

## **Faisabilité, modalités pratiques et mesures d'accompagnement d'une translocation de Grand tétras dans les Vosges**



Méthode « Born To Be Free », parc de pré-lâcher, Forêt de Bory Dolnoslaskie, Pologne, 2017

**08/11/2021**

**Emmanuel Ménoni, ingénieur expert galliformes de montagne**

**Kévin Foulché, ingénieur spécialiste habitats espèces et multi-usages en montagne**

**Direction de la Recherche et de l'Appui Scientifique de l'OFB**

## Introduction

La régression des effectifs de Grand tétras dans les Vosges depuis les années 1960 n'a pas pu être enrayerée malgré les gros efforts consentis en sa faveur qui ont réellement débuté dans les années 1980. Si leur érosion s'est ralentie à partir des années 2000, elle s'est néanmoins poursuivie, et une forte baisse a été notée au cours des suivis des 3 derniers printemps. Déjà en 2014, une étude génétique menée par l'Université de Fribourg (Foletti, 2014 ; Foletti et al., 2014) avait pointé le fait que les oiseaux échantillonnés présentaient un appauvrissement de leur diversité génétique qui pourrait se révéler très préjudiciable et constituer un obstacle à une reconstitution démographique.

Ce sont les raisons pour lesquelles une réflexion s'est mise en place entre les acteurs vosgiens concernés par la question du devenir du Grand tétras, sous l'égide du PNRBV. Cette réflexion tourne en bonne partie autour de la possibilité d'initier un projet de translocation d'oiseaux afin d'inverser l'érosion de la diversité génétique observée, voire dans le but d'un soutien démographique pour aider les noyaux subsistant à s'étoffer à nouveau, du bien fondé d'un tel projet, de son acceptabilité sociétale et de ses modalités.

## Conditions préalables

Engager un processus de translocation de Grand tétras d'une autre population vers les montagnes vosgiennes ne peut se faire sans tenir compte des **résultats des modélisations du CEFE relatifs au risque d'extinction** de l'espèce dans les Vosges et des scénarii que le travail du CEFE aura identifié comme les plus susceptibles d'éloigner sensiblement le risque d'extinction.

Il devra aussi être discuté en fonction des conclusions des investigations d'ordre **sociologique**, commanditées par le PNRBV, en termes d'acceptabilité par les acteurs en présence.

Il faudra s'assurer que l'on a **levé suffisamment les facteurs qui ont conduit au scénario régressif** observé ces dernières années et que la situation peut encore être significativement améliorée, dans le même temps où l'on conduirait un tel projet, comme le recommande l'UICN.

## Etat de l'art en matière de réintroduction et de translocation chez les tétraonidés

D'une façon générale, il est bien établi depuis plusieurs décennies que les populations animales sont d'autant plus exposées au risque d'extinction qu'elles sont de faible taille, ceci quel que soit le type d'organisme (des bactéries aux mammifères - Lande, 1988 ; Belovski et al., 1994 ; Mc Cleery and al., 2007). Les populations de petite taille peuvent néanmoins subsister de par **leurs propres potentiels évolutifs**, mais à taille égale, ont significativement moins de chance de persister que si l'on provoque des apports d'individus soit pour apporter des allèles nouveaux dans la population (**renforcement génétique**), soit pour la conforter **numériquement**. On diminue le risque d'extinction plus encore en combinant les deux types d'intervention. (Hufbauer et al 2015).

## Elevage vs. Translocation

Sokos et al., 2008, en analysant les documents et publications relatant de nombreuses expériences ont montré que pour les **galliformes** en général, le succès d'opérations de translocation était de loin supérieur à l'emploi d'oiseaux d'élevage pour restaurer ou recréer des populations.

Seiler et al., 2000, pour les **tétraonidés**, ont mis en évidence les grandes difficultés à restaurer des populations à partir d'oiseaux d'élevage. Ce constat est également fait par Bergmann et al., 2000, pour des tétraonidés eurasiatiques : ils ont analysé 29 projets européens dans 6 pays utilisant 5 596 oiseaux d'élevage concernant le Tétrasyre (14), le Grand tétras (14) et la Gélinoite des bois (1) qui ont échoué totalement (10 cas) ou n'ont abouti qu'à des résultats partiels (11 cas) entre 1998 et 2000 - pas d'information claire pour les 8 restants.

Pour la seule Allemagne, Siano et Klaus, 2012, rapportaient que plus de 4 800 Grand tétras avaient été relâchés lors de 11 projets depuis 1950. Huit de ces projets étaient achevés à cette date. Coppes (com. pers.) confirme qu'aucun d'eux n'a réellement abouti. Les échecs sont principalement dus à la très faible survie des oiseaux nés en captivité, qui a concerné 98% des oiseaux relâchés.

Au contraire, plusieurs projets basés sur des translocations d'oiseaux sauvages ont abouti à des populations viables et en expansion, y compris chassables (Ecosse, Kazakhstan, Russie, pour le Grand tétras).

## L'expérience américaine des translocations

Les translocations de tétraonidés en Amérique du nord ont débuté avant la II<sup>ème</sup> guerre mondiale. Elles ont concerné essentiellement les genres *Tympanuchus*, qui regroupe quatre espèces et le genre *Centrocercus*, qui en comprend deux. L'habitat de ces espèces sont respectivement la prairie et les steppes à armoises, habitats qui ont été largement détruits, fragmentés ou dégradés par l'agriculture et le ranching. Les chasseurs et conservationnistes américains ont acquis une grande expérience en matière de translocation de ces oiseaux en vue de renforcer ou reconstituer les populations, ou de les reconnecter génétiquement entre elles.

### → Les tétras américains

Aux USA, la synthèse de Snyder et al., 1999, recensait déjà 28 projets de translocations de tétras américains entre 1954 et 1999 (6 espèces ou sous-espèces). 52% d'entre eux concernaient des réintroductions, 33% des renforcements, 15% des introductions pures et simples. En moyenne, les porteurs de ces opérations ont déplacé 190 oiseaux/projet (de 13 à 1046). Le taux de succès a été de 32%.

Selon cette synthèse, le succès de ces projets était lié à :

- la durée du projet : les projets de long terme ont eu 1,3 fois plus de chances de succès;
- le nombre d'oiseaux relâchés : il y a eu 8,8 fois plus de réussite lorsqu'on a déplacé plus de 100 oiseaux;
- la manière dont ils ont été relâchés : certaines modalités ont connu 3,1 fois plus de réussite;
- la saison : il y a eu 50 % de succès pour des projets conduits au printemps, 0% aux autres saisons.

A partir des années 2000, les translocations sont devenues un véritable outil de gestion et de conservation, et l'expérience acquise est considérable (cf. encadré 1 ci-dessous sur la littérature disponible). D'une façon générale, ces opérations récentes confirment les conditions de succès de ces opérations énoncées ci-dessus.

### → Les études de Bouzat et al. sur les Tétrras des prairies (*Tympanuchus cupido*) dans l'Illinois.

Peu de ces études ont identifié clairement si ces translocations avaient une réelle efficacité quant à restaurer une condition génétique correcte, ainsi que le lien entre consanguinité et perte de richesse allélique, et condition physique (autrement dit, si une mauvaise condition génétique entraînait réellement des problèmes en terme de performance des individus, et par voie de conséquence, de viabilité des populations). L'équipe de Bouzat fut la première à montrer un effet des translocations sur la condition physique, en l'occurrence la fertilité des oeufs, paramètre démographique qui avait fortement chuté dans une petite population restée longtemps isolée, mais qui fut restaurée rapidement du fait de la translocation d'individus provenant d'une population importante et en bon état génétique. L'introduction de nouveaux allèles a inversé les effets délétères de la consanguinité à court terme

Toutefois, ils concluaient aussi que le rétablissement et la viabilité à long terme de la population restait limité par la disponibilité d'un habitat convenable. (Bouzat et al., 1998 a et b ; Bouzat et al., 2009).

### → Les tétras de steppes : Tétrras des Armoises (*Centrocercus urophasianus*) et Tétrras de Gunnison (*Centrocercus minimus*)

Une synthèse un peu ancienne (Reese, K. P. and J. W. Connelly, 1997) faisait le point sur les opérations concernant ces deux espèces dont l'une était déjà très menacée.

A cette date 7 200 oiseaux avaient déjà été transloqués dans 56 projets depuis 1933.

A cette époque, les auteurs relatent plus d'échecs que de succès.

Les conditions du succès étaient :

- des captures de reproducteurs au printemps la nuit sur les leks;
- des oiseaux transportés rapidement et relâchés le matin suivant la capture;
- des sites de lâcher isolés entourés d'habitats inhospitaliers et suffisamment distants des sites de capture, ceci pour éviter la perte d'oiseau par une "dilution" excessive.

Beaucoup d'expériences plus récentes ont eu lieu ensuite, avec plus de succès, mais il n'en existe pas de synthèse. Nous reportons dans l'encadré 2 une partie de la littérature scientifique consacrée à ces projets.

Des articles relatant ces expériences, il ressort que les taux de survie, la survie des nids et des nichées des poules sont un peu inférieurs à ceux d'oiseaux résidents non déplacés, l'année de la translocation, mais sont équivalents ensuite.

Gruber-Hadden et al., 2016 résumant les conditions du succès de translocation de ces espèces :

- les habitats de la population à conforter/recréer doivent être suffisamment vastes et continus;
- il est préférable qu'ils soient entourés de barrières géographiques, pour éviter la perte d'oiseaux disperseurs;
- la présence d'une population résiduelle favorise la fixation des oiseaux transloqués;
- les opérations doivent être conduites avant ou pendant la reproduction.

## → L'efficacité de ces translocations en termes d'amélioration de la diversité génétique

Zimmerman et al. (2019) ont étudié les changements génétiques entraînés par les translocations d'oiseaux sur 7 populations relictuelles et séparées de Tétrás de Gunnison, qui n'avaient entre elles qu'un flux de gènes très faible, et un niveau de différentiation génétique élevé entre elles, comme conséquence de pertes alléliques. La translocation de 306 oiseaux a été effectuée de la population la plus vaste et la plus diverse génétiquement vers 5 populations satellites.

Ils ont prouvé une augmentation de la variabilité génétique, une baisse de la différentiation interpopulationnelle, et la reproduction entre des individus résidents et des individus transloqués. Ils concluent que la translocation est un bon outil pour assurer la persistance de petites populations en danger.

## Translocation des tétraonidés européens

Les projets européens ont surtout concerné les tétraonidés forestiers (Grand tétras et Gélinoite des bois) ou semi-forestier (Tétrás-lyre).

Bergmann et al. (2000) avaient fait un point sur les projets de translocation de tétraonidés européens.

Dans cette synthèse, ils ont proposé une méthode et des critères pour évaluer la réussite de ces projets, qui sont reproduits ci-dessous

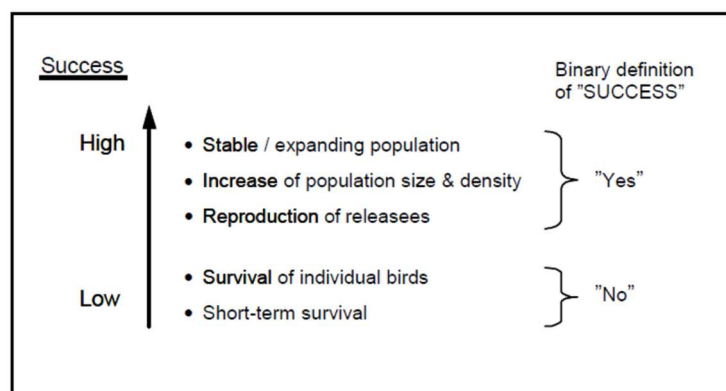


Fig. 1 : Critères d'évaluation de la réussite d'un projet de translocation de tétraonidés, selon Bergmann et al., 2000.

Sans doute comme suite à cette synthèse et aux travaux de Seiler et al. (2000) et de Sokos et al. (2008) évoqués plus haut, montrant les difficultés à réussir un projet basé seulement sur des oiseaux d'élevage, les projets récents de restauration ou de reconstitution de population de Grand tétras se sont orientés majoritairement vers des translocations à base d'oiseaux russes et scandinaves, ainsi que (ou couplé) à une méthode innovante d'élevage dite Born to Be Free. Cf. plus bas.

A part les réussites remarquables des projets anciens mentionnés plus haut pour l'Écosse, la Russie et le Kazakhstan, les projets récents sont pour la majorité encore en cours. Plusieurs d'entre eux donnent des résultats très encourageants. Certains d'entre

eux, en particulier en Allemagne et en Pologne avec le Grand tétras, sont en passe de réussir à reconstituer des populations fonctionnelles.

Il n'existe pas encore de synthèse de ces opérations.

Il en est de même avec le Tétrasyre, espèce pour laquelle des projets sont en cours en Belgique, aux Pays-Bas et peut-être au Danemark, pour reconstituer des populations de « plaine » de cet oiseau.

### **Annexe 1 : Un exemple français avec le Lagopède alpin.**

*Un projet de translocation a été conçu et mené en France par l'ONCFS sur le Lagopède alpin. A l'instar de ce qui a été constaté dans les Vosges avec le Grand tétras, constatant un taux de reproduction qui semblait anormalement faible pour cette espèce et une lente érosion des effectifs, nous avons commandité à l'Université de Perpignan une étude sur l'état génétique des populations, intégrée à une étude plus vaste sur la génétique des Lagopèdes alpins de France. Cette étude a montré que les Lagopèdes alpins des Alpes avaient une diversité génétique significativement supérieure à ceux de la chaîne pyrénéenne, que les généticiens ont interprétés comme résultant d'un « goulot d'étranglement » démographique datant d'un peu plus d'un siècle dans les Pyrénées. Cette hypothèse est cohérente avec ce que l'on sait de l'extrême surexploitation pastorale du XIX<sup>e</sup> siècle, certainement accompagnée de forts prélèvements d'oiseaux par les populations humaines locales. Au sein de la chaîne pyrénéenne, les généticiens ont mis en évidence le fait que les oiseaux du chaînon oriental Canigou-Carança-Puigmal étaient particulièrement appauvris, au point de n'avoir qu'un seul allèle présent sur certains locus, là où les oiseaux pyrénéens de la haute chaîne centrale en avaient trois, et les alpins cinq. Grâce à la télémétrie, nous avons identifié que la distance de dispersion maximale d'un lagopède était de l'ordre de 25 km hors des habitats favorables, distance inférieure à celle qui sépare actuellement les habitats du lagopède du chaînon oriental de ceux de la haute chaîne. Il est vraisemblable que la remontée en altitude des étages de végétation sous l'influence des changements climatiques et des usages des sols soient les facteurs qui ont éloigné les habitats de ces deux zones géographiques, au point d'induire une vraie barrière aux échanges entre populations. Le choix qui s'offrait aux personnes en charge de la conservation de cette espèce dans le chaînon oriental consistait à assister à la plus ou moins lente extinction de l'espèce sur ce chaînon, et donc finalement à une forte rétraction de son aire de répartition pyrénéenne, ou bien à procéder de main d'homme à des échanges de quelques oiseaux comme cela se passait certainement naturellement il y a un siècle et plus.*

*Outre une question scientifique et technique, ce choix comportait aussi une dimension d'ordre éthique et sociétale, comparable au choix devant lequel se trouvent les acteurs vosgiens en termes de conservation du Grand tétras dans les Vosges : laisser faire la nature avec une forte probabilité d'extinction à court ou moyen terme, ou bien devenir interventionniste, en procédant à la translocation de quelques oiseaux de la haute chaîne vers le chaînon cible. C'est ce second choix qui a été fait.*

*Douze sujets ont été capturés dans la haute chaîne vers le chaînon du Canigou, grâce au projet européen Interreg Gallipyr. Pour comparer la survie des oiseaux déplacés à ceux des oiseaux de la population source, un nombre équivalent de sujets ont été capturés, équipés d'un émetteur VHF, relâchés sur place et suivis par*

*télémetrie. L'occurrence d'appariement entre des oiseaux transloqués et des oiseaux de la population d'accueil a été rapidement prouvée, avec production de jeunes. Le succès reproducteur et la survie des oiseaux transloqués a été équivalente à celle des résidents.*

*Une évaluation génétique financée par le projet Interreg Habios a montré la propagation de 5 nouveaux allèles dans la population cible, qui persistent dix ans après la translocation. Malgré cela, le petit nombre d'oiseaux transférés a limité l'effet significatif dans l'augmentation de la diversité génétique de la population cible.*

*Novoa et al., 2020. Restauration de la diversité génétique de la population de lagopèdes alpins du chaînon Canigou-Puigmal : bilan 10 ans après la translocation. Rapport ONCFS Université de Perpignan. Projet Interreg Habios*

## **Une méthode intermédiaire entre l'élevage et la translocation d'oiseaux sauvages : la méthode polonaise « Born to be free »**

Le principe de cette méthode conçue à l'est de la Pologne par Krzywiński et Kobus (2009) est d'élever des jeunes en semi-liberté, dont les oeufs ont été incubés par leur mère captive, qui les élèvera dans des volières construites dans les habitats où l'on souhaite les introduire. Les jeunes peuvent commencer à découvrir les habitats entourant les volières grâce à des chatières qui les laissent passer mais que leur mère ne peut franchir. Ces habitats sont protégés des mammifères carnivores par des clôtures électriques et différents dispositifs. Ils sont ensuite relâchés près des volières. La comparaison des mouvements et de la taille des domaines vitaux des jeunes élevés de cette manière montre qu'ils se dispersent moins et ont de plus petits domaines vitaux que des jeunes élevés en volière sans leur mère (groupe contrôle).

La survie des jeunes réintroduits de cette manière dans les semaines qui suivent les lâchers est réellement meilleure que celle d'oiseaux issus de volières ordinaires élevés sans leur mère.

### ***Annexe 2 : Expérience de réintroduction du Grand tétras par la méthode polonaise Born to be Free (BTBF) en forêt de Bory Dolnoslaskie, dans le cadre d'un projet Life d'après Montadert et Foulché, 2017.***

Cette forêt est située dans le sud-ouest de la Pologne, non loin de la frontière allemande. Cette forêt constitue l'un des 3 sites d'implémentation d'une réintroduction de Grand Tétrás en Pologne.

La première étape a été la délimitation d'une **zone d'environ de 2892 ha** au cœur d'un massif forestier beaucoup plus vaste, dans laquelle la priorité des actions de gestion forestière est donnée au Grand Tétrás, sans pour autant bannir l'exploitation.

Une seconde étape a consisté en la **limitation du dérangement humain** en posant des barrières et informant le public. La fréquentation humaine de ces forêts est relativement faible à part lors de la cueillette des champignons, extrêmement populaire et importante économiquement pour les populations locales.

La **réintroduction** du Grand Tétrás a été le gros morceau du projet.

L'équipe du Life a développé un système de volière et de zone d'acclimatation assez spectaculaire pour réussir cette réintroduction. Il consiste en la délimitation de plusieurs périmètres au cœur de la zone d'une superficie d'une quinzaine d'ha où les prédateurs terrestres sont exclus, grâce à des clôtures électrifiées assorties d'un ruban avec des fanions colorés qui sont agités par le vent et qui effraient d'après eux les carnivores. En complément, l'on a disposé aussi des dispositifs qui émettent des ultrasons aussi censés effrayer les carnivores.

Depuis l'implantation de ces dispositifs il y a 3 ans, seul un renard a réussi à pénétrer l'enceinte. Il a été traqué et tué.

L'Autour des palombes représente par contre un gros problème ; pour lutter contre cette prédation, on a installé un piège appâté par un pigeon, qui capture le rapace vivant. Il est relâché à plusieurs dizaines de km.

Cette première enceinte sert à l'acclimatation progressive des oiseaux relâchés. A l'intérieur on dispose d'une 2ème enceinte d'environ 4 ha délimitée avec le même dispositif, à l'intérieur de laquelle se trouve des volières d'environ 10 m X 6 m composées de 2 parties, l'une qui contient la poule adulte captive et l'autre qui contient les jeunes. Chaque nichée à sa propre volière.

Ailleurs, en dehors de ces volières, des centres d'élevage (il y en a plusieurs en Pologne) produisent les jeunes tétras. Quand ils ont entre 1.5 et 2 mois, vers la fin août, les jeunes et leur mère sont transportés de nuit dans une volière. Pendant 4-5 jours, les techniciens effectuent des relevés sanitaires et en fonction des résultats (absence notamment d'un champignon, et de blessures) on ouvre la porte de la partie qui contient les jeunes. Jusqu'à fin octobre, la poule reste dans la volière, ce qui conduit les jeunes à s'imprégner des lieux et à retarder leur dispersion. Selon l'équipe locale, les jeunes apprennent aussi à réagir aux signaux d'alerte de la mère lorsque survient un rapace. Vers la fin octobre, quand ils sont assez grands on tente de les recapturer en les attirant avec de la nourriture et on en équipe un certain nombre de collier VHF, et à partir de 2017, de GPS *Biotrack* avec transmission des données par satellite *iridium*. Début novembre, la poule retourne au centre d'élevage. En plus de ces oiseaux nés en captivité, le projet s'appuie aussi sur des tétras sauvages capturés essentiellement en Suède et aussi en Finlande. Ces oiseaux sont essentiellement des femelles capturées en automne et transportées en petit avion directement sur le site. Pour leur acclimatation elles sont maintenues dans un autre dispositif similaire implanté à un autre endroit de la forêt avec des volières individuelles où elles restent quelques temps avant d'être relâchées. Le projet prévoyait plus de 60 translocations d'oiseaux sauvages.

D'une façon générale, la BTBF semble surtout efficace pour les coqs qui survivent bien, en grande partie parce qu'ils sont peu vulnérables à l'autour et sont tués surtout par les renards. Les poules issues de BTBF ont par contre une survie faible à cause de leur vulnérabilité face à l'autour. C'est pourquoi, la combinaison poules sauvages et coqs issus de BTBF semblent être la meilleure chance de succès.

Au total ils ont construit 4 de ces dispositifs d'enceintes qu'ils utilisent tour à tour, d'une part pour ne pas donner trop d'habitude aux autours et d'autre part pour limiter les risques de maladies.



*En conclusion, les réintroductions de tétraonidés peuvent être efficaces, même si, du fait de traits de vie propres à ces espèces, elles présentent certaines difficultés (le fait qu'elles soient des proies, leur propension à se disperser notamment à l'âge de rentrée dans la fraction adulte de la population...). Les opérations utilisant des oiseaux d'élevage purs sont souvent vouées à l'échec. Par contre, la méthode mise au point par les polonais et utilisée par les allemands, dite méthode « Born to be Free », donne de bons résultats. D'autant plus si elle est complétée par des relâchés d'oiseaux sauvages. Les renforcements de population sont préférables aux réintroductions pures et simples. Le nombre d'oiseaux introduits est un facteur important de réussite.*

## Quelle provenance utiliser, au plan génétique, si une décision était prise d'introduire dans les Vosges des oiseaux provenant d'ailleurs ?

En toute rigueur, si l'on ne doit pas utiliser des oiseaux d'une autre sous-espèce, il conviendrait de s'en tenir à la sous-espèce *T. u. major*, à l'aire de répartition relativement limitée.

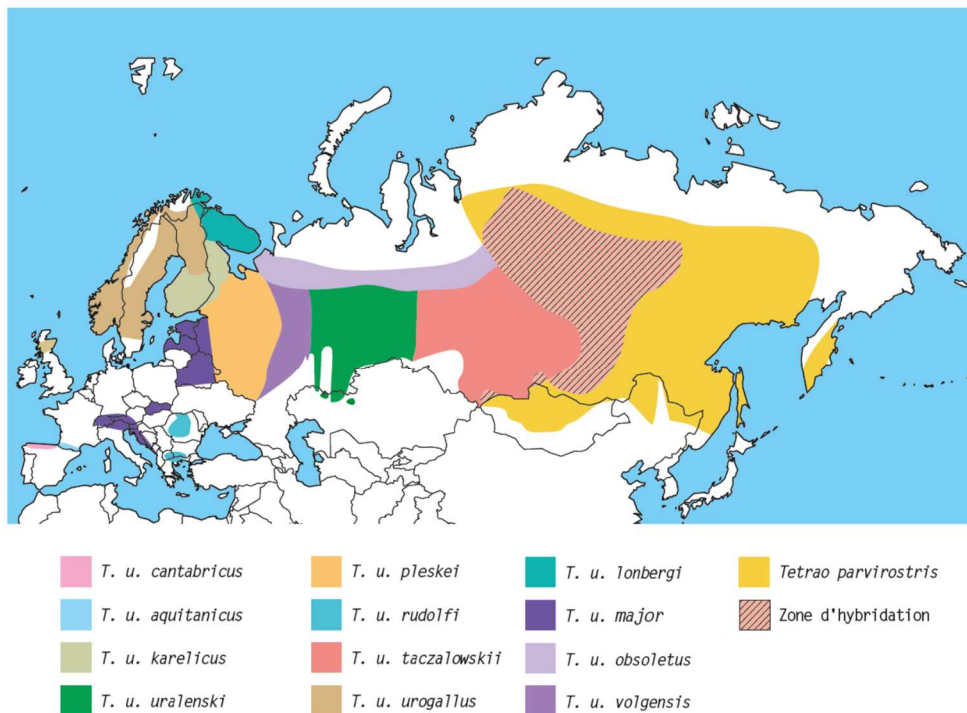


Fig. 2: Distribution des différentes sous-espèces de Grand tetras en Eurasie. (d'après Leclercq et Ménoni, 2018).

Cependant, Liukkonen-Antilla et al. (2004) avaient établi qu'au plan génétique, la distinction entre les 3 sous-espèces décrites pour la Finlande n'était pas valide au plan génétique.

En outre, 3 études indépendantes Rodriguez-Munoz et al., 2007, Segelbacher et al 2007, Duriez et al., 2006, 2007. basées sur l'analyse génétique d'échantillons indépendants et employant des méthodes différentes concluent toutes au fait que d'un point de vue phylogénétique, seuls deux rameaux évolutifs (ou clades) se démarquent clairement : un clade regroupant Alpes, autres reliefs d'Europe centrale et Russie Scandinavie, et un autre clade pyrénéo-cantabrique, avec une enclave sud balkanique. Ceci est bien explicable par la localisation des refuges glaciaires et des routes de reconquête post-glaciaire (Duriez, 2007 op. cit.).

Enfin, les résultats préliminaires basés sur des séquences ddRAD et SNPs sur l'affinité génétique des différentes populations européennes de tétras confirment que l'espèce serait divisée en **deux grandes unités évolutives, que nous pourrions appeler ibériques et européennes.**

La différence avec les travaux précédents réside dans le fait que ces chercheurs examinent un très grand nombre de paires de bases (Escosa et Castresana, in progress).

*En conclusion, il n'y a pas d'obstacle scientifique à utiliser des oiseaux de toute provenance d'Europe centrale ou de Fennoscandinavie.  
Le mélange d'oiseaux un peu différents pourrait même être un réel avantage en termes de conservation, pour une population appauvrie au plan génétique (Jacob, com. pers.).*

### **Conditions à mettre en œuvre pour augmenter les chances de réussite d'une opération d'apport d'oiseaux venus de l'extérieur sur la base du rapport du CEFE**

*En préambule, il est important de rappeler que les efforts réalisés en faveur des habitats doivent être maintenus, non seulement à l'échelle des deux sites pressentis pour procéder à des translocations, mais à plus large échelle de sorte à laisser la possibilité aux populations de reconquérir les zones abandonnées dans les dernières décennies.*

Trois des conclusions importantes du CEFE étaient :

- 1 → La réduction du risque d'extinction augmente avec la taille des effectifs relâchés ;
- 2 → Un effet démographique très positif est attendu si l'effet génétique escompté se confirme (hausse du recrutement) ;
- 3 → Un renforcement à finalité génétique permet de gagner du temps ;

La conclusion 1 a été bâtie en considérant un effectif résiduel plus important que ce qu'il semble être aujourd'hui. De ce fait, il faudra considérer que le **scénario maximum introduit dans le modèle du CEFE devrait devenir un scénario minimum**, car même dans le contexte où le CEFE a construit son modèle, le risque d'extinction s'est éloigné, mais l'effectif n'augmente plus et pourrait même régresser au bout de quelques années comme le montre la figure 3. En outre, le travail du CEFE envisageait clairement

des scénarii d'introduction d'oiseaux exogène à des fins génétiques, et non démographiques.

Si la chute toute récente (cad 2020 et 2021) des effectifs de coqs est confirmée, un renforcement qui aurait une finalité seulement d'enrichissement génétique ne suffira pas, et devra avoir une visée également démographique (autrement dit, pour que la population perdure, il faut qu'il y ait des oiseaux). **Cette considération entraîne à réfléchir à un apport d'oiseaux plus important que le scénario maximum travaillé par le CEFE.**

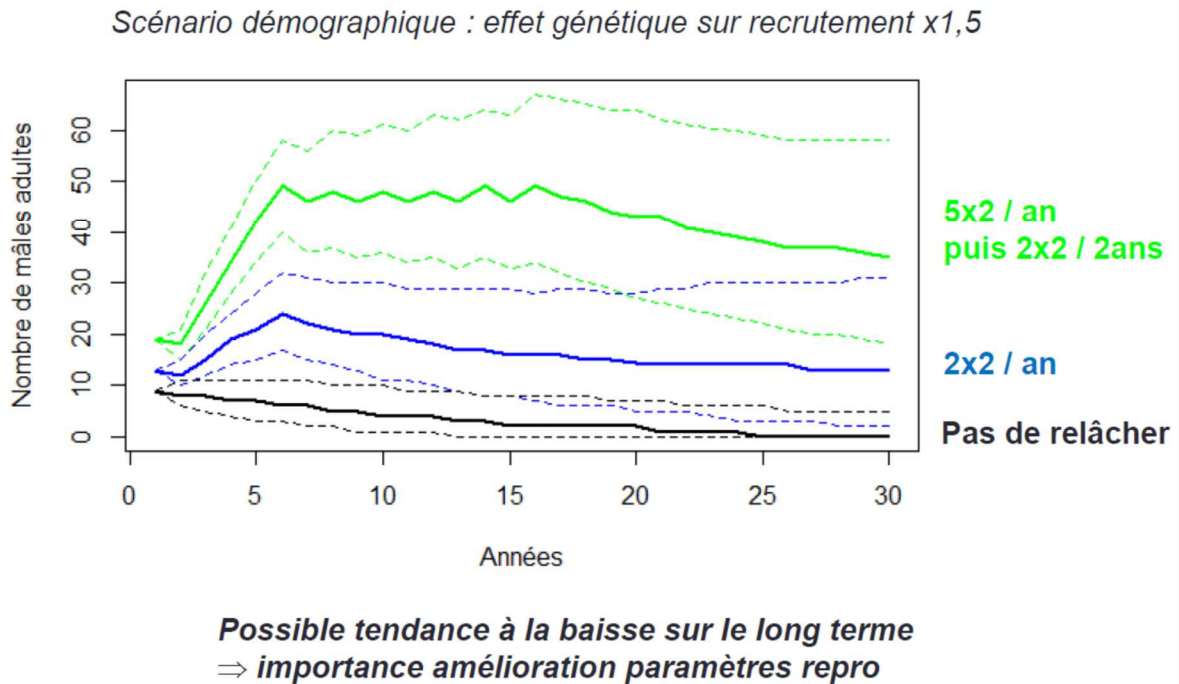


Fig3. Trajectoires modélisées de 3 scénarii d'introduction ou de non introduction d'oiseaux extérieurs (d'après Schwartz-CEFE)

La conclusion 2 est **confirmée** par la littérature scientifique mentionnée dans ce rapport. **Cela légitime pleinement l'apport d'oiseaux d'origine génétique différente.**

Une conclusion de la figure 3 est que pour enrayer un processus d'érosion à moyen terme (ici à partir de 20 ans), il sera important **d'améliorer les paramètres de reproduction.**

D'autre part, les tests de sensibilité faits par le CEFE sur les trois paramètres - effet génétique, survie et dispersion - ont montré quant à leur force respective que :

**Effet génétique > Survie > Dispersion**

Donc, si l'effet génétique prime, la **survie des adultes** joue tout de même un rôle non négligeable.

Selon ce qui précède, il sera donc important de travailler à augmenter à la fois les paramètres de reproduction (survie des nids, survie des jeunes) et la survie des adultes. Ceci est d'autant plus vrai si l'on s'oriente vers un scénario de renforcement génétique et démographique.

## Comment améliorer la survie des nids, des jeunes et des adultes ?

**Nids:** Toutes les études concernant les pertes de nids montrent qu'elles sont dues très majoritairement à la prédation par les mammifères carnivores (Summer et al., 2009, Jahren, 2017), mais aussi par le sanglier (Oja et al., 2017).

On peut augmenter la survie des nids et des nichées en agissant directement sur les densités de ces mammifères, ce qui a un effet rapide et significatif (Fernandez-Ollala, 2012 ; Moreno-Opo et al., 2015). La littérature scientifique suggère que l'enlèvement de prédateurs généralistes sur une surface de l'ordre de 1000 ha. et durant une période de l'ordre de cinq années permet d'obtenir un effet positif mesurable sur le succès de la reproduction du Grand tétras. Un très important corpus d'études scandinaves montre clairement que les populations de Tétrasyre et de Grand tétras en Scandinavie, mais aussi dans le reste de l'Europe, déclinent depuis un siècle avec comme cause proximale une augmentation de la prédation sur les nids, principalement du fait de la Martre et du Renard (Jahren et al., 2016, 2020). Ces études font parfaitement le lien entre cette cause proximale et des causes de fond de cette augmentation des populations de méso-carnivores, que constituent :

1-des modifications des usages des forêts et des milieux périphériques aux habitats de ces tétras (foresterie et agriculture), qui induisent une augmentation des densités de micromammifères ;

2- l'augmentation drastique des densités de grands herbivores sauvages, qui procure une nourriture additionnelle conséquente aux méso-carnivores, via les carcasses dues à la mortalité naturelle et aux animaux blessés à la chasse et non retrouvés, ainsi que du fait des viscères laissés sur place par les chasseurs lors de la chasse.

Si ces études sont relatives à l'Elan en Scandinavie, une toute récente étude espagnole suggère qu'il se passe un phénomène tout à fait comparable dans les Pyrénées avec les carcasses de Cerf élaphe et de Sanglier. Cette étude montre en outre que ce dernier mammifère est également favorisé par le charognage des carcasses et des viscères des grands herbivores ; or il est également un prédateur avéré des pontes de tétraonidés (Oja et al., 2017) et d'une façon plus générale, il est démontré qu'il affecte négativement et fortement les densités d'oiseaux nicheurs au sol (Roda et Roda, 2016).

Dans le contexte de l'Europe centrale, pour des populations de Grand tétras faisant face à un risque élevé d'extinction, Kammerle et al., 2017, ont montré que, parmi toutes les variables biotiques ou abiotiques susceptibles d'impacter le sort des populations, c'est l'abondance du Renard qui a le plus fort impact négatif. Les auteurs indiquent que l'abondance des prédateurs est liée aux autres attributs environnementaux telles que la qualité, la quantité et la connectivité des habitats, ce qui augmente la menace pour les populations relictuelles, mais d'un autre côté, offre des possibilités pour la conservation. Il va néanmoins de soi que l'action sur ces autres variables aura un effet nettement décalé par rapport à un contrôle local et temporaire des prédateurs.

Si l'acceptabilité sociale, les aspects réglementaires (Kammerle et al., 2020) ou la faisabilité technique, ne permettent pas de diminuer les densités de prédateurs généralistes, on peut aussi agir indirectement en développant des actions de nature à améliorer l'encombrement et la hauteur des strates basses de la végétation. Ceci peut

passer par une réduction des effectifs d'ongulés sauvages lorsqu'un effet d'arasement de celle-ci est notable, ainsi que par différentes façons de diminuer le taux de recouvrement de la canopée (Ménoni et al., 2012).

**Jeunes :** la très grande majorité des pertes en jeunes entre l'éclosion et l'âge de 6 à 8 semaines provient de la prédation. Les façons d'y remédier sont les mêmes que celles mentionnées ci-dessus pour les nids.

Au-delà de cet âge, outre la prédation, les jeunes qui commencent à se disperser sont très vulnérables aux collisions d'infrastructures, telles que les câbles aériens et les clôtures. La littérature scientifique à ce sujet est de plus en plus importante (Bacon, non publié), et plusieurs publications montrent que la mortalité causée par ces collisions est additive à la mortalité naturelle, et affecte donc négativement et significativement la dynamique des populations. Il est avéré que la visualisation de ces infrastructures diminue sensiblement le risque de collision, de l'ordre de 50% à 65% selon les articles et les espèces concernées. Mais plusieurs auteurs attirent l'attention sur le fait qu'aux abords de sites vitaux, elles restent trop dangereuses, même visualisées, pour ne pas avoir d'impact démographique. Il est recommandé alors de les retirer, ou bien, pour les clôtures, de les remplacer par des dispositifs inoffensifs, tel que cela a commencé de se mettre en œuvre dans les Pyrénées par l'ONF.

**Adultes :** comme pour les jeunes, l'amélioration des habitats, surtout des habitats de reproduction (strates basses), est une façon indirecte de réduire le risque de prédation.

La revue récente (Roos et al., 2018) analyse toutes les publications relatant le rôle de la prédation dans la dynamique des populations d'oiseaux et des expérimentations de contrôle des prédateurs mises en œuvre dans le but de favoriser des espèces d'oiseaux en difficulté. Cette revue montre que la prédation est un facteur limitant d'importance très différente selon le groupe zoologique concerné. Certains groupes ne sont pas affectés démographiquement par la prédation qu'ils subissent, d'autres beaucoup. Pour les galliformes, 100% des études montrent que la prédation est un facteur démographique limitant les populations.

Concernant le contrôle des prédateurs, cette synthèse montre que son efficacité est très variable selon le groupe zoologique concerné. Tout groupe zoologique concerné, 52% de ces expériences ont eu comme résultat une augmentation de l'espèce focale. Ce taux est de 81% pour les galliformes, qui est le groupe zoologique pour lequel cette action est la plus efficace.

Les auteurs concluent : « Toutefois, étant donné que ces techniques sont coûteuses et prennent beaucoup de temps, nous préconisons que des recherches futures soient engagées pour trouver les moyens d'agir sur des caractéristiques des habitats et du paysage propre à réduire le nombre de prédateurs et les taux de prédation ».

On peut rajouter qu'à la question du coût, se rajoute celle de l'acceptabilité sociétale. Elle n'est certainement pas envisageable ni même souhaitable comme moyen de favoriser le Grand tétras dans les Vosges partout et à long terme.

Il conviendrait néanmoins d'étudier sa faisabilité à court terme (les quelques années de l'expérimentation, sur les superficies restreintes aux sites d'introduction).

Toutes les opérations de translocation/réintroduction en cours sur le Grand tétras en Pologne et en Allemagne incluent une action locale de contrôle des prédateurs durant leur déroulement. (Klaus, com. Pers.)

*En conclusion, la prédation par les méso-carnivores est de loin le facteur qui limite le plus le succès de la reproduction et la survie des adultes, variables que l'étude du CEFÉ identifie comme déterminantes pour la conservation de l'espèce dans les Vosges. L'efficacité d'un contrôle ponctuel et limité dans le temps serait très probable. En cas d'impossibilité du fait de questions d'acceptabilité, réglementaires ou techniques, un travail conjoint sur la qualité/quantité et connectivité des habitats, et sur les densités de grands herbivores est de nature à réduire la densité et l'efficacité des prédateurs, mais avec un effet retard lié à l'effectivité de ces axes d'action.*

## Différentes modalités pratiques et techniques du renforcement

### Possibilités d'acquérir des oiseaux

Les deux pays où l'on peut actuellement se procurer des oiseaux sauvages sont **la Suède et la Norvège**.

Les oiseaux ne sont pas payant. Mais le pays demandeur doit organiser l'opération de capture sur le site et le transfert des oiseaux qui en résulte.

D'un point de vue autorisation, c'est en théorie relativement simple.

Il convient de s'assurer d'une autorisation administrative auprès de l'administration en charge de ces questions, en motivant son projet et en apportant les garanties de son sérieux.

Il faut ensuite obtenir l'accord d'un propriétaire forestier qui gère le fond de chasse. On peut avoir des adresses grâce à ces administrations et aux contacts que j'ai pris durant le temps de ce travail.

Toutefois, ces dernières années, les demandes croissantes d'oiseaux ont conduit le gouvernement suédois à demander au pays demandeur un meilleur retour sur les objectifs et conditions de réalisation de ces réintroductions, associé à une meilleure évaluation du rôle joué par les oiseaux déplacés dans la réussite du projet.

### Modalités de captures

Il faut envoyer une équipe technique avec son matériel de capture, de mensuration et de contention, et un véhicule. Sur place, les hôtes ne font que guider et conseiller l'expédition.

Les expéditions sont les plus efficaces au printemps à la fonte des neiges, et dans une moindre mesure, en automne.

Les captures se font principalement à partir d'un véhicule (de type pick-up en général), à l'aide d'une grande épuisette, lorsque les oiseaux recherchent des petits graviers pour leur gésier sur les bas-côtés des routes empierrées. Au printemps, ce sont surtout des poules qui peuvent être capturées ainsi. Des mâles sont aussi capturables de cette manière en automne.

Quelques captures, principalement des coqs, peuvent être réalisées au filet sur les places de chant.

Cependant, les opérateurs des projets polonais et allemands ont en grande partie renoncé à cette dernière méthode, du fait de mortalités qui surviennent lors de la capture ou du transport, sans doute du fait de la charge de stress engendrée par le rut.

Pour donner une idée du « rendement » de ces expéditions, menées sur différents sites, je reporte ci-dessous celui d'une campagne de capture allemande en 2017 pour un projet de réintroduction dans le sud de la région du Brandebourg (d'après Klaus : Re-introduction of capercaillie - *Tetrao urogallus* - in southern Brandenburg, Germany).

#### Annual report 2017

Du 17 au 22 avril	Capture sur place de chant	2 coqs
Du 11 au 17 mai	Capture en voiture à l'épuisette	51 poules
Du 26 septembre au 6 octobre	Capture en voiture à l'épuisette	5 coqs

Les oiseaux capturés sont placés en contention sur place.

Le transport des oiseaux s'est fait pour un petit nombre d'entre eux en voiture (20h à 25h de voyage), et majoritairement en avion (5,5 h de voyage).

Le taux de pertes à la capture et au transport de ces oiseaux a été de 5%, dont 0 à la capture et 2 durant le transport (1 coq et 1 poule). L'auteur du rapport attribue la mort par prédation d'une poule par un renard, survenue 9 jours après son lâcher, aux effets cumulés de la capture et du transport.

Au cours du transport, les poules ont pondu 21 œufs, qui ont été incubés dans un centre d'élevage pour être ensuite réintroduits à leur tour. Seulement une partie est arrivée à ce terme, du fait d'une infection fongique et de prédation par l'autour.

Les grandes lignes de l'évaluation de cette expédition et du projet global, débuté en 2012 dans une zone d'où l'espèce avait totalement disparue, figurent ci-dessous :

-Suivis par recherche d'indices et caméra-trap. Mise en évidence de la formation d'un lek, et de reproduction (présence d'oiseaux non bagués sur les photos) ;

-Télémetrie de 10 poules des captures de 2017 : 1 prédation précoce et 1 signal de mortalité en février suivant; survie médiane > 260 jours ;

-Quelques émigrants à grande distance (12 et 15 km). Une est revenue sur le site de lâcher, l'autre s'est installée. Une reproduction avec succès d'une de ces 10 poules l'année même de la translocation.

-Evaluation par la génétique d'un effectif minimum à partir de plumes trouvées en 2017 : ces plumes provenaient de

→ 17 oiseaux relâchés entre 2012 et 2017,

→ 66 oiseaux nés sur le site de translocation, dont 59 F1 et 7 F2 ou plus

-Evaluation de la réussite : mouvements d'oiseaux entre les zones de lâchers, croissance des effectifs de la nouvelle population; minimum 89 individus

## Propositions pour la mise en œuvre de transferts d'oiseaux vers les Vosges

### Campagnes de capture d'oiseaux sauvages

Le scénario maximum modélisé pour les Vosges prévoyait le transfert de 5 coqs sur 2 sites pendant 5 ans, puis 2 par an sur ces 2 sites durant 10 ans. (Soit 10/an durant 5 ans et 4/an durant 10 ans. Total 90 oiseaux).

Considérant ce qui figure ci-dessus concernant la fragilité des mâles aux captures de printemps et la plus grande facilité de capture des poules, on peut faire les deux propositions suivantes :

- on sera sans doute contraint **d'être un peu opportuniste quant au sexe des oiseaux** ;
- on obtiendra vraisemblablement **plus de poules que de coqs**.

Si l'on s'en tient au scénario haut du CEFE pour les premières années, on peut raisonnablement envisager la capture **de 10 oiseaux en 2 campagnes de capture annuelles de chacune une semaine, l'une au printemps et la seconde en automne**.

Pour optimiser le succès de capture, c'est-à-dire parcourir plus de km de voirie forestière dans les pays sources, ces expéditions pourraient être menées à **2 véhicules** et minimum deux personnes par véhicule, ce qui permet d'en estimer le coût.

Lors des captures, les oiseaux sont parqués dans des volières en attendant le transport, où il dispose d'eau et de nourriture. On pourra ainsi prélever des fèces pour effectuer des **coproscopies**.

Il est recommandé d'utiliser la **sédation** lors des captures et du transport. Les biologistes espagnols de la Généralité de Catalogne maîtrisent très bien cette question, et l'on pourra mettre à la disposition du projet les contacts nécessaires et les modalités de cette sédation.

### Adjonction d'installations de Born to Be Free

Du fait de la probabilité plus faible d'obtenir des mâles, et considérant ce qu'à partir du scénario maximal du CEFE, aller au-delà du nombre d'oiseaux prévu dans le scénario du CEFE augmentera les chances de succès de ce projet.

Pour ce faire, il serait opportun de mettre en œuvre une installation Born to be Free sur chacune des zones retenues pour les translocations (étude menée par le PNRBV dans ce cadre). La présence d'oiseaux ainsi diffusés dans le milieu naturel présenterait un autre avantage en favorisant la fixation des oiseaux sauvages importés. En d'autres termes, c'est un facteur propre à minimiser leur dispersion.

Il faudra disposer pour cela d'un centre d'élevage pour produire les nichées à placer dans les installations (convention avec le Parc de Sainte Croix en Moselle ?).

Les réintroductions étant souvent assez populaires et médiatiques (plus que le travail de fond sur les habitats, qui « ne se voit pas »), cette adjonction peut présenter un avantage certain en terme de communication et de sensibilisation du public et des



élus, peut-être plus de nature à accepter quelques contraintes quant aux usages des milieux naturels autour de ces installations.

### Suivi des oiseaux réintroduits

Pour pouvoir évaluer correctement la réussite des opérations, ainsi qu'en tirer des enseignements scientifiques, toujours profitables, il conviendra de suivre individuellement au moins une proportion des oiseaux introduits.

Cela peut se faire :

→ au moyen de suivi télémétrique par émetteur VHF, peu coûteux (~100€ pièce), auquel il faut adjoindre un récepteur et une antenne ~300 à 400 €), très peu pénalisant pour les oiseaux. L'ordre de grandeur de poids est <20 g collier compris.

Il est alors nécessaire qu'un technicien se déplace sur le terrain pour obtenir une localisation, peu précise (de l'ordre de l'hectare). Cela en fait une méthode relativement coûteuse compte tenu du temps agent et des déplacements générés.

→ au moyen de suivi par balise GPS. Le matériel est plus coûteux (~1000 € par GPS, 1500 € le récepteur et ~300€ l'antenne). Ce type de suivi présente l'avantage de fournir un grand nombre de localisations, qui sont précises (de l'ordre de la dizaine de m ou moins), de pouvoir être programmé selon les objectifs recherchés (plus on demande de localisation quotidienne, moins la batterie durera). Pour donner un ordre de grandeur une balise de la marque eObs programmée à 4 localisations quotidiennes dure un an (Foulché et al, 2017). Elle durera théoriquement le double avec 2 localisations quotidiennes. Selon les marques, soit les localisations parviennent directement via le réseau GSM sur un ordinateur et se consultent via une application, soit sont à télécharger via un récepteur spécifique, en se déplaçant sur le terrain de temps en temps et en détectant la balise à distance au moyen d'une émission de type UHF que la balise GPS de l'oiseau émet sur une plage de temps définie chaque jour.

Le GPS est un peu plus lourd (jusqu'à 40 g si l'on veut beaucoup de batterie, donc un peu plus pénalisant pour les oiseaux, même si 40 g ne représente que 1% du poids d'un coq, soit bien en deçà du maximum admis pour les oiseaux - 3%). Notre expérience, ainsi que celle de nos partenaires pyrénéens, a montré avec plus de 40 oiseaux suivis que ces balises étaient parfaitement supportées. Des recaptures d'oiseaux équipés au bout de 2 années n'ont montré aucune lésion sur les oiseaux, tout au plus un petit durillon en amont des ailes. Certains de ces oiseaux avaient pris du poids entre capture et recapture.

Tous les oiseaux introduits seront bagués pour le cas de recapture visuelles (directes ou par « caméra-trap »).

### Suivi de la réponse de la population

Outre les suivis conventionnels par comptage, il est fortement suggéré de faire un suivi populationnel, en particulier au moyen de la génétique, sans quoi il sera impossible de tirer des enseignements précis de ce projet.

Un échantillon (plumes) de chaque oiseau introduit sera conservé pour analyse. Toutes les plumes collectées dans la périphérie des sites de lâcher mais aussi beaucoup plus loin seront aussi conservées pour analyse. Cela permettra un suivi par « recapture » génétique, ainsi que pour l'établissement de filiations (cf. ex du Brandebourg en Allemagne).

Un réseau de caméra-trap judicieusement placés (leks encore actif et abandonnés, excellents habitats de reproduction, corridor supposés...) sera également utile.

### **Autre moyen de se procurer des oiseaux d'origine différente**

Du fait que dans toute l'aire de répartition du Grand tétras, apparaissent régulièrement des oiseaux au comportement familier ou agressif (dit « fous » ou « mous ») et qu'il est bien établi que ces oiseaux sont fertiles et parfaitement aptes à se reproduire, voire même qu'ils peuvent recouvrer un comportement normal au bout d'un certain temps, **nous recommandons de créer un réseau d'acteurs concernés par le Grand tétras dans diverses populations du contexte alpin (Jura, Forêt Noire, Alpes Suisses, autrichiennes, italiennes, Bavière, Forêt de Bohême etc.) et d'organiser l'échange de tels oiseaux.** C'est aussi une façon de reconstituer de façon très peu coûteuse un flux de gènes qui a existé entre toutes ces zones montagneuses à des époques historiques peu éloignées (XIX et début XX<sup>e</sup> siècle). Gwenaél Jacob (com. pers.), généticien de l'Université de Fribourg reconnu pour son expertise sur les tétraonidés, suggère même que de tels échanges se mettent en place rapidement, y compris avec des oiseaux « normaux ».

### **Un moyen de se procurer des gènes sans déplacer d'oiseaux**

Il est aisé de recueillir du sperme de Grand tétras lors de capture durant la période de chant, ainsi que sur les coqs fous (Lukaszewicz et al., 2011, 2014).

L'OFB réfléchit en ce moment à la mise en place d'une banque de sperme de Grand tétras de sorte à pouvoir inséminer les poules qui se prosternent devant des humains dans des sites où l'on n'observe plus de coqs. A notre connaissance, en 2021, le cas s'est produit pour 2 poules dans les Cévennes et pour 4 poules dans le Jura. Cela pourrait permettre à la fois d'éviter de perdre le potentiel reproducteur de ces poules et de contribuer au rétablissement d'un flux de gènes intra et inter populationnel.

## Références citées

- Bergmann, H. H., C. Seiler, et al. (2000). Release projects with Grouse: a plea for translocations. In: P. Málková (editor). *Tetraonids – Tetraonidae at the break of the Millennium*. Conference Proceedings, Budjovice, Czech Republic.
- Bouzat, J. L., H. H. Cheng, et al. (1998)a. "Genetic evaluation of a demographic bottleneck in the greater prairie chicken." *Conservation Biology* 12(4): (836-843).
- Bouzat, J. L., J. A. Johnson, et al. (2009). "Beyond the beneficial effects of translocations as an effective tool for the genetic restoration of isolated populations." *Conservation Genetic* 10: 191-201.
- Bouzat, J. L., H. A. Lewis, et al. (1998)b. "The ghost of genetic diversity past: historical DNA analysis of the greater prairie chicken." *the american naturalist* 152(1): (1-6).
- Duriez, O., J. M. Sachet, et al. (2007). "Phylogeography of the capercaillie in Eurasia: what is the conservation status in the Pyrenees and Cantabrian Mounts?" *Conservation Genetic* DOI 10-1007/s10592-006-9165-2: 14 pp.
- Duriez, O., J. M. Sachet, et al. (2006). "Supplement to: Phylogeography of the capercaillie in Eurasia: what is the conservation status in the Pyrenees and Cantabrian Mounts?" *Conservation Genetic* DOI 10-1007/s10592-006-9165: 3 pp.
- Fernández-Olalla, M., A. Martínez-Abraín, et al. (2012). "Assessing different management scenarios to reverse the declining trend of a relict capercaillie population: A modelling approach within an adaptive management framework." *Biological Conservation* 148: 79-87.
- Foletti, F. (2014). Non-invasive genetic monitoring of capercaillie in the wild: individual tracking and breeding success., Master thesis-University of Fribourg, Domain of Ecology and Evolution, Department of Biology: 27 pp.
- Foletti, F., Hurstel, A. et Jacob, G. (2014). "Non-invasive genetic monitoring of capercaillie in the wild: individual tracking and breeding success." *Grouse news* 47(may): 24-28.
- Foulché, K., Barnoud, B., Pascal, S., Ménoni, E. (2017) "Première campagne de capture de spécimens de Grand tétras dans la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage d'Orlu »
- GRUBER-HADDEN, N. W., T. A. MESSMER, et al. (2016). "Population Vital Rates of Resident and Translocated Female Greater Sage-Grouse." *The Journal of Wildlife Management*.
- Belovski, G. E., J. A. Bissonette, et al. (1994). "Management of small populations: concepts affecting the recovery of endangered species." *Wildlife society bulletin* 22: (307-316).
- Hufbauer, R. A., M. Szücsa, et al. (2015). "Three types of rescue can avert extinction in a changing environment." *PNAS* 112 (August 18 no. 33): 10557-10562.
- Jahren, T. (2017). The role of nest predation and nest predators in population declines of capercaillie and black grouse. *Faculty of Applied Ecology and Agricultural Sciences*. evenstad, Inland Norway University of Applied Sciences. PhD: 206.
- Jahren, T., M. Odden, et al. (2020). "The impact of human land use and landscape productivity on population dynamics of red fox in southeastern Norway." *Mammal Research* <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00494-y> 65: 503-516.
- Jahren, T., T. Storaas, et al. (2016). "Declining reproductive output in capercaillie and black grouse – 16 countries and 80 years." *Animal Biology*(66): 363-400.
- Kämmerle, i.-L., J. Coppes, et al. (2020). "From research to practice: Effectiveness of restricted-area fox culls for capercaillie conservation (in german, with english summary and figures)." *Natur und Landschaft* 12: 525-531.
- Kammerle, J.-L., J. Coppes, S. Ciuti, R. Suchant, and I. Storch. 2017. Range loss of a threatened grouse species is related to the relative abundance of a mesopredator. *Ecosphere* 8(9):e01934. 10.1002/ecs2.1934
- Lukaszewicz, E., A. Kowalczyk, et al. (2011). "Successful semen collection from Capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) kept in an aviary system." *Ornis Fennica* 88: 110-115.
- Lukaszewicz, E., A. Kowalczyk, et al. (2014). "Successful semen collection from wild capercaillie." *Grouse news* 47(may): 28-29.
- SUMMERS, R. W., J. WILLI, et al. (2009). "Capercaillie *Tetrao urogallus* nest loss and attendance at Abernethy Forest, Scotland." *Wildlife Biology* 15(3): 319-327.
- Krzywiński, A. and Kobus, A. 2009. Doskonalenie półnaturalnego odchowu cietrzewi metodą „born to be free” i pierwsze obserwacje w zastosowaniu jej u głuszców. [Improving semi-natural method of raising black grouse by “born

to be free" technique and possibility its application to reintroduction of Capercaillie]. In: Bobek B., Mikoś J., Wasilewski R. (eds.). *Gospodarka łowiecka i ochrona populacji dzikich zwierząt na Pomorzu Gdańskim*. [Management and conservation of wildlife in Eastern Pomerania]. Polskie Towarzystwo Leśne, RDLP-Gdańsk. Gdańsk, 349-365 pp. (In Polish with English summary).

Lande, R. (1988). "Genetics and demography in biological conservation." *Sciences* 241: 1455-1460.

Leclercq, B. and E. Ménoni (2018). *Le Grand tétras*, Biotope éditions. 351 pp.

Liukkonen-Antilla, T., O. Rätti, et al. (2004). "Lack of structuring and subspecies differentiation in the capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Finland." *Ann. Zool. Fennici* 41: (619-633).

MCCLEERY, R. A., N. J. SILVY, et al. (2007). "Transferring Research to Endangered Species Management." *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT*. 71(7): 2134-2141.

Ménoni, E., V. Favre-Ayala, et al. (2012). *Réflexion technique pour la prise en compte du Grand tétras dans la gestion forestière pyrénéenne*. Pau., FORESPIR, Union Européenne, DREAL-Midi-Pyrénées. 260 pp.

Merta, D., J. Kobielski, et al. (2015). "A new mother-assisted rearing and release technique ("born to be free") reduces the exploratory movements and increases survival of young capercaillies." *Eur J Wildl Res* 61: 299-302.

Merta, D., J. Kobielski, et al. (2016). "Towards a successful reintroduction of capercaillies – activity, movements and diet of young released to the Lower Silesia Forest, Poland." *Wildlife Biology* 22: 130-135.

Moreno-Opo, R., I. Afonso, et al. (2015). "Is It Necessary Managing Carnivores to Reverse the Decline of Endangered Prey Species? Insights from a Removal Experiment of Mesocarnivores to Benefit Demographic Parameters of the Pyrenean Capercaillie." *PLoS ONE* DOI:10.1371/journal.pone.0139837.

Oja, R., E. Soe, et al. (2017). "Non-invasive genetics outperforms morphological methods in faecal dietary analysis, revealing wild boar as a considerable conservation concern for ground-nesting birds." *PLoS ONE* 12(6).

Roda, F. and Roda J-M. (2016). "Foraging traces as an indicator to monitor wild boar impact on ground nesting birds." [<hal-01306234>](#).

Roos, S., J. Smart, et al. (2018). "A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK." *Biological Reviews*. 93: 1915-1937.

Rodriguez-Munoz, R., P. M. Mirol, et al. (2006). "Genetic differentiation of an endangered capercaillie (*Tetrao urogallus*) population at the Southern edge of the species range." *Conservation Genetic* DOI 10: 12 pp.

Segelbacher, G. and S. Pieltney (2007). "Phylogeography of the European capercaillie (*Tetrao urogallus*) and its implication for conservation." *Journal of Ornithology* 148 (Suppl 2): S269-S274.

SEILER, C., P. ANGELSTAM, et al. (2000). "Conservation Releases of captive-reared Grouse in Europe What do we know and what do we need?" *Cahiers d'Ethologie* 20 (2-3-4): 235-252.

Reese, K. P. and J. W. Connelly, 1997. "Translocations of sage grouse *Centrocercus urophasianus* in North America." *Wildlife Biology* 3: 235-241.

Siano, R. & S. Klaus 2013: Capercaillie *Tetrao urogallus* release projects in Germany after 1950 – a review. *Vogelwelt* 134: 3 – 18.

Snyder, J. W., C. P. Eric, et al. (1999). "Translocation histories of prairie grouse in the United States." *Wildlife Society Bulletin* 27(2): 428.

Sokos, C. K., P. K. Birtsas, et al. (2008). "The aims of galliforms release and choice of techniques." *Wildlife Biology* 14(4): 412-422

Tobajas, J., Oliva-Vidal, P., Piqué, J., Afonso-Jordana, I., Garcia-Ferré, D., Moreno-Opo, R., et Margalida, A. (2021). "Scavenging patterns of generalist predators in forested areas: The potential implications of increase in carrion availability on a threatened capercaillie population." *Animal Conservation*: 14 pp.

Zimmerman, S. J., C. L. Aldridge, et al. (2019). "Evaluation of genetic change from translocation among Gunnison Sage-Grouse (*Centrocercus minimus*) populations." *The Condor* 121: 1-14.

**Encadré 1 : Références concernant les translocations de tétras des prairies  
(ainsi qu’une publication concernant les lagopèdes)**

Braun, C. E., W. P. Taylor, S. E. Ebbert, R. S. A. Kaler, and B. K. Sandercock. 2011. Protocols for successful translocation of ptarmigan. IN: Watson, R. T., T. J. Cade, M. Fuller, G. Hunt, and E. Potopov (Eds.) Gyrfalcons and Ptarmigan in a Changing World – Conference Proceedings. Vol. 2:339-348.  
<http://www.peregrinefund.org/subsites/conference-gyr/proceedings/index.html>

Carrlson, K. M., D. C. Kesler, and T. A. Thompson. 2014. Survival and habitat use in translocated and resident Greater Prairie-Chickens. *Journal for Nature Conservation* 22:405-412.

Coates, P. S. 2001. Movement, survivorship, and reproductive behavior of Columbian Sharp-tailed Grouse translocated to Nevada (*Tympanuchus phasianellus*). M. Sc. Thesis. University of Nevada, Reno.

Coates, P. S., and D. J. Delehanty. 2006. Effect of capture date on nest-attempt rate of translocated sharp-tailed grouse *Tympanuchus phasianellus*. *Wildlife Biology* 12:277-283.

Hardy, M. A., S. D. Hull, and B. Zuckerberg. 2018. Swift action increases the success of population reinforcement for a declining prairie grouse. *Ecology and Evolution*. 2018:1–12. DOI:10.1002/ece3.3776.

Hull, S., D. Drake, L. Kardash, C. Pollentier, D. Sample, and B. Sadler. 2013. Nesting success and survival of translocated Minnesota and local Wisconsin Greater Prairie-Chicken hens in Central Wisconsin. Unpublished Report, Wisconsin Department of Natural Resources. Madison, WI.

Hull, S., D. Sample, D. Drake, S. Fandel, L. Kardash, O. LeDee, and S. Schwab. 2011. The Wisconsin Greater Prairie-Chicken program: integrating research, management, and community outreach in the 21st century. *Passenger Pigeon* 73:89-99.

Huschle, G., and J. E. Toepfer. 2020. Trends in a Greater Prairie Chicken population established by translocation in North Dakota. *Prairie Naturalist* 52:76-79.

Kemink, K. M. 2012. Survival, habitat use, and movement of resident and translocated Greater Prairie-Chickens. M. Sc. Thesis. University of Missouri – Columbia.

Kemink, K. M., and D. C. Kesler. 2013. Using movement ecology to inform translocation efforts: a case study with an endangered lekking bird species. *Animal Conservation* 16:449-457. (Greater Prairie-Chicken).

Milligan, M. C., S. L. Wells, L. B. McNew. 2018. A population viability analysis for Sharp-tailed Grouse to inform reintroductions. *Journal of Fish and Wildlife Management* 9:565-581; e1944-687X. doi: 10.3996/112017-JFWM-090.

Niemuth, N. D. 2003. Identifying landscapes for Greater Prairie-Chicken translocation using habitat models and GIS: a case study. *Wildlife Society Bulletin* 31:145-155.

Robb, L. A., and M. A. Schroeder. 2012. Habitat connectivity for Sharp-tailed Grouse (*Tympanuchus phasianellus*) in the Columbia Plateau Ecoregion. Appendix A.1 in Washington connected landscapes project: analysis of the Columbia Plateau Ecoregion (Washington Wildlife Habitat Connectivity Working Group), Washington’s Department of Fish and Wildlife, and Department of Transportation, Olympia, Washington.

Schroeder, M., H. Ferguson, M. Atamian, M. Finch, R. Whitney, and D. Stinsen. 2011. Re-establishment of Viable Populations of Columbian Sharp-tailed Grouse in Washington: Progress Report. Washington Department of Fish and Wildlife. 18pp.

Schroeder, M., M. Atamian, J. Lowe, R. Whitney, K. Thorburn, M. Finch, J. Anderson, D. Stinson, and J. Gallie. 2016. Recovery of Columbian Sharp-tailed Grouse in Washington: 2016 Progress Report. Washington Department of Fish and Wildlife. 29pp.

Schroeder, M., H. Ferguson, M. Atamian, M. Finch, R. Whitney, and D. Stinsen. 2013. Re-establishment of Viable Populations of Columbian Sharp-tailed Grouse in Washington: Progress Report. Washington Department of Fish and Wildlife. 18pp

<b>Encadré 2 : Références concernant les translocations de tétras des steppes</b>
Baxter, R. J. 2007. The ecology of translocated Greater Sage-Grouse in Strawberry Valley, Utah. Ph. D. Dissertation, Brigham Young University. 91pp.
Baxter, R. J., J. T. Flinders, and D. L. Mitchell. 2008. Survival, movements, and reproduction of translocated Greater Sage-Grouse in Strawberry Valley, Utah. <i>Journal of Wildlife Management</i> 72:179-186.
Baxter, R. J., J. T. Flinders, D. G. Whiting, and D. L. Mitchell. 2009. Factors affecting nest-site selection and nest success of translocated Greater Sage-Grouse. <i>Wildlife Research</i> 36:479-487.
Baxter, R. J., R. T. Larsen, and J. T. Flinders. 2013. Survival of resident and translocated Greater Sage-Grouse in Strawberry Valley, Utah: A 13-year study. <i>Journal of Wildlife Management</i> 77:802-811.
Bell, C. B. 2011. Nest site characteristics and nest success of translocated and resident Greater Sage Grouse at Clear Lake National Wildlife Refuge. M. Sc. Thesis. Humboldt State University (California). 38pp..
Bell, C. B., and T. L. George. 2012. Survival of translocated Greater Sage-Grouse hens in northeastern California. <i>Western North American Naturalist</i> 72:369-376.
Gruber, N.W. 2012. Population dynamics and movements of translocated and resident Greater Sage-Grouse on Anthro Mountain, Utah. M. Sc. Thesis. Utah State University. 128pp
Gruber-Hadden, N. W., T. A. Messmer, B. D. Maxfield, D. N. Koons, and M. R. Guttery. 2016. Population vital rates of resident and translocated female Greater Sage-Grouse. <i>Journal of Wildlife Management</i> 80:753-760.
Kohl, M., M. Chelak, and T. Messmer. 2019. Greater Sage-Grouse translocations: The science behind Utah's conservation policy. Utah State University NR/Wildlife/2019-01pr
Lazenby, K. D. 2020. North Dakota Greater Sage-Grouse ( <i>Centrocercus urophasianus</i> ) recovery project: using translocation to prevent state-wide extirpation and develop rangewide protocols. M. Sc. Thesis. Utah State University.
Lazenby, K. D., P. S. Coates, S. T. O'Neil, M. T. Kohl, and D. K. Dahlgren. 2021. Nesting, brood rearing, and summer habitat selection by translocated Greater Sage-Grouse in North Dakota, USA. <i>Ecology and Evolution</i> XXX:XXX-XXX (online early). <a href="https://doi.org/10.1002/ece3.7228">https://doi.org/10.1002/ece3.7228</a>
Schroeder, M., M. Atamian, H. Ferguson, M. Finch, and D. Stinsen. 2008. Re-introduction of Sage Grouse to Lincoln County, Washington: Progress Report. Washington Department of Fish and Wildlife 21pp.
Schroeder, M., M. Atamian, H. Ferguson, M. Finch, C. Stonehouse, and D. Stinsen. 2012. Re-introduction of Sage Grouse to Lincoln County, Washington: Progress Report. Washington Department of Fish and Wildlife 26pp.
Schroeder, M., M. Atamian, J. Lowe, K. Thorburn, C. Lowe, M. Finch, J. Anderson, and D. Stinson. 2015. Restoration of Greater Sage-Grouse in Washington: Progress Report. Washington Department of Fish and Wildlife. 29pp.
Stonehouse, K. F., L. A. Shipley, J. Lowe, M. T. Atamian, M. E. Swanson, and M. A. Schroeder. 2015. Habitat selection and use by sympatric, translocated Greater Sage-Grouse and Columbian Sharp-tailed Grouse. <i>Journal of Wildlife Management</i> 78:1308-1326.
Zimmerman, S. J., C. L. Aldridge, A. D. Apa, and S. J. Oyler-McCance. 2019. Evaluation of genetic change from translocation among Gunnison Sage-Grouse ( <i>Centrocercus minimus</i> ) populations. <i>Condor</i> 121:1-14. <a href="https://doi.org/10.1093/condor/duy006">https://doi.org/10.1093/condor/duy006</a>

<b>Contacts européens de spécialistes du Grand tétras (non exhaustifs)</b>
Jo Inge Breisjøberget <a href="mailto:jib@statskog.no">jib@statskog.no</a> , chercheur norvégien
Coppes, Joy Dr. (FORST) < <a href="mailto:Joy.Coppes@Forst.bwl.de">Joy.Coppes@Forst.bwl.de</a> >, chercheur allemand, Forêt Noire
Michel Schneider, <a href="mailto:michael.schneider@naturvardsverket.se">michael.schneider@naturvardsverket.se</a> , chercheur suédois
Hubert Zeiler, <a href="mailto:groznikzeiler@siol.net">groznikzeiler@siol.net</a> , <a href="mailto:hubert.zeiler@jagd-stmk.at">hubert.zeiler@jagd-stmk.at</a> , chercheur autrichien
Ivica Kriz, <a href="mailto:ivica.kriz7@gmail.com">ivica.kriz7@gmail.com</a> , Centre de reproduction Grand tétras, Croatie - Slovénie