went from 47,8 to 119,5km² without application of the compensatory measures, and to 49km² after application of the measures. In the case of k90%, its surface area went from 17km² to 28km² prior to the application of the measures, and to 25km² following their application.

To study in more detail the effects of this wind farm on the pair of eagles, we compared the locations situated less than 1000m from the turbines that we obtained from the two studies prior to the construction of the wind farm with the locations obtained after its construction. For this, three radiuses or buffers were differentiated with respect to the turbines at 250m, 500m and 1,000m, and the % of locations obtained in each of these was compared against the total obtained in each study. As we can see in Table II, the percentage of locations within the 1,000m buffer drops from 8.8-9.2% before its construction to

3.2% following construction. Within the 500m buffer, the percentage drops from 3.0-4.0% to 0.4% respectively. And within the 250m buffer it drops from 1.7-1.6% to 0.0% (PARELLADA, 2014).

■ In 2012, an approved wind farm (Les Rotes) came into operation without requesting a report from the SFF and without providing for compensatory measures. A previous radio-tracking study (2007-08) of the affected pair (MS2) was available, and it was verified that most of the 21 turbines built were within the home range, 13 of which were within k95% (critical area), while the nests were located around 4.8km away (FIG. 8). The pair remained in the territory but their productivity fell sharply from 0.99c/y from 1988-2011 (n: 19) to 0.00c/y from 2012-2020 (n: 9), while estimated adult mortality increased notably, going from 0.01 replacements/year between 1993-2011 (n: 30) to 0.5 replacements/year between 2012-2020, becoming an indisputable demographic sink (BENEYTO *et al.*, 1993-2021).

Subsequent to the above, there have been some news of interest in two of these cases:

Case 1 (Trucafort wind farm): In 2018 it was found that the MO2 territory abandoned in 1998 had been recolonised by a new pair that built a new nest located 1,100m from the nearest turbines, and reproduced successfully. In 2021 they changed nest and valley, building it 1,400m from the turbines. The results of an ongoing radio-tracking study (over five months in 2022) show that the pair avoided the proximity of the turbines: of 34,690 locations, only 11 are less than 1,000m away, the closest being 635m.

Case 6 (Les Rotes wind farm): In 2020 a new satellite radio-tracking study of the MS2 pair was also carried out. The surface area of k95% went

TABLEAU II.– Locations around the alignment of PE Coll de la Garganta batteries before (2005-06) and after (2012-13) its construction (PARELLADA, 2014).

Emplacements autour de l'alignement des batteries PE Coll de la Garganta avant (2005-2006) et après (2012-2013) sa construction (PARELLADA, 2014).

Estudy (n: total locations)	Buffer 1,000m	Buffer 500m	Buffer 250m
UB 2005-06 (n: 250) before WF	9.2% (n:23)	4.0% (n:10)	1.6% (n:4)
ICRA 2005-06 (n: 831) before WF	8.8% (n:74)	3.0% (n:25)	1.7% (n:14)
MN 2012-13 (n: 3.086) after WF	3.2% (n:98)	0.4% (n:12)	0.0% (n:0)

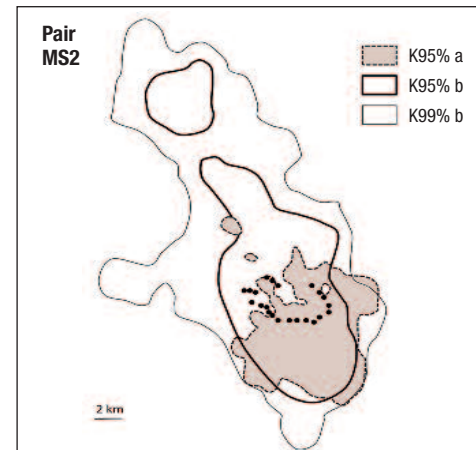


FIG. 8.– Map of the vital domain of the MS2 pair before and after the construction of the Les Rotes wind farm (black dots). Colored with dashed profile the k95% before construction. Uncolored with continuous profile the k95 and 99% after construction. From ICRA 2008 and SFF Movebank 2021 (unpublished report). Carte du domaine vital du couple MS2 avant et après la construction du parc éolien des Rotes (points noirs). En coloré avec profil en pointillés le k95% avant construction. Non coloré avec profil continu le k95 et 99% après construction. ICRA 2008 et SFF-Movebank 2021 (rapport non publié).

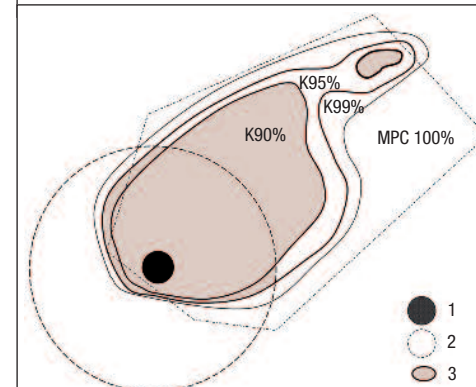


FIG. 9.– Parameters used for wind farm management represented in a theoretical Bonelli's Eagle vital domain. (1) circle of 1 km of radius around the nest. (2) 6-km radius circle around the breeding area. (3) critical area, incompatible wind farms. Paramètres utilisés pour la gestion des parcs éoliens représentés dans un domaine vital théorique de l'Aigle de Bonelli. (1) cercle de 1 km de rayon autour du nid. (2) cercle de 6 km de rayon autour de l'aire de reproduction. (3) zone critique, parcs éoliens incompatibles.

from 88km² in 2007-08 (before the construction of the wind farm) to 158km² in 2021 (FIG. 8). Two clusters of locations are located at 230 and 310m respectively from the turbines. Coinciding with this study, the pair raised a chick, the first since the construction of the wind farm 20 years ago (BENEYTO *et al.*, 1993-2021).

Preliminary conclusions on the impact of wind farms on the Bonelli's Eagle

The cases described are not numerous, but certain conclusions can already be drawn from them, prior to a more detailed and scientific study that we hope to commission soon:

After 25 years of environmental assessments of wind farms and tracking of affected pairs, we are not aware of any case of a Bonelli's Eagle colliding with turbines in Catalonia (during this period we documented two golden eagle collisions), although there was one case of an adult colliding with a turbine tower on a foggy day in Cádiz, Andalusia (A. MADERO, pers. comm.) and another of a juvenile colliding with a blade on the island of Cyprus (see <https://life.bonelli.eu/en/news/135-nekros-spizaetos-apo-proskroysh-se-anemogennh-tria-sthn-kypro>).

Wind farms create a vacuum effect in this species with regard to the use of its habitat and home range. In a case studied in detail, the reduced use was evident at 1,000m, significant at 500m and practically absolute at 250m. In addition, important hunting areas were completely abandoned after the construction of a wind farm in their centre, with effects seen more than 3km from the turbines.

The nests located less than 970m from the turbines were abandoned, but those located beyond this distance remained occupied. If the eagles do not have alternative breeding areas, the territory can be abandoned.

If the area occupied by a wind farm affects large parts of its home range, the eagles respond by expanding their home range considerably due to the poorer quality of the new exploited areas. This possibility may even be limited by the presence of other neighbouring eagle pairs (Bonelli's or golden). If they cannot compensate for the loss of a significant part of their territory, the pair may not reproduce for years and even suffer increased adult

mortality. The compensatory measures applied have not made it possible to recover the previous parameters of the pairs affected by wind farms, but they reduce their impact. It is essential to have available or to carry out preliminary radio-tracking studies in order to assess the potential impact of a wind farm before it is approved.

Management criteria applied for wind farms in Catalonia

The management criteria for renewable energies in relation to the Bonelli's Eagle and the golden eagle can be downloaded at: https://mediambient.gencat.cat/ca/05_ambits_dactuacio/avaliacio_ambiental/energia_eolica/criteris/ The most important points are (see also FIG. 9):

- Wind farms are incompatible in protected areas (ZEPA [(Special Protection Areas), PEIN (Plan of Areas of Natural Interest)], breeding areas, critical areas and juvenile dispersal areas.
- In the rest of the home range (outside the critical area), they are compatible if they do not cause a barrier effect between polygon areas separated from the critical area and if compensatory measures are applied within the critical area for the area lost (area of occupation plus a buffer of 1,000m around wind turbines).

Figure 10 shows a theoretical example of the compatibility or incompatibility of a wind farm in a home range with eccentric breeding area according to its situation. Although both battery lines would be outside the critical area (outside k90% since it is more than 6km from the breeding area), one of the lines would be incompatible due to creating a barrier effect between the two polygons of k90%.

Moreover, it is important to establish a fixed and appropriate methodology for preparing the graphic representation of a radio-tracking study. Figure 11 shows, firstly, the results of the same study applying two different methodologies, and secondly, the opposite effects that the results would have when assessing the compatibility of the same wind farm. If we apply a default reference H, all the indicated battery lines would be incompatible, whereas if we apply the LSCV, all of them would be compatible. To minimise these risks, a methodology has been designed for these radio-tracking studies (which is provided to the

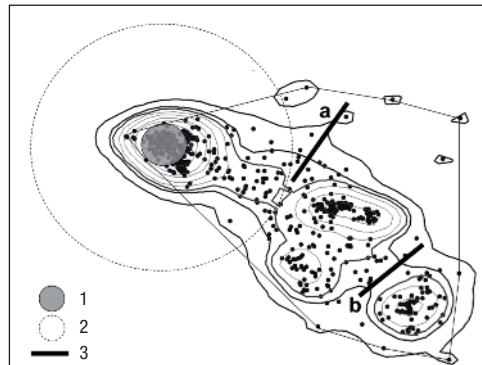


FIG. 10.— Hypothetical representation of a vital domain affected by a wind farm. (1) 1 km radius circle around the nest. (2) 6 km radius circle around the breeding area. (3) battery alignments. (a) alignment compatible because it does not affect the critical area. (b) incompatible alignment because it causes a barrier effect between two polygons separated from the critical area.

Représentation hypothétique d'un domaine vital affecté par un parc éolien. (1) Cercle de 1 km de rayon autour du nid. (2) Cercle de 6 km de rayon autour de l'aire de reproduction. (3) alignements. (a) alignement compatible car il n'affecte pas la zone critique. (b) alignement incompatible car il provoque un effet de barrière entre deux polygones séparés de la zone critique.

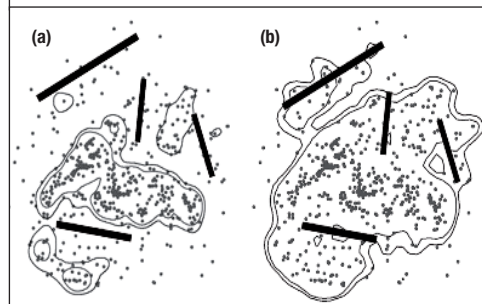


FIG. 11.— Opposing effects on the same wind farm project according to the methodology applied to represent the results of the same radio-tracking study. (a) Using LSCV, all battery alignments would be compatible. (b) Using the default reference H (correction factor 0.6), all alignments would be incompatible.

Effets opposés sur un même projet de parc éolien selon la méthodologie appliquée pour représenter les résultats d'une même étude de radiopistage.

(a) En utilisant le LSCV, tous les alignements seraient compatibles. (b) En utilisant la référence par défaut H (facteur de correction 0,6), tous les alignements seraient incompatibles.

researchers authorised to capture the eagles), that establishes the following:

- The fixed kernel will be applied (not adaptive kernel, core weighting kernel or others)
- Smoothing factor: H reference (not LSCV)
- Correction factor: 0.6

If the resulting H ($H_{ref} \times 0.6$) is greater than 1000m, the H will be left at 1000m. It should also not be less than 600m. The aim is thatk 99%, representing the home range, outlines a single, compact polygon (without holes), so that only the outliers are excluded.

A complementary method of representing the results is currently being finalised which will allow a more realistic assessment, will be standardised and will be free of the deviations and errors of the probability kernel methodology.

Compensatory measures

The purpose of the compensatory measures provided in the criteria is to compensate for the negative impact that the definitively approved project may have on these protected or threatened species and, more specifically, on the affected pair. In addition, applying these measures allows projects within the home range to be favourably reported, provided that they are outside the critical area, thus ensuring the maintenance of the essential habitats of the pair in accordance with the provisions of Law 42/2007 of Natural Heritage and Biodiversity. This criterion is essential in order to avoid pressure from promoters and local councils to build wind farms in any location in exchange for compensatory measures, a perverse situation that would result in imprisoning threatened fauna in open-air cages.

The compensatory measures must be applied far from the wind farm but within the pair's home range and must be structural: habitat improvements in an area proportional to the lost habitat plus a 1000m buffer, and must not entail a direct dependency (such as artificial feeding), although initially it may be necessary to repopulate the area with prey species and construct a health-controlled pigeon loft to prevent the presence of trichomonads. Examples of measures include clearing thickets to create pastures, opening dense, continuous forests and recovering abandoned crop fields to create a mosaic (especially with rotating cereal and fallow crops).

The area should then be constituted as a wildlife refuge for small game. Where technically justified, other measures aimed at correcting factors that negatively affect the survival or reproduction of the pair can also be carried out. The application of the measures must begin before the wind farm comes into operation and be maintained throughout the period of operation.

ACKNOWLEDGEMENTS

The number of people who have helped us for more than 30 years to manage and recover the Catalan population of Bonelli's Eagles is immense and impossible to list without forgetting many of them, so I hope you will forgive me if I refer to them in general. First of all, I want to mention colleagues at the ICRA (Institute for the Conservation of Raptors) -who are practically co-authors of this work- for their constant and excellent tracking of the pairs in the province of Tarragona and for their dedicated and expert monitoring of all the territories there (almost 70% of the total in Catalonia). There's no doubt that the conservation and recovery of the majority of the Catalan population is largely thanks to them. With their practically altruistic advice and collaboration, they have been our right hand during all these years. On the same level we have the Rural Agents Corps, from those at the top, who are always willing to collaborate, to the intermediate-level positions and the entire team, who day after day monitor the species in all the regions, and on many occasions even track the reproduction of the pairs.

To my long-suffering, motivated colleagues and superiors from the Fauna and Flora Service and from the General Directorate of Biodiversity and Natural Resources, the territorial biodiversity departments, the central and territorial environmental impact assessment units, the forestry and hunting services and the management teams of protected areas, whether from the Generalitat, Barcelona Provincial Council or other bodies, for their constant help and absolute trust. To a whole host of ornithologist, naturalist and researcher friends, working individually or with scientific or environmental institutions and entities. To respected landowners, hunters and climbers of great sensitivity and empathy, who are always willing to help. To the excellent and motivated technicians from the local councils and environmental companies. To expert researchers and managers from other autonomous communities and other countries who, over the years, at conferences, meetings or via email have shared their knowledge and experience. And to all the people who, though not part of these groups, have contributed their grain of sand for the conservation of this extraordinary species and its habitat. A big thank you to all of them.

BIBLIOGRAPHY

- BAIGES (C.), BENEYTO (A.), BORAU (A.) & PARELLADA (X.) 2021.– Àguila cuabarrada *Aquila fasciata*. In: FRANCH (M.), HERRANDO (S.), ANTON (M.), VILLERO (D.) & BROTONS (L.) (eds). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya: Distribució i abundància 2015-2018 i canvi des de 1980*. Institut Català d'Ornitologia / Cossetània Edicions. Barcelona.
- BENEYTO (A.), BORAU (A.), BARGALLÓ (M.) & BAIGES (C.) 1993-2021.– *Anàlisi dels resultats del seguiment de la població d'Àliga cuabarrada (Aquila fasciata) a les comarques tarragonines*. Annual unpublished reports. Institut per la Conservació dels Rapinyaires (ICRA). Servei de Fauna i Flora. Generalitat de Catalunya.
- BOSCH (R.) 2004.– *Selecció d'hàbitat i ús diferencial de l'espai per l'Àliga perdiguera (Hieraetus fasciatus) a les serralades litorals catalanes*. Unpublished report. Equip de Biologia de la Conservació. Àliga perdiguera. Departament de Biologia Animal. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona.
- BOSCH (R.), REAL (J.), TINTÓ (A.) & ZOZAYA (H.) 2007.– An Adult Male Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*) Eaten by a Subadult Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*). *J. Raptor Res.*, 41: 338-338.
- CANUT (J.) & PARELLADA (X.) 1984.– Àguila daurada *Aquila chrysaetos*. In: MUNTANER (J.), FERRER (X.) & MARTÍNEZ-VILALTA (A.) (Eds.). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres editora. Barcelona.
- DEL MORAL (J.C.) & MOLINA (B.) (Eds) 2018.– *El àguila perdicera en España*. Población reproductora en 2018 y método censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT I HABITATGE, 2006.– Acord GOV/112/2006, de 5 de setembre, pel qual es designen zones d'especial protecció per les aus (ZEPA) i s'aprova la proposta de llocs d'interès comunitari (LIC). DOGC n.4735 of 6.10.2006: 41915-41989.
- GÁLVEZ (M.) 2021.– Falcó pelegrí *Falco peregrinus*. In: FRANCH (M.), HERRANDO (S.), ANTON (M.), VILLERO (D.) & BROTONS (L.) (eds). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya: Distribució i abundància 2015-2018 i canvi des de 1980*. Institut Català d'Ornitologia / Cossetània edicions. Barcelona.
- GARCIA (D.) & MARCO (X.) 1984.– Voltor comú *Gyps fulvus*. In: Muntaner (J.), Ferrer (X.) & Martínez-Vilalta (A.). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres editora. Barcelona.
- GARCIA (D.), MARGALIDA (A.) & MILLET (A.) 2018.– Censo de la població de buitres leonada en Catalunya en 2018. In: DEL MORAL (J.C.) & MOLINA (B.) (eds). *El buitre leonado en España*. Población reproductora en 2018 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.), REAL (J.) & PRADEL (R.) 2011.– Quick Methods for Evaluating Survival of Age-Characterizable Long-Lived Territorial Birds. *The Journal of Wildlife Management*, 75: 856-866.
- HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.), REAL (J.), MOLEÓN (M.), PALMA (L.), SÁNCHEZ-ZAPATA (J.A.), PRADEL (R.), CARRETE (M.), GIL-SÁNCHEZ (J.M.), BEJA (P.), BALBONTÍN (J.), VICENT-MARTÍN (N.), RAVAIROL (A.), BENÍTEZ (J.R.), ARROYO (B.), FERNÁNDEZ (C.), FERREIRO (E.) & GARCIA (J.). 2013.– From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in western Europe. *Ecological Monographs*, 83: 239-261.
- MUNTANER (J.), ALAMANY (O.), BUÑUEL (J.), DE JUAN (A.), FILELLA (S.), GARCIA (D.), MARCO (X.), PARELLADA (X.) SARGATAL (J.) & TICÓ (J.) 1981.– Statut, evolució i distribució des rapaces diurnes nichiures en Catalogne. In: CHEYLAN (G.) & THIBAUT (J.-C.). *Rapaces méditerranéens*. *Annales du CROP* n°1. Aix en Provence.
- ONTIVEROS (D.), REAL (J.), BALBONTÍN (J.), CARRETE (M.), FERREIRO (E.), FERRER (M.), MANOSA (S.), PLEGUEZUELOS (J.M.) & ZAPATA (J.A.) 2004.– Biología de la conservación del águila perdicera *Hieraetus fasciatus* en España: investigación científica y gestión. *Ardeola*, 51: 461-470.
- PARELLADA (X.), BORAU (J.A.) & BENEYTO (A.) 1996.– El àguila perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en Catalunya (NE de España): estatus y plan de conservación. In: MUNTANER (J.) & MAYOL (J.) (eds). *Biology and conservation of Mediterranean raptors, 1994*. SEO/BirdLife. Monografía n°4. Pozuelo de Alarcón.
- PARELLADA (X.) 2011.– Àguila-azor perdicera *Aquila fasciata*. In: LACASA (M.) *El libro de las rapaces*. Ed. Photodigiscoping, S.C.P. Barcelona.
- PARELLADA (X.) 2014.– *Informe estudi espai vital àligues PE Coll Garganta (Priorat)*. Servei de Fauna i Flora. Unpublished report. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.
- PARELLADA (X.), BORAU (A.), BENEYTO (A.) & BAIGES (C.) 2018.– Censo de la població de àguila perdicera en Catalunya en 2018. In: DEL MORAL (J.C.) & MOLINA (B.) (eds). *El àguila perdicera en España*. Población reproductora en 2018 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- REAL (J.), TINTÓ (A.), BORAU (A.), BENEYTO (A.) & PARELLADA (X.) 2004.– Àguila cuabarrada *Hieraetus fasciatus*. In: ESTRADA (J.), PEDROCH (V.), BROTONS (L.) & HERRANDO (S.) (eds). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia/Lynx Edicions, Barcelona.
- SERVEI DE FAUNA I FLORA, 2020.– *Document tècnic. Criteris de gestió de l'Àliga cuabarrada a Catalunya*. Unpublished report. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.
- SERVEI DE FAUNA I FLORA, 2021.– *Criteris per compatibilitzar les energies renovables amb la conservació de l'Àliga cuabarrada i l'Àligadaurada*. Direcció General de Polítiques Ambientals i Medi Natural. Generalitat de Catalunya. (https://mediambient.gencat.cat/ca/05_ambits_dactuacio/avaluacio_ambiental/energia_eolica/criteris/)

DISPERSION JUVÉNILLE DE L'AIGLE DE BONELLI EN FRANCE, PREMIERS RÉSULTATS ET PERSPECTIVES

Cécile PONCHON⁽¹⁾, Alain RAVAYROL⁽²⁾, Antoine CARRER⁽²⁾ & Lise VIOLLAT^(1,3)

ABSTRACT.– Juvenile dispersal of Bonelli's Eagle in France, first results and perspectives. Within the framework of the National Action Plan for Bonelli's Eagle in France, one of the priority actions is to study the dispersal of young eagles during their dispersal phase, in order to better understand the sectors frequented, the dispersal patterns, the causes of mortality and possible accident-prone sectors. The study of the cantonment process is also targeted, provided that a sufficiently long monitoring is obtained. Thus, a study started in 2017, allowing over 5 years to deployed GPS loggers on 70 young eagles, shortly before their fledging, and thus to obtain telemetric data for 61 of them during dispersal period, to detect the mortality of 19 individuals and to study the beginnings of cantonment of 5 individuals. Our observations show that juveniles can disperse over very large distances, with a strong variability within individuals. We were also able to identify a dispersal area with a strong attractiveness, located in Crau/Camargue, and the first cause of mortality of the juveniles during their dispersals: electrocution.

RÉSUMÉ.– Dispersion juvénile de l'Aigle de Bonelli en France, premiers résultats et perspectives. Dans le cadre du Plan national d'Actions en faveur de l'Aigle de Bonelli en France, une des actions prioritaires est d'étudier la dispersion des jeunes pendant leur phase d'erratismes, afin de mieux connaître les secteurs fréquentés, les modalités de dispersion, les causes de mortalité et d'éventuels secteurs accidentogènes. L'étude du processus de cantonnement est aussi visée, à condition d'obtenir un suivi suffisamment long. Ainsi une étude a débuté en 2017, permettant sur 5 ans d'équiper de balises GPS 70 jeunes peu avant leur envol. Ceci a permis d'obtenir des données télémétriques en phase d'erratismes pour 61 d'entre eux, de détecter la mortalité de 19 individus et d'étudier les prémices de cantonnement de 5 autres. Nos observations indiquent que les juvéniles peuvent disperser sur de très grandes distances, avec une forte variabilité selon les individus. Nous avons aussi pu identifier une zone d'erratismes de forte attractivité, située en Crau/Camargue, et la cause de mortalité première des juvéniles pendant leurs dispersions: l'électrocution.

Mots-clés: *Aquila fasciata*, Dispersion, Erratisme, Juvénile, Cantonnement, France.

Keywords: *Aquila fasciata*, Dispersal, Erraticism, Juvenile, Cantonment, France.

⁽¹⁾ CEN PACA, Maison de la Crau 2, Place Léon Michaud, F-13310 Saint-Martin-de-Crau (cecile.ponchon@cen-paca.org).

⁽²⁾ La Salsepareille, 3 bis rue vieille commune, F-34800 Clermont l'Hérault (lasalsepareille@orange.fr).

⁽³⁾ CEFE, Campus CNRS - 1919 route de Mende, F-34293 Montpellier cedex 5.

INTRODUCTION

Chez l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*, on distingue deux grands stades de vie où les individus expriment des comportements différents: les juvéniles en phase de dispersion et les individus territoriaux, c'est-à-dire les individus sexuellement matures qui sont recrutés (AZPILLAGA, 2018). Après la fin de la période de dépendance paren-

tale, les juvéniles entrent dans une phase de dispersion, où ils ne présentent pas de comportements territoriaux (CADAHIA, 2010; REAL, 2001). Durant cette phase, ils peuvent effectuer des déplacements sur de longues distances, ou se rassembler dans des zones dites d'erratismes, c'est-à-dire des zones caractérisées à la fois par une importante densité d'individus immatures ou non territoriaux et une forte abondance de proies

où les individus s'installent temporairement avant le recrutement, et ne présentent aucun comportement territorial (CADAHIA, 2010; REAL, 2001). Le recrutement a généralement lieu entre l'âge de 3 et 4 ans (HERNANDEZ-MATIAS, 2010). À partir de ce moment, l'Aigle de Bonelli devient territorial et sédentaire, avec une fidélité importante au site (HERNANDEZ-MATIAS, 2015).

Le processus de dispersion, défini comme l'ensemble des comportements et déplacements des individus immatures de leur site de naissance à leur premier site de reproduction, est un processus clé du fonctionnement, de la dynamique, de la distribution spatiale et temporelle et de la stabilité des populations (CLOBERT 2012, RONCE 2007), encore mal compris chez beaucoup d'espèces dont l'Aigle de Bonelli (PENTERIANI, 2009).

Dans le cadre du PNA en faveur de l'Aigle de Bonelli, depuis 2017, 70 juvéniles ont pu être équipés de balises GPS peu avant leur envol afin d'étudier leur dispersion, de mieux connaître les

secteurs fréquentés, les modalités de dispersion, d'identifier de potentielles zones d'errance, ainsi que les causes de mortalité et d'éventuels secteurs accidentogènes. Mieux comprendre les processus de dispersion des juvéniles des Aigles de Bonelli français est crucial afin de mieux cibler des zones d'actions pour la conservation de cette population fragile.

Nous présentons ici une analyse descriptive et nos résultats préliminaires concernant les mécanismes de dispersion de juvéniles issus de la population française, les principales causes de mortalité et nos observations sur le début du processus de cantonnement.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Un échantillon de jeunes a été équipé de balises GPS entre 2017 et 2021 (TAB. I). 5 balises Écotone (SAKER M GPS/GSM 19 g) et 39 balises Ornitela (Ornitrack 30 g - GPS/GSM) ont été déployées à cet effet, les balises récupérées suite à la perte ou la mort d'un individu ayant été réutilisées. Les balises sont fixées sur le dos des oiseaux par un harnais constitué de bandes de teflon. L'équipement a été réalisé par Victor GARCIA MATTARANZ puis Alain RAVAYROL, sur des aiglons âgés de 48 à 52 jours, en collaboration avec Philippe LÈBRE et Maxime CHAMBON, cordistes, pour la récupération des jeunes au nid.

Les balises ont été paramétrées pour délivrer une localisation toutes les 5 minutes au-dessus de 75 % de charge de la batterie puis à des fréquences moindres en fonction de la charge.

TABLEAU I.— Nombre de jeunes bagués et équipés de balises GPS de 2017 à 2021.

Number of young people ringed and equipped with GPS tags from 2017 to 2021.

	N jeunes bagués	Nb de jeunes avec GPS	% jeunes avec GPS
2017	36	10	27,8
2018	29	14	48,3
2019	38	18	47,4
2020	39	13	33,3
2021	37	15	40,5
Total	179	70	39,1

TABLEAU II.— Nombre de jeunes équipés par an et par département.
Number of young people equipped per year and per department.

Région	Département	N jeunes équipés 2017	N jeunes équipés 2018	N jeunes équipés 2019	N jeunes équipés 2020	N jeunes équipés 2021	Total
Occitanie	Gard	1	4	5	3	3	16
	Hérault	3	4	3	6	5	21
	Aude	0	1	3	0	0	4
PACA	Bouches-du-Rhône	6	5	6	4	4	25
	Vaucluse	0	0	0	0	3	3
AuRA	Ardèche	0	0	1	0	0	1
Total		10	14	18	13	15	70

Vingt-six sites de nidification ont fait l'objet d'un suivi télémétrique des jeunes sur la zone française de répartition de l'espèce (TAB. II). Ces sites ont été retenus en visant une diversité de répartition géographique au sein de la population française et selon l'accessibilité au nid et la précision du suivi de la reproduction permettant d'ager les poussins.

PREMIERS RÉSULTATS

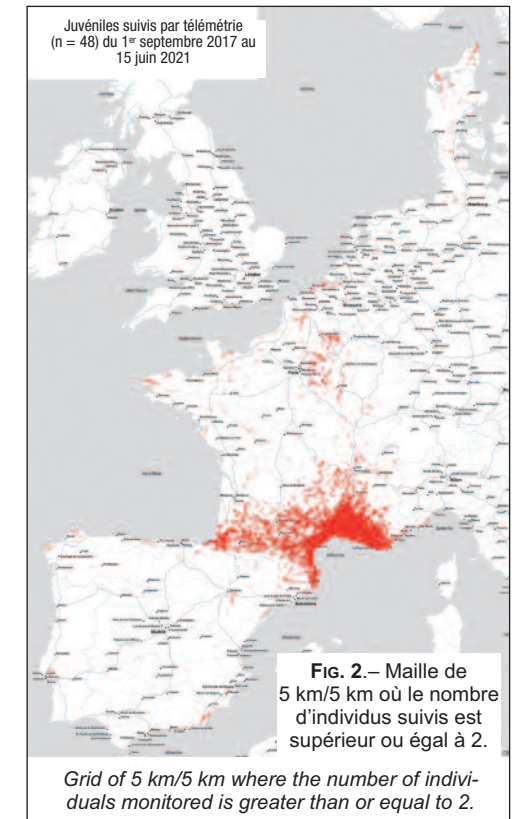
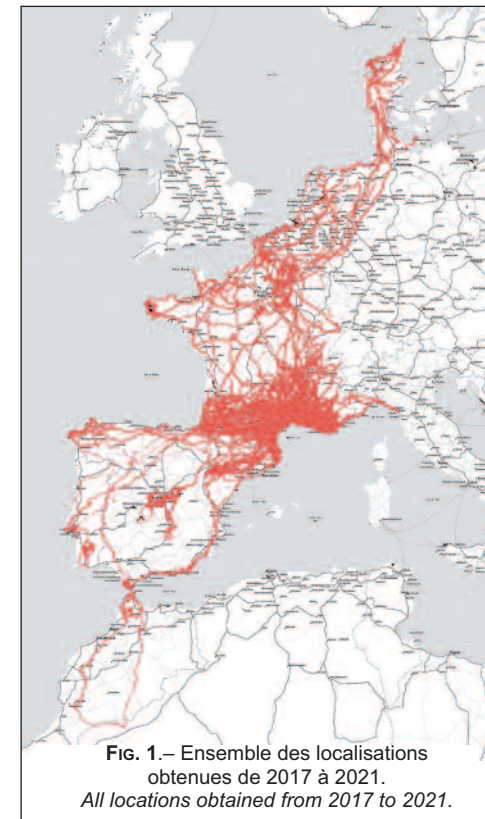
Un total de plus de 2 000 000 de données a été collecté de 2017 à 2021.

Dispersion

L'analyse descriptive de la dispersion a été possible pour 47 individus. La date médiane de départ du site de naissance est le 28 août, avec une amplitude du 19 juillet au plus tôt jusqu'au 11 novembre au plus tard. La zone couverte par leur déplacement est très vaste, de l'Algérie au

Danemark, le comportement erratique pouvant concerner tout l'ouest de l'Europe à l'exception du Royaume-Uni et de l'Irlande (FIG. 1). Certains secteurs sont particulièrement fréquentés en dehors de la zone de répartition et de son continuum vers la Catalogne, notamment l'axe de la vallée du Rhône et le Sud-Ouest de la France.

Nos observations semblent indiquer une forte variabilité inter-individuelle, avec des individus s'éloignant peu de leur région de naissance au contraire d'individus au comportement très exploratoire y compris dans leur deuxième voire troisième année. Toutefois, une certaine tendance dans le pattern de dispersion semble se dessiner en fonction de la localisation du site de naissance. En effet, 17 individus sur 23 nés à l'Ouest du Rhône se sont dispersés au-delà de la zone de répartition française de l'espèce, contre seulement deux individus sur 17 nés à l'Est du Rhône.



L'attractivité de la zone Crau/Camargue en tant que zone d'erraticisme pour les juvéniles a été confirmée (FIG. 4). Cette zone située au cœur de l'aire de répartition de l'espèce en France se caractérise par l'absence de relief, l'absence de territoires occupés par des couples reproducteurs ainsi qu'une ressource alimentaire abondante.



PHOTO 1.— Aigle de Bonelli juvénile au bord d'un étang en Camargue.
Juvenile Bonelli's Eagle at the edge of a pond in the Camargue (© D. COHEZ/Tour du Valat).

Mortalité

Sept jeunes sont morts avant de quitter leur site de naissance, de causes diverses et parfois non déterminées. 19 individus ont trouvé la mort en phase d'erraticisme, les 3/4 suite à une électrocution (FIG. 6). Les électrocutions ont été constatées tous azimuts, en France, en Espagne et au Portugal. On notera que 6 électrocutions ont été dénombrées dans la zone d'erraticisme majeure en France (Crau/Camargue). On dénombre également des cas de tirs (2) dans le sud-ouest de la France, en automne, à proximité de palombières, ainsi que deux cas d'empoisonnement.

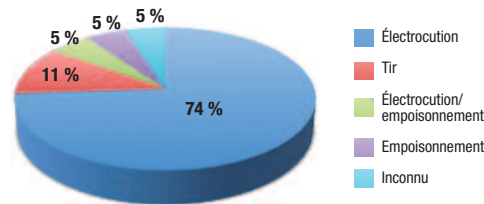


FIG. 4.— Répartition des causes de mortalités en période d'erraticisme.
Distribution of the causes of mortality during periods of erraticism.

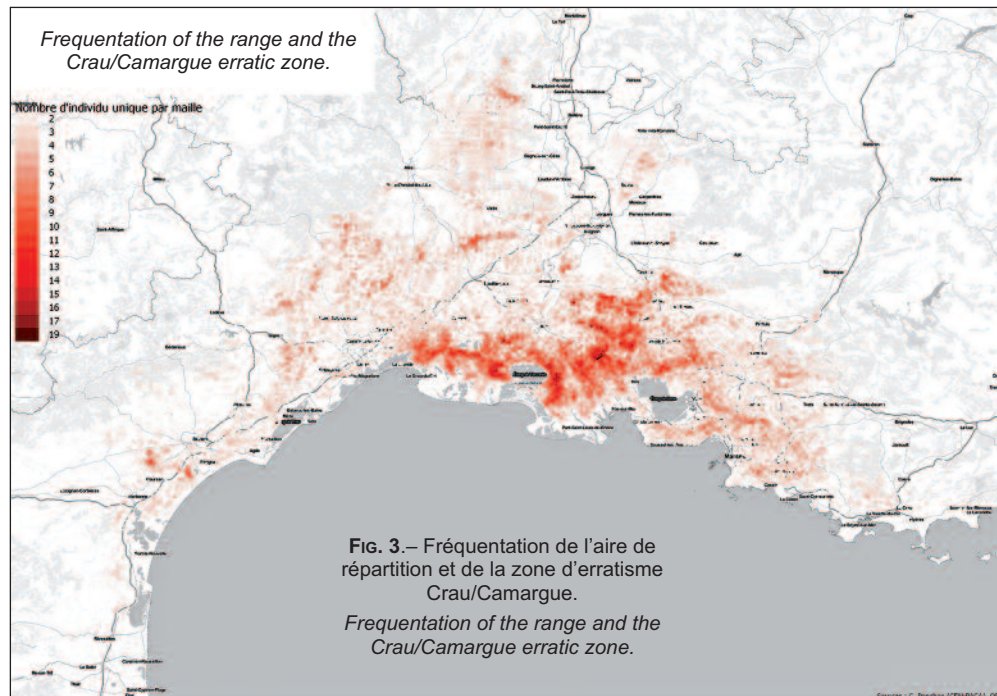


FIG. 3.— Fréquentation de l'aire de répartition et de la zone d'erraticisme Crau/Camargue.
Frequentation of the range and the Crau/Camargue erratic zone.

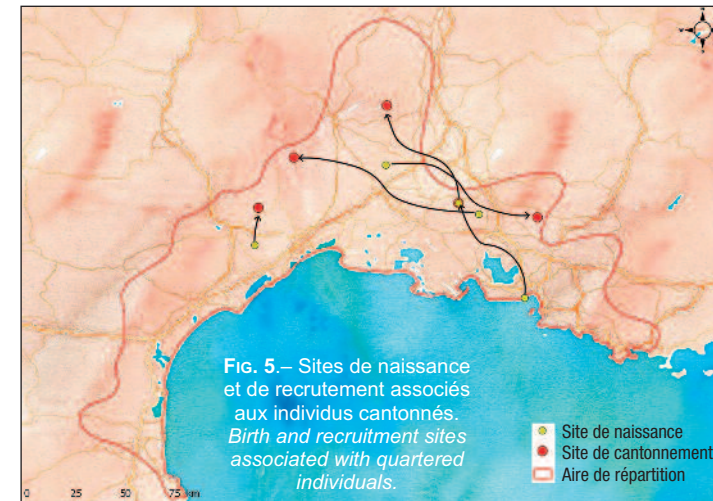


FIG. 5.— Sites de naissance et de recrutement associés aux individus cantonnés.
Birth and recruitment sites associated with quartered individuals.

Processus de cantonnement

Durant la période étudiée, 4 individus sur 10 équipés en 2017 se sont cantonnés entre 2019 et 2021, et un individu sur 14 équipés en 2018. Deux mâles ont été recrutés sur des sites occupés à l'âge de 3 et 5 ans calendaires, avec des balises fonctionnelles. Une femelle s'est cantonnée à trois ans sur un site historique avec une balise non fonctionnelle et 2 mâles se sont cantonnés sur des sites occupés, à 4 et 5 ans, mais ayant perdu leur balise avant cantonnement. La distance moyenne entre le site de naissance et de cantonnement et de $86 \text{ km} \pm 39,8$ (minimum 26 km; maximum 132 km) (FIG. 5).

DISCUSSION

Les premières informations délivrées par ces cinq années de suivi ouvrent un vaste champ exploratoire pour des analyses plus précises de ces déplacements, afin de mieux identifier les processus qui régissent les différents comportements de dispersion.

Les comportements de dispersion observés ici au sein de la population française d'Aigle de Bonelli sont dans la lignée de ce qui a déjà été observé chez cette espèce dans d'autres populations, avec la mise en évidence d'une forte hétérogénéité individuelle, de longues distances parcourues et l'existence de zones d'erraticisme (REAL, 2001; BALBONTÍN, 2009; CADAHIA, 2005). Toutefois,

nous pouvons noter certaines particularités de la population française, comme une potentielle différence de stratégie selon la localisation du site de naissance, et l'existence d'une seule zone d'erraticisme rassemblant plusieurs individus de la même population, au contraire de la péninsule ibérique où les Aigles de Bonelli semblent utiliser un très grand nombre de zones d'erraticisme différentes (CADAHIA, 2010). Cela pourrait s'expliquer par une plus grande dis-

ponibilité de zones favorables aux juvéniles au sein de la péninsule ibérique, l'aire de répartition de l'Aigle de Bonelli en France étant en comparaison très réduite.

Ces premiers résultats soulèvent de nouveaux questionnements, notamment l'importance des zones humides, dans la zone d'erraticisme majeure ou dans les autres lieux visités par les juvéniles pendant leur dispersion. En effet, les zones humides semblent avoir un rôle prépondérant dans le choix des habitats utilisés en phase de dispersion, avec une forte densité d'individus dispersant près de zones d'étangs comme les Dombes (69), le long de fleuve (e.g. l'Ebre) ou de cours d'eau. De même, la zone d'erraticisme majeure, identifiée dans la plaine de Crau et dans les vastes zones humides de Camargue, n'est pas fréquentée uniformément, laissant penser à une sélection d'un habitat spécifique selon des critères à tester. De futures analyses exploreront l'utilisation de l'habitat par les juvéniles au cours de la dispersion.

Des analyses approfondies permettront de vérifier s'il existe une différence dans la dispersion entre les sexes, en fonction de l'âge des individus, ainsi que selon la localisation du site de naissance entre les jeunes nés de part et d'autre du Rhône. Cette différence pourrait s'expliquer par des conditions différentes pendant l'élevage selon la localisation du site de naissance, avec des conséquences sur la condition corporelle des juvéniles et ainsi sur

la stratégie de dispersion (AZPILLAGA, 2018). Nous faisons aussi l'hypothèse de différences des taux de survie individuels en dispersion selon le sexe (VÁLI, 2021; OROZCO-VALOR, 2022) ou le comportement, en distinguant des individus de type « explorateur » ou « casanier ».

Une autre thématique importante à aborder concerne le processus de cantonnement et les probabilités de colonisation de nouveaux sites en fonction de la fréquentation par les jeunes erratiques.

En termes de conservation, cette étude apporte de précieux renseignements sur les causes de mortalité chez les juvéniles, permettant notamment de préciser les secteurs les plus fréquentés afin d'y intensifier la neutralisation des réseaux électriques dangereux, première cause de mortalité chez cette espèce (REAL, 2001; CHEVALLIER, 2015; HERNANDEZ-MATIAS, 2015) ou encore de prendre sérieusement en considération la problématique « poison », jusqu'alors souvent associée aux espèces nécrophages. Diminuer l'importante mortalité des juvéniles (LIEURY, 2015), notamment au sein des zones d'erraticisme est un pivot essentiel afin de garantir la stabilité de la population française.

Par ailleurs, une analyse approfondie de ce jeu de données pourrait apporter de précieux enseignements pour agir sur l'attractivité des sites vacants ou potentiels, afin d'anticiper la colonisation de nouveaux sites et permettre à la population d'Aigle de Bonelli française de continuer la récupération de ses effectifs.

BIBLIOGRAPHIE

- AZPILLAGA (M.), REAL (J.) & HERNANDEZ-MATIAS (A.) 2018.– Effects of rearing conditions on natal dispersal processes in a long-lived predator bird. *Ecology and Evolution*, 8: 6682-6698.
- BALBONTÍN (J.) & FERRER (M.) 2009.– Movements of juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study*, 56: 86-95.
- CADAHÍA (L.), LÓPEZ-LÓPEZ (P.), URIOS (V.) & NEGRO (J.J.) 2010.– Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's Eagle dispersal areas. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 923-930.
- CADAHÍA (L.), URIOS (V.) & NEGRO (J.J.) 2005.– Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraetus fasciatus* during their first winter. *Ibis*, 147: 415-419.
- CHEVALLIER (C.), HERNANDEZ-MATIAS (A.), REAL (J.),

VINCENT-MARTIN (N.), RAVAYROL (A.) & BESNARD (A.) 2015.– Retrofitting of power lines effectively reduces mortality by electrocution in large birds: an example with the endangered Bonelli's Eagle. *Journal of Applied Ecology*, 52: 1465-1473.

- CLOBERT (J.), BAGUETTE (M.), BENTON (T.) & BULLOCK (J.) 2012.– *Dispersal ecology and evolution*. Oxford University Press.
- HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.), REAL (J.), PARÉS (F.) & PRADEL (R.) 2015.– Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) in Southern Europe. *Biological Conservation*, 191: 110-116.
- HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.), REAL (J.), PRADEL (R.), RAVAYROL (A.), VINCENT-MARTIN (N.), BOSCA (F.) & CHEYLAN (G.) 2010.– Determinants of territorial recruitment in Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) populations. *The Auk*, 127: 173-184.
- LIEURY (N.), BESNARD (A.), PONCHON (C.), RAVAYROL (A.) & MILLION (A.) 2016.– Geographically isolated but demographically connected: Immigration supports efficient conservation actions in the recovery of a range-margin population of the Bonelli's Eagle in France. *Biological Conservation*, 195: 272-278.
- OROZCO-VALOR (P.M.), ALAMO-RIARTE (A.P.) & GRANDE (J.M.) 2022.– Sex differences in short-distance natal dispersal in American Kestrels (*Falco sparverius*) in Central Argentina. *Emu - Austral Ornithology*, 100: 112-120.
- PENTERIANI (V.) 2009.– Thoughts on natal dispersal. *Journal of Raptor Research*, 43: 90-98.
- REAL (J.), GRANDE (J.M.), MAÑOSA (S.), SÁNCHEZ-ZAPATA (J.A.) 2001.– Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* in Spain. *Bird Study*, 48: 221-228.
- RONCE (O.) 2007.– How Does It Feel to Be Like a Rolling Stone? *OFTen Questions About Dispersal Evolution*. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 38: 231-253.
- VÁLI (U.), KALVANS (A.) & TÜVI (J.) 2021.– Apparent survival and dispersal in a recovered Osprey population: effects of age, sex and social status. *Journal of Ornithology*, 162: 1025-1034.

REMERCIEMENTS

Particulièrement à Victor Garcia MATTARANZ (Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio Ambiente), Sylvain MATEU (DDTM30) et Philippe LÈBRE, ainsi que tout le réseau des observateurs ayant permis de préciser l'âge des poussins, nos collègues étrangers (Espagne/Portugal) très réactifs pour récupérer des individus morts tout comme les bénévoles de divers départements français s'étant déplacés sur nos sollicitations, Florence BURONFOSSE pour la réalisation des autopsies, Patrick BOUDAREL (DREAL Occitanie), nos généreux donateurs allemands et danois, le CRBPO qui nous accorde sa confiance, le CEN Occitanie.

LES BALISES GPS AFFECTENT-ELLES LA SURVIE DE L'AIGLE DE BONELLI?

Roger PRADEL⁽¹⁾, Cécile PONCHON⁽²⁾ & Alain RAVAYROL⁽³⁾

ABSTRACT.– Do GPS tags affect Bonelli's Eagle survival? Due to the richness of information provided by GPS tags, their use is spreading. However, their potential impact needs to be evaluated. Here, we compare the survival of Bonelli's Eagles of the French population equipped vs not equipped. We use follow-up data from territorial adults over the period 2006 - 2020. By means of a specifically developed capture-recapture model that accounts for multiple marking (metal bands, colour bands, and GPS tags), their potential loss, and the occasional retooling of eagles when physically captured (new marks set to replace lost or deteriorated ones), we get an estimate of 0.90 annual survival for equipped individuals vs 0.92 for the others. The difference is not significant. We discuss potential biases and conclude that carrying a GPS tag has probably no or very little impact on Bonelli's Eagle survival.

RÉSUMÉ.– Les balises GPS affectent-elles la survie de l'Aigle de Bonelli ? Du fait de la richesse d'information qu'elles apportent les balises GPS sont de plus en plus utilisées, mais leur impact potentiel sur l'individu porteur doit être évalué. Nous comparons ici la survie d'individus d'Aigles de Bonelli de la population française porteurs ou non de balises. Nous utilisons les données de suivi d'adultes territoriaux sur la période 2006-2020. À l'aide d'un modèle de capture-recapture spécialement développé pour prendre en compte la multiplicité des marques (bagues métal, bagues couleur et balise GPS) et leur évolution naturelle (perte) ou provoquée (pose ou changement de marques abîmées lors de captures physiques), nous estimons une survie annuelle de 0,90 pour les individus porteurs de balise vs 0,92 pour les non-porteurs. La différence n'est pas significative et la survie de 0,90 est parmi les plus élevées observées pour cette espèce. Nous discutons les biais potentiels et concluons que le port de la balise a probablement très peu ou pas d'impact sur la survie de l'Aigle de Bonelli.

Mots-clés : *Aquila fasciata*, Balises GPS, Survie annuelle, Bagues métal et couleur, France.

Keywords : *Aquila fasciata*, GPS tags, Annual survival, Metal and colour bands, France.

⁽¹⁾ CEFE, Université de Montpellier, CNRS, EPHE, IRD, F-34293 Montpellier, France.

⁽²⁾ CEN PACA, Maison de la Crau 2, Place Léon Michaud - F-13310 Saint-Martin-de-Crau.

⁽³⁾ La Salsepareille, 3 bis rue vieille commune, F-34800 Clermont-l'Hérault (lasalsepareille@orange.fr).

INTRODUCTION

Chez l'Aigle de Bonelli, l'observation visuelle du plumage et de la taille permet de reconnaître les jeunes des adultes et les mâles des femelles (VINCENT-MARTIN, 2013). Sur un site de nidification qui fait l'objet d'un suivi régulier, il est ainsi possible dans certains cas de reconnaître qu'un changement d'individu a eu lieu. Cependant, le renouvellement d'un individu par un individu de caractéristiques semblables passera facilement inaperçu. On utilise donc depuis longtemps des

techniques de marquage permettant la reconnaissance individuelle. La plus ancienne et la plus classique consiste en la pose d'une bague portant un code individuel unique. Les bagues métal du Muséum National d'Histoire Naturelle sont particulièrement bien conservées par les Aigles de Bonelli (BESNARD, 2010), mais elles sont difficiles à lire à distance. Même si les observateurs du réseau en France parviennent à des résultats remarquables, ce ne peut être qu'au prix de beaucoup d'efforts et de temps consacré. L'utilisation de bagues « couleur », beaucoup plus voyantes et lisibles,

facilite grandement la tâche des observateurs. Malheureusement, ces bagues sont moins bien conservées (BESNARD, 2010). Plus récemment, on s'est mis à équiper certains individus avec des balises GPS fixées par un harnais. Ces balises rendent la détectabilité de l'individu porteur quasi certaine; du moins tant que la balise reste fonctionnelle car les balises cessent d'émettre au bout d'un certain temps, et elles peuvent même être perdues (détachement du harnais). Mais les balises et le harnais associé sont un équipement autrement plus encombrant pour l'oiseau que de simples bagues.

La population française d'Aigles de Bonelli territoriaux est une très petite population (42 couples en 2021, <http://www.aigledebonelli.fr/>). Avec un échantillon d'individus suivis aussi faible, il est difficile d'estimer la survie annuelle avec quelque précision. Pour augmenter la précision, on doit nécessairement s'appuyer sur un suivi à long terme et une détectabilité aussi élevée que possible. La combinaison d'une bague métal, très durable mais difficilement lisible à distance, et d'une bague « couleur », beaucoup plus facilement lisible à distance mais avec un taux de perte relativement important, est un bon compromis. On bénéficie alors de la lisibilité de la bague « couleur » tout en étant en mesure, grâce à la présence de la bague métal, de mesurer le taux de perte de la bague « couleur ». On obtient ainsi une estimation sans biais de la survie annuelle avec une meilleure précision qu'avec les seules bagues métal.

Les balises GPS représentent un progrès encore plus considérable que les bagues « couleur » dans la possibilité de détection. Leur usage a toute chance de s'étendre étant donné les possibilités supplémentaires qu'elles offrent: du fait de la continuité du suivi et de la possibilité de localisation, elles permettent de répondre à des questions autres que l'estimation de la survie annuelle, par exemple la caractérisation et l'utilisation du domaine vital (BOSCH *et al.*, 2010; PÉREZ-GARCÍA *et al.*, 2013; MARTÍNEZ-MIRANZO *et al.*, 2016; REAL *et al.*, 2016). Cependant se pose la question de leur impact sur l'individu porteur: ne causent-elles pas une gêne inacceptable pouvant engendrer une surmortalité? Après plusieurs années d'utilisation des balises

GPS sur certains individus de la population française d'Aigles de Bonelli, il a semblé opportun d'analyser cet impact potentiel en comparant la survie des individus équipés ou non de GPS.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Données de terrain

La population française d'Aigles de Bonelli territoriaux est suivie de manière exhaustive depuis 1990. Au cours de cette période, plusieurs centaines d'individus ont été marquées, la plupart au nid comme poussins (PONCHON & RAVAYROL, 2015). Cependant, à partir de 2009, certains individus ont été capturés ou recapturés adultes dans le but de leur poser des balises GPS (VINCENT-MARTIN, 2009). Lors de la capture adulte, l'état des marques présentes est noté et si certaines sont perdues ou abîmées, elles sont éventuellement remplacées. Ces changements éventuels des éléments du marquage sont une particularité dont il faudra tenir compte. En effet, le changement des marques passives pourra changer la détectabilité de l'individu si la balise cesse de fonctionner.

Des visites des sites de nidification sont effectuées chaque année pendant la période de reproduction. Elles ont donné lieu à près d'un millier de réobservations d'individus marqués. Quelques individus d'origine étrangère (Catalogne espagnole) ont aussi été observés territoriaux en France lors de ces visites (PONCHON & RAVAYROL, 2015). Les individus territoriaux sont fidèles à leurs territoires: sur la base des changements de territoires observés, on peut estimer à environ 0,5 % la probabilité de changer de territoire chaque année.

Afin d'étudier l'impact potentiel de la présence d'une balise GPS sur la survie des individus porteurs dans de bonnes conditions, nous avons décidé de nous restreindre aux individus territoriaux observés durant les années 2006 - 2020, période où les données sont les plus abondantes.

Codage des histoires

La première étape a consisté à construire l'histoire de capture de chaque individu observé au moins une fois dans la période. La procédure classique consiste à coder une observation par

visite. Dans un premier temps, nous avons retenu les codes suivants:

- 0 = individu non observé
- 1 = lecture de la bague métal
- 2 = lecture de la bague couleur
- 3 = présence d'une balise inactive
- 4 = détection de la balise active
- 5 = individu retrouvé mort

Il est à noter que les codes 1 à 4 correspondent à des individus vivants avec une probabilité de détection croissante. En effet, une balise inactive est très visible, plus qu'une bague couleur ou *a fortiori* métal. La découverte de cadavre, peu fréquente, sauf pour les individus équipés d'une balise fonctionnelle, est enregistrée à la visite qui suit la découverte (code 5).

Il est vite apparu nécessaire de coder à part les occasions où l'individu a été physiquement capturé car, outre la pose de l'émetteur, l'état des marques passives est alors vérifié et la marque éventuellement changée: 6 = capture physique. Voici à titre d'exemple les histoires de trois individus en utilisant les codes ci-dessous.

BM	Sexe	métal	couleur	Site	2006	2007	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
1023516	♀	T1	T2	20	2		2	6	5					
BA11431	♂	T1	T2	28					2		2		6	4
BA10554	♂	T1	T1	1		2								



Fig. 1. – Bagues métal utilisées pour le baguage de l'Aigle de Bonelli en France avant 2009 (type 1, sans fermoir) et à partir de 2009 (type 2, avec fermoir).

Metal bands used to mark Bonelli's Eagles in France before 2009 (type 1, without clasp) and from 2009 onwards (type 2, with clasp).



Fig. 2. – Bagues couleurs utilisées pour le baguage de l'Aigle de Bonelli en France avant 2015 (type 1, non rivetées) et à partir de 2015 (type 2, rivetées).

Colour bands used to mark Bonelli's Eagles in France before 2015 (type 1, not riveted), and from 2015 onwards (type 2, riveted).

La première est une femelle d'origine espagnole territoriale sur le site 20 qui porte la bague métal 1023516 permettant de l'identifier de manière unique. Elle avait reçu lors de son marquage comme poussin une bague métal de type 1 et une bague couleur de type 2. Les bagues métal de type 1, utilisées avant 2009 dans le programme français, étaient parfois perdues. Depuis 2009, on pose des bagues avec fermoir (type 2 ci-après). De même les bagues couleurs utilisées jusqu'en 2014 (Type 1) ont été remplacées à partir de 2015 par des bagues rivetées (Type 2) qui se perdent moins (voir FIG. 1 et 2). Mais l'utilisation des bagues couleur de type 2 a commencé plus tôt en Espagne. La femelle 1023516 était toujours porteuse de sa bague couleur en 2006, ce qui a permis de l'identifier (code 2). Après plusieurs années sans observation, elle est à nouveau identifiée par lecture de sa bague couleur en 2013 (code 2). L'année suivante 2014, elle est physiquement capturée et équipée d'une balise (code 6) (voir FIG. 3). Son cadavre est retrouvé peu après, ce qui est enregistré par le code 5 l'année suivante, 2015.



Fig. 3. – Équipement d'un Aigle de Bonelli avec un harnais porteur d'une balise GPS.
Equipment of a Bonelli's Eagle with a harness carrying a GPS tag.

L'individu BA11431 est un mâle d'origine espagnole cantonné sur le site 28 et également équipé poussin avec une bague métal de type 1 et une bague couleur de type 2. Il est identifié en 2015 grâce à sa bague couleur, à nouveau en 2017, puis est physiquement capturé en 2019 et équipé d'une balise grâce à laquelle il est détecté en 2020. À l'occasion de sa capture en 2019, sa bague métal de type 1 a été remplacée par une bague métal avec fermoir de type 2.

L'individu BA10554 est un mâle cantonné sur le site 1 et équipé poussin avec une bague métal de type 1 et une bague couleur de type 1. Il est identifié une seule fois en 2007 grâce à sa bague couleur.

Ce codage est cependant insuffisant car certaines informations disponibles lors d'une capture physique n'y sont pas présentes. On sait en effet à ces occasions quelles sont les marques que portait l'individu jusque-là. Par exemple, l'individu BA11431 ne portait plus sa bague métal de type 1 lors de sa capture en 2019. Cette information est

utile car elle nous renseigne sur le taux de rétention de ce type de bague et indirectement sur la détectabilité des individus qui les portent et qui auraient perdu leur bague « couleur ». Pour bien faire, il faudrait distinguer chaque cas possible de combinaison de bagues relevé lors des captures physiques par un code spécifique. Multiplier ainsi les codes rend cependant la lecture des histoires difficile et l'écriture du code d'analyse délicat (risque d'erreurs non négligeable). D'autre part, il reste la difficulté de gérer les changements éventuels de marques lors des captures tel que le remplacement de la marque métal de type 1 par une bague métal de type 2 qui a été effectué sur l'individu BA11431 en 2019. Ces changements posent un problème au-delà du codage car les modèles de capture-recapture ne les envisagent pas.

Nous avons choisi de développer une nouvelle approche où chaque marque potentielle ainsi que l'état de l'individu lui-même sont codés indépendamment et renseignés lorsqu'on en a connaissance.

Modèle de marquage multiple avec modification possible des marques à chaque occasion

Pour prendre en compte le fait que les marques puissent être changées par l'observateur à certaines occasions et gérer simultanément les 3 types de marques utilisés dans notre étude, nous avons choisi de traiter l'état de chaque marque et l'état de l'individu lui-même comme autant de processus explicites. De plus, nous avons distingué l'état en début d'occasion de l'état en fin d'occasion permettant ainsi de prendre simplement en compte un changement éventuel.

Statut de l'individu

À chaque instant, un individu est soit vivant, soit à l'état de cadavre (mort depuis la dernière visite), soit définitivement disparu (mort depuis plus longtemps). On suppose, comme il est raisonnable, qu'un cadavre disparaît rapidement si bien qu'on ne peut retrouver que les individus morts récemment. L'état de cadavre est donc un état transitoire précédé nécessairement de l'état vivant et suivi nécessairement de l'état « disparu ». L'individu « disparu » reste définitivement dans cet état. La seule transition à estimer dans ce processus est la probabilité de survie.

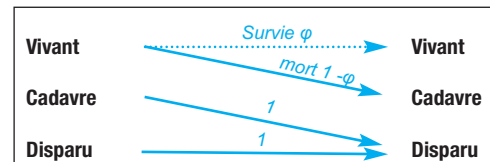


Fig. 4. – Transitions d'état de l'individu. ϕ est la probabilité de survie. Dans le modèle, cette probabilité dépend du port ou non d'une balise. Les transitions depuis l'état cadavre ou disparu vers l'état disparu sont obligatoires (probabilité égale à 1).

State transitions of the individual. ϕ is the probability of survival. In the model, it depends on the presence or not of a GPS beacon. Transitions from corpse or gone to gone are certain (probability 1).

Statut de la bague métal ou couleur. – À chaque instant, la bague métal/couleur peut être de type 1, 2 ou absente. Les bagues de type 1 et 2 peuvent être perdues entre deux visites mais avec des probabilités différentes. On estimera donc des probabilités de perte de bague métal/couleur différentes selon le type de bague.

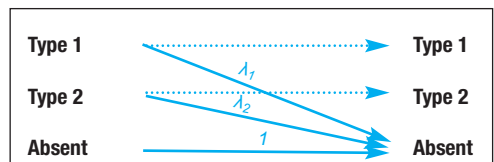


Fig. 5. – Transitions d'état des bagues. λ est la probabilité de perte des bagues. Elle dépend de la matière (métal ou couleur) et du type (1 ou 2).

State transitions of bands. λ is the probability of loss. It depends on the material (metal or color) and of the type (1 or 2).

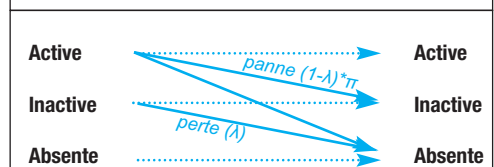


Fig. 6. – Transitions d'état de la balise. λ est la probabilité de perte de la balise par décrochement du harnais; π est la probabilité qu'une balise non perdue tombe en panne.

State transitions of the beacon. λ is the probability of GPS tags loss i.e. that the harness falls; π is the probability of failure of a not lost GPS tag and of the type (1 or 2).

Statut de la balise GPS. – À chaque instant, la balise GPS est soit active, soit inactive, soit absente. Une balise peut en effet cesser d'émettre tout en restant portée par l'oiseau (inactive). Elle peut aussi être perdue par décrochement du harnais (devenant absente). Évidemment, elle est « absente » si l'oiseau n'en a pas été équipé.

Les processus ci-dessus s'entendent entre la fin d'une visite et le début de la suivante (c'est-à-dire entre deux saisons de reproduction). Les changements effectués durant une capture physique sont le fait de l'observateur; ils ne nécessitent donc pas une modélisation probabiliste. En revanche, ils conduisent à distinguer l'état en début de visite de l'état à la fin. De ce fait, les états dans les processus ci-dessus s'entendent comme en fin de visite pour l'état de départ (occasion t) et en début de visite pour l'état d'arrivée (occasion $t+1$).

Quatre grandeurs tridimensionnelles s , b , c , et m sont utilisées pour représenter les états, respectivement de l'individu, de la balise GPS, de la

bague couleur et de la bague métal. Les 3 dimensions correspondent à l'individu, à la date de la visite et au début (ante) ou à la fin (post) de la visite. Ainsi, $b[BA11431, 2019, ante]$ est l'état de la balise de l'individu BA11431 au début de la visite en 2019. La balise était alors absente. En revanche, $b[BA11431, 2019, post]$ prend la valeur active, l'individu ayant été équipé à cette occasion. De même, cet individu ayant à cette date été équipé d'une nouvelle bague métal car il avait perdu l'ancienne, on enregistrera ce changement en notant que $m[BA11431, 2019, ante]$ est absente et $m[BA11431, 2019, post]$ est de type 2. On est ainsi en mesure de noter et donc de prendre en compte tous les changements de marque connus.

RÉSULTATS

Le modèle présenté ci-dessus a été appliqué aux données décrites précédemment afin d'estimer les deux paramètres de survie d'intérêt (avec et sans balise), mais aussi cinq paramètres de pertes (quatre pour les bagues selon la matière et le type, et un pour le harnais sur lequel est fixée la balise), un paramètre de panne (pour la balise), et quatre paramètres de détection (avec balise non fonctionnelle, par lecture de la bague couleur, par lecture de la bague métal et pour la découverte d'un cadavre sans balise fonctionnelle). La détection avec balise fonctionnelle d'un individu vivant ou d'un cadavre est, elle, supposée parfaite. Le modèle a été codé à l'aide du logiciel *Nimble* version 0.11.1 (DE VALPINE *et al.*, 2017, 2022) et optimisé à l'aide de l'algorithme MCMC intégré. Nous avons utilisé 100 000 itérations et deux chaînes afin de vérifier la convergence.

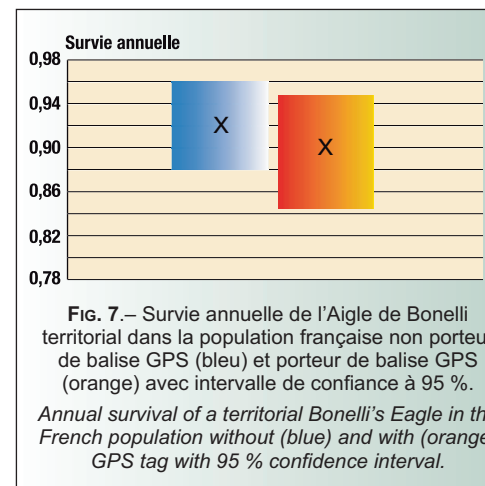
DISCUSSION

Dans l'estimation de la survie annuelle, but principal de ce travail, on ne trouve pas de différence significative entre individus porteurs ou non de balises GPS (FIG. 7). Les survies estimées sont par ailleurs dans la limite haute des estimations précédentes pour des individus territoriaux et la précision est meilleure que dans les études antérieures (HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, 2011a; BESNARD, 2010; PRADEL, 2007). Une amélioration de la survie au cours du temps, probablement en

TABLEAU I.— Estimation des paramètres du modèle de survie de l'Aigle de Bonelli. ϕ et ϕ_b sont les survies resp. sans et avec balise; $\lambda_b, \lambda_{c1}, \lambda_{c2}, \lambda_{m1}, \lambda_{m2}$ sont les taux de pertes resp. du harnais, des bagues couleur de type 1 et 2, et des bagues métal de type 1 et 2; p_b, p_c et p_m sont les taux de détection d'un individu portant une balise non fonctionnelle (p_b), par lecture de la bague couleur (p_c) et par lecture de la bague métal (p_m); r est le taux de détection d'un cadavre sans balise fonctionnelle; π est le taux de panne de la balise. Tous ces taux sont donnés pour une intersaison (1 an).

Estimation of Bonelli's Eagle survival model parameters. ϕ and ϕ_b are survivals resp. without and with beacon; $\lambda_b, \lambda_{c1}, \lambda_{c2}, \lambda_{m1}, \lambda_{m2}$ the probabilities of loss of resp. the harness, the type 1 and type 2 colour bands, and the type 1 and type 2 metal bands; p_b, p_c and p_m are the detection rates of an individual carrying an inactive GPS tag (p_b), when the colour band is read (p_c), and when the metal band is read (p_m); r is the detection rate of a corpse with an inactive GPS tag; π is the rate of failure of a beacon. All rates refer to an interseason (1 year).

	Moyenne	Écart-type	95 %CI	
ϕ	0,92	0,02	0,88	0,96
ϕ_b	0,90	0,03	0,84	0,95
λ_b	0,18	0,03	0,12	0,25
π	0,04	0,02	0,01	0,09
λ_{c1}	0,13	0,03	0,08	0,19
λ_{c2}	0,02	0,02	0,00	0,08
λ_{m1}	0,10	0,03	0,04	0,16
λ_{m2}	0,03	0,02	0,00	0,09
p_b	0,88	0,08	0,68	0,98
p_c	0,63	0,04	0,55	0,70
p_m	0,48	0,05	0,39	0,57
r	0,09	0,05	0,02	0,21



lien avec les mesures de protection prises, notamment vis-à-vis des lignes électriques, avait déjà été notée (BESNARD 2010). L'amélioration de la précision est sans doute, elle, à mettre sur le compte d'un échantillon plus important sur une période de suivi plus longue, associé à un effort plus important de lecture annuelle des bagues. Les valeurs estimées correspondent à celles que l'on trouve dans les populations sources du sud de la péninsule ibérique (HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, 2011a et b). Il est vrai que l'on travaille ici uniquement avec des individus territoriaux relativement âgés dans une période récente où l'on sait, comme on vient de le dire, que les conditions sont devenues plus favorables que par le passé. HERNANDEZ-MATIAS *et al.*, (2011b) ont trouvé que les femelles ont une survie nettement supérieure à celle des mâles chez les individus âgés; ceci aurait pu expliquer la forte valeur de la survie estimée si les femelles étaient surreprésentées. Mais notre échantillon est équilibré: 58 femelles pour 61 mâles.

Un biais d'estimation de la survie est aussi possible si d'autres paramètres du modèle sont eux-mêmes biaisés. Les taux annuels de perte de bagues métal et couleur de type 1 avaient été précédemment estimés par BESNARD (2010). Ceux que l'on obtient dans la présente étude sont plus élevés, surtout pour les bagues métal. Un taux de perte de marque élevé entraîne une estimation de survie plus élevée car il rend compte de la disparition d'individus autrement que par mortalité. Peut-on penser que le taux de perte des bagues métal est surestimé dans notre étude? Des bagues métal sont certainement perdues car tous les individus en sont systématiquement équipés; or, on retrouve certains individus tel BA11431 encore porteurs de la bague couleur mais sans la bague métal. Ceci ne peut être cependant constaté qu'en cas de capture physique. En effet, lors d'une observation, l'observateur note le type de marque (GPS, bague couleur ou bague métal) qui lui a permis de repérer l'individu mais on n'a pas d'information sur la présence ou non des marques moins visibles. Ainsi, si un individu est repéré grâce au port d'un GPS fonctionnel ou non, aucune information sur ses bagues couleur ou métal n'est saisie. De même, un individu observé grâce à sa bague couleur n'est pas porteur de balise GPS mais peut ou non être porteur d'une bague métal.

Un individu identifié par lecture de sa bague métal lui ne porte ni balise GPS, ni bague couleur. Un retour sur les cahiers de terrain permettrait peut-être d'affiner l'information mais en l'état il a été nécessaire de prendre une décision lorsqu'un individu est observé pour la première fois durant la période d'étude par lecture de sa bague couleur. Du fait de la meilleure rétention des bagues métal, on a fait l'hypothèse que celle-ci était alors présente: cas de BA11431 en 2015. Si la bague métal avait déjà été perdue à cette date, on force donc à tort l'enregistrement d'une perte de bague métal dans l'intervalle 2015-2019. Il est difficile d'estimer l'impact de ce genre de biais, mais on peut toutefois noter, en reprenant l'exemple de BA11431, que si la bague n'est pas perdue dans l'intervalle 2015-2019, c'est qu'elle avait été perdue au préalable, et donc que ce type de bague se perd bien. On peut surtout remarquer que la surestimation du taux de perte des bagues métal va causer une surestimation plus forte de la survie des individus non équipés de GPS car ceux qui en sont équipés restent plus facilement détectables sans leur bague métal (présence de la bague couleur ou GPS vs présence de la seule bague couleur). L'impact éventuel du port de la balise GPS serait donc plutôt surestimé dans le tableau I.

Dans la comparaison des deux catégories, un autre biais potentiel peut provenir du choix des individus équipés. L'objectif initial était d'équiper un adulte par site de nidification en France sur une durée d'au moins 1 an. Aussi, sur certains sites à fort renouvellement, des individus successifs ont été équipés de balises GPS afin d'obtenir un temps de suivi suffisant pour les objectifs visés. Les individus équipés de GPS tendent donc à se trouver plus souvent sur des sites défavorables (RAVAYROL *et al.*, à paraître). Là encore, l'impact du port de la balise serait plutôt surestimé.

On peut par ailleurs vérifier le sex-ratio. Sur 46 individus qui ont reçu un GPS, 24 sont des femelles (~52 %). Des 71 individus non équipés, 34 sont des femelles (~48 %). La légère surreprésentation des femelles (qui tendent à avoir une meilleure survie) parmi les individus équipés tendrait ici à masquer un effet éventuel du port de la balise. Mais le sex-ratio n'est pas significativement

différent entre les deux catégories (test du χ^2 de PEARSON: $\chi^2 = 0,165$; $df = 1$; $P = 0,6842$).

En conclusion, surestimation potentielle du taux de perte de bagues et surreprésentation des femelles parmi les individus équipés de GPS ont tous deux des effets attendus faibles et de sens contraires. Leur effet cumulé est probablement négligeable. La surreprésentation des sites avec haut risque de spoliation parmi les individus équipés de GPS est potentiellement plus problématique. Cette surreprésentation des « mauvais » sites dans l'échantillon des individus équipés pourrait expliquer pourquoi la survie annuelle estimée des individus porteurs de GPS est inférieure.

Sur la base des résultats de l'analyse effectuée dans ce travail, on peut donc penser que le port d'une balise GPS n'a pas ou peu d'impact sur la survie de l'Aigle de Bonelli territorial. Équipé d'une balise GPS, l'Aigle de Bonelli présente un taux de survie dans le haut des valeurs estimées pour cette espèce.

REMERCIEMENTS

Nous tenons ici à remercier le réseau des observateurs et bagueurs du programme de suivi de la population française d'Aigles de Bonelli sans qui cette étude n'aurait pas été possible.

BIBLIOGRAPHIE

- BESNARD (A.) 2010.– *Analyse de viabilité de la population française d'Aigle de Bonelli (Aquila fasciata)*. Rapport à destination de la DREAL Languedoc-Roussillon. CEFÉ-CNRS: 28 p.
- BESNARD (A.), CHEVALLIER (C.) & CROCHET (P.-A.) 2011.– Influence des « sites-puits » sur la dynamique de population de l'Aigle de Bonelli en France. In SCHER (O.) & LECACHEUR (M.). *La conservation de l'Aigle de Bonelli*. Actes du colloque international, 28 et 29 janvier 2010, Montpellier. CEN LR, CEEP, CORA-FS & DREAL LR: 34-36.
- BOSCH (R.), REAL (J.), TINTÓ (A.), ZOZAYA (E.L.) & CASTELL (C.) 2010.– Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles. *Ibis*, 152: 105-117. doi:10.1111/j.1474-919X.2009.00985.x
- HERNANDEZ-MATIAS (A.), REAL (J.) & PRADEL (R.) 2011a.– Analyse démographique des populations d'Aigle de Bonelli de France, Catalogne et d'autres régions de

la péninsule ibérique: Analyse de la survie et viabilité des populations. In SCHER (O.) & LECACHEUR (M.), 2011. *La conservation de l'Aigle de Bonelli*. Actes du colloque international, 28 et 29 janvier 2010, Montpellier. CEN LR, CEEP, CORA-FS & DREAL LR: 23-26.

- HERNANDEZ-MATIAS (A.), REAL (J.), PRADEL (R.), RAVAYROL (A.) & VINCENT-MARTIN (N.) 2011b.– Effect of age, territoriality and breeding on survival of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. *Ibis*, 153: 846-857.
- MARTÍNEZ-MIRANZO (B.), BANDA (E.), GARDIAZÁBAL (A.), FERREIRO (E.) & AGUIRRE (J.I.) 2016.– Differential spatial use and spatial fidelity by breeders in Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*). *Journal of Ornithology*, 157: 971-979. doi:10.1007/s10336-016-1347-1
- PÉREZ-GARCÍA (J.M.), MARGALIDA (A.), AFONSO (I.), FERREIRO (E.), GARDIAZÁBAL (A.), BOTELLA (F.) & SÁNCHEZ-ZAPATA (J.A.) 2013.– Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (*Aquila fasciata*) tracked by GPS satellite telemetry. *Journal of Ornithology*, 154: 63-71. doi:10.1007/s10336-012-0871-x
- PONCHON (C.) & RAVAYROL (A.) 2015.– Rapaces de France. *L'Oiseau magazine*, Hors-série, 17: 44-47.
- PRADEL (R.) 2007.– *Survie annuelle de l'Aigle de Bonelli*. Rapport interne CEFÉ-CNRS/PNAAB: 2 p.
- RAVAYROL (A.), PONCHON (C.), CARRER (A.) & VIOLLAT (L.) 2022.– Compétition intraspécifique chez l'Aigle de Bonelli en France, le cas des spoliations (premiers résultats, étude en cours). *Alauda*, 90 (4): 113-122.
- REAL (J.), BOSCH (R.), TINTÓ (A.) & HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.) 2016.– Identifying key habitats for the conservation of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* using radio-tracking. *Ibis*, 158: 556-568.
- VALPINE (P. de), TUREK (D.), PACIOREK (C.), ANDERSON-BERGMAN (C.), TEMPLE LANG (D.) & BODIK (R.) 2017.– Programming with models: writing statistical algorithms for general model structures with NIMBLE. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 26: 403-413. doi: 10.1080/10618600.2016.1172487
- VALPINE (P. de), PACIOREK (C.), TUREK (D.), MICHAUD (N.), ANDERSON-BERGMAN (C.), OBERMEYER (F.), WEHRHAHN CORTES (C.), RODRÍGUEZ (A.), TEMPLE LANG (D.) & PAGANIN (S.) 2022.– *NIMBLE User Manual*. doi: 10.5281/zenodo.1211190, *R package manual* version 0.11.1, <https://r-nimble.org>.
- VINCENT-MARTIN (N.) 2009.– Une première en France. *Bonelli Info*, 12: 5.
- VINCENT-MARTIN (N.) & PONCHON (C.) 2013.– Quelques éléments pour l'aide à l'identification de l'âge des Aigles de Bonelli *Aquila fasciata* (Vieillot, 1822). *Nature de Provence*, 2: 71-78.

COMPÉTITION INTRASPÉCIFIQUE CHEZ L'AIGLE DE BONELLI EN FRANCE, LE CAS DES SPOLIATIONS (PREMIERS RÉSULTATS, ÉTUDE EN COURS)

Alain RAVAYROL⁽¹⁾, Cécile PONCHON⁽²⁾, Antoine CARRER⁽¹⁾ & Lise VIOLLAT⁽³⁾

ABSTRACT.– **Intraspecific competition and spoliations stories in french population of Bonelli's Eagles (first results, ongoing study).** Recent demographic recovery in the French population of Bonelli's Eagle is followed by an increased intraspecific competition on territorial pairs. This competition is sometimes expressed in acts which evict individuals within their territory. 34 cases have been identified, half of them detected during GPS monitoring. They concern twice as many females as males and are concentrated in a few territories. These territorial conflicts can lead to breeding failures, a significant turnover on certain sites, and sometimes the death of adults. They can also lead to the occupation of new territories.

RÉSUMÉ.– **Compétition intraspécifique chez l'Aigle de Bonelli en France, le cas des spoliations (premiers résultats, étude en cours).** L'amélioration des paramètres démographiques pour la population française d'Aigle de Bonelli s'accompagne d'une nette pression de compétition intraspécifique sur les territoires occupés par l'espèce. Cette compétition s'exprime parfois par des actes de spoliation des individus territoriaux. Les 34 cas observés, pour la moitié d'entre eux détectés dans le cadre des suivis par GPS, nous indiquent qu'ils concernent deux fois plus de femelles que de mâles et se concentrent sur un nombre réduit de territoires. Ces conflits territoriaux conduisent à de nombreux échecs de reproduction, un important turn-over sur certains sites et parfois la mort d'adultes cantonnés. Ils peuvent également générer l'occupation de nouveaux territoires.

Mots-clés: *Aquila fasciata*, Compétition intraspécifique, Spoliations, France.

Keywords: *Aquila fasciata*, Intraspecific competition, Spoliations, France.

⁽¹⁾ La Salsepareille, 3 bis rue vieille commune, F-34800 Clermont-l'Hérault (lasalsepareille@orange.fr).

⁽²⁾ CEN PACA, Maison de la Crau 2, Place Léon Michaud - F-13310 Saint-Martin-de-Crau.

⁽³⁾ CEFÉ, Campus CNRS, 1919 route de Mende, F-34293 Montpellier cedex 5.

INTRODUCTION

La compétition est une concurrence entre individus de la même espèce (compétition intraspécifique) ou avec des individus d'autres espèces (compétition interspécifique) pour l'accès aux ressources (alimentaires, habitats) limitées dans un même milieu. Cette compétition peut entraîner des modifications dans la dispersion des espèces, des limitations d'accès aux ressources, des coûts énergétiques importants et une baisse du fitness (KEDDY, 2001).

Concernant l'Aigle de Bonelli, la question de la compétition interspécifique a été largement explorée en particulier avec l'Aigle royal. Plusieurs études dans des régions ibériques habitées par les deux aigles ont mis en avant une ségrégation dans les patrons de distribution des deux espèces (FERNANDEZ 1990; CARRETE, 2002; JORDANO, 1981, RICO *et al.*, 1999; LOPEZ *et al.*, 2004). Plus rarement cette compétition interspécifique se ferait au détriment de l'Aigle de Bonelli (GIL-SÁNCHEZ *et al.*, 1996; REAL, 2004) mais l'effet serait faible et densité-dépendant (CARRETE, 2006). Par exemple,

en Andalousie, des cas de préemptions par l'Aigle royal de territoires abandonnés par l'Aigle de Bonelli ont été mis en évidence, en lien avec un accroissement de la population d'Aigle royal, et notamment de sa population flottante. Plusieurs cas d'expulsions violentes d'Aigle de Bonelli de leurs territoires par l'Aigle royal ont également été documentés (BAUTISTA RODRIGUEZ, 2013).

A contrario, les effets de la compétition intraspécifique ont été très peu étudiés chez l'Aigle de Bonelli, alors qu'elle pourrait être plus impactante que la compétition interspécifique (JORDANO, 1981). L'amélioration des paramètres démographiques de la population française d'Aigle de Bonelli s'accompagne d'une nette augmentation de la pression de compétition intraspécifique sur les territoires occupés par l'espèce, mise en évidence dans le cadre du programme de suivi GPS des juvéniles démarré en 2017 (PONCHON *et al.*, 2022).

Chez l'Aigle de Bonelli, la compétition intraspécifique se manifeste majoritairement pour l'accès à un domaine vital répondant aux besoins des individus en termes de qualité de site de reproduction (aires de nidification) et de ressources alimentaires. En effet, les individus arrivant en âge de se reproduire ont trois options pour se cantonner sur un site de reproduction : remplacer un individu disparu sur un site occupé, trouver un partenaire et un site vacant ou tenter de prendre la place d'un autre individu au sein d'un domaine vital déjà occupé. Cette troisième option, appelée spoliation, se traduit par une compétition agressive pour l'accaparement d'un territoire vis-à-vis de l'individu du même sexe qui l'occupe déjà. Cette expression de la compétition ne se contente pas de limiter l'accès aux ressources pour les autres individus mais se traduit par des actes de préemption d'un territoire/site de reproduction par un individu flottant au détriment d'un individu cantonné du même sexe, qui peuvent parfois mener à la mort d'un ou des deux individus. Nous nommons spoliateur l'individu qui s'installe sur ce territoire et spolié celui qui l'abandonne ou le perd.

Nous présentons ici une évaluation de la pression de compétition intraspécifique chez l'Aigle de Bonelli ainsi que les caractéristiques des événements de spoliations observés au sein de la population française.

MATÉRIEL

Zone d'étude

La zone d'étude englobe l'ensemble de la population française d'Aigle de Bonelli. Celle-ci s'étend sur la façade méditerranéenne, du département du Var à l'Est à celui des Pyrénées Orientales elle-même connectée à la population catalane, côté espagnol. Les couples les plus au nord sont localisés dans le sud de l'Ardèche (région Auvergne Rhône-Alpes). La population française oscille entre 22 et 30 couples entre 1990 et 2012. Depuis cette date la croissance est continue et atteint 42 couples en 2021. La Crau et la Camargue entre Saint-Martin-de-Crau (Bouches-du-Rhône) et le Grau-du-Roi (Gard), accueillent une bonne part des effectifs de juvéniles en erratisme (flottant). C'est dans un rayon de 100 km autour de cette zone que l'on rencontre l'essentiel de la population française d'Aigle de Bonelli (38 couples sur les 42 connus en 2021). Seulement 6 couples sont excentrés vers le sud-ouest par rapport au noyau de population et localisés entre Béziers et la frontière espagnole.

Jeu de données

La quasi-totalité des jeunes nés en France depuis 1990 sont identifiés par baguage (819 aiglons bagués [1990-2020]). De plus, un programme de définition des domaines vitaux de chaque couple cantonné a également conduit à l'équipement GPS de 32 individus [2009-2021] et à ces occasions le baguage de 19 individus adultes (les autres l'étant déjà au moment de la capture). Une étude de la dispersion juvénile par suivi GPS est également menée avec 70 aiglons équipés [2017-2021] (PONCHON *et al.*, 2022). Ainsi, la majorité des individus actuellement cantonnés est identifiable et un effort de contrôle des individus est réalisé sur chaque site tous les ans en complément d'un suivi fin de l'ensemble de la population pour déterminer tous les paramètres de reproduction. Les bagues lisibles à distance sont de couleur distincte pour les populations françaises et ibériques.

Les remplacements d'individus territoriaux dont l'identité est connue peuvent donc être détectés quasiment en temps réel dans le cadre des suivis visuels et/ou télémétriques et l'identité

des individus spoliateurs peut être instantanée (GPS) ou ultérieure (lecture de bague).

Dans le cadre de l'analyse proposée ici, les critères, cumulés ou non, retenus pour la détection des cas de spoliations sont :

- 1) Données GPS,
- 2) Observations directes de comportements agressifs, de leur répétition,
- 3) Découverte du cadavre de l'individu spolié,
- 4) Échec de reproduction avec toujours la concomitance constatée du remplacement d'individus.

Les observations directes concernent des individus surnuméraires avec interactions diverses (agressives ou non). Il y a toujours eu un contrôle réalisé concomitamment avec la disparition de l'individu précédent (il peut être incomplet : couleur bague et patte baguée, morphologie, âge, autre) puis instantanément ou ultérieurement l'identification exacte de l'individu spoliateur.

MÉTHODES, RÉSULTATS ET DISCUSSION

Évaluation de la compétition intraspécifique

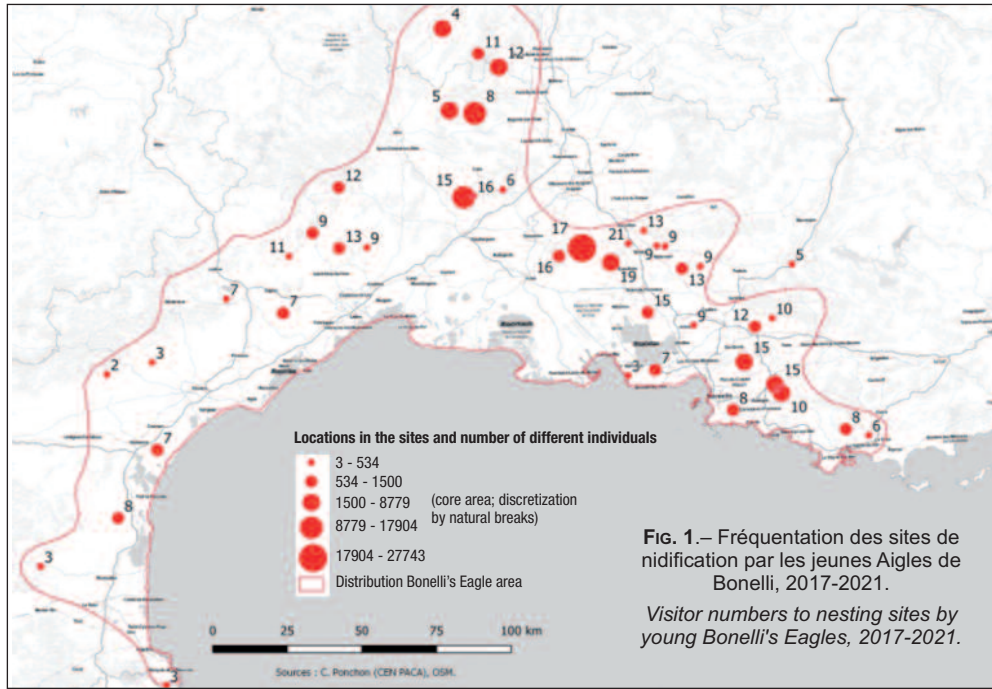
L'amélioration des paramètres démographiques au cours des dernières décennies et en particulier de la survie des juvéniles et immatures (PRADEL 1998, 2007 ; BESNARD 2010, 2022) s'est traduite progressivement par un nombre d'oiseaux disponibles en âge de se reproduire de plus en plus important, permettant un rapide remplacement des adultes territoriaux qui disparaissaient, une recolonisation des sites abandonnés et la colonisation de nouveaux sites, conduisant à une augmentation lente mais constante de la population nicheuse (PNAAB, 2021). Le programme de suivi télémétrique des juvéniles met également en évidence la fréquentation de ces espaces par des aigles non reproducteurs.

Afin de mesurer la fréquentation des sites occupés par l'espèce et de quelques sites vacants montrant des indices de tentative de cantonnement par les individus erratiques, nous avons analysé à partir des données GPS des juvéniles équipés le nombre de localisations et d'individus erratiques différents dans les zones tampons

(1,2 km de rayon, avec ou sans découpage) autour des sites de nid. La période de suivi considérée s'étend du 31 août 2017 au 15 mai 2021, en excluant arbitrairement les périodes d'émancipation des jeunes suivis (suppression des données de localisation depuis la pose des balises au 31 août de l'année de pose). Le nombre total de localisations d'aigles non reproducteurs (à l'intérieur et à l'extérieur des zones tampons) après suppression des périodes d'émancipation est de 1 508 927 et concerne 53 individus différents.

Au sein de ces 1 508 927 localisations, 162 978 localisations sont situées dans les zones tampons (n = 45). Une grande part des individus non cantonnés ont donc fréquenté ces sites de nidification. Toutefois, ces localisations concernent plus souvent des mouvements d'erratisme que des tentatives de cantonnement. La fréquentation des sites au sein de l'aire de répartition, autant en fréquence qu'en nombre d'individus différents, semble plus marquée au plus proche de la zone majeure d'erratisme (FIG. 1). Elle semble également plus importante dans l'axe nord (Gard - Ardèche) qui englobe une bonne part de sites vacants en voie de recolonisation. Nous observons par ailleurs que les sites recolonisés dans la période récente sont majoritairement situés au cœur ou à la périphérie immédiate du noyau de population principal (Bouches-du-Rhône - Vaucluse - Gard). Si une tendance à la dispersion juvénile majoritairement vers l'ouest est identifiée, les sites occupés à l'ouest de l'aire de répartition semblent nettement moins fréquentés par les individus en recherche de sites de cantonnement. La zone de séjour la plus importante pour les oiseaux de deux ans et plus non cantonnés demeure la Crau/Camargue (PONCHON *et al.*, 2022). Le nombre moyen d'individus différents observés par site est élevé (moy = 12,3 [IC : 10,87 / 13,78]) mais présente de grandes disparités : 2 à 11 jeunes différents sur les sites à plus de 100 km de la Crau/Camargue et 3 à 21 pour les sites plus proches.

Cette forte fréquentation des sites occupés au cœur de l'aire de répartition par les erratiques est un indicateur de la pression de compétition. Ce n'est cependant pas un indice du caractère favorable d'un site à des événements de spoliation.



Spoliations

La qualité du suivi de la population française d'Aigle de Bonelli nous a permis de mettre en évidence des événements de compétitions intraspécifiques exercées par les individus immatures et subadultes, pour les territoires/sites de nidification aboutissant ou non à l'éviction (définitive ou non), et parfois à l'élimination d'individus reproducteurs cantonnés.

Ces événements de spoliation ont pu être observés ou détectés principalement en cours de saison de reproduction, de façon directe avec un harcèlement répété jusque dans les nids par un intrus généralement de plumage immature ou subadulte ou de façon indirecte, via les suivis GPS, par la détection de déplacements d'apparence incohérente et/ou de décantonnement d'individus territoriaux suivis par GPS. Dans ce cas les déplacements de la femelle hors du domaine vital connu ont été corrélés avec l'observation directe de deux individus surnuméraires sur le site de reproduction au moment de l'envol des juvéniles (Héloïse DURAND; *comm. pers.*).

Trente-quatre cas de spoliations considérés certains ont été retenus. La moitié (17) des

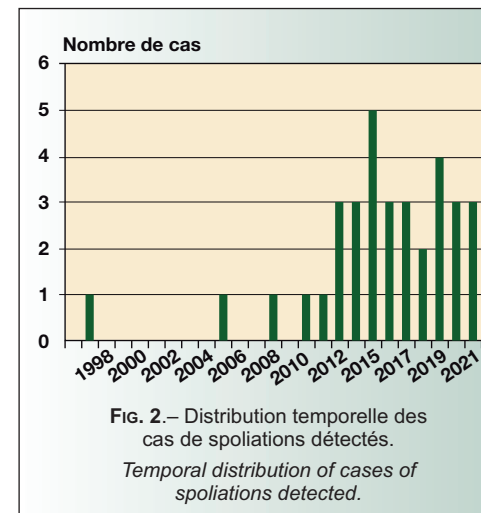
spoliations a été détectée grâce à la télémétrie: 15 individus cantonnés spoliés avec GPS et seulement 2 non reproducteurs avec le suivi GPS de l'individu spoliateur. Le suivi des juvéniles ayant débuté en 2017, les premiers individus juvéniles équipés ne peuvent se reproduire que depuis 2019, ce qui peut expliquer le faible nombre d'observations d'individus spoliateurs équipés de GPS. Cinq cas ont été observés avec seulement l'indice de concomitance disparition/remplacement.

Bien qu'il soit effectivement plus facile de détecter les cas de spoliations en période de reproduction (localisation dans un espace mieux suivi, pression d'observation, effets observables), il semble que la majorité de ces événements a lieu principalement à cette période, appuyée par un moindre turn-over observé hors période de reproduction. Les principales hypothèses pouvant expliquer cette préférence sont d'ordre comportemental et biologique, liées au timing de recherche d'un site pour se reproduire, associées à une plus grande vulnérabilité des oiseaux territoriaux à cette période due à la couvaison ou à l'élevage des poussins.

Évolution temporelle et distribution spatiale des spoliations

Les événements de spoliation ne sont interprétés comme tels qu'à partir de 2012 avec les premiers GPS embarqués sur des individus cantonnés. Toutefois, des comportements de compétition intraspécifique ont plusieurs fois été observés depuis le début du suivi dans les années 1990, avec l'observation d'individus surnuméraires sur les sites occupés et un accompagnement/éviction de l'intrus par les individus cantonnés mais aussi d'autres comportements qui n'ont pas manqué d'étonner les observateurs. Rozen MORVAN (*comm. pers.*) rapporte, par exemple, dans les années 90 l'observation d'une femelle immature harcelant dans son aire une femelle en train de couvrir, cherchant obstinément à prendre sa place, mais échouant à y parvenir par l'inertie de la femelle territoriale. Nous avons retenu cinq cas antérieurs à 2012 en révisant les interprétations au regard des modalités de spoliations observées par la suite.

En 1997, un cas retient notre attention car il se double d'un autre événement surprenant: la femelle spoliatrice est auparavant cantonnée depuis trois ans et échoue dans sa reproduction sur un site jamais connu occupé jusque-là, laissant penser à un décantonnement de ce nouveau territoire, considéré comme peu favorable. Cependant un individu est retrouvé mort sur le site où elle s'installe et les deux aiglons meurent

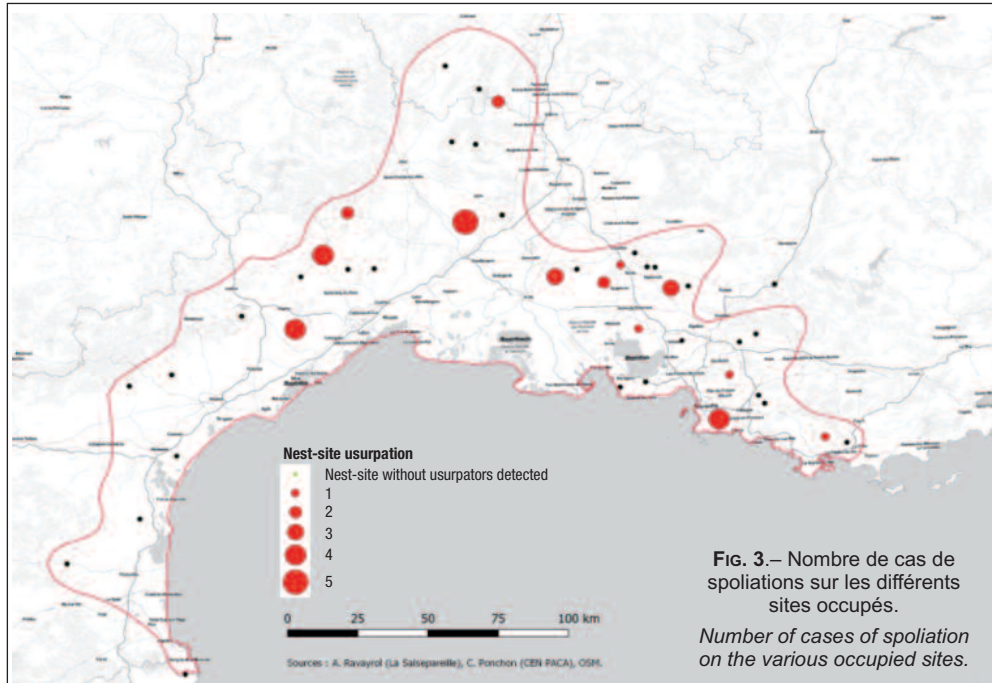


en cours d'élevage. Le même type d'événement concernant ces deux mêmes territoires se reproduit en 2012 avec une nouvelle femelle qui se décantonne dans le même sens et spolie à son tour. En 2005 dans les Bouches-du-Rhône, un échec en cours de couvaison est observé simultanément à la présence d'un individu surnuméraire qui s'avérera par la suite cantonné sur ce site.

Depuis 2012 et le début du suivi GPS, ce sont en moyenne plus de trois spoliations qui sont détectées chaque année sur l'ensemble de la population française.

Parmi les 30 territoires occupés pour lesquels nous avons une identification régulière de chaque partenaire du couple, les spoliations concernent 14 d'entre eux. Cependant ces événements, même s'ils concernent plus d'un tiers des territoires, se concentrent sur un nombre réduit d'entre eux: près de 70 % de ces spoliations ($n = 34$) se concentrent sur six sites (FIG. 3). Il apparaît clairement que les sites avec la plus importante pression de compétition intraspécifique sont ceux parmi les plus proches de la principale zone d'errance française. La Crau/Camargue est en effet une zone concentrant un grand nombre d'individus juvéniles/immatures, dont certains effectuent régulièrement des prospections vers les territoires occupés proches. Il a été observé, lors du cantonnement sur un site vacant (site abandonné dans les années 90) par un nouveau couple constitué d'immatures, plusieurs allers-retours réguliers d'un de ces deux individus entre la zone d'errance de Crau /Camargue et le site, avant le cantonnement « définitif ».

Le phénomène de densité-dépendance émergeant ici s'expliquerait d'abord par une tendance à une dispersion à moindre distance et la proximité de la principale zone d'errance avec le noyau de population présent dans les Bouches-du-Rhône et le Gard. Nous ne sommes pas en mesure d'identifier les facteurs qui influent sur la répétition des spoliations sur les mêmes territoires. HERNÁNDEZ-MATÍAS *et al.* (2010) ont rapporté que les territoires occupés situés dans les zones de qualité supérieure avec la plus grande densité territoriale étaient les plus attractifs pour les individus inexpérimentés et que les zones



où les densités de population sont les plus élevées sont plus attractives pour le recrutement d'Aigles de Bonelli. Nous émettons ici l'hypothèse que leur répétition sur les mêmes sites pourrait également être associée à une certaine inexpérience des individus cantonnés. Le schéma agrégé constaté pourrait également être favorisé par des phénomènes d'attraction sociale entre individus de la même espèce, notamment dans la recherche de partenaires de reproduction (LOPEZ *et al.*, 2004).

L'origine des spoliateurs ($n = 34$) est quant à elle plus largement distribuée (20 territoires différents) avec cependant une part plus importante d'individus d'origine plus lointaine (neuf jeunes issus du Minervois et des Corbières et quatre d'origine catalane).

Ces spoliations conduisent à un plus fort turn-over sur les sites concernés : pour 29 sites avec identification régulière des individus sur les 15 [12-17] dernières années, le nombre moyen de recrutements par site est de 3,2 individus tandis qu'il est de 4,6 pour les six sites les plus concernés. La quasi-totalité des sites concernés par la spoliation a un turn-over supérieur à la moyenne.

Sexe et âge-ratio des individus concernés et leur devenir

Les résultats nous indiquent que ces spoliations concernent trois fois plus de femelles que de mâles (24 vs 8). Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce déséquilibre notamment le dimorphisme sexuel. MARTÍNEZ *et al.* (2008) suggèrent que les relations intra et interspécifiques au sein d'une communauté de rapaces rupestres suivent un modèle général de dominance lié à la masse corporelle. Dans notre cas le dimorphisme sexuel en faveur des femelles expliquerait le fait qu'elles soient nettement plus affectées par la spoliation que les mâles. En effet, lorsqu'une compétition s'exerce pour un territoire, les chances de réussite d'un mâle pour la préemption de ce territoire sont moindres si la femelle présente participe à sa défense. *A contrario* si celle-ci est agressée par une autre femelle, en particulier en cours d'incubation où elle est plus vulnérable, la préemption a plus de chance de fonctionner. De plus, les taux de survie des femelles ont tendance à être plus élevés que ceux des mâles (HERNÁNDEZ-MATÍAS *et al.*, 2011) et

les femelles ont également tendance à recruter à un âge plus avancé (HERNÁNDEZ-MATÍAS *et al.*, 2010). Cela suggère que l'accès aux territoires vacants peut être plus contraignant pour les femelles que pour les mâles. Ces mêmes auteurs suggèrent que les femelles sont soumises à une compétition intraspécifique plus élevée, le taux de mortalité des mâles plus élevé que celui des femelles permettrait une plus grande disponibilité de territoires vacants pour les mâles. Les femelles dispersant sur de plus longues distances que les mâles (HERNÁNDEZ-MATÍAS *et al.*, 2010), cette population serait ainsi censée accueillir plus de femelles que de mâles. Ces deux paramètres expliqueraient la proportion plus élevée de femelles dans la population flottante qui alimentent les territoires vacants. Les femelles seraient ainsi plus soumises à la compétition intraspécifique en raison d'une moindre disponibilité de territoires.

Le programme de suivi GPS des juvéniles en France ne met pas en évidence une plus forte mortalité des mâles mais leur insertion dans la population nicheuse suit des trajectoires plus variées (trio, colonisation de nouveau site,

décantonnement, retour sur site). Le faible nombre de cas de spoliations de mâles ne permet pas de dégager d'hypothèses pouvant les expliquer.

Sans surprise, les individus spoliateurs sont plus jeunes, la recherche de territoire concernant majoritairement la part de population flottante non reproductrice, tandis que les individus spoliés (TAB. I) sont des individus matures territoriaux s'étant généralement déjà reproduits. Toutefois, lorsque les spoliations se répètent sur le même territoire pour le même sexe, l'âge moyen des femelles spoliées baisse du fait d'individus sub-adultes ou de jeunes adultes qui se succèdent.

La spoliation est le plus souvent mortelle pour les femelles. La survie des 34 individus spoliés est

TABLEAU I. – Âge ratio moyen des individus spoliateurs et usurpés selon le sexe.

Average age ratio of spoliators and usurped individuals by sex.

Sexe	Âge spoliateur	Âge spolié
Femelles	3,875 (n = 24)	8,53 (n = 19)
Mâles	2,625 (n = 8)	10,25 (n = 8)



FIG. 4. – Femelle cantonnée tuée et consommée par une autre femelle. Confined female killed and eaten by another female

inconnue pour 15 d'entre eux, 10 ont été découverts morts (9 femelles, 1 mâle), parfois partiellement consommés (FIG. 4) et 9 se sont décantonnés (5 femelles et 4 mâles). Ces individus décantonnés ont ensuite soit préempté eux-mêmes un autre territoire occupé, soit se sont cantonnés sur un site vacant ou sont redevenus provisoirement erratiques. Ces suivis nous ont ainsi permis d'observer le caractère temporaire de certaines spoliations. Un cas de spoliation temporaire nous intrigue : une femelle cantonnée sur un site du Gard, remplacée en mars 2017 par une femelle de trois ans, est revenue réoccuper son site originel en fin de saison de reproduction. Nous avons aussi observé des jeux de chaises musicales (un individu spolié, va à son tour spolier son voisin) ou des individus qui se décantonnent et spolient (deux fois du site 33 vers site 24) sans pour autant avoir été chassés de leur territoire.

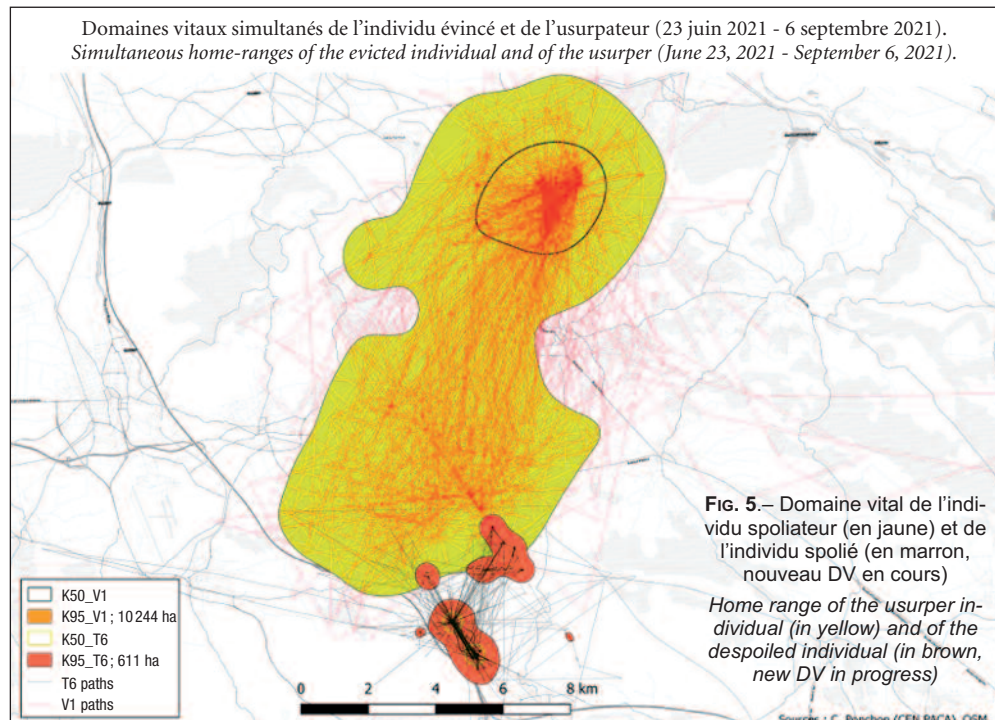
Lien avec la reproduction

Parmi les 20 reproductions engagées lors de la spoliation nous avons constaté 16 échecs (9 durant la couvaison, 7 durant l'élevage). Une spoliation en cours d'élevage conduit systématiquement

à un abandon des soins parentaux (parfois même après l'envol). L'une des principales causes d'échec de reproduction au cours de la dernière décennie serait ainsi liée à cette compétition intraspécifique, quelle aboutisse ou non à des spoliations. Dans le cas de l'Aigle ibérique il a cependant été montré que les interférences de la population flottante avec un couple reproducteur n'avaient pas d'effet négatif évident sur la productivité (FERRER *et al.*, 2015). Les spoliations par les mâles ne conduisent pas systématiquement à un échec de reproduction contrairement à ceux des femelles.

CONCLUSION

Les fortes densités de population favorisent la compétition intraspécifique (HASSEL, 1976; BELLOWS, 1981). Cependant, la détection des phénomènes de densité-dépendance a été largement remise en cause sur la base de critères méthodologiques (KREBS, 1991; LEBRETON & CLOBERT, 1991; FERRER, 1993). L'observation d'un patron de distribution donné ne renseigne pas nécessairement sur le degré de compétition



ANTOINE JORIS

intra- et interspécifique pour les espèces le subissant. Dans notre cas, la qualité des suivis individuels (près de 90 % des individus de la population française cantonnée sont bagués), associée à un nombre important de suivis télémétriques, nous permet de détecter très rapidement la majorité des recrutements et les événements de spoliation au sein de la population française d'Aigle de Bonelli.

S'agissant d'une population en limite nord de l'aire de distribution de l'espèce avec des effectifs très faibles, la présence de compétition intraspécifique au sein de la population française d'Aigle de Bonelli peut surprendre. Toutefois ces conflits territoriaux sont cohérents avec la tendance démographique actuelle, liée à l'amélioration des paramètres démographiques observés au cours de la dernière décennie (BESNARD *et al.*, 2022) et l'augmentation de la population flottante. Parallèlement, l'expansion spatiale et la récupération de nouveaux sites ou de sites vacants sont un processus lent qui n'absorbe pas le nombre d'oiseaux immatures cherchant à se cantonner. Ce volant d'oiseaux disponibles tend majoritairement à se cantonner par des spoliations qui conduisent à de nombreux échecs de reproduction, un important turn-over sur certains sites et parfois la mort d'adultes cantonnés. Cette compétition intraspécifique a aussi un effet positif en générant l'occu-

pation de nouveaux territoires (FIG. 5), comme en témoigne le processus de recolonisation des sites qui semble indiquer que la limite de capacité d'accueil dans l'aire de distribution historique de l'espèce en France n'est pas encore atteinte.

Nos résultats et observations montrent que la compétition intraspécifique et les événements de spoliation jouent un rôle important dans la dynamique de la population en favorisant les turn-overs au sein des sites de reproduction, mais aussi en impactant la survie et la reproduction des individus, et laissent à penser à de forts effets de densité-dépendance. Il semble ainsi nécessaire de mieux prendre en compte ces mécanismes de compétitions et les effets de la densité dépendance intraspécifique lors de l'étude de la dynamique de cette espèce.

Ces observations contredisent également certaines généralités telles que la fidélité au territoire et au partenaire ainsi que l'intuition qu'un individu territorial décantonné soit perdu pour la population. Ce constat fait ainsi émerger de nouvelles questions :

- Y a-t-il réellement une occurrence majoritaire des événements de spoliation pendant la saison de reproduction ?
- Les femelles semblent (chez les rapaces en général) plus agressives que les mâles sur les sites

de reproduction, sont-elles réellement plus vulnérables à cette période ?

- Qu'est-ce qui favoriserait cette compétition entre individus pour un même site de reproduction, plutôt que de coloniser de nouveaux espaces disponibles ? Existe-t-il un lien avec la qualité des sites et des habitats ?
- Les individus immatures semblent tâtonner dans leur comportement de cantonnement. L'âge et l'inexpérience des jeunes individus alimentent-ils cette instabilité et quelle est la part des autres facteurs limitants (qualité des territoires, expérience des individus cantonnés) ?

BIBLIOGRAPHIE

- BELLOWS (T.S. JR.) 1981.– The descriptive properties of some models for density dependence. *Journal of Animal Ecology*, 50: 139-156.
- BESNARD (A.), VINCENT-MARTIN (N.), RAVAYROL (A.) & CHEVALLIER (C.) 2010.– *Des nouvelles de la démographie de la population française d'Aigle de Bonelli*. Rapport interne PNAAB, 3 pp.
- BESNARD (A.), VIOLLAT (L.), LIEURY (N.), PONCHON (C.), RAVAYROL (A.), SCHER (O.), BOUDAREL (P.) & MILLON (A.) 2022.– Dynamique de la population française d'Aigle de Bonelli, *Aquila fasciata*: une amélioration qui se poursuit. *Alauda*, 90, symposium: 5-14.
- CARRETE (M.) 2002.– *El águila real y águila perdicera en ambientes mediterráneos semiáridos. Distribución, ocupación territorial, éxito reproductor y conservación*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- CARRETE (M.), SANCHEZ-ZAPATA (J.A.), TELLA (J.L.), GIL-SANCHEZ (J.M.) & MOLEON (M.) 2006.– Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos*, 112: 680-690.
- FERNÁNDEZ (C.) & INSAUSTI (J.A.) 1990.– Golden Eagles take up territories abandoned by 875 Bonelli's Eagles. *Journal of Raptor Research*, 24: 124-125.
- FERRER (M.), MORANDINI (V.) & NEWTON (I.) 2015.– Floater interference reflects territory quality in the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*: a test of a density-dependent mechanism. *Ibis*, 157: 849-859.
- GIL-SÁNCHEZ (J.M.), MOLINO (F.) & VALENZUELA (G.) 1996.– Selección de hábitat de nidificación por el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola*, 43: 189-197.
- HASSEL (M.P.) 1976.– *The Dynamics of Competition and Predation*. Edward Arnold. London.
- HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.), REAL (J.), PRADEL (R.), RAVAYROL (A.), VINCENT-MARTIN (N.), BOSCA (F.) & CHEYLAN (G.) 2010.– Determinants of territorial recruitment in

Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) populations. *The Auk*, 127: 173-184.

- HERNÁNDEZ-MATÍAS (A.), REAL (J.), PRADEL (R.), RAVAYROL (A.) & VINCENT-MARTIN (N.) 2011.– Effects of age, territoriality and breeding on survival of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. *Ibis*, 153: 846-857.
- HERNANDEZ-MATIAS (A.), REAL (J.), MOLEON (M.), PALMA (L.), SANCHEZ-ZAPATA (J.A.), PRADEL (R.), CARRETE (M.), GIL-SANCHEZ (J.M.), BEJA (P.), BALBONTIN (J.), VINCENT-MARTIN (N.), RAVAYROL (A.), BENITEZ (J.R.), ARROYO (B.), FERNANDEZ (C.), FERREIRO (E.) & GARCIA (J.) 2013.– From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in western Europe. *Ecological Monographs*, 83: 239-261.
- KEDDY (P.A.) 2001.– *Competition* (Vol. 26). Springer Science & Business Media.
- JORDANO (P.) 1981.– Relaciones interespecíficas y coexistencia entre el águila real (*Aquila chrysaetos*) y el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Sierra Morena. *Ardeola*, 28: 67-87.
- KREBS (C.J.) 1991.– The experimental paradigm and long-term population studies. *Ibis*, 133: 3-8.
- LEBRETON (J.-D.) & CLOBERT (J.) 1991.– Bird population dynamics, management and conservation: the role of mathematical modeling. In PERRINS (C.M.), LEBRETON (J.-D.) & HIRONS (G.J.M.) (Eds.): *Bird Population Studies: their relevance to conservation and management*. Oxford University Press. Oxford.
- LÓPEZ-LÓPEZ (P.), GARCÍA-RIPOLLÉS (C.), GARCÍA-LÓPEZ (F.), AGUILAR (J.M.) & VERDEJO (J.) 2004.– Patrón de distribución del águila real *Aquila chrysaetos* y del águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la provincia de Castellón. *Ardeola*, 51: 275-283.
- MARTÍNEZ (J.E.), MARTÍNEZ (J.A.), ZUBEROGOTIA (I.), ZABALA (J.), REDPATH (S.M.) & CALVO (J.F.) 2008.– The effect of intra- and interspecific interactions on the large-scale distribution of cliff-nesting raptors. *Ornis Fennica*, 85: 13-21.
- PONCHON (C.), RAVAYROL (A.) & CARRER (A.) 2022.– Dispersion juvénile de l'Aigle de Bonelli en France, premiers résultats et perspectives. *Alauda*, 90 (4): 99-104.
- PRADEL (R.) 1998, 2007.– *Analyse démographique de la population d'Aigle de Bonelli en France*. Rapports internes PNAAB.
- REAL (J.) 2004.– Águila-Azor Perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. In MADRONO (A.), GONZALEZ (C.) & ATIENZA (J.C.), editors. *Libro rojo de las aves de España*. Madrid: DGB-SEO/Birdlife: 154-157.
- RICO (L.), SÁNCHEZ-ZAPATA (J.A.), IZQUIERDO (A.), GARCÍA (J.R.), MORÁN (S.) & RICO (D.) 1999.– Tendencias recientes en las poblaciones del Águila real *Aquila chrysaetos* y el Águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la provincia de Valencia recent trends in the status of Golden *Aquila chrysaetos* and Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* in Valencia (eastern Spain). *Ardeola*, 46: 235-238.

ARTICLES COURTS, RÉSUMÉS DE COMMUNICATIONS, POSTERS SHORT COMMUNICATIONS, SUMMARIES, POSTERS

Using species distribution modeling to reveal potential nesting sites of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* on the island of Crete

Introduction

Understanding the nesting preferences of birds of prey in decline is a crucial point in assisting wildlife managers to apply appropriate management and policy actions for their conservation. In Greece, the population of Bonelli's Eagle (BE) *Aquila fasciata* is estimated to be 100-140 breeding pairs (BOURDAKIS & XIROUCHAKIS, 2008) and is considered to be "vulnerable" according to the National Red Data Book (LEGAKIS & MARAGOU, 2009). The insular population of Bonelli's Eagle on Crete has occupied up to 34 territories during the last 25 years. The aims of the present study were: (1) to update the species' current status namely the size of its breeding population; (2) to locate and spatially map all the active and abandoned nesting sites, and 3) to investigate the factors that affect nest-site selection.

Methods

The identification of suitable areas potentially used by the BE for breeding was conducted in four steps. First, we combined all the available historical data of BE nesting sites on Crete with data collected during the monitoring of BE active territories during the breeding season of the years 2019-2020, updating the species distribution and population status on the island. Secondly, from online databases, we collected a dataset of environmental, climatic, terrain, land cover, and human disturbance-related

variables. Then, by using a Generalized Linear Model (GLM), we proceeded with the identification of the most important explanatory variables of BE breeding sites and proceeded in the construction of a predictive breeding habitat suitability map using a Maximum Entropy Model (MaxEnt) (v.3.4.1, PHILLIPS *et al.*, 2006) and a Geographic Information System (ArcGIS Pro edition 2.6).

Results & Discussion

Breeding territories.– In total, we identified and mapped 63 BE territories on the island of Crete, split into 35 historic and 28 new territories. Among them, 34 were identified as active for the last 25 years.

Generalized Linear Model (GLM).– The GLM showed that the only important bioclimatic and environmental variables for the BE nesting sites' selection are the landscape variables of slope and altitude (Z-value = 0.000) (TAB. I).

The predictive BE breeding habitat suitability map (FIG. 3) showed that the lower the altitude and the higher the slope values are, the more likely is the presence of a BE nesting site (FIGS 1, 2).

Despite the lack of knowledge of the real number of the nesting sites of BE on the island, our preliminary results depict that suitable breeding sites for the species can be easily predicted using only landscape variables such as altitude and slope, combined with the available nest sites' data. Overall, it was shown that Bonelli's Eagles select low-altitude areas (400-500m), on steep cliffs within small gorges at the periphery of mountain areas with sparse shrubland in the surroundings or in coastal regions. In

Model coefficients	Estimate	Std.	Error	Z-value	TABLEAU I.– GLM results for the island of Crete. Slope and altitude are the only important variables. Nests are more likely to be present on steeper slopes and lower altitudes. *Significant values.
(Intercept)*	-4.467	1.276	-3.499	0.000	
Direction of cliff	-0.001	0.003	-0.212	0.832	
Distance from human settlements	48.416	92.626	0.523	0.601	
Slope*	0.256	0.053	4.833	0.000	
Aspect	0.004	0.003	1.261	0.207	
Altitude*	-0.006	0.002	-3.429	0.000	

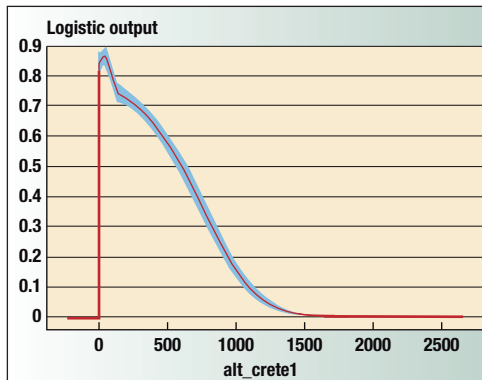


FIG. 1.— The response curve of the probability of presence with altitude. The lower the altitude values are, the more suitable the nesting site is.

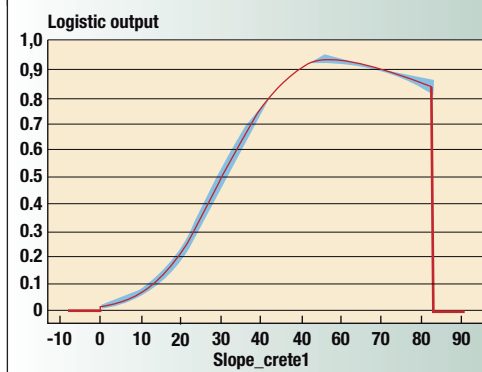


FIG. 2.— Response curve of the probability of presence with slope. The higher the slope values (steeper) are, the more suitable the nesting site is.

addition, field observations indicate that BE abandoned territories may be a result of human-induced mortality and land-use changes. Consequently, further steps need to be undertaken in order to assess BE threats and implement conservation actions for the species' survival on the island. Although we have information regarding the breeding territories and nest site suitability factors, there is a lack of data regarding the space use of territorial birds. This information can only be acquired by radio-tracking adult birds.

BIBLIOGRAPHY

- BOURDAKIS (S.) & XIROUCHAKIS (S.M.) 2008.— The Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*) in Greece. *Natural History*, 2: 1-6.
- LEGAKIS (A.) & MARAGOU (P.) 2009.— *The Red Data Book of Threatened Animals of Greece*. Hellenic Zoological Society.
- PHILLIPS (S.J.) *et al.*, 2006.— Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.

A. ANAGNOSTOPOULOU⁽¹⁾, E. GEORGOPOULOU⁽¹⁾,
G. KONTOGEORGOS⁽¹⁾, A. KARDAMAKI⁽¹⁾,
K. DAMIANAKIS⁽¹⁾, S. XIROUCHAKIS⁽¹⁾

⁽¹⁾Natural History Museum of Crete, University of Crete, University Campus (Knossos), Heraklion 71409, Crete, Greece.

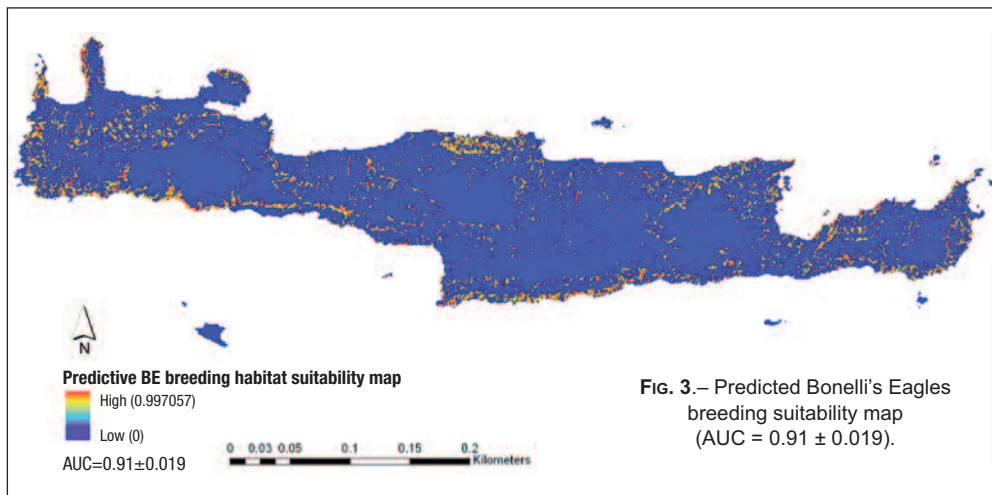


FIG. 3.— Predicted Bonelli's Eagles breeding suitability map (AUC = 0.91 ± 0.019).

Captive breeding of Bonelli's Eagle as a conservation tool. A combined effort

L'élevage en captivité d'espèces menacées s'est avéré être un outil essentiel pour la conservation *ex situ* dans le monde entier. En ce qui concerne les oiseaux de proie, en tant que groupe aviaire clé dans les écosystèmes, l'élevage en captivité d'individus relâchables est une ressource de conservation précieuse. Au cours de deux programmes LIFE consécutifs impliquant l'Aigle de Bonelli (LIFE Bonelli et AQUILA a-LIFE), la libération d'individus élevés en captivité a été l'une des clés de voûte de la restauration des anciennes populations d'Aigles de Bonelli en Méditerranée. Néanmoins, l'élevage en captivité de cette espèce particulière est une tâche complexe. Pour relever ce défi, un total de trois centres ont tenté de reproduire l'espèce en suivant différentes méthodologies et en élevant 10 à 16 oiseaux par an. Bien que certaines méthodologies soient différentes d'un centre à l'autre, l'élimination des couvées, l'incubation artificielle et l'élevage à la main sont des points communs. Les individus élevés en captivité au fil des ans ont été capables de prospérer dans la nature, ce qui est l'objectif principal du réseau d'élevage en captivité.

Mots-clés: Reproduction en captivité, Taux de survie, Incubation artificielle, Élevage à la main.

KeyWords: Captive breeding, Survival rate, Fostering, Hacking, Artificial incubation, Hand-rearing.

Introduction

During the early 2000's several centres began to develop techniques focused on breeding Bonelli's Eagle in captivity. Among them, GREFA, Vendée and Ardèche successfully bred several individuals that were added to the breeding stocks and even released into the wild. In 2009, many organizations interested on the Bonelli's Eagle met at Vendée's international congress. This gave rise to the collaboration that has been working since then between the captive breeding centres mentioned before, in order to provide the reintroduction and reinforcement programs with enough individuals. This has been an increasingly relevant tool within the framework of the consecutive LIFE programs "Life Bonelli" and "Aquila a-life", where GREFA has also served as a "reunion point" for all the individuals coming from Vendée, Ardèche and other actions like authorised nest plunderings at Andalucía.

The animals conforming the breeding stock come from 3 different sources: captive breeding, authorised nest plundering carried out at Andalucía and non-releasable birds that have been transferred by other centres. These last ones came not only from Spain but from other countries.

Material and methods

The protocol followed at the three centres is based on natural pairs and artificial incubation, being the following points the main ones of the protocol for a successful reproduction:

- Sky and seclusion pen design (HURRELL, 1977) in order to avoid human disturbance.
- Breeding stock composed by adult-reared birds forming natural pairs. Human imprinted individuals are not included in the program.
- First clutch removal to increase the eggs laid per female each year.
- Eggs incubated partially natural (first 10 days) and mainly artificial (rest of the incubation period) (BURNHAM, 1983). The artificial incubation parameters have been: 37.3 - 37.4 °C, 180° turning every 30 minutes and 40-50 % of relative humidity (WEAVER & CADE, 1985). Cooling only done at GREFA, for around 5 seconds, but this is still in test.
- Chicks hatched at the brooding room are hand-reared for 7-10 days. Afterwards, transferred to the adults for fostering to avoid imprinting on humans. At Vendée, chicks are hand-reared in group at human insolation so the imprinting is sibling-oriented.
- Birds are allocated to the release site at the age of 45-55 days old, and released by hacking or soft-release cage.

Achieving early reproduction is one of the biggest challenges of the breeding program. In the case of GREFA and Ardèche several aleatory combinations of individuals were attempted until successful pairs were formed, delaying the breeding success up to 10 years. Vendée established the following methodology to solve this issue: when logistics allows it, future breeders are hand-reared together since their early development, building this way an early bond of trust between them. This reduces the stress related to husbandry and not suitable partners, so successful breeding takes place earlier (PACTEAU, 2017). The breeding aviaries were built according to the "sky and seclusion" design (HURRELL, 1977) although visual contact was allowed between breeding pairs (by walls made of mesh) to reinforce territorial behaviours (PACTEAU, 2017). This methodology prompted on breeding starting at the age of 6 in some individuals, and never took longer than 10 years.

All the individuals released, both from captive breeding origin and from authorised wild nest plundering, are tagged with a GPS transmitter to study dispersal behaviour, survival rate and breeding attempts.

Results

There initial breeding success of the breeding programs is low compared to the total amount of pairs kept in captivity. This is due to different factors. First, there seems to be a consensus that the species takes longer than expected to reproduce in captivity. This is reduced in the case of tamed birds. Second, the time lost in the meantime trying to breed with birds that are not suitable for it, as old females with low hatching rates compared to younger

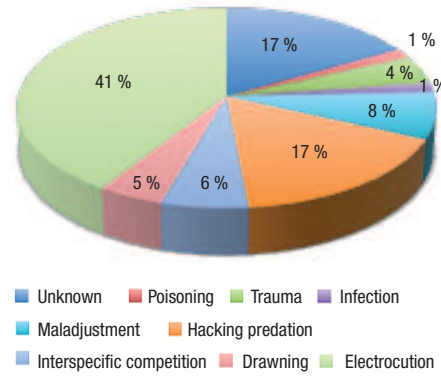


FIG. 2.— Causes of death found by GPS tracking within the project.

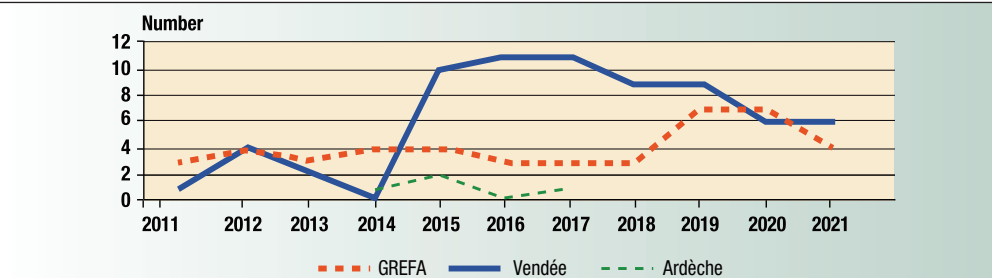


FIG. 1.— Evolution, since 2011 until now, of the number of chicks bred at each captive breeding centre and released within the Bonelli's LIFE programs.

individuals, or males whose physical condition was not suitable to copulate properly. Even though the production was low, it was stable. Breeding success reaches an optimum point when the birds get adapted to captivity.

Since 2009 the captive breeding program has provided a total of 117 individuals (GREFA = 50, Vendée = 63, Ardèche = 4) to the projects carried out. The productivity is expected to increase in the next breeding seasons as there are still some potential pairs which haven't bred yet.

Survival rates of the captive bred individuals during their first year of calendar is lower (S1 = 0.596 (n = 52), S2 = 0.783 (n = 23)) than the one showed by the plundered ones from Andalucía (S1 = 0.765 (n = 34), S2 = 0.789 (n = 19)) and the wild ones tagged within the project (S1 = 0.92

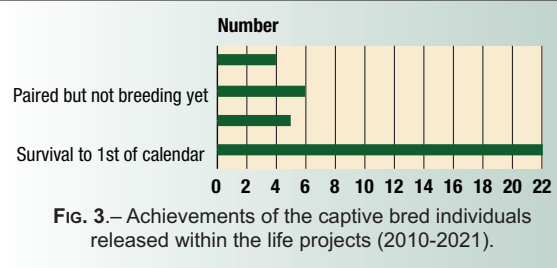


FIG. 3.— Achievements of the captive bred individuals released within the life projects (2010-2021).

(n = 24), S2 = 1 (n = 11)). Nevertheless, this survival rates get equalised for the three groups at the second year of calendar (S2) (Iglesias et al., 2017). It is also important to consider that the main cause of death found for the species within the project has an anthropogenic origin.

Captive-bred individuals have achieved to territorialise, get paired with both endogenous and exogenous individuals from the project and breed in the releasing areas.

Conclusions

The combination of an *ex situ* action, as it is a captive breeding program, with *in situ* actions has given the projects carried out with the Bonelli's Eagle an extra tool to address the conservation of the species in the communities where the actions have been carried out. This tool has shown to be valuable, as once the young and suitable birds get adapted to captivity and the breeding projects reaches an optimized point, the results increase notably and keep stable with the years. This gives the programs a reliable and stable source of individuals.

Even though the survival rate during their first year of calendar is lower, their contribution to the projects is even so significant, as these individuals are surviving, territorialising and breeding at the releasing area, contributing this way to the generational replacement of the populations of the species.

BIBLIOGRAPHY

- BURNHAM (W.) 1983.— Artificial incubation of falcon eggs. *The Journal of Wildlife Management*, 47: 158-168.
- HURRELL (L.H.) 1977.— Breeding in skylight and seclusion facilities. Papers on the veterinary medicine and domestic breeding of diurnal birds of prey. *British Falconers' Club*, 328: 215-226.
- IGLESIAS (J.J.), LLAMAS (A) & ÁLVAREZ (E.) 2017.— Uso del espacio en Águila de Bonelli (*Aquila fasciata*): supervivencia, dispersión y asentamiento durante el proyecto Life Bonelli. *Recuperación integral de las poblaciones de Águila de Bonelli en España*. Seminario Internacional, Sangüesa-Navarra, septiembre de 2021: 131-151.
- PACTEAU (C.) 2017.— Reproduction en captivité de l'Aigle de Bonelli, *Aquila fasciata*. L'attachement entre partenaires. *Recuperación integral de las poblaciones de Águila de Bonelli en España*, Seminario Internacional, Sangüesa-Navarra, septiembre de 2021: 39-58.
- WEAVER (J.D.) & CADE (T.J.) 1985.— *Falcon propagation*. The Peregrine Fund, Boise, ID USA.

Pablo IZQUIERDO⁽¹⁾, Rebeca GARCÍA⁽¹⁾, Christian PACTEAU⁽²⁾, Jean-Claude MOURGUES⁽³⁾, Ernesto Álvarez XUSTO⁽¹⁾, Manuel GALÁN⁽¹⁾, Juan-José IGLESIAS-LEBRUA⁽¹⁾, Juan-Pablo DÍAZ⁽¹⁾

⁽¹⁾GREFA (Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat) - ⁽²⁾UFCS Vendée - ⁽³⁾UFCS Ardèche.

Un grand rapace sur une île minuscule - schémas de dispersion des Aigles de Bonelli *Aquila fasciata* dans les îles de la mer Égée

A large raptor on a tiny island - dispersal patterns of Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* in the Aegean Islands.— The Bonelli's Eagle (BE) is considered sedentary, yet the juveniles are going through a transient post-fledging dispersal phase, in which they fly tens or hundreds of kilometres away from their natal sites. The BE is a large terrestrial raptor that is usually avoiding flight over large water-bodies, where convective updrafts are scarce. The dispersal patterns of the BE population that occupy the Aegean islands is hence a unique scene to look into the decision-making considerations of the eagles, where on the one hand there are some intrinsic and environmental pressures towards dispersal, while on the other are the risks associated with sea-crossing. In this region, the BE are nesting on a range of islands, from large ones such as Crete, to some tiny islets of only few squared kilometres. A telemetry study was recently initiated to examine the dispersal patterns of the eagles that inhabit small versus medium and large islands, and their implications on the species' survival and conservation. The results from the first year of study show significant differences between these populations, with eagles fledging on larger islands dispersing within the islands, whereas eagles fledging on the smaller islands dispersing either to adjacent islands of the same archipelago, or to mainland Greece and Albania. The timing of sea-crossing shows a strong correlation with favoring weather conditions, which are rare in the Aegean during the dispersal onset period. The survival rate exhibited by the Aegean BE dispersing to the mainland is relatively low, where interactions with powerlines taking a heavy toll. Rapid development of wind-energy and powerline infrastructures in the area that serve as a bottleneck for BE dispersal, may increase the discrimination between dispersal strategies, yielding a stronger selection toward the shorter dispersal patterns, hence changing the Aegean population behavior, connectivity to the mainland and genetic flow.

L'Aigle de Bonelli est considéré comme sédentaire, mais les juvéniles traversent une phase transitoire de dispersion après l'envol, au cours de laquelle ils volent à des dizaines ou des centaines de kilomètres de leur site natal. C'est un grand rapace qui évite généralement de voler au-dessus de grands plans d'eau, où les courants ascendants convectifs sont rares. Les schémas de dispersion de la population qui occupe les îles de la mer Égée constituent donc un site unique pour examiner les décisions des aigles, où d'une part il existe des pressions intrinsèques et environnementales en faveur de la dispersion, et d'autre part des risques associés à la



traversée de la mer. Dans cette région, les aigles nichent sur toute une série d'îles, des plus grandes comme la Crète, à de minuscules îlots de quelques kilomètres carrés seulement. Une étude télémétrique a récemment été lancée afin d'examiner les schémas de dispersion des aigles qui habitent les petites îles par rapport aux îles moyennes et grandes, et leur implication sur la survie et la conservation de l'espèce.

Les résultats de la première année d'étude montrent des différences significatives entre ces populations. Les aigles qui prennent leur envol dans les grandes îles se dispersent à l'intérieur de celles-ci, tandis que les aigles qui s'envolent des petites îles se dispersent soit vers les îles adjacentes du même archipel, soit vers la Grèce continentale et l'Albanie. Le moment de la traversée de la mer montre une forte corrélation avec des conditions météorologiques favorables, qui sont rares dans la mer Égée pendant la période de début de la dispersion.

Le taux de survie des aigles de la mer Égée qui se dispersent vers le continent est relativement faible, les interactions avec les lignes électriques ayant fait des ravages. Le développement rapide de l'énergie éolienne et des infrastructures de lignes électriques dans la zone qui sert de goulot d'étranglement pour la dispersion des Aigles de Bonelli peut augmenter la discrimination entre les stratégies de dispersion, entraînant une sélection plus forte en faveur des schémas de dispersion plus courts, modifiant ainsi le comportement de la population égéenne, la connectivité avec le continent et le flux génétique.

A. DIMALEXIS, L. SIDIROPOULOS, A. MAYROSE,
A. SAGIAKOU, N. PROBONAS

Le Life ConRaSi en Sicile

The LIFE ConRaSi project in Sicily.— Since 2016, the LIFE ConRaSi Project (LIFE14 NAT/IT/001017) has been underway in Sicily to improve conservation measures for Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*, Lanner falcon *Falco biarmicus* and Egyptian vulture *Neophron percnopterus*. These three species have experienced severe population declines and are priority species for conservation in Europe. The developed main actions include: 1) nest surveillance by volunteers and GPRS camera-traps and continuous networking with law enforcement agencies to control eggs and chick robbery; 2) intensive field monitoring of the populations and demographic analyses to assess population dynamics; 3) GPS/GSM and

color ring tagging of Bonelli's Eagle nestlings and health checking in collaboration with all partners of the project. The results obtained so far are important, since, thanks to the surveillance and the activities of the Police task forces (*Carabinieri Forestali*), the population of Bonelli's Eagle has significantly increased (since 2011 by almost 10% per year), counting currently about 60 occupied territories. The productivity (fledged chicks/monitored pairs) of the period 1990-2021 is 0.87 ± 0.32 and the fledging rate fledged chicks/successful pairs 1.47 ± 0.22 ($n = 663$). 39 chicks were tagged with GSM/GPS transmitter and the first results show interesting dispersion patterns and an unexpected quite low juvenile mortality rate (11 tagged birds were recovered dead during 2017-2021). Likewise, health checking revealed an alarming occurrence of trichomoniasis. The situation of Lanner Falcon is dramatic, with a strong reduction in the population (less than 50 sites occupied in 2021) and reproductive success. The population of the Egyptian vulture is fairly stable (7-8 pairs). We also investigated the possible interaction between the Golden Eagle and Bonelli's Eagle in Sicily at two different spatial scales. Our results showed that the both species show different distribution patterns (Golden eagle showed clustered distribution, Bonelli's Eagle close random) and select the habitat in a different and complementary way (different altitude above sea level, land use and climatic conditions). Our results also highlight significant differences in diet composition. Therefore, the probability of competition between these two species in Sicily could not be considered as a limiting factor for population dynamics.

Depuis 2016, le projet LIFE ConRaSi (LIFE14 NAT / IT / 001017) est en cours en Sicile avec pour objectif d'améliorer les mesures de conservation de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*, du Faucon lanier *Falco biarmicus* et du Vautour percnoptère *Neophron percnopterus*. Ces trois espèces ont connu de graves déclin de populations et sont des espèces prioritaires pour la conservation en Europe.

Les principales actions développées comprennent 1) la surveillance des nids par des bénévoles et des pièges photographiques GPRS, ainsi qu'un travail en réseau continu avec les forces de l'ordre pour lutter contre le vol d'œufs et de poussins, 2) un suivi intensif sur le terrain des populations et des analyses démographiques pour évaluer la dynamique des populations et 3) le marquage par GPS/GSM et bague de couleur des oisillons d'Aigle de Bonelli et le contrôle de leur santé en collaboration avec tous les partenaires du projet.

Les résultats obtenus jusqu'à présent sont importants, car, grâce à la surveillance et aux activités des groupes de travail de la police (*Carabinieri Forestali*), la population d'Aigle de Bonelli a considérablement

augmenté (depuis 2011, de près de 10 % par an), comptant actuellement environ 60 territoires occupés. La productivité (poussins envolés/couple surveillé) de la période 1990-2021 est de $0,87 \pm 0,32$ et le taux d'envol poussins envolés/couple réussi $1,47 \pm 0,22$ ($n = 663$). 39 poussins ont été marqués avec un émetteur GSM / GPS et les premiers résultats montrent des schémas de dispersion intéressants et un taux de mortalité juvénile assez faible et inattendu (11 oiseaux marqués ont été retrouvés morts sur la période 2017-2021). De même, le contrôle sanitaire a révélé une occurrence alarmante de la trichomonose. La situation du Faucon lanier est dramatique, avec une forte réduction de la population (moins de 50 sites occupés en 2021) et du succès reproducteur. La population du Vautour percnoptère est assez stable (7-8 couples). Nous avons également étudié l'interaction possible entre l'Aigle royal et l'Aigle de Bonelli en Sicile à deux échelles spatiales différentes. Nos résultats montrent que les deux espèces présentent des schémas de distribution différents (l'Aigle royal présente une distribution groupée, l'Aigle de Bonelli une distribution aléatoire) et sélectionnent l'habitat de manière différente et complémentaire (altitude au-dessus du niveau de la mer, utilisation du sol et conditions climatiques différentes). Nos résultats mettent également en évidence des différences significatives dans la composition du régime alimentaire. Par conséquent, la probabilité de compétition entre ces deux espèces en Sicile ne pourrait pas être considérée comme un facteur limitant pour la dynamique des populations.

DI VITTORIO M.^(1,4), MERLINO S.^(1,4), LUISSELLI L.⁽²⁾, LO VALVO M.⁽³⁾, CORTONE G.⁽¹⁾, SCUDERI A.^(1,4), ÀLVAREZ XUSTO E.⁽⁵⁾, MARTÍNEZ DALMAU J.⁽⁵⁾, EGEA-CASAS O.⁽⁶⁾, LÓPEZ LÓPEZ P.⁽⁶⁾

⁽¹⁾Ecologia Applicata Italia, Termini Imerese (PA), Italy.

⁽²⁾Department of Applied and Environmental Biology, Rivers State University of Science and Technology, PMB 5080, Port Harcourt, Rivers State, Nigeria. ⁽³⁾Dipartimento di Scienze e Tecnologia Biologica, Chimiche e Farmaceutiche, Laboratorio di Zoologia applicata, University of Palermo, Palermo, Italy.

⁽⁴⁾Gruppo Tutela Rapaci, Moio Alcantara (ME), Italy.

⁽⁵⁾GREFA (Grupo de rehabilitación de la Fauna Autoctona y su Habitat), Calle Monte del Pilar, Majadahonda, Madrid, Spain.

⁽⁶⁾Movement Ecology Lab, Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology, University of Valencia, Valencia, Spain.

Gestion et conservation des populations d'Aigles de Bonelli et d'Aigles royaux en Israël

Management and Conservation of the Bonelli's and Golden Eagle Populations in Israel. – During the past century, the diversity of raptors in Israel has declined drastically. Massive poisoning events, as well as electrocution on power lines, poaching and habitat destruction led to sharp declines of most if not all raptor populations. 7 out of 23 breeding raptor species became extirpated and ceased nesting well before the end of the 20th century, and 7 more species are on the verge of extinction and are currently recognized as regionally critically endangered. The Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* and the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* are maybe the most impressive and iconic birds of prey still breeding in the region, with small populations that are subjected to ever intensifying risks and disturbances. The situation of these populations in Israel is even more complex, given the facts of being a tiny "island" of considerable nature conservation, surrounded by vast areas where raptors are being shot and trapped, but also considering its harsh desert climate, on the verge of these top predators' ecological requirements. The conservation of these two eagle populations has become a very demanding task, with a number of management tools, changing from region to region and from one nesting site to the other. These include constant monitoring, nest guarding, tight coordination with civil and military aviation, electrocution mitigation and release of individuals from captive breeding nucleus. In recent years, some nesting interventions have been implemented in order to increase the breeding success, including switching of infertile eggs in natural nests with fertile eggs or chicks from captive breeding, and the *ex-situ* treatment of wild nestlings infected with *trichomoniasis*. The intensive management and monitoring seem to have a gradual positive impact, with a slow increase in the number of breeding pairs and some new occupations of formerly abandoned territories. Yet the populations are very small and the high number of "mixed" pairs (adult-subadult or subadult-subadult) may indicate demographic imbalances.

Au cours du siècle dernier, la diversité des rapaces en Israël a considérablement diminué. Des empoisonnements massifs, des électrocutions sur les lignes électriques, le braconnage et la destruction de l'habitat ont conduit à un déclin brutal de la plupart, voire de toutes les populations de rapaces. 7 des 23 espèces de rapaces nicheurs ont disparu et ont cessé de nicher bien avant la fin du XX^e siècle, 7 autres espèces sont au bord de l'extinction et sont actuellement reconnues comme étant en danger critique d'extinction au niveau régional.

L'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* et l'Aigle royal *Aquila chrysaetos* sont peut-être les oiseaux de proie

les plus impressionnants et les plus emblématiques qui nichent encore dans la région. Leurs petites populations sont soumises à des risques et des perturbations toujours plus importants. La situation de ces populations en Israël est encore plus complexe, compte tenu du fait qu'il s'agit d'une minuscule « île » de conservation de la nature, entourée de vastes zones où les rapaces sont abattus et piégés, mais aussi compte tenu de son climat désertique rude, à la limite des exigences écologiques de ces prédateurs supérieurs.

La conservation de ces deux populations d'aigles est devenue une tâche très exigeante, avec un certain nombre d'outils de gestion, changeant d'une région à l'autre et d'un site de nidification à l'autre. Il s'agit notamment d'une surveillance constante, du gardiennage des nids, d'une coordination étroite avec l'aviation civile et militaire, de l'atténuation des électrocutions et du relâchement d'individus issus de noyaux de reproduction en captivité. Ces dernières années, certaines interventions sur les nids ont été mises en œuvre afin d'augmenter le succès de la reproduction, notamment le remplacement des œufs infertiles dans les nids naturels par des œufs fertiles ou des poussins issus de la reproduction en captivité, et le traitement *ex-situ* des oisillons sauvages infectés par la trichomonose.

La gestion et le suivi intensifs semblent avoir un impact positif progressif, avec une lente augmentation du nombre de couples reproducteurs et quelques nouvelles occupations de territoires autrefois abandonnés. Cependant, les populations sont très petites et le nombre élevé de couples « mixtes » (adulte-subadulte ou subadulte-subadulte) pourrait être le reflet de déséquilibres démographiques.

Ohad HATZOF⁽¹⁾ & Asaf MAYROS⁽²⁾

⁽¹⁾Nature and Parks Authority, Israel (ohad@npa.org.il).

⁽²⁾University of Haifa, Israel.

Caractérisation des sites de nidification et typologie des nids de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*, dans les montagnes de l'Anti-Atlas occidental (Sud-ouest du Maroc)

Characterization of the nesting sites and typology of the nests of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* (Vieillot, 1822), in the mountains of the Western Anti-Atlas (South-West Morocco). – Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*

breeds in the mountains of the Anti-Atlas to the pre-desert areas north of the Atlantic Sahara. The study of the characteristics of the nesting cliffs and the typology of the nests of the species was conducted on an area of about 29,715 km², during the period 2016 -2020. A total of 48 active nests, distributed on 32 cliffs with high altitudinal variation ranging from 60 to 1890 m, were identified and their typology established. Similarly, biotic (dominant vegetation and trophic diversity) and abiotic parameters (nest height, petrographic nature of nesting cliffs, average exposure, average distance to nearest dwellings, roads, runways) were used to characterize the nesting cliffs of the species, at the southern edge of its Palearctic range. Combined analyses of the different factors affecting the distribution of the species are essential for a better understanding of the ecological requirements of the species, in view of the conservation of this peripheral population.

L'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* se reproduit dans les montagnes de l'Anti-Atlas jusqu'aux zones pré-désertiques, au nord du Sahara atlantique. L'étude des caractéristiques des falaises de nidification et de la typologie des nids de l'espèce ont été menées sur une aire d'environ 29 715 km², durant la période 2016-2020. Un total de 48 nids actifs, répartis sur 32 falaises à forte variation altitudinale allant de 60 à 1 890 m, ont été identifiés et leur typologie établie. De même, les paramètres biotiques (végétation dominante et diversité trophique) et abiotiques (la hauteur des nids, la nature pétrographique des falaises de nidification, leur exposition moyenne, leurs distances moyennes par rapport aux habitations, aux routes, aux pistes les plus proches) ont été utilisés pour caractériser les falaises de nidification de l'espèce, en bordure sud de son aire de répartition paléarctique.

Des analyses combinées des différents facteurs affectant la répartition de l'espèce sont indispensables pour une meilleure connaissance des exigences écologiques de l'espèce, en vue de la conservation de cette population périphérique.

Ali IRIZI⁽¹⁾, Mohamed AOURIR^(*) & Abdeljebbar QNINBA⁽¹⁾

⁽¹⁾Département de Zoologie et Écologie Animale, Institut Scientifique, Université Mohammed V, Rabat, Maroc.

⁽²⁾Équipe « Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes », Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université Ibn Zohr, Agadir, Maroc. * maourir@gmail.com

Effet de l'altitude, du type de nid et de la climatologie sur la date de ponte de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* dans la province de Castellón (Espagne)

Effect of altitude, type of nest and climatology on laying date of the Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* in Castellón province (Spain). The Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* is an endangered species whose populations have decreased alarmingly in recent decades in much of its range, especially on the Iberian Peninsula. This population decline is due to multiple factors, including high adult and pre-adult mortality, as well as a loss in the productivity of territorial pairs. In order to study in depth this decrease in the number of fledged chicks each year, it is important to fully understand the dynamics of the nests and, consequently, it is necessary to know how the different variables of the environment affect breeding performance. To this end, thanks to the monitoring of all the breeding territories of the species in Castellón province (Valencian Community, Spain) (N = 35) during 21 years of study (2000 - 2020) we have studied how laying date varies with altitude, orientation, type of nest, change of nest with respect to the previous year, parents age, previous success and different climatological variables (average, minimum, maximum temperature, frost and rainfall) collected in 200 meteorological stations scattered throughout the study area. Preliminary results show that pairs which start reproduction earlier obtain higher productivity rates and it is coherent over time inside territory. The average laying date was February 18th \pm 13 days (range = January 24th - April 1st). No advance or delay is observed in the average laying date throughout the study period. Nests located at lower altitudes, in nests protected from inclement weather and whose parents were adults, are more likely to raise chicks. The results of this work can be of great help for management, by allowing the authorities to know the most sensitive periods for this species and thus improve its conservation.

L'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* est une espèce menacée dont les populations ont diminué de façon alarmante au cours des dernières décennies dans une grande partie de son aire de répartition, notamment dans la péninsule ibérique. Ce déclin des populations est dû à de multiples facteurs, dont une forte mortalité des adultes et des pré-adultes, ainsi qu'une perte de productivité des couples territoriaux. Afin d'étudier en profondeur cette diminution du nombre de poussins à l'envol chaque année, il est important de bien comprendre la dynamique des nids et, par conséquent, il est nécessaire de savoir comment les différentes variables de l'environnement affectent les performances de reproduction. À cette fin, grâce au suivi de tous les territoires de reproduction de l'espèce dans la province de Castellón (Communauté de Valence,

Espagne) (N = 35) pendant 21 ans d'étude (2000-2020), nous avons étudié comment la date de ponte varie en fonction de l'altitude, de l'orientation, du type de nid, du changement de nid par rapport à l'année précédente, de l'âge des parents, du succès antérieur et de différentes variables climatologiques (température moyenne, minimale, maximale, gel et précipitations) recueillies dans 200 stations météorologiques dispersées dans la zone d'étude. Les résultats préliminaires montrent que les couples qui commencent la reproduction plus tôt obtiennent des taux de productivité plus élevés et cela est cohérent dans le temps à l'intérieur du territoire. La date moyenne de ponte était le 18 février \pm 13 jours (fourchette = 24 janvier - 1^{er} avril). Aucune avance ou retard ne sont observés dans la date moyenne de ponte tout au long de la période d'étude. Les nids situés à plus basse altitude, dans des nids protégés des intempéries et dont les parents étaient des adultes, ont plus de chances d'accueillir des poussins. Les résultats de ce travail peuvent être d'une grande aide pour la gestion, en permettant aux autorités de connaître les périodes les plus sensibles pour cette espèce et ainsi améliorer sa conservation.

Andrés LÓPEZ-PEINADO^{(1)*} & Pascual LÓPEZ-LÓPEZ⁽¹⁾

⁽¹⁾*Movement Ecology Lab, Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology, University of Valencia, Valencia, Spain.*

* lopezpeinadoandres@hotmail.com

Effets d'un apport alimentaire sur les performances de reproduction et l'écologie spatiale de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*

Effects of supplementary feeding on breeding performance and spatial ecology of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. Supplementary feeding is a widely used technique in conservation and it is known that the increased availability of food for some species has led to greater reproductive success. Most endangered large birds of prey (especially Bonelli's Eagles) nest in protected areas, where they establish part of their hunting territories. However, most of their mortality occurs outside these areas, as they abandon them to hunt outside. This may be due to the absence of sufficient prey within the protected areas, so we conducted an experiment with six pairs whose territories included part of the protected areas of Castellón (Valencian Community, Spain). For this purpose, supplementary feeding was carried out twice

a week during the period from December to June 2018 and 2019, with two objectives: to test the improvement of productivity in these pairs and to verify a reduction in the size of their home range (K95), a higher efficiency of their territory use (lower K50/K95 ratio) and a higher proportion of protected area in their home range. The results show that food availability is a limiting factor in the territories studied and that supplementary feeding has increased their productivity. The months in which supplementary feeding has been available have reduced their roosting areas, increasing the efficiency of their territory use and reducing the proportion of unprotected area included in their territory.

L'apport alimentaire est une technique largement utilisée dans le domaine de la conservation et il est connu que l'augmentation de la disponibilité de la nourriture pour certaines espèces a conduit à un plus grand succès de la reproduction. La plupart des grands oiseaux de proie menacés (notamment les Aigles de Bonelli) nichent dans des zones protégées, où ils établissent une partie de leurs territoires de chasse. Cependant, la plupart de leur mortalité se produit en dehors de ces zones, car ils les abandonnent pour chasser à l'extérieur. Cela peut être dû à l'absence de proies en quantité suffisante dans les zones protégées. Nous avons donc mené une expérience avec six couples dont les territoires comprenaient une partie des zones protégées de Castellón (Communauté valencienne, Espagne). Pour cela, un nourrissage complémentaire a été réalisé deux fois par semaine pendant la période de décembre à juin 2018 et 2019, avec deux objectifs : tester l'amélioration de la productivité chez ces couples et vérifier une réduction de la taille de leur domaine vital (K95), une plus grande efficacité de leur utilisation du territoire (rapport K50/K95 plus faible) et une plus grande proportion de zone protégée dans leur domaine vital. Les résultats montrent que la disponibilité de la nourriture est un facteur limitant dans les territoires étudiés et que l'alimentation complémentaire a augmenté leur productivité. Les mois au cours desquels l'apport alimentaire a été disponible ont réduit les aires de perchage, augmentant l'efficacité de l'utilisation du territoire et réduisant la proportion de zones non protégées incluses dans leur territoire.

Andrés LÓPEZ-PEINADO^{(1)*} & Pascual LÓPEZ-LÓPEZ⁽¹⁾

⁽¹⁾*Movement Ecology Lab, Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology, University of Valencia, Valencia, Spain.*

* lopezpeinadoandres@hotmail.com

Évaluation de la perturbation humaine des Aigles de Bonelli à l'aide de données GPS/GSM avant et après confinement en Espagne

Assessing human disturbance to Bonelli's Eagles using GPS/GSM dataloggers before and after COVID-19 lockdown in Spain. The use of biologging technologies has changed our way to analyze and understand the animal ecology. Animal tracking data provide a broader understanding on how individuals respond to interaction with other individuals of the same or different species, including the human beings. Thereby, human-wildlife conflicts are of important concern in conservation biology as more of these conflicts are expected to happen as a consequence of increasingly human intensive pressure over natural areas. The temporal pattern of occupation of natural areas for recreation is changing, resulting in an ever-increasing concentration of people during weekends and holidays, in the so-called "weekend effect". In the past, we analyzed the response to disturbance of 30 Bonelli's Eagles tracked by high-frequency GPS/GSM telemetry and computed daily home-ranges throughout the annual cycle considering Kernel Density Estimators (KDE), appointing that eagles had to increase their ranging effort during weekends and holidays. However, what could happen if there are no human beings there anymore? Taking advantage of the COVID-19 issued lock-down in Spain we made use of GPS/GSM dataloggers with a tri-axial accelerometer, to test the ranging effort and Overall Dynamic Body Acceleration, as a measure of energy expenditure, to assess differences in behaviour before and after the lock-down. In an exploratory analysis, during the later period, eagles seem to shrink the daily distance and energy expenditure as well as the "weekend effect" seems to be vanishing. Results are yet to be confirmed but preliminary analyses seem promising, highlighting the effect of human activities on wildlife behaviour.

L'utilisation des technologies de géolocalisation a changé notre façon d'analyser et de comprendre l'écologie animale. Les données de suivi des animaux permettent de mieux comprendre comment les individus réagissent à l'interaction avec d'autres individus de la même espèce ou d'espèces différentes, y compris les êtres humains. Ainsi, les conflits entre l'homme et la faune sauvage sont une préoccupation importante en biologie de la conservation, car on s'attend à ce qu'un plus grand nombre de ces conflits se produisent en raison de la pression croissante exercée par l'homme sur les zones naturelles. Le schéma temporel d'occupation des zones naturelles à des fins de loisirs est en train de changer, ce qui se traduit par une concentration toujours plus importante de personnes pendant les week-ends et les vacances, ce que l'on appelle « l'effet week-end ». Dans

le passé, nous avons analysé la réponse aux perturbations de 30 Aigles de Bonelli suivis par télémétrie GPS/GSM à haute fréquence et calculé les domaines vitaux quotidiens tout au long du cycle annuel à l'aide d'estimateurs de densité de noyau (KDE), ce qui nous a permis de constater que les aigles devaient augmenter leur effort d'exploration pendant les week-ends et les vacances. Cependant, que pourrait-il se passer s'il n'y avait plus d'êtres humains sur place? Profitant de l'interdiction d'accès à la zone COVID-19 en Espagne, nous avons utilisé des enregistreurs de données GPS/GSM avec un accéléromètre tri-axial, pour tester l'effort de localisation et l'accélération dynamique globale du corps, comme mesure de la dépense énergétique, pour évaluer les différences de comportement avant et après l'interdiction d'accès. Dans une analyse exploratoire, au cours de la dernière période, les aigles semblent réduire leurs déplacements quotidiens et leur dépense énergétique et l'« effet week-end » semble disparaître. Les résultats doivent encore être confirmés mais les analyses préliminaires semblent prometteuses, soulignant l'effet des activités humaines sur le comportement de la faune.

Arturo M. PERONA⁽¹⁾, Vicente URIOS⁽²⁾, Juan JIMÉNEZ⁽³⁾ & Pascual LÓPEZ-LÓPEZ⁽¹⁾

¹⁾Movement Ecology Lab., Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology, University of Valencia, Valencia, Spain.

²⁾Vertebrates Zoology Research Group, University of Alicante, Alicante, Spain.

³⁾Servicio de Vida Silvestre, Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica, Generalitat Valenciana, Valencia, Spain.

Évaluation des effets de l'émigration permanente sur la survie et la viabilité des populations chez les rapaces territoriaux: le cas de l'Aigle de Bonelli

Assessing the effects of permanent emigration on survival and population viability in territorial raptors: the case of the Bonelli's Eagle. Robust estimates of survival are key to evaluate the dynamics and conservation status of populations. Survival is usually estimated using capture-mark-recapture analyses, but most study designs and modelling frameworks cannot distinguish between mortality and emigration from the study area. This can be especially important in territorial raptors, as tagging usually is focused on fledglings that may move far away from their birthplaces to

breed and not return to the study area throughout their lives. This phenomenon - known as permanent emigration - can lead to negatively biased estimates of survival, and consequently, wrong assumptions of the study population's status, which can ultimately lead to implementing ineffective conservation actions. Here, we took advantage of a long-term intensive ringing and monitoring scheme on the regionally threatened Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* conducted in Catalonia. We also considered data of eagles born in Catalonia and recruited in neighbouring populations of the Iberian Peninsula and France, thanks to simultaneous monitoring schemes in these areas. Such a degree of detail in the monitoring of contiguous populations is infrequent in most species and provides an excellent opportunity to estimate permanent emigration. We applied multistate capture-recapture methods to quantify the magnitude of permanent emigration in the population and assess its potential bias on survival estimation. In addition, we developed an individual-based population model to evaluate the potential implications of this bias on population viability predictions. Our results illustrate that omitting permanent emigration may lead to an underestimation of survival and skewed population predictions. Overall, we highlight the need to improve our understanding of permanent emigration in capture-recapture studies and to develop robust methods to account for this potential source of bias.

Des estimations robustes de la survie sont essentielles pour évaluer la dynamique et l'état de conservation des populations. La survie est généralement estimée à l'aide d'analyses de capture-marquage-recapture, mais la plupart des plans d'étude et des cadres de modélisation ne peuvent pas faire la distinction entre la mortalité et l'émigration dans la zone d'étude. Cela peut être particulièrement important chez les rapaces territoriaux, car le marquage se concentre généralement sur les oisillons qui peuvent se déplacer loin de leur lieu de naissance pour se reproduire et ne pas revenir dans la zone d'étude tout au long de leur vie. Ce phénomène - connu sous le nom d'émigration permanente - peut conduire à des estimations négativement biaisées de la survie, et par conséquent, à des hypothèses erronées sur le statut de la population étudiée, ce qui peut finalement conduire à la mise en œuvre d'actions de conservation inefficaces. Ici, nous avons profité d'un programme de baguage et de suivi intensif à long terme de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*, une espèce menacée au niveau régional, mené en Catalogne. Nous avons également considéré les données des aigles nés en Catalogne et recrutés dans les populations voisines de la péninsule ibérique et de la France, grâce à des programmes de suivi simultanés dans ces régions. Un tel degré de détail dans le suivi de

populations contiguës est peu fréquent chez la plupart des espèces et offre une excellente opportunité d'estimer l'émigration permanente. Nous avons appliqué des méthodes de capture-recapture multi-états pour quantifier l'ampleur de l'émigration permanente dans la population et évaluer son biais potentiel sur l'estimation de la survie. De plus, nous avons développé un modèle de population basé sur les individus afin d'évaluer les implications potentielles de ce biais sur les prédictions de viabilité de la population. Nos résultats montrent que l'omission de l'émigration permanente peut entraîner une sous-estimation de la survie et des prédictions de population biaisées. Globalement, nous soulignons la nécessité d'améliorer notre compréhension de l'émigration permanente dans les études de capture-recapture et de développer des méthodes robustes pour tenir compte de cette source potentielle de biais.

Jaume-Adria BADIA-BOHER^{(1)*}, Joan REAL⁽¹⁾, Francesc PARÈS⁽¹⁾, & Antonio HERNÁNDEZ-MATÍAS⁽¹⁾

¹⁾Grup de Biologia de la Conservació, Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona (UB), Barcelona, Catalonia, Spain. *jabadia@ub.edu

Le relâcher d'Aigles de Bonelli *Aquila fasciata* issus d'élevages en captivité contribue-t-il à la réhabilitation de la population?

Does the Release of Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* From Captive Breeding Nucleus Contribute to Population Rehabilitation? The Bonelli's Eagle was a common resident throughout Israel until the late 1960s, when about half of its population was decimated by secondary poisoning. The decline continued during the following decades due to electrocution, illegal nest harvesting disturbances at breeding sites and other mortality factors, and brought the population in Israel, and probably elsewhere in the Middle-East, to the brink of extinction. A rehabilitation program set in 2000 included few measures, among them the release of juvenile eagles from captive breeding nucleus. Since 2003, this nucleus is producing two to seven eaglets yearly. There is only little evidence for the recruitment of captive-born eagles into the wild population, and their contribution to its growth is unclear. Yet, in recent years there is an apparent increase in the number of Bonelli's Eagle pairs breeding in the wild, including the reoccupation of territories that were abandoned for many years. A telemetry study was recently initiated to examine these subjects by comparing dispersal patterns and survival rates of

captive-born versus nature-born eagles. The results from the first two years of study show significant differences between these two groups, with captive born eagles dispersing much farther away from their natal sites (mean maximum distance of 1,280km, N = 11) compared to the dispersal of nature-born eagles (mean maximum distance of 300km, N = 9). The different dispersal patterns may be the reason for the lower survival rates exhibited by the captive born eagles, as many of them wander to neighboring countries, with poor conservation status. Moreover, these birds also have a higher tendency to being electrocuted on power lines.

Genetic analysis and alteration of the releasing methods are being used in order to check whether the different movement and behaviour attributes of captive-born eagles are linked to genetic properties or behaviourally mechanisms during their growth.

L'Aigle de Bonelli était un résident commun dans tout Israël jusqu'à la fin des années 1960, lorsqu'environ la moitié de sa population a été décimée du fait d'empoisonnements secondaires. Le déclin s'est poursuivi au cours des décennies suivantes en raison de l'électrocution, du vol d'œufs dans les aires, des perturbations sur les sites de reproduction et d'autres facteurs de mortalité, et a amené la population en Israël, et probablement ailleurs au Moyen-Orient, au bord de l'extinction. Un programme de réhabilitation mis en place en 2000 comprenait quelques mesures, dont le lâcher de jeunes aigles issus d'un noyau de reproduction en captivité. Depuis 2003, ce noyau produit deux à sept aiglons par an.

Il n'existe que peu de preuves du recrutement des aigles nés en captivité dans la population sauvage, et leur contribution à sa croissance n'est pas claire. Pourtant, ces dernières années, on constate une augmentation apparente du nombre de couples d'Aigles de Bonelli se reproduisant dans la nature, y compris la réoccupation de territoires qui avaient été abandonnés pendant de nombreuses années.

Une étude télémétrique a récemment été lancée pour examiner ces sujets en comparant les schémas de dispersion et les taux de survie des aigles nés en captivité par rapport aux aigles nés dans la nature. Les résultats des deux premières années d'étude montrent des différences significatives entre ces deux groupes, les aigles nés en captivité se dispersant beaucoup plus loin de leur site natal (distance maximale moyenne de 1 280 km, N = 11) que les aigles nés dans la nature (distance maximale moyenne de 300 km, N = 9). Les différents schémas de dispersion peuvent être la raison des taux de survie plus faibles affichés par les aigles nés en captivité, car beaucoup d'entre

eux errent vers les pays voisins, dont le statut de conservation est faible. De plus, ces oiseaux ont également une tendance plus élevée à être électrocutés sur les lignes électriques.

L'analyse génétique et la modification des méthodes de lâcher sont utilisées afin de vérifier si les différents mouvements et comportements des aigles nés en captivité sont liés à des propriétés génétiques ou à des mécanismes comportementaux au cours de leur croissance.

Asaf MAYROSE⁽¹⁾ & Ohad HATZOFE⁽²⁾

¹⁾University of Haifa, Israel. OHAD HATZOFE, Nature and Parks Authority, Israel. NIR SAPIR, University of Haifa, Israel (asafmayrose96@gmail.com).

²⁾Nature and Parks Authority, Israel. NIR SAPIR, University of Haifa, Israel.

Dispersion des Aigles de Bonelli *Aquila fasciata* juvéniles dans les îles méditerranéennes: comparaison entre les individus sauvages et réintroduits

Onset of dispersal of juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* in Mediterranean islands: a comparison of wild and reintroduced individuals. The development of advanced technologies for wildlife tracking has led to rediscover certain aspects of ecology, especially when it concerns animal movement and behaviour. Here, we use GPS/GSM telemetry to track juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during their post-nestling dependence period in island environments. This technology allows an accurate monitoring, increasing our current knowledge about the biology of this endangered species. The Bonelli's Eagle is a threatened species throughout Europe, especially in Italy and Spain. The wild population in Italy is limited to Sicily, where conservation actions are being implemented. In Spain the species shows a wider distribution, although most of its territories have been lost, particularly in the Balearic Islands where the species became extinct in the second half of the 20th century. The juvenile dispersal period is crucial for occupying new territories and for population dynamics. Here, we analyzed the behaviour of 47 GPS-tracked juvenile Bonelli's Eagles that were tagged at nest from 2011 to 2019. We compared movements from reintroduced individuals and first generation of reintroduced chicks from Mallorca (Spain) along with wild chicks from Sicily (Italy). According to the movement parameters (i.e. age of first flight, age of dispersal, residence time and number of revisits to the nest or release site) we found significant differences in the number of revisits to the nest due to the origin of the individual: wild individuals made the highest amount of revisits (59.87 ± 49.61) followed by the first generation after reintroduction in Mallorca (23.29 ± 22.09) and being the

reintroduced the ones that made the lesser number of visits (17.94 ± 25.73). We also found significant differences in the onset of dispersal age: the earliest were wild individuals (153.87 ± 17.45 days), followed by the first generation after reintroduction (163.86 ± 6.2 days) and finally the reintroduced individuals were the eldest at the onset of dispersal (167.29 ± 22.61 days). This occurs probably because parents force their chicks to disperse. No significant differences were found for the remaining parameters. Regardless of the chick's origin, males and females did not show significant differences in any of the parameters, showing almost identical behaviour. Finally, our results show that juvenile Bonelli's Eagles display enough behavioural plasticity to conduct successful reintroduction programs without losing the natural behaviour of the species.

Le développement de technologies avancées pour le suivi de la faune sauvage a permis de redécouvrir certains aspects de l'écologie, notamment lorsqu'il s'agit du mouvement et du comportement des animaux. Ici, nous utilisons la télémétrie GPS/GSM pour suivre les Aigles de Bonelli *Aquila fasciata* juvéniles pendant leur période de dépendance post-nidification en milieu insulaire. Cette technologie permet un suivi précis, augmentant nos connaissances actuelles sur la biologie de cette espèce menacée. L'Aigle de Bonelli est une espèce menacée dans toute l'Europe, notamment en Italie et en Espagne. La population sauvage en Italie est limitée à la Sicile, où des actions de conservation sont mises en œuvre. En Espagne, l'espèce présente une distribution plus large, bien que la plupart de ses territoires aient été perdus, notamment dans les îles Baléares où l'espèce s'est éteinte dans la seconde moitié du 20ème siècle. La période de dispersion des juvéniles est cruciale pour l'occupation de nouveaux territoires et pour la dynamique des populations. Ici, nous avons analysé le comportement de 47 juvéniles suivis par GPS et marqués au nid de 2011 à 2019. Nous avons comparé les mouvements des individus réintroduits et de la première génération de poussins réintroduits de Majorque (Espagne) avec ceux des poussins sauvages de Sicile (Italie). Selon les paramètres de déplacement (c'est-à-dire l'âge du premier vol, l'âge de la dispersion, le temps de résidence et le nombre de visites au nid ou au site de lâcher), nous avons constaté des différences significatives dans le nombre de visites au nid en fonction de l'origine de l'individu : les individus sauvages ont effectué le plus grand nombre de visites (59,87 ± 49,61), suivis par la première génération après la réintroduction à Majorque (23,29 ± 22,09) et les individus

réintroduits ont effectué le moins de visites (17,94 ± 25,73). Nous avons également constaté des différences significatives dans l'âge du début de la dispersion : les individus sauvages étaient les plus précoces (153,87 ± 17,45 jours), suivis par la première génération après la réintroduction (163,86 ± 6,2 jours) et enfin les individus réintroduits étaient les plus âgés au début de la dispersion (167,29 ± 22,61 jours). Ceci est probablement dû au fait que les parents forcent leurs poussins à se disperser. Aucune différence significative n'a été trouvée pour les autres paramètres. Indépendamment de l'origine du poussin, les mâles et les femelles n'ont pas montré de différences significatives dans aucun des paramètres, montrant un comportement presque identique. Enfin, nos résultats montrent que les Aigles de Bonelli juvéniles présentent une plasticité comportementale suffisante pour mener à bien des programmes de réintroduction sans perdre le comportement naturel de l'espèce.

Olga EGEA-CASAS^(*), Ernesto ÁLVAREZ⁽²⁾, Giuseppe CORTONE⁽³⁾, Juan DALMAU⁽²⁾, Massimiliano DI VITTORIO⁽³⁾, Manuel GALÁN⁽²⁾, Juan José IGLESIAS⁽³⁾, Mario LO VALVO⁽⁴⁾, Stefania MERLINO⁽³⁾, Carlota VIADA⁽⁵⁾, Pascual LÓPEZ-LÓPEZ⁽¹⁾

¹⁾Movement Ecology Lab, Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology, University of Valencia, Valencia, Spain.

²⁾Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat (GREFA), Madrid, Spain.

³⁾Ecologia Applicata Italia, Termini Imerese (PA), Italy.

⁴⁾Laboratorio di Zoologia applicata, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche, Chimiche e Farmaceutiche, University of Palermo, Palermo, Italy.

⁵⁾COFIB-Servei de Protecció d'Espècies, LIFE Bonelli. Govern de les Illes Balears.

Évaluation du rapport coût-efficacité des stratégies de réintroduction dans la population d'Aigles de Bonelli de l'île de Majorque

Cost-effectiveness evaluation of reintroduction strategies in the Bonelli's Eagle population in Mallorca island. Reintroductions are becoming a popular tool to prevent extinctions, although their overall success rate is low. Assessing the efficiency and cost-effectiveness of different reintroduction strategies may help identify and promote efficient practices. Captive-breeding is widely used in animal reintroductions, although concerns have been raised about relatively high failure rates and economic costs. Here, we

compared the effectiveness of two simultaneously used strategies in the reintroduction of the Bonelli's Eagle on the island of Mallorca: The release of captive-bred chicks and wild-reared, translocated non-juveniles. To do so, we estimated the main vital rates for individuals released by both strategies and used these to perform population simulations to assess their overall performances. The use of wild-reared non-juveniles showed a trend with higher numbers of breeding pairs 10 years after the end of releases (14.75 pairs, 95% CI 4-25 vs. 11.21 pairs, 95% CI 2-24) and was the only strategy that prevented extinction in the long term. Following that, based on cost estimations of every strategy and different reintroduction budgets, we assessed the cost-effectiveness of releasing wild-reared non-juveniles compared with two captive-breeding alternatives: Releasing chicks either originally from breeding programmes or extracted from nests in natural populations. Again, releasing wild-reared non-juveniles was the only strategy that prevented long-term extinction in all economic scenarios (i.e. low-budget scenario 21.49 pairs, 95% CI 2-25). The use of chicks sourced from captive-breeding programmes did not guarantee long-term persistence even in high-budget scenarios (14.50 pairs, 95% CI 0-25). Releasing wild-reared non-juveniles boosts early recruitment to the breeding population and early reproduction, which can be key for reintroduction success. However, in some scenarios, post-release effects can be stronger in wild-reared individuals, especially because of high translocation stress and post-release dispersal. Hence, we recommend undertaking careful evaluation of the pros and cons of every strategy and embracing adaptive management to choose best strategies.

Les réintroductions deviennent un outil populaire pour prévenir les extinctions, bien que leur taux de réussite global soit faible. L'évaluation de l'efficacité et du rapport coût-efficacité des différentes stratégies de réintroduction peut aider à identifier et à promouvoir des pratiques efficaces. L'élevage en captivité est largement utilisé dans les réintroductions d'animaux, bien que des préoccupations aient été soulevées quant aux taux d'échec relativement élevés et aux coûts économiques. Ici, nous avons comparé l'efficacité de deux stratégies utilisées simultanément dans la réintroduction de l'Aigle de Bonelli sur l'île de Majorque. Le lâcher de poussins élevés en captivité et d'individus plus âgés élevés dans la nature et transloqués. Pour ce faire, nous avons estimé les principaux taux vitaux des individus relâchés par les deux stratégies et les avons utilisés pour effectuer des simulations de population afin d'évaluer leurs performances globales. L'utilisation d'individus élevés dans la nature a montré une tendance à un nombre plus élevé de couples reproducteurs 10 ans après la fin des lâchers (14,75 couples, IC 95 % 4-25 vs. 11,21 couples, IC 95 % 2-24) et a été la seule stratégie qui

a empêché l'extinction à long terme. Ensuite, sur la base des estimations de coûts de chaque stratégie et de différents budgets de réintroduction, nous avons évalué le rapport coût-efficacité du lâcher d'individus plus âgés élevés en milieu naturel par rapport à deux alternatives d'élevage en captivité. Le lâcher de poussins issus de programmes de reproduction ou extraits de nids de populations naturelles. Une fois de plus, le lâcher d'individus plus âgés élevés à l'état sauvage était la seule stratégie permettant d'éviter l'extinction à long terme dans tous les scénarios économiques (c'est-à-dire le scénario à faible budget 21,49 couples, IC à 95 % 2-25). L'utilisation de poussins issus de programmes d'élevage en captivité ne garantissait pas la persistance à long terme, même dans les scénarios à budget élevé (14,50 couples, IC 95 % 0-25). Le lâcher d'individus plus âgés élevés dans la nature stimule le recrutement précoce dans la population reproductrice et la reproduction précoce, ce qui peut être la clé du succès de la réintroduction. Cependant, dans certains scénarios, les effets post-lâcher peuvent être plus importants chez les individus élevés à l'état sauvage, notamment en raison du stress élevé lié à la translocation et à la dispersion post-lâcher. Nous recommandons donc d'évaluer soigneusement les avantages et les inconvénients de chaque stratégie et d'adopter une gestion adaptative pour choisir les meilleures stratégies.

Jaume-Adria BADIA-BOHER⁽¹⁾, Antonio HERNÁNDEZ-MATÍAS⁽¹⁾, Carlota VIADA⁽²⁾ & Joan REAL⁽¹⁾

¹⁾Grup de Biologia de la Conservació, Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona (UB), Barcelona, Catalonia, Spain.

²⁾LIFE Bonelli, Govern de les Illes Balears - COFIB, Palma de Mallorca, Balearic Islands, Spain.

*jabadia@ub.edu

Taille du domaine vital et risques de mortalité de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* territorial suivi par télémétrie GSM/GPS haute résolution en Espagne

Home range size and mortality risks of territorial Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* tracked by high-resolution GSM/GPS telemetry in Spain. Tracking technologies have facilitated dramatic advances in the fundamental understanding of ecology and animal behaviour. In this presentation we will show the results of a current GPS tracking project of territorial Bonelli's Eagles in Eastern Spain started in 2015. The Bonelli's Eagle is a long-lived endangered

species in Europe which main threats include high mortality due to electrocution, collision with power lines and direct persecution (i.e., mainly poisoning and shooting). Thanks to high-resolution GSM/GPS telemetry we have obtained more than 45 million GPS locations of 51 different individuals of 23 breeding pairs. All individuals are territorial breeding birds, including 15 subadults (2 - 3 years) and 36 adults (≥ 4 years old). Home range areas were larger than those previously reported using conventional radio-tracking. Home range size was smaller during the breeding season than during the non-breeding season. Eagles are resident throughout the year, showing strong territorial behaviour and site fidelity. Our results show that males and females spent most of their time together as a consequence of cooperative hunting behaviour. Occasionally, eagles made long-distance movements (i.e., "excursions") both during the breeding and non-breeding season. During these excursions, which span between a few hours up to two or three days, birds flew over other neighbouring territories probably to explore new potential mates and even visited juvenile dispersal areas. Space use varied considerably within the home range and remarkably, places located far from nesting sites were used more frequently than some areas located close to the nest. Therefore, traditional conservation measures based on defining restrictive rules within a fixed radius around nesting sites are biologically meaningless if other areas within the home range are not protected too. In our case, although most pairs place their nests within NATURA 2000 protected areas, daily home range movements extend beyond their limits, thereby increasing mortality risks mainly with man-made artificial infrastructures. In fact, overall 20 birds have been found dead since the beginning of the project ($\approx 40\%$ of all tracked birds). This unnatural high adult mortality, mainly caused by poisoning and electrocution, could explain the decline documented in our study area in the latest two decades.

Les technologies de suivi ont permis des avancées spectaculaires dans la compréhension fondamentale de l'écologie et du comportement animal. Dans cette présentation, nous montrerons les résultats d'un projet actuel de suivi GPS des Aigles de Bonelli territoriaux dans l'est de l'Espagne, commencé en 2015. L'Aigle de Bonelli est une espèce menacée de longue date en Europe dont les principales menaces comprennent une mortalité élevée due à l'électrocution, la collision avec les lignes électriques et la persécution directe (c'est-à-dire principalement l'empoisonnement et le tir). Grâce à la télémétrie GSM/GPS à haute résolution, nous avons obtenu plus de 45 millions de positions GPS de 51 individus différents appartenant à 23 couples reproducteurs. Tous les individus sont des oiseaux nicheurs territoriaux, dont 15 subadultes (2 - 3 ans) et 36 adultes (≥ 4 ans). Les domaines vitaux étaient plus étendus que ceux précédemment rapportés par radiopistage

conventionnel. La taille du domaine vital était plus petite pendant la saison de reproduction que pendant la saison hors reproduction. Les aigles sont résidents tout au long de l'année, montrant un fort comportement territorial et une fidélité au site. Nos résultats montrent que les mâles et les femelles passent la plupart de leur temps ensemble en raison d'un comportement de chasse coopératif. Occasionnellement, les aigles effectuent des déplacements sur de longues distances (c'est-à-dire des "excursions") pendant la saison de reproduction et en dehors de celle-ci. Au cours de ces excursions, qui durent de quelques heures à deux ou trois jours, les oiseaux survolent d'autres territoires voisins, probablement pour explorer de nouveaux partenaires potentiels, et visitent même des zones de dispersion des jeunes. L'utilisation de l'espace varie considérablement à l'intérieur du domaine vital et, fait remarquable, les endroits situés loin des sites de nidification sont utilisés plus fréquemment que certaines zones situées à proximité du nid. Par conséquent, les mesures de conservation traditionnelles basées sur la définition de règles restrictives dans un rayon fixe autour des sites de nidification n'ont pas de sens biologique si les autres zones du domaine vital ne sont pas également protégées. Dans notre cas, bien que la plupart des couples installent leurs nids à l'intérieur des zones protégées NATURA 2000, les mouvements quotidiens du domaine vital s'étendent au-delà de leurs limites, augmentant ainsi les risques de mortalité principalement avec les infrastructures artificielles. En effet, globalement 20 oiseaux ont été retrouvés morts depuis le début du projet ($\approx 40\%$ de l'ensemble des oiseaux suivis). Cette forte mortalité non naturelle des adultes, principalement causée par l'empoisonnement et l'électrocution, pourrait expliquer le déclin documenté dans notre zone d'étude au cours des deux dernières décennies.

Pascual LÓPEZ-LÓPEZ⁽¹⁾, Arturo M. PERONA⁽¹⁾ & Vicente URIOS⁽²⁾

¹⁾Movement Ecology Lab., Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology, University of Valencia, Valencia, Spain.

²⁾Vertebrates Zoology Research Group, Departament of Environmental Sciences and Natural Resources, University of Alicante, Alicante, Spain.

*Pascual.Lopez@uv.es

Cartographie et hiérarchisation de l'isolation des pylônes menaçant les aigles en Israël par un modèle SIG basé sur des enregistreurs GPS haute résolution

Mapping and Prioritizing the Insulation of Pylons Endangering Eagles in Israel by a GIS Model Based on Hi-Res GPS loggers. The Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* experienced a dramatic decline in Israel during the last 40 years: from 30 to 15 and became considered as regionally critically endangered. Long term monitoring reveals that the survival of juvenile eagles and their recruitment rates are dramatically affected by mortality on medium voltage distribution pylons. Since 2011, 29 (74%) out of 39 cases of eagle mortality and injury were caused by electrocution. Electrocution is responsible for the mortality of juveniles that fledge in Israel, as well as of overwintering individuals, probably originating from northern populations.

A population viability analysis demonstrates that the species is expected to become extinct in Israel over the next few decades, yet it shows that annual addition of two to three juveniles to the population would have a dramatic contribution to its stabilization and even gradual growth.

Since electrocution is the main threat, it is imperative to minimise its annual toll, by insulating dangerous pylons. On the other hand, the insulating process is slow and expensive (since 1996, the Israeli Electric Corporation insulated some 4,000 pylons out of 330,000 in the entire distribution network), hence there is a strong demand for directing the retrofitting towards the most dangerous pylons in the most frequently used areas by the eagles.

In order to prepare an informed plan for insulating the most dangerous pylons, the data collected by high resolution GPS-loggers fitted on 32 BE (both from the wild and captivebred) was used in a GIS model that mapped the most sensitive areas where eagles disperse and where they tend to perch. The model also incorporates data of physical properties of the landscape and land use, influencing eagle's tendency to perch on pylons. The ultimate mitigation priority is set also according to pylon's specific design and its relative insulating cost.

L'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* a connu un déclin dramatique en Israël au cours des 40 dernières années (de 30 à 15 couples) et a été considéré comme une espèce en danger critique d'extinction au niveau régional. Le suivi à long terme révèle que la survie des aigles juvéniles et leur taux de recrutement sont dramatiquement affectés par la mortalité sur les pylônes électriques de distribution de moyenne tension. Depuis 2011, 29 (74 %) des 39 cas de mortalité et de blessure d'aigles ont été causés par l'électrocution. L'électrocution est responsable de la mortalité des juvéniles qui prennent leur envol en Israël, ainsi que des individus hivernants, probablement originaires des populations du Nord.

Une analyse de la viabilité de la population démontre que l'espèce devrait s'éteindre en Israël au cours des prochaines décennies, mais elle montre que l'ajout annuel de deux à trois juvéniles à la population contribuerait de façon spectaculaire à sa stabilisation et même à sa croissance progressive.

L'électrocution étant la principale menace, il est impératif de minimiser son bilan annuel, en isolant les pylônes dangereux. D'un autre côté, le processus d'isolation est lent et coûteux (depuis 1996, la Société israélienne d'électricité a isolé environ 4 000 pylônes sur les 330 000 que compte le réseau de distribution), d'où la forte demande d'orienter le réaménagement vers les pylônes les plus dangereux dans les zones les plus fréquemment utilisées par les aigles.

Afin de préparer un plan éclairé pour l'isolation des pylônes les plus dangereux, les données collectées par des GPS-loggers haute résolution installés sur 32 aigles (sauvages ou élevés en captivité) ont été utilisées dans un modèle SIG qui a cartographié les zones les plus sensibles où les aigles se dispersent et où ils ont tendance à se percher. Le modèle intègre également des données sur les propriétés physiques du paysage et l'utilisation des terres, qui influencent la tendance des aigles à se percher sur les pylônes. La priorité d'atténuation finale est également fixée en fonction de la conception spécifique du pylône et de son coût d'isolation relatif.

Ohad HATZOFE⁽¹⁾ & Asaf MAYROSE⁽²⁾

¹⁾Nature and Parks Authority, Israel (ohad@npa.org.il).

²⁾University of Haifa, Israel.

Gestion adaptative pour l'atténuation des électrocutions chez l'Aigle de Bonelli: succès et défis futurs

Adaptive management for electrocution mitigation in Bonelli's Eagle: successes and future challenges. Mortality caused by power lines is a major threat to raptor species conservation. However, our understanding of how to optimize the implementation of mitigation actions is still partial, which limits our capacity to implement effective mitigation campaigns over extensive power line networks. Adaptive management (AM) is based on an iterative learning-based decision making, so it offers a suitable framework to improve the effectiveness of future mitigation actions. Therefore, it is critical that mitigation actions are well planned and that main conservation targets are monitored before and after the implementation of measures. Here, we illustrate several examples of successes

in the mitigation of electrocution on the Bonelli's Eagle in Catalonia. To assess the effectiveness of actions we monitored whether: (1) retrofitted pylons were effective at reducing the number of casualties; and (2) demographic parameters of target populations were restored after mitigation actions were done. Our results illustrate that retrofitting was highly effective both to reduce raptor electrocution and to restore survival to levels that guarantee the long-term viability of our target population. Even so, we detected several weaknesses to suitably monitor and to implement mitigation actions at a broader spatial scale, which include: (1) the standardization of protocols of casualties monitoring; (2) the estimation of baseline levels of electrocution of target species; and (3) the recording and sharing of databases on electrocution casualties and the type of corrections implemented between conservation actors (e.g. managers, companies and researchers). Based on our experiences, we develop an AM framework for electrocution mitigation that accounts for the mentioned weaknesses and that we are currently implementing in our study area. Overall, we highlight that AM provides a powerful framework to improve our understanding to effectively mitigate this threat on raptor species.

La mortalité causée par les lignes électriques est une menace majeure pour la conservation des espèces de rapaces. Cependant, notre compréhension de la manière d'optimiser la mise en œuvre des actions d'atténuation est encore partielle, ce qui limite notre capacité à mettre en œuvre des campagnes d'atténuation efficaces sur de vastes réseaux de lignes électriques. La gestion adaptative (GA) est basée sur une prise de décision itérative fondée sur l'apprentissage, elle offre donc un cadre approprié pour améliorer l'efficacité des futures actions d'atténuation. Il est donc essentiel que les actions d'atténuation soient bien planifiées et que les principaux objectifs de conservation soient surveillés avant et après la mise en œuvre des mesures. Ici, nous illustrons plusieurs exemples de succès dans l'atténuation de l'électrocution sur l'Aigle de Bonelli en Catalogne. Pour évaluer l'efficacité des actions, nous avons contrôlé si (1) les pylônes réaménagés étaient efficaces pour réduire le nombre de victimes et (2) les paramètres démographiques des populations cibles étaient rétablis après les actions d'atténuation. Nos résultats montrent que les aménagements réalisés ont été très efficaces à la fois pour réduire l'électrocution des rapaces et pour restaurer la survie à des niveaux garantissant la viabilité à long terme de notre population cible. Malgré cela, nous avons détecté plusieurs faiblesses dans le suivi et la mise en œuvre des mesures d'atténuation à une échelle spatiale plus large: (1) la standardisa-

tion des protocoles de suivi des mortalités; (2) l'estimation des niveaux de base de l'électrocution des espèces cibles et (3) l'enregistrement et le partage des bases de données sur les victimes d'électrocution et le type de corrections mises en œuvre entre les acteurs de la conservation (par exemple, les gestionnaires, les entreprises et les chercheurs). Sur la base de nos expériences, nous développons un cadre de gestion adaptative pour l'atténuation de l'électrocution qui tient compte des faiblesses mentionnées et que nous mettons actuellement en œuvre dans notre zone d'étude. Dans l'ensemble, nous soulignons que cette approche fournit un cadre puissant pour améliorer notre compréhension afin d'atténuer efficacement cette menace sur les espèces de rapaces.

Antonio HERNÁNDEZ-MATÍAS^(1,*) & Joan REAL ⁽¹⁾

¹⁾Equip de Biologia de la Conservació, Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, and Institut de la Recerca de la Biodiversitat (IRBio), Universitat de Barcelona, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona, Catalonia, Spain.

^{*}Vertebrates Zoology Research Group, Departament of Environmental Sciences and Natural Resources, University of Alicante, Alicante, Spain.

*ahernandezmatias@ub.edu

La surveillance et le baguage à long terme sont essentiels à la conservation efficace de l'Aigle de Bonelli

Long-term monitoring and ringing are key for effective conservation of the Bonelli's Eagle. Long-term monitoring of biodiversity is an essential tool on wildlife management and conservation that enables a temporal and regular assessment of key biological indicators and populations. For species of conservation concern, the monitoring of demographic parameters provides crucial information to evaluate the status of populations and its viability prospects as well as to develop effective management and conservation actions in an adaptive framework. Here, we show a long-term monitoring of one Bonelli's Eagle population conducted in Catalonia (NE Spain) from 1980 to 2021. Main demographic parameters measured were the occupation status of territories, chick productivity and adult survival. Moreover, a ringing scheme of nestlings was carried out in 1986-1992 and 2008-2019, and it involved 584 individuals. During this long period of population monitoring two contrasting population trends occurred: from 1984 to 2000, a regular decrease of the population was observed from 85 territorial pairs to a minimum of 65; and from 2001 to nowadays, the number of territories stabilized and, then, regularly increased until achieving 81 pairs. Parallel to the population increase

adult survival slightly improved while a reduction of productivity was observed. Return rates of fledglings showed much higher values during the increasing period than during the decreasing period. Accordingly, preadult survival during the increasing period showed markedly high values, although comparable information of the study species for this parameter only exists for the French population. Sensitivity and population viability analyses highlighted that both adult and preadult survival are the major drivers of the observed trends. Therefore, the mitigation of factors that directly affect the mortality of the species like the retrofitting of power lines causing electrocution and the improvement of abundance of prey in dispersal areas may have seriously contributed to the recovery of this population. In conclusion, the long-term monitoring of the population, including the tagging of individuals combined with the application of suitable quantitative methods provides critical information about reproduction, recruitment, dispersal and survival. These data do not only allow understanding unknown aspects of the species ecology, but also constitute an effective tool to conserve endangered species populations.

Le suivi à long terme de la biodiversité est un outil essentiel de la gestion et de la conservation de la faune sauvage qui permet une évaluation temporelle et régulière des indicateurs biologiques clés et des populations. Pour les espèces dont la conservation est préoccupante, le suivi des paramètres démographiques fournit des informations cruciales pour évaluer le statut des populations et leurs perspectives de viabilité, ainsi que pour développer des actions de gestion et de conservation efficaces dans un cadre adaptatif. Nous présentons ici un suivi à long terme d'une population d'Aigle de Bonelli réalisé en Catalogne (N.E. de l'Espagne) de 1980 à 2021. Les principaux paramètres démographiques mesurés étaient le statut d'occupation des territoires, la productivité des poussins et la survie des adultes. De plus, un programme de baguage des oisillons a été réalisé en 1986-1992 et 2008-2019, et a concerné 584 individus. Au cours de cette longue période de suivi de la population, deux tendances démographiques contrastées se sont produites: de 1984 à 2000, une diminution régulière de la population a été observée, passant de 85 couples territoriaux à un minimum de 65; et de 2001 à aujourd'hui, le nombre de territoires s'est stabilisé, puis a augmenté régulièrement jusqu'à atteindre 81 couples. Parallèlement à l'augmentation de la population, la survie des adultes s'est légèrement améliorée alors qu'une réduction de la productivité a été observée. Les taux de retour des oisillons ont montré des valeurs beaucoup plus élevées pendant la

période d'augmentation que pendant la période de diminution. En conséquence, la survie des pré-adultes pendant la période d'augmentation a montré des valeurs nettement élevées, bien que des informations comparables de l'espèce étudiée pour ce paramètre n'existent que pour la population française. Les analyses de sensibilité et de viabilité de la population ont mis en évidence que la survie des adultes et des pré-adultes sont les principaux moteurs des tendances observées. Par conséquent, l'atténuation des facteurs qui affectent directement la mortalité de l'espèce, comme le réaménagement des lignes électriques provoquant des électrocutions et l'amélioration de l'abondance des proies dans les zones de dispersion, peut avoir sérieusement contribué au rétablissement de cette population. En conclusion, le suivi à long terme de la population, y compris le

marquage des individus, combiné à l'application de méthodes quantitatives appropriées, fournit des informations essentielles sur la reproduction, le recrutement, la dispersion et la survie. Ces données permettent non seulement de comprendre des aspects inconnus de l'écologie de l'espèce, mais constituent également un outil efficace pour conserver les populations d'espèces menacées.

Joan REAL^{(1,*),} Francesc PARÉS^{(1),} Jaume A. BADIA-BOHER^{(1),} Antonio HERNÁNDEZ-MATÍAS⁽¹⁾

¹⁾*Equip de Biologia de la Conservació, Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, and Institut de la Recerca de la Biodiversitat (IRBio), Universitat de Barcelona, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona, Catalonia, Spain.*

*jreal@ub.edu

POSTERS

L'accélérométrie tri-axiale révèle des différences importantes dans la dépense énergétique des aigles pendant les activités parentales

Tri-axial accelerometry reveal important differences in energy expenditure in eagles during parental activities. Cutting-edge technologies are currently helping us to develop new workflows in studying ecological data, particularly our way to understand animal behaviour and movement trajectories at individual level. Parental care of the Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* was quantified in Spain in the late 70s for the first time, however recent studies are still focused on direct observational or video recording data. However, what happens out of our sight still remains unknown. Our main goal was to describe and quantify sex-biased task specialization and energy expenditure patterns in parental care investment of the Bonelli's Eagle by means of a neutral data-driven method. Moreover, we hypothesize that individuals in less suitable territories must expend extra energy during the most demanding periods of the breeding season. Taking advantage of high-resolution GPS/GSM dataloggers and tri-axial accelerometers we monitored 25 Bonelli's Eagles during the breeding season to understand parental activities from a broader perspective. To this end, we used recursive data, measured as number of visits and residence time, to reveal nest attendance patterns of biparental care with role specialization between sexes. Furthermore, we used Tri-axial accelerometry data interpreted as the Overall Dynamic Body Acceleration, to account for energy expenditure, which showed strong differences in energy expenditure throughout the breeding season and between sexes. Thereby, males increased substantially their energetic

requirements, as a consequence of the increased workload, while females spent most of the time on the nest. Furthermore, during the most important phases of the breeding season, a low percentage of good hunting spots in eagles' territories lead them to increase their ranging behaviour in order to find food, with important consequences in energy consumption and mortality risk. Our results highlight the crucial role of males in the breeding tasks of the Bonelli's Eagle. Finally, we exemplify how biologging technologies are an adequate and objective method to study parental care in this species and other large raptors, as well as to get deeper insight into breeding ecology of birds in general.

Les technologies de pointe nous aident actuellement à développer de nouvelles approches de travail dans l'étude des données écologiques, en particulier dans notre façon de comprendre le comportement animal et les trajectoires de mouvement au niveau individuel. Les soins parentaux de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* ont été quantifiés en Espagne à la fin des années 70 pour la première fois, mais les études récentes se concentrent toujours sur des données d'observation directe ou d'enregistrement vidéo. Cependant, ce qui se passe hors de notre vue reste encore inconnu. Notre objectif principal était de décrire et de quantifier la spécialisation des tâches et les dépenses d'énergie liées à l'investissement dans les soins parentaux de l'Aigle de Bonelli en utilisant une méthode neutre basée sur les données. De plus, nous avons émis

l'hypothèse que les individus vivant dans des territoires moins adaptés doivent dépenser plus d'énergie pendant les périodes les plus exigeantes de la saison de reproduction. Grâce à des enregistreurs de données GPS/GSM à haute résolution et des accéléromètres tri-axiaux, nous avons suivi 25 Aigles de Bonelli pendant la saison de reproduction afin de comprendre les activités parentales d'un point de vue plus large. À cette fin, nous avons utilisé des données récurrentes, mesurées en nombre de visites et en temps de résidence, pour révéler des modèles de fréquentation du nid de soins biparentaux avec une spécialisation des rôles entre les sexes. En outre, nous avons utilisé des données d'accélérométrie tri-axiale, interprétées comme l'accélération dynamique globale du corps, pour rendre compte de la dépense énergétique, qui a montré de fortes différences dans la dépense énergétique tout au long de la saison de reproduction et entre les sexes. Ainsi, les mâles augmentent considérablement leurs besoins énergétiques, en raison de la charge de travail accrue, tandis que les femelles passent la plupart du temps au nid. De plus, pendant les phases les plus importantes de la saison de reproduction, un faible pourcentage de bons sites de chasse dans les territoires des aigles les conduit à augmenter leur comportement de recherche de nourriture, avec des conséquences importantes sur la consommation d'énergie et le risque de mortalité. Nos résultats soulignent le rôle crucial des mâles dans les tâches de reproduction de l'Aigle de Bonelli. Enfin, nous montrons comment les technologies de géolocalisation constituent une méthode adéquate et objective pour étudier les soins parentaux chez cette espèce et d'autres grands rapaces, ainsi que pour mieux comprendre l'écologie de la reproduction des oiseaux en général.

Arturo M. PERONA^{(1,*),} Olga EGEA-CASAS^{(1),} Jon MORANT ETXEBARRIA^{(2),} Antonio Vicente Urios⁽³⁾ & Pascual LÓPEZ-LÓPEZ⁽¹⁾

¹⁾*Movement Ecology Lab (Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology. University of Valencia) Valencia, Spain (Pascual.lopez@uv.es).*

²⁾*Department of Ornithology, Aranzadi Sciences Society, Donostia-San Sebastián, Spain (maourir@gmail.com).*

³⁾*University of Alicante, Alicante, Spain.*

Trente années de baguage des Aigles de Bonelli en France

30 years of ringing Bonelli's Eagles in France. The ringing programme began in 1990 in France, in the aim of studying the population dynamic, then the home ranges of the adults and the dispersal of the juveniles through the development of GPS tracking. This information then allows the implementation of relevant conservation actions.

Le programme de baguage a débuté en 1990 en France, dans l'objectif d'étudier la dynamique de la population puis les domaines vitaux des adultes et la dispersion des jeunes à travers le développement du suivi GPS. Ces informations permettent ensuite la mise en œuvre des actions de conservation pertinentes.

Cécile PONCHON⁽¹⁾ & Alain RAVAYROL⁽²⁾

⁽¹⁾*CEN PACA, Maison de la Crau 2, Place Léon Michaud, F-13310 Saint-Martin-de-Crau (cecile.ponchon@cen-paca.org).*

⁽²⁾*La Salsepareille, 3 bis rue vieille commune, F-34800 Clermont l'Hérault (lasalsepareille@orange.fr).*

Aigle de Bonelli *Aquila fasciata*: mortalité par électrocution dans la province sensible de Guelmim-Oued Noun (Sud-Ouest du Maroc): revue globale et nouvelles preuves

Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*, electrocution mortality in sensitive Guelmim-Oued Noun province (south-west Morocco): a global review and new evidence. Electrocution has various degrees of negative impact on different groups of birds. Data of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* were gathered from a literature review and from results of a survey carried out in the southeastern Moroccan province of Guelmim-Oued Noun, since 2016. At least, 322 electricity poles of different designs along 53.5km of distribution power lines were surveyed. A total of 65 raptors killed due to electrocution were encountered during our field survey period, of which 29.23% (n = 19) were Bonelli's Eagles. Considering published data mentioning power line electrocution of Bonelli's Eagle and results of our survey, a total of 41 (44.4%) Bonelli's Eagles casualties were caused by electrocution in the same area. These electricity distribution lines are a serious conservation problem which may potentially impact the resident and dispersal wintering large raptors, especially Bonelli's Eagles.

L'électrocution a un impact négatif plus ou moins important sur différents groupes d'oiseaux. Les données de l'Aigle de Bonelli *Aquila fasciata* ont été recueillies à partir d'une revue de la littérature et des résultats d'une enquête menée dans le sud-est

de la province marocaine de Guelmim-Oued Noun depuis 2016. Au moins, 322 poteaux électriques de différents modèles le long de 53,5 km de lignes électriques de distribution ont été étudiés. Un total de 65 rapaces tués par électrocution a été rencontré pendant notre période d'enquête sur le terrain, dont 29,23 % (n=19) étaient des Aigles de Bonelli.

En considérant les données publiées mentionnant l'électrocution de l'Aigle de Bonelli par les lignes électriques et les résultats de notre enquête, un total de 41 (44,4 %) Aigles de Bonelli ont été tués par électrocution dans la même zone. Ces

lignes de distribution d'électricité constituent un sérieux problème de conservation qui peut potentiellement avoir un impact sur les grands rapaces hivernants résidents et dispersés, en particulier l'Aigle de Bonelli.

Mohamed AOURIR^{2,*}, Ali IRIZI¹ & Abdeljebbar QNINBA¹

¹Département de Zoologie et Écologie Animale, Institut Scientifique, Université Mohammed V, Rabat, Maroc.

²Équipe « Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes », Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université Ibn Zohr, Agadir, Maroc.

* maourir@gmail.com

