

# Faune sauvage

le bulletin technique & juridique de l'Office national  
de la chasse et de la faune sauvage

► Connaissance & gestion des espèces

## Les tableaux de chasse à tir de la caille des blés en France

p. 10



► **Connaissance  
& gestion des espèces**

Enquête « tableaux de chasse à tir »  
pour la saison 2013-2014 :  
explications sur la mise en œuvre  
du dispositif d'échantillonnage

p. 4



► **Connaissance  
& gestion des espèces**

Statut, distribution  
et fonctionnement  
des populations  
de fuligule milouin

p. 19

► **Connaissance  
& gestion des habitats**

Concilier agriculture et  
préservation de la faune de plaine :  
le cas du grand hamster en Alsace

p. 31



► **Connaissance  
& application du droit**

Droit cynégétique :  
panorama de décisions  
de justice rendues en 2018

p. 40





« La production de connaissances  
scientifiquement éprouvées  
et donc impartiales impose  
une rigueur et une objectivité  
sans faille. »

© F. Latraube



Faune sauvage N° 322 – 1<sup>er</sup> trimestre 2019 – parution mai 2019

le bulletin technique & juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage  
ONCFS – Mission Communication – 85 bis, avenue de Wagram – 75017 Paris – Tél. : 01 44 15 17 10 – Fax : 01 47 63 79 13

Directeur de la publication : Olivier Thibault  
Rédacteur en chef : Richard Rouxel (richard.rouxel@oncfs.gouv.fr)  
Comité de rédaction : Magali Brillhac, Élisabeth Bro, Antoine Derieux, David Gaillardon,  
Éric Hansen, Guillaume Rousset, Richard Rouxel, Nirmala Séon-Massin  
Service abonnement : Tél. : 01 30 46 60 25 – abonnement-faunesauvage@oncfs.gouv.fr  
Vente au numéro : Service documentation – BP 20 – 78612 Le Perray-en-Yvelines  
Tél. : 01 30 46 60 25 – doc@oncfs.gouv.fr  
Prix : 5,60 € ttc le numéro (pays tiers : 6,00 € ttc)

Remise de 25 % à partir de 30 exemplaires, participation aux frais de port de 10 € de 30 à moins de 100 exemplaires et 20 € au-delà.



Conception : [www.epromatiques.fr](http://www.epromatiques.fr) – Réalisation : **Transfaire** 04250 Turriers – [www.transfaire.com](http://www.transfaire.com)  
Impression : Jouve – Imprimé sur papier issu de forêts durablement gérées et par un imprimeur certifié Imprim'Vert.

ISSN 1626-6641 – Dépôt légal : mai 2019

La reproduction partielle ou totale des articles de ce bulletin est subordonnée à l'autorisation du directeur de la publication.  
Toute reproduction devra mentionner la source « Faune sauvage, bulletin de l'ONCFS ».  
Le comité de rédaction remercie les auteurs, les photographes et les relecteurs pour leur contribution.

# Éditorial

---



© Roxane Leverrier/ONCFS

**Olivier Thibault,**  
Directeur général

## Mieux connaître...

La mise en place de solutions adaptées et efficaces pour agir en faveur de la biodiversité impose l'acquisition préalable de solides connaissances scientifiques sur les habitats et les espèces concernés, tant les problématiques sont complexes et le plus souvent interconnectées.

La production de connaissances scientifiquement éprouvées et donc impartiales impose une rigueur et une objectivité sans faille depuis la définition des protocoles de collecte de données jusqu'aux méthodes d'analyse et à l'interprétation des résultats. S'y soustraire, c'est simplement en détruire la valeur. Il y a fondamentalement une obligation de transparence qui s'accompagne d'un processus d'évaluation par ses pairs et d'une validation par la publication dans des revues internationales à comité de lecture. C'est parce que la recherche scientifique est un travail dirigé vers le développement de la connaissance objective que ses résultats peuvent contribuer à éclairer le débat public.

Pendant de la recherche académique dont elle utilise les connaissances acquises, l'expertise scientifique se caractérise par la reconnaissance d'une compétence au sein d'une communauté de pairs. C'est l'exercice constant

de cette compétence qui fonde la légitimité de l'expert à formuler un jugement indépendant et objectif destiné à éclairer le débat public. La réputation des structures qui prétendent produire de l'expertise est ainsi étroitement liée à la crédibilité de leurs experts.

Qu'il s'agisse de préserver une espèce animale en mauvais état de conservation, de réduire les dégâts du grand gibier aux cultures agricoles ou aux peuplements forestiers, de limiter le développement des crises sanitaires ou de garantir une chasse durable, l'ONCFS œuvre depuis sa création en ce sens et dans cet esprit.

La création prochaine de l'Office français de la biodiversité permettra d'ici quelques mois d'entretenir cette approche transparente, rigoureuse et objective des problématiques environnementales avec une approche pluridisciplinaire renforcée permettant de développer les partenariats et les synergies, dans le même objectif partagé de mieux connaître pour mieux comprendre et mieux gérer.

Bonne lecture ! ●

# Sommaire



page 4



Connaissance & gestion des espèces

## L'enquête sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014 : quelques éléments de compréhension concernant la mise en œuvre du dispositif d'échantillonnage

Dans la continuité des articles déjà publiés dans les numéros 315 et 320 de *Faune sauvage*, qui ont abordé les principes statistiques sur lesquels a reposé la dernière enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir, ce nouvel exposé revient en détail sur les modalités de constitution des échantillons de chasseurs, en en soulignant les points forts mais aussi les faiblesses.

P. Aubry



page 19



Connaissance & gestion des espèces

## Statut, distribution et fonctionnement démographique des populations de fuligule milouin



Le fuligule milouin est relativement commun en Eurasie. Toutefois, l'Europe de l'Ouest, qui constitue l'une de ses zones d'hivernage majeures, a connu une forte baisse de fréquentation depuis 25 ans avec 30 à 50 % de diminution des effectifs hivernants. Afin de comprendre l'origine de ce déclin et, *in fine*, de pouvoir proposer des mesures de gestion adaptées au maintien des populations concernées, l'ONCFS conduit des travaux de recherche sur cette espèce. Les résultats présentés dans cet article sont ainsi issus d'une thèse soutenue fin 2018 et dirigée selon quatre axes : évaluer la robustesse des estimations d'effectifs, vérifier la réalité des voies de migration, combler certaines lacunes sur la démographie, modéliser le fonctionnement démographique pour identifier des paramètres impliqués dans le déclin observé. Il en ressort des conclusions en termes de gestion adaptative des prélèvements cynégétiques.

B. Folliot, M. Guillemain, J. Champagnon, A. Caizergues

page 10



Connaissance & gestion des espèces

## Les tableaux de chasse à tir de la caille des blés en France

Lors de la dernière enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014 (voir *Faune sauvage* n° 310), les prélèvements de cailles des blés ont été estimés à environ 129 000 oiseaux. L'analyse de l'évolution de ces prélèvements au regard des estimations précédentes révèle qu'ils ont accusé une forte baisse, dont les causes sont discutées. Leur répartition est présentée à l'échelle départementale, mettant en évidence leur prédominance dans la moitié sud de la France et en particulier dans le sud-ouest. Une analyse complémentaire sur la phénologie et la structure des prélèvements pour la période 2012-2018 suggère que la majorité d'entre eux seraient réalisés pendant la période d'ouverture anticipée et qu'ils porteraient principalement sur de jeunes oiseaux. Enfin, le tableau réalisé en France est mis en perspective avec les estimations de prélèvements disponibles pour d'autres pays concernés par la chasse de cette espèce.

C. Eraud, D. Roux, A. Villers, C. Suas, P. Aubry





page 25



Connaissance &amp; gestion des habitats

## Influence des populations d'ongulés sauvages sur la régénération forestière du chêne : le dispositif EFFORT

L'impact des grands ongulés sauvages, toutes espèces confondues, sur les communautés végétales est très étudié. Cependant, la connaissance du rôle de chaque espèce est encore très lacunaire. Cet article présente le dispositif expérimental EFFORT (EFFet des Ongulés sur le Renouveau forestier), qui a pour objectif d'étudier la régénération forestière du chêne et du cortège floristique associé dans des forêts de production, en absence et en présence d'ongulés, entre la coupe d'ensemencement et l'acquisition de la régénération définitive. L'originalité de ce dispositif est de s'intéresser à l'identification et à la quantification de l'impact de chaque espèce d'ongulé (cerf, chevreuil, sanglier) prise séparément, le long d'un gradient de richesse du sol et de pression du gibier.

S. Saïd, C. Saba, L. Laurent, J. Barrère, M. Reeb, J.-C. Tissaux, C. Warnant, J. Lambert, B. Cuiller

page 31



Connaissance &amp; gestion des habitats

## Concilier agriculture et préservation de la faune de plaine : le cas du grand hamster en Alsace

En France, le grand hamster est inféodé à la plaine agricole d'Alsace où il a fortement décliné depuis les années 1970, principalement en raison des pratiques agricoles intensives. Ses effectifs se sont stabilisés ces dix dernières années, mais ils demeurent très fragiles et l'espèce est toujours menacée à l'échelle nationale. Dans ce contexte, des outils de gestion ont été mis en place pour favoriser sa conservation et celle de son habitat, comme cet article en

rend compte. Un bilan des derniers acquis sur la biologie et l'écologie du grand hamster est également dressé : il remet en question certaines mesures de conservation et suscite le besoin d'acquiescer des connaissances plus approfondies sur son écologie alimentaire, sa sélection de l'habitat et la dynamique de ses populations, afin d'optimiser sa gestion et de faire évoluer les pratiques agricoles.



M. L. Tissier, C. Habold, F. Kletty, J. Eidenschenck, S. Marchandeu, Y. Handrich, P. Osswald, A. Revel-Mouroz, C. Kourkgy

page 40



Connaissance &amp; application du droit

## Panorama de décisions de justice rendues en 2018 concernant le droit cynégétique

Regroupement de propriétaires et retrait du territoire d'une ACCA, communes et bail de chasse, chasses traditionnelles, gestion des espèces, chasse et sécurité... Autant de sujets relatifs au droit de la chasse sur lesquels la justice a eu à se prononcer en 2018. Cet article revient dans le détail sur les décisions qui ont été rendues et l'éclairage qu'elles apportent.

E. Woelfli





# L'enquête sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014 :

## quelques éléments de compréhension concernant la mise en œuvre du dispositif d'échantillonnage

**PHILIPPE AUBRY<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise,  
Cellule d'appui méthodologique  
– Saint-Benoist, Auffargis.

Contact : philippe.aubry@oncfs.gouv.fr

*Pour bien s'approprier les résultats publiés à l'issue de l'enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir réalisée pour la saison 2013-2014, il est nécessaire de comprendre les principes statistiques sur lesquels elle repose. Les articles déjà publiés dans Faune sauvage (n° 315 et n° 320) ont levé une partie du voile sur ces aspects. Mais il est également important de savoir comment les principes exposés ont pu être mis en œuvre, et dans quelle mesure les défauts qui subsistent peuvent être corrigés à l'avenir. Faisons la lumière sur certains éléments restés dans l'ombre.*

L'estimation des tableaux de chasse va constituer à l'avenir un enjeu de plus en plus important dans le cadre de la gestion adaptative des espèces gibier, en particulier des oiseaux migrateurs. Dans cette perspective, l'objectivité de la production des statistiques de chasse est bien entendu souhaitable, car c'est à partir d'un diagnostic partagé que l'on peut utilement échanger, discuter et confronter différents points de vue, pour *in fine* envisager des modalités de gestion aussi pertinentes que possible. Aussi, il est légitime d'attendre d'un établissement administratif tel que

l'Office national de la chasse et de la faune sauvage qu'il soit au service de ce débat public en tant que producteur officiel de statistiques cynégétiques. Or la confiance dans la statistique officielle n'est jamais acquise : elle est toujours à construire et à renforcer, et cela passe nécessairement par des explications qui ne s'adressent pas qu'aux experts. Dans un souci de transparence, nous revenons ici sur des éléments essentiels de l'enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014.

### L'échantillonnage aléatoire stratifié des chasseurs

L'ensemble des chasseurs ayant pris une validation au cours de la saison cynégétique 2012-2013 constitue la base de sondage de l'enquête pour la saison 2013-2014 (voir l'encadré 1 dans Aubry, 2018). Une strate est ici un sous-groupe de chasseurs de cette base de sondage. L'échantillonnage aléatoire sur lequel repose la méthodologie de l'enquête peut être stratifié, c'est-à-dire réalisé de façon indépendante à l'intérieur de chacune des

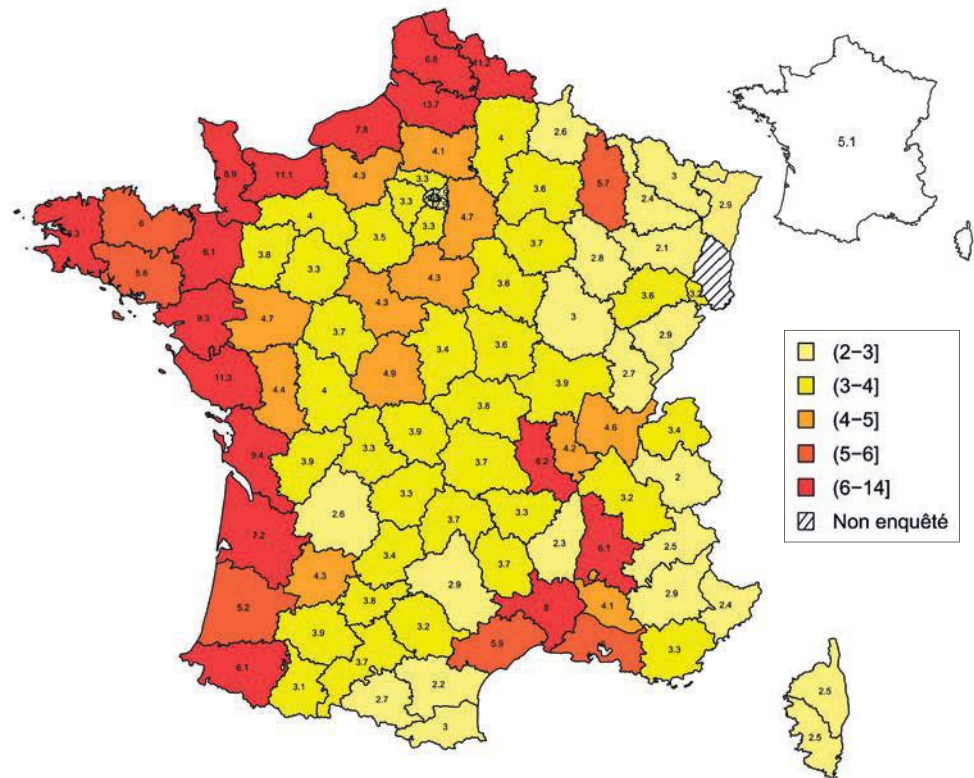
strates qui ont été définies sur la base de sondage. Le prélèvement total est estimé pour chaque strate et la somme des estimations fournit l'estimation globale. Il en est de même pour la mesure de précision qui quantifie l'incertitude entachant l'estimation.

Les chasseurs ayant pris une validation en 2012-2013 pouvaient être stratifiés selon qu'ils avaient pris une validation nationale ou départementale et, dans ce second cas, être à nouveau stratifiés par leur département d'adhésion (Aubry *et al.*, 2016). Au sein de chaque strate, nous avons utilisé un échantillonnage aléatoire simple (EAS) ; ce qui veut dire que tous les chasseurs d'une même strate avaient la même chance d'être sélectionnés. En revanche, la probabilité de sélection des chasseurs n'était pas la même selon les strates, dans le but d'augmenter la précision des estimations pour les espèces d'intérêt (espèces migratrices, mais aussi petit gibier de plaine – voir Aubry *et al.*, 2016 et Aubry, 2018). Ainsi, l'effort d'échantillonnage était plus important, par exemple, dans un département comme la Somme (taux de sondage proche de 14 %) qu'en Savoie (taux de sondage de 2 %). Pour 23 strates sur les 91 considérées, le taux de sondage dépassait 5 %, et il était supérieur à 10 % pour quatre d'entre elles, à savoir le Calvados, le Nord, la Vendée et la Somme (*carte*). Est-ce qu'une stratification supplémentaire serait envisageable pour augmenter davantage la précision ? Pour cela, il faut d'abord disposer d'une information qui soit connue pour tous les chasseurs de la base de sondage : c'est le cas de la date de naissance, et par conséquent de l'âge à une date donnée. Connaissant l'âge des chasseurs de l'échantillon de l'enquête de 2013-2014 à la date du 1<sup>er</sup> juillet 2013, nous avons pu examiner *a posteriori* la possibilité d'utiliser l'âge du chasseur pour construire deux strates d'âge  $A_1$  et  $A_2$ , en considérant un âge limite en dessous duquel un chasseur appartient à la strate  $A_1$ , et à partir duquel il appartient à la strate  $A_2$ . L'âge limite qui maximise la précision de l'estimation dépend de l'espèce considérée, et une forme de compromis devrait être trouvée. Si l'on considère les prélèvements pour toutes les espèces à la fois (*encadré 1*), l'âge limite optimal se situe à 54 ans, ce qui est voisin de l'âge médian des chasseurs qui est d'environ 55 ans. Si l'âge devait être utilisé à l'avenir pour stratifier les chasseurs, il conviendrait d'utiliser les strates formées pour l'enquête de 2013-2014 (validations nationales/départementales puis département d'adhésion) à l'intérieur des deux strates d'âge qui auraient été formées.

### Carte

Taux de sondage (%) lors de la première phase d'échantillonnage.

En hachuré, département dont la fédération des chasseurs n'a pas autorisé l'utilisation de son fichier d'adhérents. Le taux mentionné sur la carte en blanc correspond à celui de la strate des validations nationales et correspond au taux de sondage moyen.



### Le faible taux de réponse complique tout...

Le dispositif d'échantillonnage aléatoire utilisé pour l'enquête 2013-2014 aurait pu rester assez élémentaire<sup>1</sup> (par échantillonnage aléatoire simple stratifié) si le taux de réponse avait été très élevé. Hélas, le taux de réponse attendu avait été identifié d'emblée comme un élément préoccupant pour la validité de l'enquête. Pour l'enquête de 1983-1984, le taux de retour<sup>2</sup> à l'issue du premier envoi du questionnaire avait été d'environ 17 % et s'était maintenu à ce niveau pour le second envoi (Landry *et al.*, 1986). Après élimination des questionnaires inutilisables, le taux de réponse global avait été d'environ 33,5 % (Landry & Lavergne, 1985). Pour l'enquête de 1998-1999, le taux de retour était de 32,5 %, mais il avait encore fallu supprimer entre 11 % et 35 % des questionnaires reçus sur des critères de qualité et de vraisemblance des réponses (Landry, 2000), ce qui conduisit à un taux de réponse global compris entre 20 % et 30 % environ selon les espèces. Bien que le questionnaire de 2013-2014 fût plus

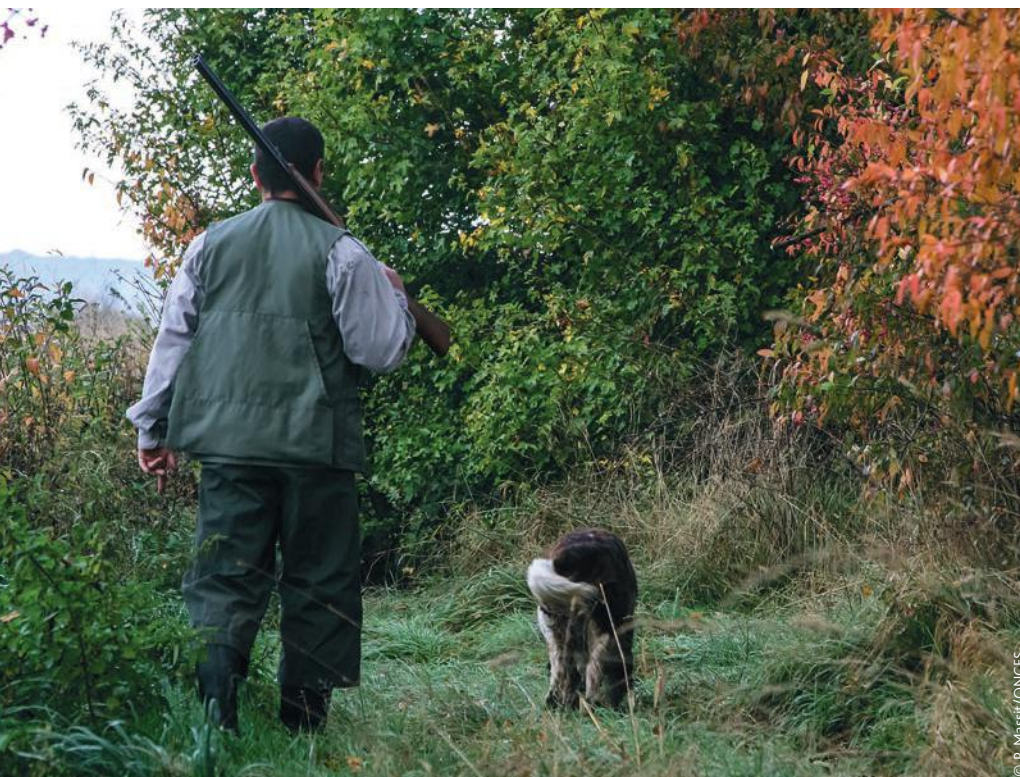
simple et plus court, nous escomptions un taux de réponse au mieux du même niveau que celui de l'enquête de 1998-1999. Et en effet, comme pour les deux enquêtes précédentes, les chasseurs contactés en 2013-2014 n'ont pas massivement adhéré à l'enquête puisque le taux de réponse moyen au premier envoi était de 14 %<sup>3</sup>. Rappelons qu'une des raisons pour ne pas répondre au questionnaire est d'avoir un tableau faible ou nul (voir l'encadré dans Aubry, 2017). Il en découle que le prélèvement moyen est plus élevé parmi les répondants que parmi les non-répondants. Dans ces conditions, l'absence de prise en compte du problème de la non-réponse peut conduire à une surestimation importante du tableau de chasse (Aubry, 2017). Le dispositif a donc dû être considérablement complexifié pour pouvoir atténuer le biais de non-réponse (Aubry & Guillemain, 2019).

Le dispositif employé dans chaque strate comportait trois phases (Aubry *et al.*, 2016 ; Aubry, 2017). Les deux premières phases s'appuyaient sur une enquête par voie postale, tandis que la troisième et dernière phase reposait sur

1. Hormis l'allocation de l'effort d'échantillonnage illustré par la carte.

2. Il ne faut pas confondre le taux de retour qui concerne les questionnaires reçus et le taux de réponse qui concerne les questionnaires exploitables. Le taux de réponse est nécessairement inférieur au taux de retour.

3. À titre de comparaison, en 2012, le taux de réponse à l'enquête annuelle finlandaise (par échantillonnage aléatoire simple stratifié auprès de 5 400 chasseurs) variait entre un peu plus de 63 % et presque 80 % selon les strates (en moyenne environ 74 %). Il est actuellement de l'ordre de 60 % (Leena Forsman, com. pers.).



© P. Masstré/ONCFS

▲ Comme pour les deux enquêtes nationales précédentes, les chasseurs n'ont pas massivement adhéré à celle de 2013-2014, ce qui a entraîné une grande complexification du dispositif d'échantillonnage pour pouvoir atténuer le biais de non-réponse.

une enquête téléphonique. Au-delà de la première phase, chaque phase consistait à échantillonner aléatoirement les non-répondants de la phase précédente (figure 7). L'estimateur utilisé combine les réponses des trois phases de façon adéquate (voir Aubry & Guillemain, 2019). On démontre que si le taux de réponse à la dernière phase est de 100 %, alors l'estimateur utilisé est sans biais, quels que soient les taux de réponse aux deux premières phases. La théorie de ce dispositif repose entièrement sur le caractère aléatoire de l'échantillonnage à chaque phase, et sa validité ne dépend normalement d'aucune supposition (voir Aubry, 2018 ; Aubry & Guillemain, 2019).

### L'absence de coordonnées téléphoniques dans la base de sondage génère des suppositions...

La base de sondage utilisée comportait nécessairement les adresses postales des chasseurs (information prévue dans toute demande de validation de permis de chasser), mais pas les numéros de

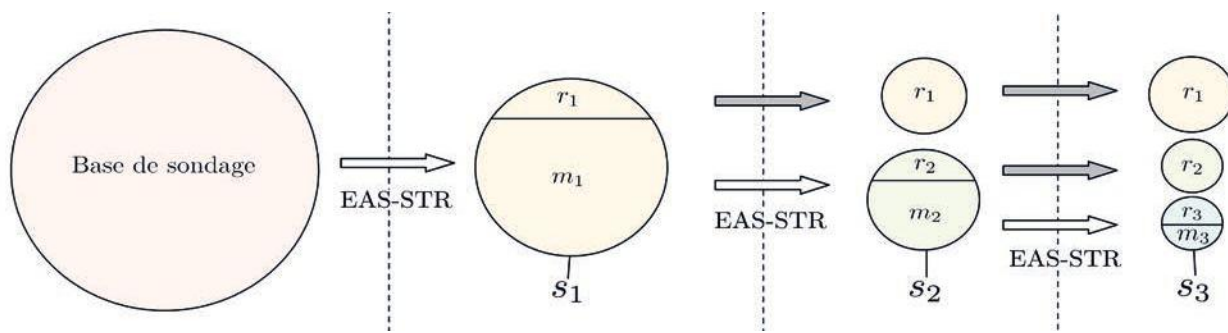
#### ► Encadré 1 • L'estimation de la somme n'est pas toujours la somme des estimations

Comment ont été produites les estimations présentées dans les articles publiés sur les résultats de l'enquête sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014, concernant des groupes de départements ou des groupes d'espèces ? Les prélèvements sont estimés à partir d'un échantillon de chasseurs. On dit que le chasseur est l'unité d'échantillonnage : c'est lui qui est sélectionné par le dispositif d'échantillonnage aléatoire et c'est donc à partir de lui que sont effectuées toutes les estimations. Les données se présentent sous la forme d'enregistrements. Un enregistrement est le nombre d'animaux prélevés par un chasseur donné, pour une espèce donnée, dans un département donné. Les trois informations qui définissent l'enregistrement (nombre prélevé, espèce, département) sont réputées exactes. Dès lors que plusieurs enregistrements sont disponibles pour une espèce et un département, il est possible d'estimer un prélèvement total pour cette espèce et ce département ainsi que sa précision. Lorsque l'on souhaite disposer d'une estimation du tableau de chasse pour cette espèce pour un ensemble de départements (région, territoire national, ou tout autre ensemble), une façon « naïve » de procéder consisterait à faire la somme des prélèvements estimés dans les départements concernés. De même, pour obtenir une estimation du prélèvement total pour un groupe d'espèces pour un département (ou un ensemble de départements), l'approche « naïve » consisterait à faire la somme des prélèvements pour toutes les espèces du groupe. Toutefois, cette façon de procéder n'est pas celle utilisée. En effet, un même chasseur peut avoir prélevé une même espèce dans plusieurs départements, et plusieurs espèces d'un même groupe dans un même département. Les espèces et les départements ne peuvent alors pas être considérés comme des « compartiments » indépendants pour lesquels il suffirait d'additionner

les estimations des prélèvements (ou celles de leur précision). Les procédures correctes tiennent compte du fait que plusieurs enregistrements proviennent d'un même chasseur, et que celui-ci ne chasse pas nécessairement dans un seul département (même si c'est majoritairement le cas). Considérons un cas hypothétique dans lequel chaque chasseur ne peut chasser que dans un seul département. Dans un tel cas, si un échantillon de chasseurs était sélectionné dans chaque département indépendamment des autres départements (strates), alors effectivement, l'estimation de la somme pour tous les départements considérés serait bien la somme des estimations dans chaque département. Cependant, même si tous les chasseurs ne disposaient que d'une validation départementale, ils auraient tout de même encore la possibilité de chasser dans des communes limitrophes des départements voisins : les conditions du cas hypothétique ne sont donc pas remplies. Elles le sont encore moins du fait des validations bi-départementales et nationales. L'approche « naïve » constitue donc une approximation de la procédure correcte. Considérons par ailleurs l'estimation du tableau de chasse d'un groupe d'espèces, par exemple au niveau régional. Quand on estime le tableau de chasse pour une espèce, celle-ci correspond à ce que l'on nomme la variable d'intérêt (nombre d'individus prélevés pour cette espèce par chaque chasseur). Définir un groupe (limicoles, anatidés, etc.), c'est en fait définir une nouvelle variable d'intérêt (nombre d'individus prélevés pour ce groupe par chaque chasseur). L'estimation porte donc sur cette nouvelle variable d'intérêt, et tient compte du fait qu'un même chasseur peut avoir prélevé plusieurs espèces d'un même groupe dans la région en question. L'approche « naïve » serait correcte si chaque chasseur ne prélevait qu'une seule espèce par groupe.



**Figure 1** Dispositif d'échantillonnage aléatoire simple stratifié (EAS-STR) à trois phases pour l'échantillonnage parmi les non-répondants. L'échantillon  $s_1$  (60 000 chasseurs) est prélevé dans la base de sondage et se subdivise en répondants ( $r_1$ ) et non-répondants ( $m_1$ ). L'échantillon  $s_2$  (30 000 chasseurs) est prélevé parmi les non-répondants de la première phase ( $m_1$ ) et se subdivise à son tour en répondants ( $r_2$ ) et non-répondants ( $m_2$ ). Enfin, l'échantillon  $s_3$  (8 000 chasseurs) est prélevé parmi les non-répondants de la deuxième phase ( $m_2$ ). Les estimateurs exploitent les réponses  $r_1$ ,  $r_2$  et  $r_3$  ainsi que la structure du dispositif.



### ► Encadré 2 • Les informations de contact dans la base de sondage

La base de sondage peut être constituée à partir des fichiers d'adhérents normalement mis à jour chaque année par les fédérations départementales des chasseurs lors de la validation du permis de chasser (voir l'encadré 1 dans Aubry, 2018). Le formulaire de demande de validation prévu par l'administration est le Cerfa 12 660\*02 (<https://www.service-public.fr/particuliers/vosdroits/R19824>). Pour contacter le demandeur, le formulaire prévoit uniquement de renseigner l'adresse postale. Dans les faits, à notre connaissance, aucune fédération ne fournit ce formulaire sur son site. Quand un formulaire est disponible en téléchargement, il s'agit d'un modèle propre à chaque fédération, dans lequel il est pratiquement toujours prévu de renseigner le numéro de téléphone portable, le numéro de téléphone fixe et une adresse électronique. Ainsi, les informations requises pour constituer une base de sondage de qualité sont déjà recueillies par la plupart des fédérations. Nous ignorons cependant quelle est la proportion d'adhérents pour lesquels, hormis l'adresse postale, les autres informations de contact sont renseignées. Pour alimenter le fichier central géré par la Fédération nationale des chasseurs, les fédérations départementales ne transmettent pas actuellement les informations de contact facultatives que sont les numéros de téléphone et les adresses électroniques.

▲ L'absence de contact avec une partie des chasseurs qui ont été enquêtés par téléphone est ignorable car pas nécessairement liée au prélèvement qu'ils ont pu réaliser.

téléphone. Or ceux-ci sont naturellement indispensables pour contacter les chasseurs lors de l'enquête téléphonique (encadré 2). Un prestataire de service spécialisé a enrichi le fichier de chasseurs à échantillonner d'un numéro de téléphone. Cet enrichissement n'était pas complet, puisque parmi les 26 038 chasseurs non répondant à la deuxième phase, seuls 17 147 avaient un numéro de téléphone renseigné. En outre, cet

enrichissement n'était pas totalement fiable : un indicateur résumant la qualité de la correspondance globale (MATCHING) a été fourni par le prestataire. Cet indicateur avait pour valeur maximale 100 et pour valeur minimale 60. Nous avons fait le choix de ne pas considérer les chasseurs pour lesquels l'indicateur MATCHING avait une valeur inférieure à 80, ce qui a conduit à sélectionner l'échantillon de 8 000 chasseurs prévu

parmi une partie seulement des non-répondants. Nous avons considéré que les deux événements :

- « le numéro de téléphone est renseigné »,
- « l'indicateur MATCHING est supérieur ou égal à 80 »,

étaient indépendants des prélèvements à la chasse. Ainsi, dans les deux cas, le mécanisme excluant les chasseurs de la sélection aléatoire finale a été jugé ignorable, assimilable à l'échantillonnage aléatoire simple et donc n'introduisant pas de biais (figure 2).

De nombreuses tentatives ont été effectuées pour essayer de joindre les chasseurs enquêtés. Au total, plus de 65 000 appels ont été passés pour les 8 000 numéros de téléphone. Plus de 50 % des chasseurs sélectionnés à la troisième phase n'ont pas pu être joints. Nous considérons que cette absence de contact est également ignorable car pas nécessairement liée au prélèvement. Parmi les 3 678 correspondants contactés, au total 7 % ont refusé de communiquer leurs tableaux de chasse. La non-réponse n'est pas ignorable, mais le biais à ce stade est faible car le taux de réponse est suffisamment élevé (93 %) – (figure 3 ; voir aussi Aubry & Guillemain, 2019).

## Conclusion et perspectives

Même si l'échantillon des chasseurs enquêtés a été sélectionné aléatoirement, tous ne se sont pas portés volontaires pour répondre au questionnaire. Ceci aurait pu introduire un biais important si aucune

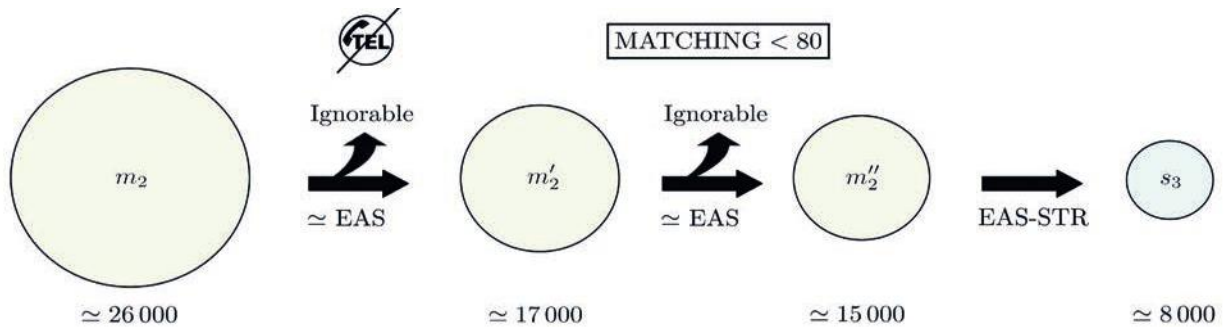
mesure n'avait été prise pour en tenir compte (Aubry, 2017 ; Aubry & Guillemain, 2019). Le dispositif en plusieurs phases utilisé dans l'enquête pour la saison 2013-2014 permet d'atténuer le biais dû à la non-réponse, et même de l'éliminer totalement si le taux de réponse à la dernière



▲ À l'avenir, on pourrait envisager de rendre la réponse à ce type d'enquête obligatoire, afin d'inciter une majorité de chasseurs sélectionnés à communiquer leurs prélèvements.

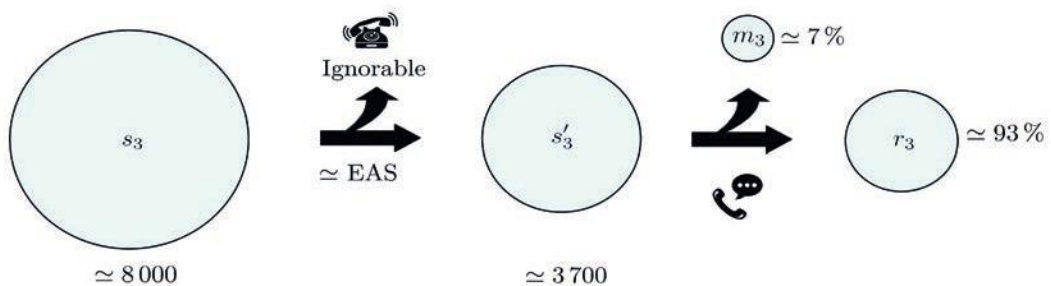
**Figure 2** Étapes conduisant à la sélection de l'échantillon pour l'enquête téléphonique ( $s_3$ ) à partir de l'ensemble des non-répondants de la deuxième phase ( $m_2$ ).

Le numéro de téléphone n'est renseigné que pour une partie  $m'_2$  des non-répondants ; puis, parmi les numéros de téléphone renseignés, le niveau de fiabilité n'est jugé acceptable que pour une partie  $m''_2$ . Ces deux sélections ont été considérées comme ignorables et assimilables à l'échantillonnage aléatoire simple (EAS). Enfin, les 8 000 chasseurs prévus pour l'enquête téléphonique ont été sélectionnés par échantillonnage aléatoire simple stratifié (EAS-STR) parmi  $m''_2$ . La sélection de l'échantillon  $s_3$  n'introduit pas de biais si le fait d'avoir été disponible pour l'échantillonnage n'est pas lié au prélèvement.



**Figure 3** Étapes conduisant à l'ensemble des répondants de l'enquête téléphonique ( $r_3$ ) à partir de l'échantillon prévu ( $s_3$ ).

Une partie des chasseurs enquêtés est finalement contactée ( $s'_3$ ). Concernant leurs tableaux de chasse, les chasseurs contactés se subdivisent en répondants ( $r_3$ ) et en non-répondants ( $m_3$ ). L'impossibilité d'entrer en contact téléphonique avec un chasseur a été jugée ignorable et assimilable à l'échantillonnage aléatoire simple (EAS). La non-réponse des chasseurs contactés n'est pas ignorable.



phase est de 100 %. L'absence de biais de l'estimateur utilisé est garantie par le respect du dispositif d'échantillonnage aléatoire qui lui correspond. Il en est de même pour l'estimation de la précision associée (Aubry & Guillemain, 2019). Cette situation est formellement très différente de celle des enquêtes de 1983-1984 et de 1998-1999, et bien plus rigoureuse. Hélas, l'absence de numéros de téléphone dans la base de sondage a généré des suppositions pour la dernière phase du dispositif (enquête téléphonique). Même si ces suppositions ne sont pas déraisonnables, elles sont toutefois venues affaiblir la rigueur du dispositif employé.

En dehors des aspects liés à la logistique de l'enquête et à la qualité des réponses, qui n'ont pas été évoqués ici, la qualité de la base de sondage et les taux de réponse

sont des points à améliorer pour les futures enquêtes. Une évolution dans la remontée des informations de contact (numéros de téléphone, adresse électronique) recueillies par les fédérations départementales des chasseurs vers la Fédération nationale, qui centralise le fichier des validations, serait de nature à améliorer la qualité de la base de sondage. Il n'est pas facile d'agir sur les taux de réponse, mais on peut imaginer faire figurer à terme l'enquête sur la liste des enquêtes obligatoires (<https://www.cnis.fr/obligation-de-reponse/>), afin de conduire une majorité de chasseurs à y répondre. Nous considérons qu'un effort pédagogique concernant la communication du tableau de chasse devrait être entrepris très en amont, dès la formation à l'examen du permis de chasser, et entretenu ensuite par tous les acteurs du monde cynégétique.

## Remerciements

Nous remercions les chasseurs qui font l'effort de répondre consciencieusement aux diverses enquêtes sur les tableaux de chasse réalisées sur le territoire métropolitain. Merci à Leena Forsman du LUKE (Institut finlandais des ressources naturelles) pour les précisions méthodologiques concernant le dispositif en vigueur en Finlande et à Isabelle Pinard-Gaudin, Elisane Tessier, François Omnès et Sylvain Godin (ONCFS) pour leurs avis constructifs. L'enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014 a été financée conjointement par la FNC et l'ONCFS. Le dispositif d'échantillonnage aléatoire et les estimateurs ont été définis par la Cellule d'appui méthodologique de la Direction de la recherche et de l'expertise de l'ONCFS. ●



◀ Un effort pédagogique concernant la communication du tableau de chasse devrait être entrepris très en amont, dès la formation à l'examen du permis de chasser.

## Bibliographie

- ▶ Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Klein, F., Ruette, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P. & Migot, P. 2016. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014. Résultats nationaux. *Faune sauvage* n° 310, supplément central. 8 p.
- ▶ Aubry, P. 2017. Enquêtes sur les tableaux de chasse : pourquoi est-il essentiel d'y répondre, même quand on n'a rien prélevé ? *Faune sauvage* n° 315 : 4-8.
- ▶ Aubry, P. 2018. Enquêtes sur les tableaux de chasse basées sur l'échantillonnage aléatoire des chasseurs : comment ça marche ? *Faune sauvage* n° 320 : 10-15.
- ▶ Aubry, P. & Guillemain, M. 2019. Attenuating the nonresponse bias in hunting bag surveys: the multiphase sampling strategy. *PLoS ONE* 14 (3): e0213670. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213670>
- ▶ Landry, P. & Lavergne, R. 1985. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 1983-1984. Premiers résultats. *Bulletin Mensuel ONC* n° 89 : 9-16.
- ▶ Landry, P., Lavergne, R. & Havet, P. 1986. Enquête sur les prélèvements de petit gibier durant la campagne de chasse 1983-1984 en France métropolitaine : méthodologie utilisée. *Gibier Faune Sauvage* n° 3 : 197-241.
- ▶ Landry, P. 2000. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 1998-1999. Résultats nationaux et données sociologiques. *Faune sauvage* n° 251 : 8-17.



© P. Massi/ONCFS

# Les tableaux de chasse à tir de la caille des blés en France

**CYRIL ERAUD<sup>1\*</sup>, DENIS ROUX<sup>1\*\*</sup>,  
ALEXANDRE VILLERS<sup>1\*</sup>, CHARLIE SUAS<sup>2</sup>,  
PHILIPPE AUBRY<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Avifaune migratrice – Chizé\*, Sault\*\*.

<sup>2</sup> ONCFS, Direction de la police, Département juridique et judiciaire – Le-Perray-en-Yvelines.

<sup>3</sup> ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Cellule d'appui méthodologique – Le-Perray-en-Yvelines.

Contact : [cyril.eraud@oncfs.gouv.fr](mailto:cyril.eraud@oncfs.gouv.fr)

*Lors de la dernière enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir (voir Faune sauvage n° 310), les prélèvements de cailles des blés au fusil ont été estimés pour la saison 2013-2014 à environ 129 000 oiseaux. Une analyse complémentaire de la structure des prélèvements pour la période 2012-2018 suggère que la majorité d'entre eux seraient réalisés pendant la période d'ouverture anticipée, et qu'ils porteraient principalement sur de jeunes oiseaux émancipés.*

La caille des blés (*Coturnix coturnix*) est la seule espèce de la famille des phasianidés en Europe à entreprendre un cycle annuel de migration qui la conduit jusqu'en Afrique subsaharienne, où se localisent ses quartiers d'hivernage. Compte tenu de l'originalité du comportement et du cycle de reproduction chez cette espèce (voir Guyomarc'h, 2003), les effectifs reproducteurs sont généralement exprimés en nombre de mâles chanteurs et non en couples. Ainsi, les récentes estimations font état d'effectifs nicheurs compris entre 1 300 000 et 3 000 000 mâles dans l'Union européenne (UE 27), et de 3 320 000 à 6 700 000 mâles à

l'échelle de l'Europe géographique (BirdLife International, 2015).

En France, où l'effectif reproducteur est estimé à 100 000-300 000 mâles (Barnagaud *et al.*, 2015), l'espèce fréquente en période de reproduction et de migration les paysages ouverts et tout particulièrement les agrosystèmes céréaliers ou de polyculture-élevage. Elle occupe également les marais littoraux ou intérieurs, ainsi que certains milieux prairiaux d'altitude.

La chasse à tir de la caille des blés (**encadré 1**) est autorisée sur l'ensemble du territoire national de l'ouverture générale (septembre) au 20 février. Dans

de nombreux départements (en particulier dans la moitié sud de la France), la date d'ouverture peut être anticipée au dernier samedi du mois d'août<sup>1</sup>. Le prélèvement de cette espèce est également autorisé dans neuf autres pays de l'Union européenne (Croatie, Bulgarie, Roumanie, Chypre, Grèce, Italie, Malte, Portugal et Espagne), ainsi qu'au-delà des frontières de l'UE (Ukraine, Serbie, Russie...) et dans certains pays d'Afrique du Nord (Maroc,

1. Arrêté du 24 mars 2006 relatif à l'ouverture de la chasse aux oiseaux de passage et au gibier d'eau. <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000456442>

### ► Encadré 1 • L'élevage, la commercialisation, les lâchers et la chasse de la caille des blés : un point sur la réglementation

– **L'élevage** : permis par la réglementation. L'activité est encadrée par l'arrêté 10/08/2004 fixant les règles générales de fonctionnement des installations d'élevage d'agrément d'animaux d'espèces non domestiques. La détention peut concerner jusqu'à 100 spécimens pour un *élevage d'agrément*. Au-delà de ce nombre ou si la finalité de l'élevage est commerciale, l'élevage ne peut être réalisé qu'au sein d'un *établissement d'élevage*.

– **La commercialisation** : régie par l'arrêté du 29/10/2009 relatif à la protection et à la commercialisation de certaines espèces d'oiseaux sur le territoire national. L'article 3 précise que l'achat ou encore la vente d'œufs ou de spécimens de cailles (vivants ou morts) sont interdits si ces œufs ou spécimens ont été prélevés dans le milieu naturel du territoire métropolitain (après le 7 mars 1999) ou dans le milieu naturel du territoire des autres États membres de l'UE (après la date d'entrée en vigueur dans ces États de la directive 79/409/CEE). *A contrario*, la commercialisation de spécimens issus d'élevage ou prélevés dans le milieu naturel hors de l'UE est possible.

Des spécimens de cailles des blés peuvent être importés sur le territoire national depuis un pays de l'UE. Cette importation implique de respecter les dispositions transposées de l'arrêté du 14/03/1995 relatif aux conditions sanitaires requises pour les échanges intracommunautaires de certains oiseaux, et de l'arrêté du 10/10/2011 relatif aux conditions de police sanitaire régissant les échanges de volailles et d'œufs à couvrir au sein de l'UE. Lors d'une introduction sur notre territoire, un certificat sanitaire ou autre document de certification doit accompagner les oiseaux.

– **Les lâchers** : en l'absence d'interdiction ou de mesures de gestion particulières, les lâchers de spécimens de caille des blés *Coturnix coturnix* sont autorisés. Dans ce cadre, notons que l'art. 6 de l'arrêté du 12/05/2006, fixant les mesures sanitaires applicables aux élevages de gibier à plumes destiné à être lâché dans le milieu naturel et au lâcher de ce gibier, prévoit que « *tout lâcher de gibier à plumes dans le milieu naturel doit faire l'objet d'un enregistrement documentaire dans les conditions précisées par une instruction du ministre chargé de l'Agriculture* » (réglementation applicable à l'éleveur, Note de service DGAL/SDSPA/N°2006-8163 du 26/06/2006 d'application de l'arrêté ministériel du 12/05/2006 fixant les mesures applicables aux élevages de gibier à plumes destiné à être lâché dans le milieu naturel et au lâcher de ce gibier). Toutefois, certains schémas départementaux de gestion cynégétique peuvent, au titre de l'article L. 425-2 du Code de l'environnement, encadrer voire interdire les lâchers de cailles des blés.

– **La chasse** : permise en vertu de l'arrêté du 26/06/1987 fixant la liste des espèces dont la chasse est autorisée.



© P. Massif/ONCFS

▲ En France, la chasse à tir de la caille des blés est autorisée partout depuis l'ouverture générale, en septembre, jusqu'au 20 février. Mais dans de nombreux départements, elle ouvre par anticipation dès le dernier samedi d'août.

Algérie, Tunisie, Égypte...) et d'Afrique subsaharienne (Sénégal...).

Dans un contexte de déploiement de dispositifs de gestion adaptative, disposer d'informations sur l'importance et l'évolution des prélèvements cynégétiques sur les populations de cailles de blés est un aspect essentiel pour la définition de mesures de gestion durable, mais aussi pour compléter/améliorer nos connaissances sur les tendances populationnelles.

### Des prélèvements en forte baisse

L'historique des prélèvements à tir de la caille des blés réalisés en France témoigne d'une diminution très importante du volume d'oiseaux prélevés au cours des dernières décennies. Les prélèvements opérés au cours de la saison 1974-1975 avaient été estimés à 1 594 000 oiseaux ( $\pm 46\%$  – Ferrand, 1986). L'enquête conduite pour la saison 1983-1984 évaluait le volume des prélèvements

aux alentours de 640 000 oiseaux ( $\pm 2,6\%$  – Ferrand, 1986), et celle réalisée en 1998-1999 à environ 341 000 oiseaux ( $\pm 5,2\%$  – Boutin *et al.*, 2000). L'enquête pour la saison 2013-2014 (Aubry *et al.*, 2016) estime le tableau national à 129 188 oiseaux ( $\pm 25,5\%$  au seuil de confiance de 95 %) ; soit moins de 10 % du volume estimé il y a environ 40 ans.

L'ampleur de cette réduction des prélèvements ne peut s'expliquer seulement par les différences de méthodologies et les biais associés aux différentes enquêtes successives (probable surestimation des tableaux pour les enquêtes les plus anciennes – voir Aubry *et al.*, 2016), ni par la diminution régulière du nombre de chasseurs actifs au cours des dernières décennies. Sur une période récente, cette tendance globale à la diminution du nombre de cailles prélevées serait en revanche cohérente avec la réduction importante des lâchers (*cf.* ci-dessous), ou encore les fortes fluctuations inter-annuelles de l'abondance et/ou un déclin possible des populations nicheuses. Dans

ce sens, soulignons que la saison de chasse 2013-2014 coïncide avec l'un des plus faibles niveaux d'abondance de mâles chanteurs mesuré chez cette espèce au cours des vingt dernières années par le réseau Oiseaux de passage ONCFS/FNC/FDC (*figure 1* – Roux *et al.*, 2017).

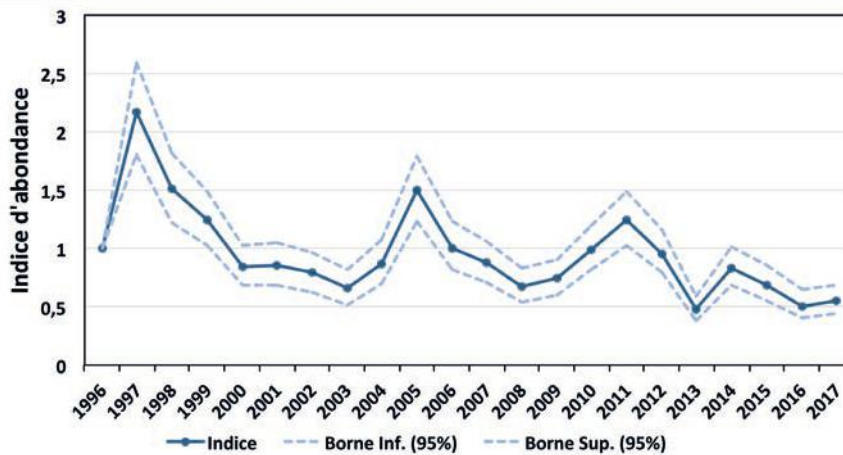
La comparaison des niveaux de prélèvements actuels avec les valeurs les plus anciennes est quant à elle délicate, compte tenu de l'évolution des pratiques cynégétiques. En premier lieu, la précocité des dates d'ouverture de la chasse à la caille a fortement varié au cours des décennies écoulées, modifiant l'accessibilité aux oiseaux par les chasseurs (voir § *Phénologie et structure des prélèvements*). Par ailleurs, à partir des années 1970 et jusqu'à la fin des années 1990, la chasse de la caille des blés s'est fortement appuyée sur des lâchers d'oiseaux issus d'élevage (Guyomarc'h, 2003), généralement réalisés avant les périodes d'ouverture. Il n'existe pas à notre connaissance de données chiffrées fiables sur le volume d'oiseaux relâchés chaque année pendant



© P. Massif/ONCFS

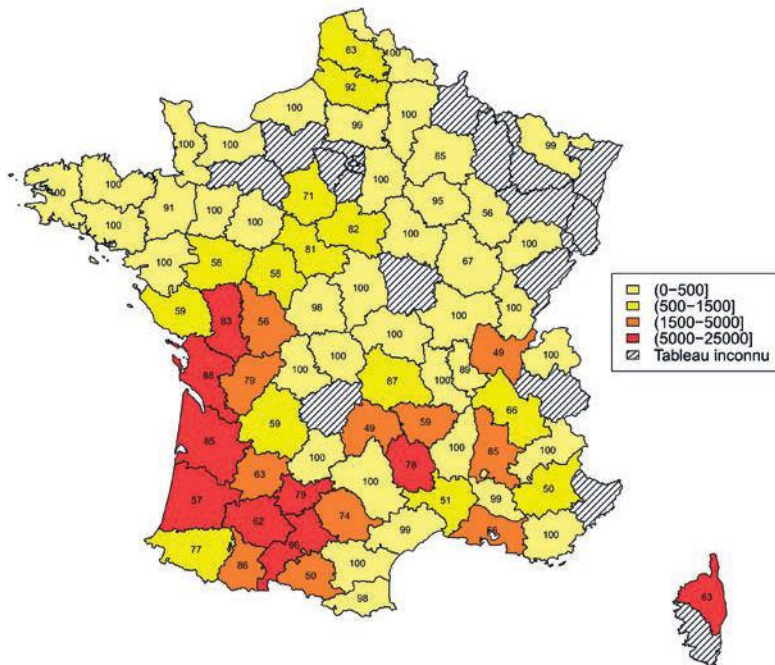
▲ L'enquête sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014 estime le tableau national à un peu moins de 130 000 cailles des blés, soit dix fois moins qu'il y a 40 ans.

**Figure 1** Évolution de l'indice annuel d'abondance de la caille des blés en France (mâles chanteurs) estimé en période de reproduction dans le cadre du réseau Oiseaux de passage ONCFS/FNC/FDC.



**Figure 2** Estimation des niveaux de prélèvement de la caille des blés à tir par département au cours de la saison de chasse 2013-2014.

Les estimations sont fournies sous forme de classes définies a priori. Pour chaque département, la probabilité que le prélèvement appartienne aux différentes classes a été calculée. La classe retenue est celle associée à la plus forte probabilité. Cette mesure de l'incertitude du classement (en %) est figurée pour chaque département pour lequel les calculs ont pu être réalisés (100 % : appartenance certaine à la classe). Lorsque l'estimation est impossible, la mention « Tableau inconnu » est reportée.



cette période. Les chiffres disponibles indiquent toutefois que ces lâchers représentaient des volumes importants, et que les oiseaux concernés constituaient à cette époque une part très importante des prélèvements. Un exemple rapporté par Guyomarc'h (2003) fait ainsi état de 3 800 cailles relâchées fin août 1986 sur un territoire de 64 000 ha dans le Tarn-et-Garonne. L'analyse ultérieure des prélèvements réalisés sur ce territoire a montré que ces oiseaux avaient représenté 75 % des 4 950 cailles prélevées cette année-là, conduisant Guyomarc'h (2003) à estimer que le tableau national pour la saison 1983-1984 était vraisemblablement composé au minimum de deux tiers d'oiseaux issus de captivité. De nos jours, le volume des oiseaux relâchés est supposé être faible. Malgré tout, le maintien de cette pratique n'est pas sans conséquences pour la conservation des populations sauvages, et pose également un problème réglementaire lorsque les spécimens relâchés sont issus de croisements avec des espèces domestiques comme la caille japonaise (voir les encadrés 2 et 3 en fin d'article).

### Des prélèvements importants dans le quart sud-ouest

Au cours de la saison 2013-2014, les prélèvements les plus importants ont été réalisés pour l'essentiel dans les départements de la moitié sud de la France, et tout particulièrement dans le grand quart sud-ouest du pays (figure 2). Le volume des prélèvements a pu être estimé avec une marge d'erreur acceptable (coefficient de variation (CV) < 30 % – Aubry *et al.*, 2016) pour 6 des 13 nouvelles régions de France métropolitaine (tableau 1). Selon ces estimations, les régions Nouvelle-Aquitaine et Occitanie représenteraient à elles seules près des trois quarts (environ 73 %) du tableau national. D'une manière générale, l'importance des prélèvements réalisés dans les régions du sud-ouest de la France est conforme à l'image fournie par les deux précédentes enquêtes nationales (Ferrand, 1986 ; Boutin *et al.*, 2000). Cette répartition géographique des prélèvements est notamment à mettre en relation avec les dates d'ouverture générale de la chasse, qui interviennent plus précocement dans la moitié sud du pays, mais aussi avec l'opportunité offerte dans certains de ces départements de chasser la caille des blés dès la fin du mois d'août. Chez cette espèce, le départ en migration postnuptiale peut intervenir dès la mi-août. Ainsi, cette plus grande précocité des dates de chasse permet d'accéder à des oiseaux locaux et/ou en transit migratoire.

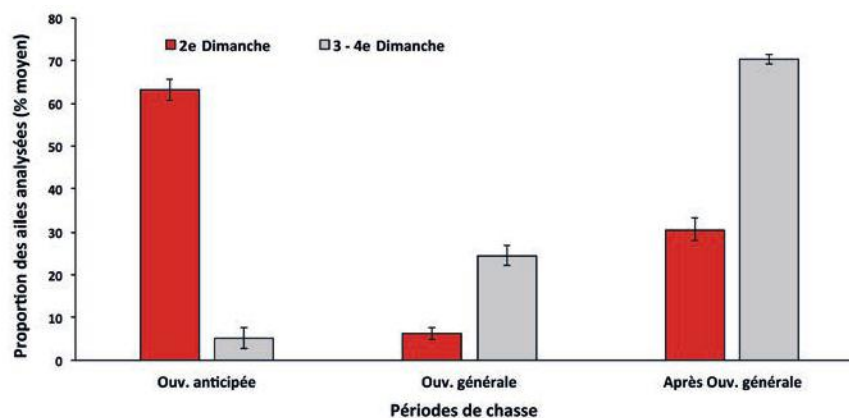
**Tableau 1** Estimation des prélèvements de caille des blés au cours de la saison 2013-2014 pour 6 régions de France métropolitaine.

Les estimations pour les autres régions, jugées trop imprécises (CV > 30 %), ne sont pas reportées.

Région	Total estimé	Intervalle de confiance à 95 %	Coefficient de variation (CV, en %)
Nouvelle-Aquitaine	43 861	27 410 - 60 312	19
Auvergne-Rhône-Alpes	12 486	8 193 - 16 779	18
Centre-Val de Loire	4 066	2 560 - 5 573	19
Occitanie	50 467	26 784 - 74 151	24
Hauts-de-France	2 580	1 823 - 3 337	15
Provence-Alpes-Côte d'Azur	3 681	1 714 - 5 648	27

**Figure 3** Phénologie des prélèvements (fréquence relative  $\pm$  1 erreur-type) des ailes analysées sur les territoires d'étude du programme ONCFS/FNC/FDC.

Les valeurs sont des moyennes annuelles calculées sur la période 2012-2018. Les résultats sont présentés selon que les échantillons proviennent de départements où l'ouverture générale est possible à compter, respectivement, du 2<sup>e</sup> ou du 3-4<sup>e</sup> dimanche de septembre. La période de chasse est catégorisée selon 3 classes : Ouv. anticipée = oiseaux prélevés avant la date de l'ouverture générale ; Ouv. générale = oiseaux prélevés le jour de l'ouverture générale ; Après Ouv. générale = oiseaux prélevés après l'ouverture générale. Les classes d'âge et de sexe sont confondues.



© P. Massit/ONCFS

▲ La saison de chasse 2013-2014 coïncide avec l'un des plus faibles niveaux d'abondance de mâles chanteurs observé en France depuis ces 20 dernières années.

### Quelques indications sur la phénologie et la structure des prélèvements

Depuis 2012, une récolte d'ailes de cailles est organisée chaque année dans certains départements dans le cadre du réseau Oiseaux de passage ONCFS/FNC/FDC. L'analyse de ces ailes et des dates de prélèvement associées apporte des informations complémentaires sur la phénologie et la composition des tableaux. Sur la période 2012-2018, la grande majorité des 5 023 ailes analysées provient de prélèvements réalisés pendant la période d'ouverture anticipée (moyenne : 58 % ; étendue : 48-68 %). Cette période de chasse étant autorisée plus fréquemment lorsque l'ouverture générale est fixée au deuxième dimanche de septembre, la répartition des prélèvements diffère selon les départements concernés (**figure 3**). Ainsi, les oiseaux prélevés avant l'ouverture générale représentent en moyenne 63,1 % (erreur-type : 2,5) du tableau annuel récolté sur les territoires qui ouvrent le deuxième dimanche de septembre (effectif total récolté : 4 529 oiseaux), contre environ 5,3 % (erreur-type : 2,5) lorsque l'ouverture générale est fixée au troisième dimanche (effectif total récolté = 494). Sur ces derniers territoires, environ le quart des ailes récoltées (moyenne : 24,5 % ; erreur-type : 2,3) provient d'oiseaux prélevés le seul dimanche de l'ouverture générale



© FRC Nouvelle-Aquitaine

▲ Les régions Nouvelle-Aquitaine et Occitanie représenteraient à elles seules près des trois quarts du tableau de chasse annuel de cailles des blés réalisé en France.



© P. Massit/ONCFS

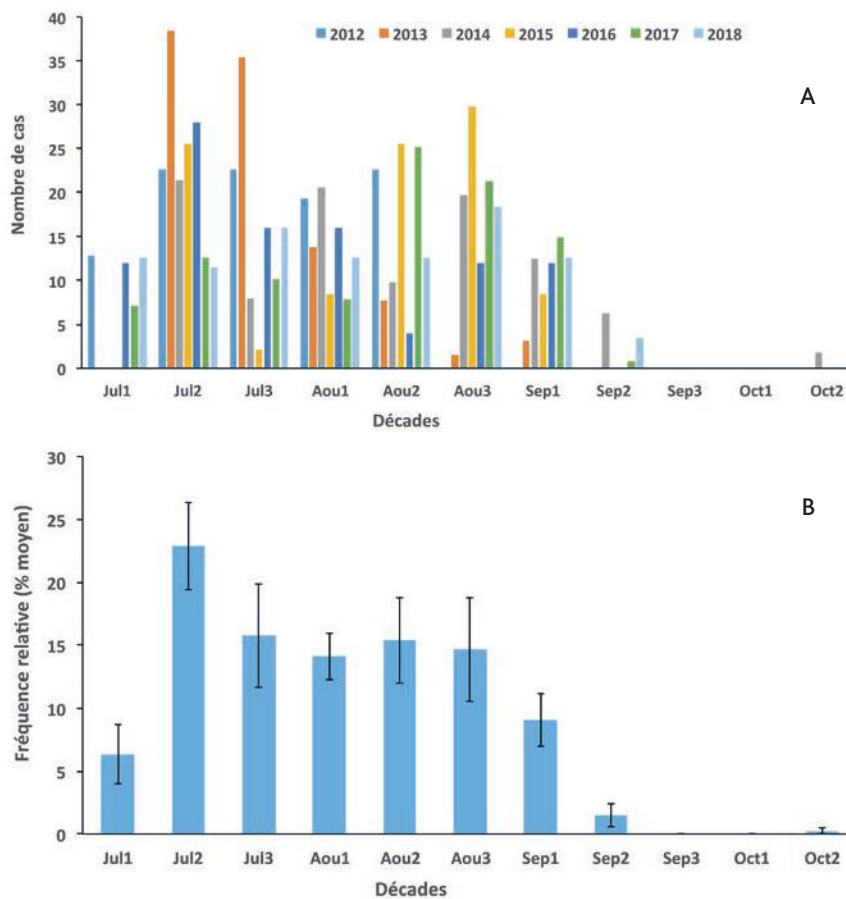
▲ D'après les analyses d'ailes, les jeunes cailles représentent 80 à 90 % des individus prélevés au cours d'une saison de chasse.

**Figure 4** Date d'éclosion estimée des jeunes cailles des blés prélevées avec une mue active des rémiges primaires.

A) Détail du nombre de spécimens concernés par décade et par an.

B) Fréquence relative moyenne ( $\pm 1$  erreur-type) calculée sur la période 2012-2018.

L'âge des oiseaux a été estimé d'après la séquence de leur mue post-juvénile selon les critères définis par Saint-Jalme & Guyomarc'h (1995). Seuls les oiseaux âgés au maximum de 7 semaines ont été considérés dans les analyses (n = 494). À cet âge, les oiseaux achèvent la croissance de leurs rémiges primaires les plus externes et sont supposés être nés localement.



(figure 3). Les échantillons les plus tardifs concernent des oiseaux prélevés pendant la dernière décade de novembre, voire jusqu'à la mi-décembre pour les cas les plus extrêmes. Ces prélèvements hivernaux restent anecdotiques (voir aussi Boutin *et al.*, 2000), mais corroborent certaines mentions de présence hivernale (Barnagaud *et al.*, 2015 – voir aussi l'encadré 3). Lors de la précédente enquête de 1998-1999, plus de la moitié des prélèvements (60 %) avaient été réalisés en septembre (Boutin *et al.*, 2000).

Tout au long de la saison, les jeunes cailles dominent très largement les prélèvements analysés : selon les années, elles en constituent entre 82 % et 89 % (moyenne : 86,3 % ; erreur-type : 1,0). Cette prédominance des jeunes de l'année dans les tableaux de chasse rejoint les valeurs de 83-92 % rapportées par Guyomarc'h (2003), ou encore celles fournies par une analyse de tableaux de chasse réalisée en 1998 et 1999 dans le département des Hautes-Pyrénées, avec respectivement 89 % et 86 % (Boutin & Barbier, 1999 *in* Guyomarc'h, 2003). Sur les territoires qui ouvrent le deuxième dimanche de septembre, la moyenne annuelle du pourcentage de jeunes dans les tableaux analysés est quasi identique avant ou à compter de l'ouverture générale, avec respectivement 84,4 % (erreur-type : 1,3) et 88,3 % (erreur-type : 1,6). Sur les territoires qui ouvrent à partir du troisième dimanche, la moyenne annuelle du pourcentage de jeunes dans les tableaux analysés est également très importante (92,2 % ; erreur-type : 2,0).

Chez les jeunes oiseaux analysés, la proportion d'individus avec une mue post-juvénile suspendue (les oiseaux suspendent généralement leur mue avant de partir en migration – Saint-Jalme & Guyomarc'h, 1995) domine très largement les prélèvements réalisés avant l'ouverture générale (moyenne annuelle : 72,3 % ; erreur-type : 1,8). Ce résultat suggère que les prélèvements à cette période s'opèrent en premier lieu sur des oiseaux en transit migratoire et/ou nés localement, émancipés et sur le point d'entreprendre leur migration. Cette proportion se réduit sensiblement à compter de l'ouverture générale (moyenne annuelle : 56,5 % ; erreur-type : 3,4), suggérant qu'une partie des prélèvements réalisés à cette période concerne des jeunes nés tardivement en saison et qui n'ont pas débuté la migration d'automne. L'analyse des stades de mue, accompagnée d'une estimation de l'âge, suggère que ces jeunes oiseaux proviendraient de nichées écloses dans le courant de l'été et jusqu'à début septembre pour les plus tardives (figure 4). Notons ici qu'il est



**Tableau 2** Estimations des prélèvements de la caille des blés réalisés dans différents pays à travers son aire de répartition.Sources : 1) Hirschfeld & Attard (2017) ; 2) Guyomarc'h (2003) ; 3) Aubry *et al.* (2016) ; 4) Lavadinović (2016) ; 5) Eason *et al.* (2016).

Zone	Pays	Effectifs	Période	Source
UE	Bulgarie	300 000	Années 1990	2
UE	Chypre	83 716	2014-2015	1
UE	Croatie	21 766	2014-2015	1
UE	Espagne	1 223 464	2014-2015	1
UE	France	129 188	2013-2014	3
UE	Grèce	744 354	1994-1995	2
UE	Italie	76 064	2014-2015	1
UE	Malte	2 326	2014	1
UE	Portugal	400 000	Années 1990	2
UE	Roumanie	147 000	2014-2015	1
Hors UE	Serbie	44 256	2012-2013	4
Hors UE	Russie	1 600 000	Années 1970	2
Hors UE	Ukraine	134 000	Années 1990	2
Hors UE	Kazakhstan	50 000	Années 1990	2
Afrique	Algérie	53 000	Années 1980	2
Afrique	Égypte (Nord Sinaï)	3 400 000	2012	5
Afrique	Égypte (Pays)	12 900 000	2012	5

délicat d'inférer la part que représentent ces jeunes tardifs dans la production annuelle de la population.

L'analyse de la répartition des prélèvements selon le sexe témoigne certaines années d'un sex-ratio légèrement déséquilibré en faveur des femelles adultes, comme cela a pu être observé pour les jeunes oiseaux sur certains territoires du sud de la France à la fin des années 1980 (Guyomarc'h, 2003). Si l'on considère la totalité de la saison de chasse, les mâles représentent en moyenne 45,2 % (erreur-type : 2,8) des oiseaux adultes analysés chaque année (étendue : 39-57 %). Chez les jeunes, cette valeur est en moyenne de 50,0 % (erreur-type : 1,0 ; étendue : 46-54 %).

### La chasse de la caille dans son aire de distribution

L'évaluation de la part relative des prélèvements réalisés en France à l'échelle de l'Europe ou de l'aire de répartition de l'espèce ne peut s'apprécier que de manière grossière. Les statistiques sur les tableaux de chasse sont fragmentaires

pour de nombreux pays, en particulier en dehors des frontières de l'UE. Pour certains pays, les estimations disponibles reposent sur des travaux anciens et parfois exempts de méthodologies statistiques appropriées. En gardant ces limites présentes à l'esprit, et sur la base des données disponibles (**tableau 2**), le prélèvement annuel de cailles des blés atteindrait 2 384 000 oiseaux au sein de l'Union européenne et 4 212 000 oiseaux à l'échelle de l'Europe géographique (Kazakhstan inclus). La France contribuerait ainsi respectivement à hauteur d'environ 5,4 % et 3,1 % de ces cumuls. L'Espagne se positionnerait au premier rang des pays de l'UE avec un prélèvement annuel d'environ 1,2 million d'individus (51,3 % du cumul). Des prélèvements importants, de l'ordre de plusieurs centaines de milliers d'oiseaux, sont également rapportés pour la Bulgarie et le Portugal. Certaines de ces estimations remontent toutefois au milieu des années 1990 (**tableau 2**). Pour certains pays et compte tenu des pratiques cynégétiques en vigueur lors des estimations, le volume des prélèvements inclut très probablement des oiseaux issus d'élevage.

Ailleurs en Europe, certaines données anciennes témoignent de prélèvements importants, comme c'est le cas en Ukraine et en Russie. Pour ce dernier pays, l'estimation disponible remonte aux années 1970. Il est probable que le prélèvement actuel soit inférieur à cette valeur, compte tenu de la cinétique des prélèvements. Le tableau y était par exemple évalué à 2,5 millions d'oiseaux dans les années 1960 (Guyomarc'h, 2003).

L'espèce est également chassée dans certains pays d'Afrique subsaharienne (ex : Sénégal) et du Maghreb. Les prélèvements dans ces pays sont méconnus et – à l'exception du Sénégal – concerneraient aussi bien des oiseaux migrateurs que locaux. Sur le continent africain, l'essentiel des prélèvements se concentrerait le long des côtes égyptiennes, où les oiseaux sont capturés au filet pendant leur migration d'automne. Eason *et al.* (2016) estiment qu'aux alentours de 3,4 millions de cailles auraient ainsi été capturées en 2012 dans la seule région du Nord Sinaï. En extrapolant leur résultat à l'ensemble des côtes égyptiennes, les auteurs estiment que les prélèvements pourraient avoir atteint



▲ Le baguage est un outil essentiel pour l'étude du fonctionnement des populations sur lesquelles s'opèrent les prélèvements.

12,9 millions d'oiseaux pour cette seule année. Il demeure toutefois délicat d'évaluer ce que représente ce volume de prélèvements en regard des effectifs de la population européenne après reproduction. En effet, l'estimation proposée par Eason *et al.* (2016) est vraisemblablement grossière car extrapolée à partir d'échantillonnages conduits sur le nord du Sinaï uniquement. Par ailleurs, les estimations des tailles de populations en Europe souffrent d'une très forte imprécision, du

fait notamment de la forte variabilité interannuelle des effectifs et de certaines difficultés méthodologiques pour recenser cette espèce (Perennou, 2009). Les chiffres apportés par Eason *et al.* (2016) témoignent malgré tout de l'ampleur de cette pratique, laquelle n'est vraisemblablement pas sans conséquence sur la dynamique des populations (BirdLife International, 2018). Les données de baguage disponibles suggèrent que ces prélèvements porteraient en premier lieu

sur les populations d'Europe centrale et de l'Est (Zuckerbrot *et al.*, 1980). Toutefois, l'hypothèse qu'ils concernent également les oiseaux qui transitent et/ou se reproduisent en Europe occidentale n'est pas à exclure, en particulier si l'on considère les oiseaux qui transitent par l'Italie. Le travail de synthèse des données de baguage conduit par Spina & Volponi (2008) indique en effet l'existence d'une connexion possible entre l'Italie et les côtes égyptiennes.

### ► Encadré 2 • Peut-on lâcher et chasser des oiseaux hybrides ?

La caille japonaise (*C. japonica*) mais aussi les spécimens hybrides issus de croisements avec des cailles des blés (*C. japonica* x *C. coturnix*) sont considérés en droit français comme des spécimens domestiques. Le statut applicable aux spécimens issus de tels croisements est fondé sur les dispositions de l'article R. 411-5 du Code de l'environnement, qui dispose que « *sont considérées comme espèces animales non domestiques celles qui n'ont pas subi de modification par sélection de la part de l'homme* ». Dès lors, s'agissant du statut d'un hybride d'une espèce domestique, le juge a confirmé que celui-ci dispose du régime de protection le plus élevé des parents (Cour de Cassation, Chambre criminelle, du 29/03/2000, 98-86.054, inédit). Dans le cadre d'une hybridation *C. japonica* x *C. coturnix*, le niveau de protection applicable est donc celui rattaché à l'espèce domestique *C. japonica*.

**Les lâchers et la chasse de spécimens de caille japonaise (*C. japonica*) ou de spécimens hybrides (*C. coturnix* x *C. japonica*) sont interdits.** Ces lâchers sont réprimés par les articles 521-1 (deux ans d'emprisonnement et 30 000 euros d'amende) et R. 655-1 du Code pénal (contravention de 5<sup>e</sup> classe, soit 1 500 euros maximum). Les lâchers en vue de la réalisation d'actes de chasse et la chasse d'un animal domestique pourraient en effet relever des mauvais traitements ou d'actes de cruauté envers les animaux domestiques.

En France, des oiseaux issus d'élevage sont encore introduits dans le milieu naturel, considérant qu'il s'agit de cailles des blés. Ce diagnostic est généralement fondé sur les caractéristiques morphologiques et le plumage de ces oiseaux. Cependant, ces éléments de diagnostic ne sont pas suffisants : certains spécimens hybrides demeurent très difficilement discernables d'individus rattachés à l'espèce native (Puigcerver *et al.*, 2007). Chazara *et al.* (2010) ont ainsi montré que des individus présentant des caractéristiques propres à *C. coturnix* pouvaient malgré tout s'avérer être des oiseaux issus d'une hybridation. Les outils génétiques restent le moyen le plus sûr pour s'assurer de la pureté des oiseaux (Barilani *et al.*, 2005 ; Chazara *et al.*, 2010). Cette approche récemment employée en Espagne a permis d'estimer qu'entre 85 et 90 % des oiseaux analysés et élevés à des fins cynégétiques n'étaient pas des spécimens purs de *C. coturnix*, mais montraient des traces évidentes de croisement avec des cailles japonaises (Sanchez-Donoso *et al.*, 2012). Ces résultats font peser un doute sérieux sur la qualité des oiseaux éventuellement relâchés dans notre pays et par conséquent sur la légalité de ces opérations et des pratiques de chasse associées.



◀ Des oiseaux issus d'élevage sont encore introduits dans le milieu naturel sur le territoire français en tant que cailles des blés. Or il s'agit parfois d'hybrides dont le lâcher est interdit.

### ► Encadré 3 • Les lâchers de cailles : quelles conséquences pour les populations sauvages ?

Depuis les années 1970, de nombreux lâchers de cailles destinées à être chassées ont été réalisés à partir d'oiseaux issus d'élevage, majoritairement des cailles japonaises (*Coturnix japonica*) ou des hybrides (*C. coturnix* × *C. japonica*). Les travaux existants démontrent sans ambiguïté que ces oiseaux peuvent s'hybrider en nature avec des oiseaux de souche « sauvage » (Chazara *et al.*, 2010 ; Puigcerver *et al.*, 2014) et donner naissance à des individus fertiles. Les travaux de Derégnaucourt *et al.* (2002) ont montré que la fertilité des œufs en provenance d'un couple d'hybrides ou issus d'un rétrocroisement (croisement d'un oiseau hybride avec un oiseau de souche « sauvage ») était identique à celle des œufs produits par un couple de cailles « sauvages ». Puigcerver *et al.* (2014) n'ont pas détecté de différence de taille de ponte, de taux de fertilité et d'éclosion ou encore de survie des poussins entre des couvées produites par des femelles hybrides ou sauvages. Les travaux de Derégnaucourt (2000 *in* Guyomarc'h, 2003) et Puigcerver *et al.* (2014) ont également montré que les mâles et femelles hybrides se montraient plus compétitifs que leurs homologues sauvages pour accéder à un partenaire.

À l'échelle populationnelle, une des conséquences envisagées de ce phénomène d'hybridation serait une perte de la propension des oiseaux à migrer (Guyomarc'h, 2003 ; Puigcerver *et al.* 2014). Chez la caille des blés, le comportement migratoire repose sur une composante génétique (Guyomarc'h & Belhamra, 1998 *in* Guyomarc'h, 2003). Des expérimentations conduites par Derégnaucourt *et al.* (2005) ont montré que la quasi-totalité des cailles japonaises testées (92-94 %) exprimaient un profil comportemental caractéristique d'un phénotype sédentaire, et que ce profil était conservé chez une grande majorité (62-82 %) des oiseaux hybrides *C. coturnix* × *C. japonica* de première génération (F1). Compte tenu de la faible espérance de vie de ces oiseaux hybrides pendant les mois d'hiver, le maintien de relâchers de cailles japonaises est susceptible d'avoir un impact négatif sur la démographie des populations de cailles migratrices (Derégnaucourt *et al.*, 2005 ; Puigcerver *et al.*, 2014) : en s'appariant avec une caille japonaise, un oiseau « sauvage » aurait ainsi peu de chance de voir sa progéniture recrutée dans la population l'année suivante. Dans leur grande majorité, les lâchers de cailles tels qu'ils sont encore pratiqués impliquent majoritairement des oiseaux hybrides, susceptibles de s'apparier avec des oiseaux sauvages (soit parce que les lâchers ont lieu pendant la période de reproduction, soit parce qu'une fraction de ces oiseaux survit les mois d'hiver – Sanchez-Donoso *et al.*, 2014a, b). Si elles demeurent mal évaluées, les conséquences de ces rétrocroisements (BC1) sur le comportement migratoire et la démographie des populations peuvent s'avérer identiques à celles envisagées dans le cas d'une hybridation de première génération (Puigcerver *et al.*, 2014). Les travaux de Derégnaucourt *et al.* (2005) suggèrent que le comportement migratoire chez les oiseaux issus de couvées BC1 pouvait être en partie restauré, mais sans toutefois que la proportion d'individus exprimant un phénotype sédentaire soit réduite au niveau mesuré chez des cailles sauvages.

La sédentarisation des populations n'est pas le seul risque que font peser les lâchers de cailles d'élevage sur les populations natives. L'introgression de matériel génétique issu de *C. japonica* représente également un danger pour l'intégrité génétique des populations naturelles, que ce soit à travers



▲ Caille japonaise.

une réduction de la diversité génétique ou encore la fixation d'allèles conférant une mauvaise adaptation aux conditions environnementales actuelles ou futures (Laikre *et al.*, 2010 ; Champagnon *et al.*, 2012). Les travaux de Sanchez-Donoso (2014a) conduits en Espagne témoignent que l'introgression dans les populations naturelles de gènes en provenance de *C. japonica* est un phénomène avéré et que même si son rythme actuel reste faible, certaines simulations prédisent une extension du phénomène si les pratiques de lâchers sont maintenues. Récemment, des travaux conduits en Italie témoignent que la production de jeunes issus de géniteurs de souches sauvages est techniquement faisable, ce qui offrirait une alternative à l'utilisation d'oiseaux hybridés (Smith *et al.*, 2018). Rappelons toutefois que les conditions d'élevage impliquent en règle générale un faible nombre de géniteurs, ainsi qu'un régime de sélection parfois très éloigné des conditions naturelles (Laikre *et al.*, 2010 ; Champagnon *et al.*, 2012). Aussi, les conséquences sur l'intégrité génétique des populations naturelles peuvent s'avérer tout aussi dramatiques : perte de diversité génétique, maladaptation, homogénéisation de la structuration génétique des populations. Le risque est également élevé d'introduire dans les populations naturelles certains pathogènes portés par les oiseaux élevés en captivité (Champagnon *et al.*, 2012).

## Remerciements

L'enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir pour la saison 2013-2014 a été menée et financée conjointement par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) et la Fédération nationale des chasseurs (FNC), et a également bénéficié du concours des fédérations départementales des chasseurs. Les

données d'abondance et celles relatives aux tableaux de chasse sont extraites des suivis conduits dans le cadre du réseau Oiseaux de passage ONCFS/FNC/FDC. Nos remerciements s'adressent à l'ensemble des observateurs et contributeurs associés à ce réseau. ●

## Bibliographie

- ▶ Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Ruetter, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P. & Migot, P. 2016. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014 - Résultats nationaux. *Faune Sauvage* n° 310, supplément central : I-VIII.
- ▶ Barnagaud J.-Y., Roux, D. & Mur, P. 2015. Caille des blés. In : Issa, N. & Muller, Y. (coord.) 2015. *Atlas des oiseaux de France métropolitaine – Nidification et présence hivernale*, LPO/SEOF/MNH. Delachaux & Niestlé, Paris : 220-223.
- ▶ BirdLife International. 2018. *Species factsheet*: Coturnix coturnix. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 20/09/2018.
- ▶ Boutin, J.-M., Barbier, L. & Tesson, J.-L. 2000. La caille des blés. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir, saison 1998/1999. *Faune sauvage* n° 251 : 106-112.
- ▶ Champagnon, J., Elmerg, J., Guillemain, M., Gauthier-Clerc, M. & Lebreton, J.-D. 2012. Conspicuous can be aliens too: A review of effects of restocking practices in vertebrates. *Journal for Nature Conservation* 20: 231-241.
- ▶ Chazara, O., Minvielle, F., Roux, D., Bed'hom, B., Fève, K., Coville, J.-L., Kayang, B.B., Lumineau, S., Vignal, A., Boutin, J.-M. & Rognon, X. 2010. Evidence for introgressive hybridization of wild common quail (*Coturnix coturnix*) by domesticated Japanese quail (*Coturnix japonica*) in France. *Conserv. Genet.* 11: 1051-1062.
- ▶ Derégnaucourt, S., Guyomarc'h, J.-C. & Aebischer, N. 2002. Hybridization between European quail *Coturnix coturnix* and Japanese quail *Coturnix japonica*. *Ardea* 90: 15-21.
- ▶ Derégnaucourt, S., Guyomarc'h, J.-C. & Belhamra, M. 2005. Comparison of migratory tendency in European quail *Coturnix c. coturnix*, domestic Japanese quail *Coturnix c. japonica* and their hybrids. *Ibis* 147: 25-36.
- ▶ Eason, P., Rabia, B. & Attum, O. 2016. Hunting of migratory birds in North Sinai, Egypt. *Bird Conservation International* 26: 39-51.
- ▶ Ferrand, Y. 1986. Le prélèvement de cailles des blés en France. Saison 1983-1984. *Bulletin Mensuel ONC* n° 108 : 43-45.
- ▶ Guyomarc'h, J.-C. 2003. Elements for a common quail (*Coturnix c. coturnix*) management plan. *Game and Wildlife Science* 20: 1-92.
- ▶ Hirschfeld, A. & Attard, G. 2017. Bird hunting in Europe. An analysis of bag figures and their effect on the conservation of threatened species. *Berichte zum Vogelschutz* 53/54: 15-42.
- ▶ Laikre, L., Schwartz, M.K., Waples, R.S., Ryman, N. & the GeM Working Group. 2010. Compromising genetic diversity in the wild: Unmonitored large-scale release of plants and animals. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 520-529.
- ▶ Lavadinović, V. 2016. Analysis of the hunting sector in Republic of Serbia. PhD Thesis, Faculty of Environment and Natural Resources, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau, Germany.
- ▶ Perennou, C. 2009. *European Union Management Plan 2009-2011. Common quail, Coturnix coturnix*. Technical Report, 2009-032. European Commission, Brussels.
- ▶ Puigcerver, M., Vinyoles, D. & Rodríguez-Teijeiro, J.D. 2007. Does restocking with Japanese quail or hybrids affect native populations of common quail *Coturnix coturnix*? *Biological Conservation* 136: 628-635.
- ▶ Puigcerver, M., Sanchez-Donoso, I., Vilà, C., Sardà-Palomera, F., García-Galea, E. & Rodríguez-Teijeiro, J.D. 2014. Decreased fitness of restocked hybrid quails prevents fast admixture with wild common quails. *Biological Conservation* 171: 74-81.
- ▶ Roux, D., Body, G., Eraud, C. & Dej, F. 2017. *Suivi des populations nicheuses (1996-2017) et hivernantes (2000-2017). Réseau national d'observation « Oiseaux de passage » ONCFS-FNC-FDC*. Rapport interne ONCFS. 28 p.
- ▶ Saint-Jalme, M. & Guyomarc'h, J.-C. 1995. Plumage development and moult in the European Quail *Coturnix c. coturnix*: criteria for age determination. *Ibis* 137: 570-581.
- ▶ Sanchez-Donoso, I., Vilà, C., Puigcerver, M., Butkauskas, D., Caballero De La Calle, J.R., Morales-Rodríguez, P.A. & Rodríguez-Teijeiro, J.D. 2012. Are farm-reared quails for game restocking really common quails (*Coturnix coturnix*)? A genetic approach. *PLoS One* 7: e39031.
- ▶ Sanchez-Donoso, I., Rodríguez-Teijeiro, J.D., Quintanilla, I., Jiménez-Blasco, I., Sardà-Palomera, F., Nadal, J., Puigcerver, M. & Vilà, C. 2014a. Influence of game restocking on the migratory behaviour of the common quail, *Coturnix coturnix*. *Evol. Ecol. Res.* 16: 493-504.
- ▶ Sanchez-Donoso, I., Huisman, J., Echegaray, J., Puigcerver, M., Rodríguez-Teijeiro, J.D., Hailer, F. & Vilà, C. 2014b. Detecting slow introgression of invasive alleles in an extensively restocked game bird. *Front. Ecol. Evol.* 2: 00015.
- ▶ Smith, S.R., Fusani, L., Boglarka, B., Sanchez-Donoso, I. & Marasco, V. 2018. Lack of introgression of Japanese quail in a captive population of common quail. *European Journal of Wildlife Research* 64: 1-9.
- ▶ Spina, F. & Volponi, S. 2008. *Atlante della migrazione degli uccelli in Italia. Vol. I. Non Passeriformi [Italian Bird Migration Atlas. Vol. 1 non Passeriformes]*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia SCR-Roma. 632 p.
- ▶ Zuckerbrot, Y.D., Safriel, U.N. & Paz, U. 1980. Autumn migration of Quail *Coturnix coturnix* at the north coast of the Sinai Peninsula. *Ibis* 122: 1-14.



# Statut, distribution et fonctionnement démographique des populations de fuligule milouin

© M. Benmergui/ONCFS

**BENJAMIN FOLLIOU<sup>1\*</sup>,  
MATTHIEU GUILLEMAIN<sup>1\*\*</sup>,  
JOCELYN CHAMPAGNON<sup>2</sup>,  
ALAIN CAIZERGUES<sup>1\*</sup>**

<sup>1</sup> ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Avifaune migratrice – Nantes\* et la Tour du Valat, Le Sambuc, Arles\*\*.

<sup>2</sup> Institut de recherche de la Tour du Valat, Le Sambuc, Arles.

Contact : benjamin.folliot@gmail.com

*Afin de comprendre l'origine du déclin des populations de fuligule milouin constaté en Europe de l'Ouest, l'Office national de la chasse et de la faune sauvage réalise des recherches sur cette espèce depuis le début des années 2000. Le présent article, qui s'inscrit dans cette problématique, résume les travaux d'une thèse soutenue en décembre 2018 dont les principaux objectifs ont été d'appréhender le fonctionnement des populations de cet anatidé afin de cerner les causes possibles de son déclin.*

## Le fuligule milouin, une espèce au statut de conservation préoccupant

Le fuligule milouin (*Aythya ferina*) est un canard plongeur de taille moyenne assez commun dans l'ensemble du Paléarctique occidental. C'est un migrateur partiel typique : une partie des individus ont des sites d'hivernage et de reproduction disjoints entre lesquels ils migrent à la fin de l'été et au début du printemps, tandis qu'une autre partie effectue l'ensemble de son cycle biologique en un même lieu. L'historique des recensements révèle que la nidification de cette espèce était relativement rare en Europe occidentale avant 1850 et que son aire de reproduction se serait étendue dès la fin du XIX<sup>e</sup> siècle, notamment grâce à l'essor de la pisciculture intensive en Europe centrale et de

l'Est (Fox *et al.*, 2016). De nos jours, le fuligule milouin est une espèce relativement commune en Eurasie ; son aire de répartition s'étend du Portugal au Japon, et de l'Afrique du Nord aux pays scandinaves et à la Russie (Reeber, 2015). Les « bastions » de reproduction de l'espèce se trouvent principalement en Europe centrale, dans les pays scandinaves et en Russie (Sibérie). L'Europe de l'Ouest n'abrite qu'une proportion marginale des effectifs nicheurs. Elle reste néanmoins une zone d'hivernage majeure pour l'espèce. La voie de migration (flyway) nord-ouest européenne est affectée par un déclin important du flux des effectifs, avec une baisse estimée entre 30 % et 49 % au cours des 23 dernières années (BirdLife International, 2015). Ce déclin marqué a conduit l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)

à « dégrader » le statut de conservation du fuligule milouin de « Préoccupation mineure » à « Vulnérable ». Normalement, ce nouveau classement conduit automatiquement à l'arrêt de la chasse de l'espèce dans les états membres de l'AEWA. En pratique, une telle décision est susceptible de faire l'objet de débats entre les signataires de l'Accord dans la mesure où, notamment, la population globale du fuligule milouin est estimée à environ 1 million d'individus, dont quasiment 800 000 en Europe continentale.

## Une étude démographique autour de quatre grands axes

Les travaux présentés dans cet article sont issus d'une thèse de doctorat soutenue à l'Université de Montpellier en

décembre 2018. Ils s'inscrivent dans un programme de recherches à long terme visant à combler les lacunes relatives au fonctionnement démographique des populations de fuligule milouin, de manière à mieux cerner l'origine de leur déclin et à pouvoir ainsi proposer des mesures de gestion garantissant leur maintien à long terme.

L'approche adoptée dans le cadre de ce travail s'articule autour de quatre grands axes. Le premier a consisté à évaluer la robustesse des estimations de tendances du fuligule milouin fournies par Wetlands International (2016), en particulier pour la voie de migration nord-ouest européenne. Dans un deuxième temps, nous nous sommes attachés à évaluer la pertinence des voies de migration telles qu'elles avaient été définies par Scott & Rose (1996) et qui sont toujours en usage aujourd'hui. Le troisième axe de ce travail visait à contribuer à combler certaines lacunes relatives aux paramètres démographiques (succès de nidification, survie des adultes), à leur déterminisme et à leur évolution temporelle. Pour terminer, nous avons modélisé le fonctionnement démographique des populations de fuligule milouin au moyen de matrices de Leslie-Usher (Caswell, 2001), notamment afin



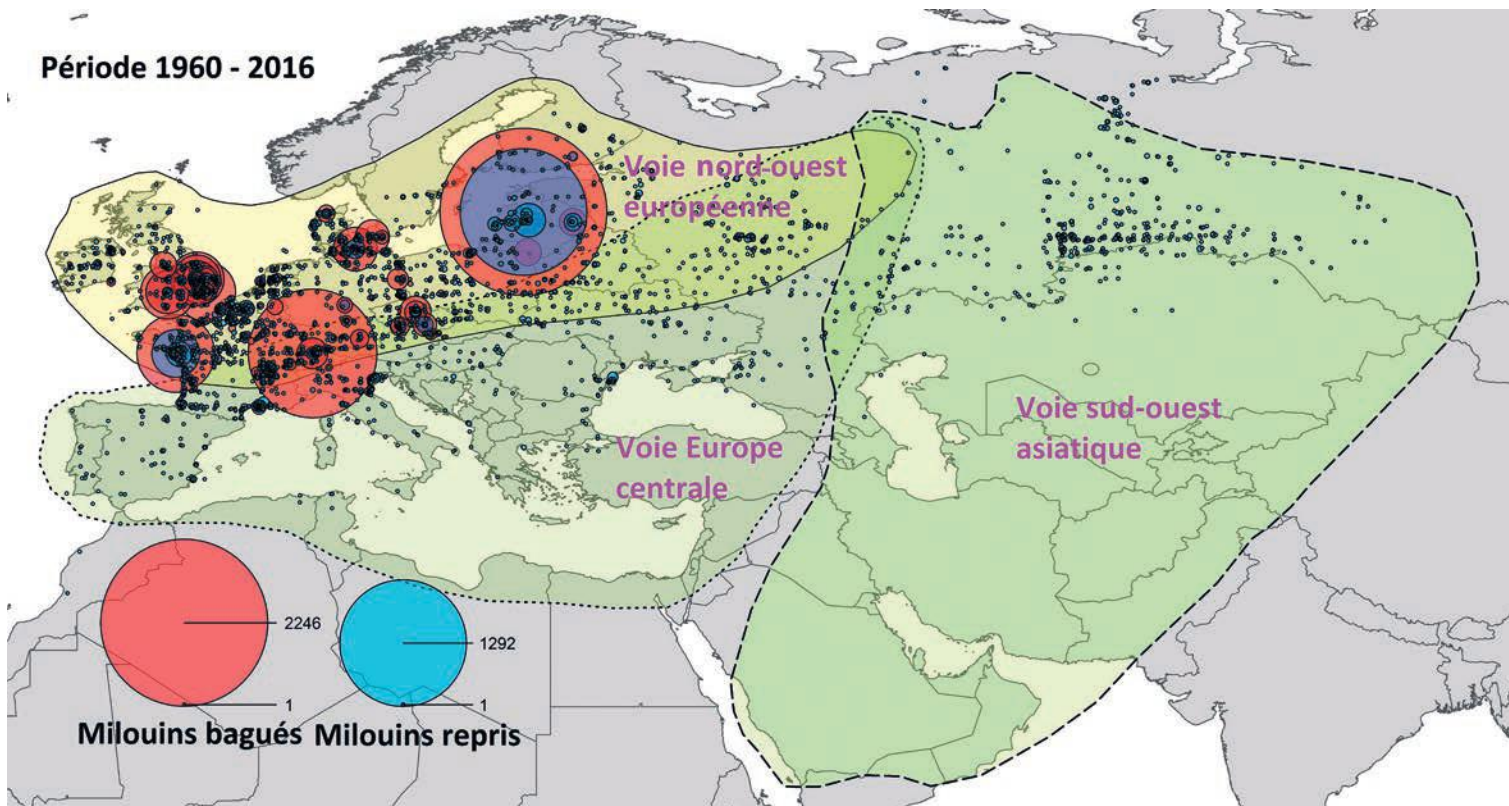
▲ La présente étude confirme le déclin marqué des populations hivernantes de fuligule milouin en Europe de l'Ouest.

de déterminer parmi les paramètres démographiques tels que la survie, la fécondité et le succès de nidification, lequel était le plus susceptible d'être impliqué dans le déclin des effectifs en Europe de l'Ouest. Cette dernière étude permet d'ores et déjà d'initier une réflexion quant aux actions qui pourraient être mises en œuvre pour infléchir la tendance à la baisse des effectifs de l'espèce.

### Un déclin avéré dans la voie de migration nord-ouest européenne

Depuis le milieu des années 1960, Wetlands International coordonne les dénombrements des populations d'oiseaux d'eau et centralise les données. Pour tout protocole, il est demandé à chaque État de maximiser l'effort d'échantillonnage et de

**Figure 1** Les trois voies de migration du fuligule milouin dans le Paléarctique occidental d'après Scott & Rose (1996), et la localisation des sites de baguage (rouge) et de reprises (bleu) des individus bagués entre 1960 et 2016 dans la voie de migration nord-ouest européenne (cercles proportionnels au nombre d'individus).





© J. Crispin

▲ L'hypothèse d'un raccourcissement de la distance de migration pour expliquer la baisse des effectifs hivernants de fuligule milouin dans l'ouest de l'Europe n'est pas étayée.

réaliser les comptages autour du 15 janvier de manière à éviter, autant que possible, les doubles comptages liés aux déplacements d'oiseaux. En dehors de ces deux recommandations, aucune stratégie d'échantillonnage commune aux différents États n'a été mise en place. Ils sont donc libres de faire évoluer leurs stratégies et méthodes d'échantillonnage indépendamment les uns des autres. Il en résulte une grande hétérogénéité dans la qualité et la quantité des données et, par conséquent, des doutes quant à leur validité pour appréhender l'évolution des effectifs. De plus, l'analyse des tendances est réalisée au moyen d'une solution « clé en main » (logiciel TRIM – Pannekoek & van Strien, 2001), sans nécessairement en respecter les prérequis statistiques (notamment la pondération par la taille des sites). Dans notre étude, nous réévaluons la tendance des effectifs de fuligules milouins dans la voie de migration nord-ouest européenne au moyen d'une approche prenant en compte l'hétérogénéité entre sites et une éventuelle autocorrélation spatiale. Dans ce but, nous avons analysé les données en regroupant les sites contenus dans des quadras de 75 km × 75 km.

Globalement, cette analyse confirme le déclin marqué des populations hivernantes de fuligules milouins en Europe de l'Ouest. Ce déclin atteindrait en moyenne 40,4 %, soit 4,6 % par an entre 2002 et 2012, et serait donc comparable à celui estimé par Wetlands International (30 à 49 %, cf. supra). Notre analyse permet de mettre en évidence une variation d'effectifs plus prononcée sur les sites de comptages localisés au nord de la voie de migration nord-ouest européenne (jusqu'à - 12 % par an) comparé aux sites localisés au sud (quasi-stabilité).

## Des voies de migration remises en doute

Chez les espèces migratrices, établir le lien entre les zones de reproduction et d'hivernage est un préalable à la délimitation des unités de gestion et de conservation (Webster *et al.*, 2002). Dans ce volet de l'étude, nous avons utilisé les données historiques de reprises à la chasse des fuligules milouins bagués au sein de la voie de migration nord-ouest européenne compilées par EURING, afin de déterminer les limites réelles de cette voie de migration et de tester d'éventuels changements dans les dates de migration pré- et postnuptiales (Folliot *et al.*, 2018).

Les résultats de ce travail remettent en cause sans ambiguïté la pertinence des trois voies de migration définies pour le fuligule milouin par Scott & Rose (1996), voire la notion même de voie de migration. Il apparaît également qu'une part substantielle des individus hivernant en Europe

de l'Ouest est originaire d'une zone située en Sibérie, dans le bassin versant du fleuve Ob (*figure 1*). Cependant, la proportion d'individus provenant de cette zone géographique a diminué depuis les années 2000. Or la littérature scientifique atteste que cette région aurait subi de fortes modifications dans sa partie amont (pollutions et assèchements des zones humides pour l'extraction du pétrole et du gaz et la culture du coton, modification du régime des précipitations dans la région de l'Altaï), qui pourraient avoir fortement altéré la productivité du fuligule milouin ces dernières années (Folliot *et al.*, 2018). Le déclin de l'espèce dans cette zone viendrait ainsi s'ajouter aux problèmes de prédation par des espèces introduites et d'intensification ou d'abandon des piscicultures qu'elle rencontre en Europe centrale et en Scandinavie (Fox *et al.*, 2016).

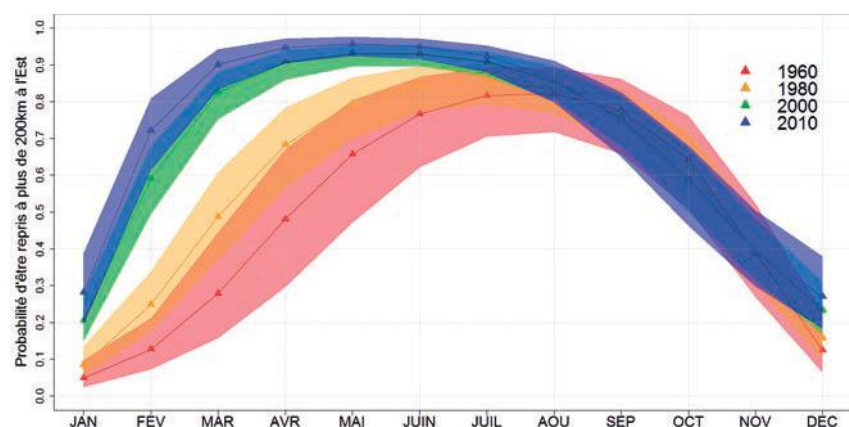
Enfin, notre étude permet d'écarter, pour le moment, l'hypothèse de l'implication d'un éventuel short-stopping (raccourcissement de la distance de migration produisant un décalage du barycentre de la population hivernante vers le nord-est) dans l'érosion des effectifs d'hivernants. En revanche, nous mettons en évidence un avancement constant et assez marqué de la migration pré-nuptiale au cours de la période considérée (1960-2016 — *figure 2*).

## Des estimations compatibles avec un déclin de la productivité

### Le succès de nidification à Grand-Lieu

Parmi les hypothèses mises en avant pour expliquer le déclin des populations de fuligule milouin en Europe, une baisse de la survie des femelles et des pontes, en relation avec une augmentation de la

**Figure 2** Probabilités mensuelles qu'un fuligule milouin soit repris à plus de 200 kilomètres à l'est de son site de baguage en fonction des années (choisies arbitrairement pour montrer la tendance). Le déplacement de l'individu est pris comme proxy de l'initiation de la migration.



pression de prédation (due par exemple à l'intensification ou à l'abandon des piscicultures ou à l'arrivée de prédateurs exogènes comme le vison d'Amérique), est communément avancée (Fox *et al.*, 2016).

Dans cette partie de l'étude, nous nous sommes appuyés sur les données des suivis de nids réalisés sur le lac de Grand-Lieu en Loire-Atlantique (période 2008-2013), afin d'appréhender les facteurs sous-jacents au succès de nidification du fuligule milouin (Folliot *et al.*, 2017). Les analyses réalisées reposent sur un échantillon de 539 nids, dont 257 pour lesquels les caractéristiques de la femelle ont pu être déterminées *via* sa capture pendant l'incubation. Il en ressort que l'habitat, la date d'initiation de la nidification et certains facteurs intrinsèques des

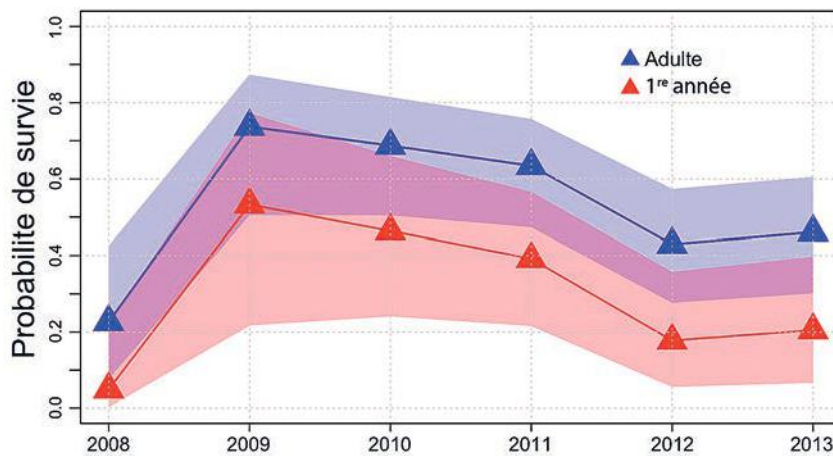
femelles, tels que leur condition corporelle, déterminent fortement le succès de la nidification.

Les variables liées à la présence d'eau dans les environs du nid (proportion de baldingère faux-roseau, de touradons de laïches et d'eau libre) ont une influence positive sur le succès de la nidification, tandis que la proportion de formations arborescentes (saules ou aulnes en particulier) est en revanche néfaste. Nous pensons que la présence d'eau favorise la survie des nids du fait de la barrière qu'elle représente pour les prédateurs terrestres (renards, mustélidés, sangliers), tandis que les arbres seraient utilisés par les corvidés pour surveiller les allées et venues des femelles et les aideraient ainsi à localiser les nids.

Les femelles adultes et celles présentant une condition corporelle supérieure à la moyenne ont un succès de nidification supérieur aux femelles d'un an et à celles en mauvaise condition corporelle, respectivement. Parmi les autres facteurs influençant positivement le succès de la nidification, on note la précocité de la reproduction. Plus elle survient tôt, plus la probabilité de survie des nids est élevée. Cela pourrait s'expliquer par une corrélation positive avec le développement de la végétation, qui a une incidence sur la dissimulation du nid.

Enfin, le succès de nidification est apparu fortement variable d'une année à l'autre, avec globalement une nette tendance à la baisse (figure 3), qui s'explique à notre avis par une modification de la gestion des niveaux d'eau (à la baisse au cours de l'étude). Il est intéressant de noter que sur le lac de Grand-Lieu, la proportion de jeunes femelles dans la population l'année N est significativement corrélée au succès de nidification de l'année N - 1. Autrement dit, le succès de nidification aurait une influence déterminante sur le recrutement l'année suivante (Caizergues *et al.*, en prép.).

**Figure 3** Variations annuelles des probabilités de survie des nids des femelles de fuligule milouin âgées de 2 ans et plus (courbe bleue) et de celles âgées de 1 an (courbe rouge) sur le lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique, France).



© M. Benmergui/ONCFS

▲ Chez le fuligule milouin, il apparaît que la précocité de la reproduction est un facteur positif pour le succès des nids.

### Les variations spatio-temporelles de la survie

Si une diminution de la productivité est l'hypothèse qui a été dès le départ privilégiée par les scientifiques et experts comme origine potentielle du déclin des populations de fuligule milouin dans la voie de migration nord-ouest européenne (Fox *et al.*, 2016 ; Folliot *et al.*, 2018), la présente étude se devait d'envisager d'éventuelles alternatives. En particulier, une diminution de la survie des femelles a été évoquée comme une explication possible à l'augmentation du biais de la sex-ratio en faveur des mâles observée entre le milieu des années 1990 et aujourd'hui (Brides *et al.*, 2017). De plus, compte tenu du fait que le fuligule milouin est une espèce relativement longévive comparé à d'autres anatidés (Fransson *et al.*, 2010), on s'attend à ce que son régime démographique (taux de croissance de ses populations) soit fortement influencé par des variations de survie (Koons *et al.*, 2014). Nous avons donc testé cette hypothèse en compilant, d'une part, les données de capture-marquage-reprise de 17 200 individus bagués au Royaume-Uni et en Suisse entre 1977 et 2011 et, d'autre part, celles de 2 400 autres individus suivis par capture-marquage-recapture et reprise qui ont été bagués sur le lac de Grand-Lieu entre 2004 et 2017.

Ces analyses permettent de rejeter *a priori* l'hypothèse selon laquelle une



baisse de la survie des femelles pourrait être à l'origine du déclin de l'espèce. En effet, concernant les jeux de données de la Suisse et du Royaume-Uni, aucune variation temporelle des taux de survie des mâles ou des femelles n'a pu être mise en évidence. Les taux de survie sont significativement plus élevés pour les mâles (0,75 - 0,81) que pour les femelles (0,67 - 0,69) dans les deux pays. De même, si les données de Grand-Lieu suggèrent une diminution de la survie au cours du temps, celle-ci s'avère affecter similairement les jeunes et les adultes, et les mâles et les femelles (figure 4).

### Des solutions qui passent par une meilleure maîtrise des prélèvements

Notre analyse du fonctionnement démographique des populations de fuligule milouin simule une population printanière de femelles prêtes à se reproduire (modèle matriciel pré-reproduction de Leslie-Usher [Caswell, 2001] – figure 5). Le modèle comprend deux classes d'âge (femelles de 1 an et femelles de 2 ans et plus), lesquelles diffèrent par leur survie (survie de 0 à 1 an = 0,15 - 0,17 ; survie au-delà de 1 an = 0,63 - 0,68) et certaines composantes de leur productivité (taille de ponte : femelles de 1 an = 8,3 ; femelles de 2 ans et plus = 9,3 – survie des femelles de 1 an = 0,30 ; survie des femelles de 2 ans et plus = 0,53). La survie des jeunes après l'éclosion est tirée de la littérature et elle est considérée comme identique quelle que soit la classe d'âge de la mère dont ils sont issus. Enfin, la sex-ratio à l'éclosion est considérée comme parfaitement équilibrée.

Quel que soit le scénario considéré (valeurs de survie plus ou moins élevées tirées de nos analyses et du succès de nidification moyen au lac de Grand-Lieu), le taux de croissance s'est avéré proche de 0 ou négatif (-0,09 à 0,03). De même, quelle que soit la combinaison de paramètres envisagée, les analyses révèlent une « sensibilité » plus forte du taux de croissance aux variations de la survie et en particulier celle des adultes (femelles de plus de 1 an). Cependant, ce résultat change lorsqu'on prend en compte la variabilité temporelle des paramètres (élasticités réelles), et c'est alors la productivité (nombre de jeunes à l'éclosion) qui devient prépondérante. Autrement dit, dans la mesure où les effectifs semblent avant tout régis par des variations de la productivité, l'effondrement des populations de fuligule milouin pourrait bien être lié à une diminution de celle-ci, comme le supposaient les experts (Fox *et al.*, 2016).



▲ Femelle de fuligule milouin et sa nichée pris au piège-photo automatique sur le lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique).

Figure 4 Variations annuelles des probabilités de survie des fuligules milouins adultes (courbe bleue) et juvéniles (courbe rouge) sur le lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique, France). La ligne pointillée indique la tendance de cette probabilité de survie au cours du temps.

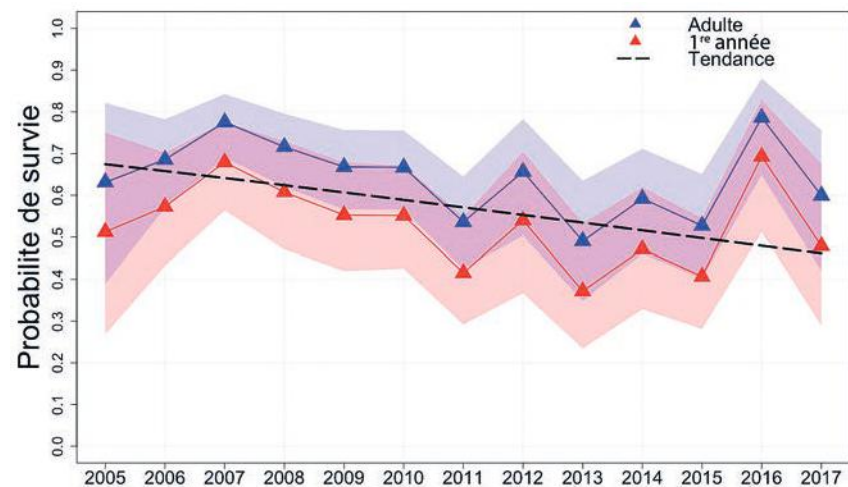
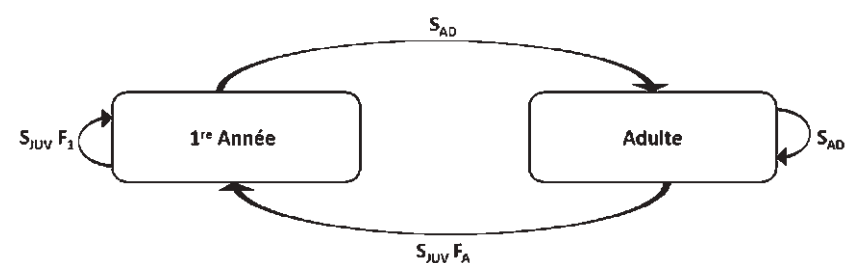


Figure 5 Cycle de vie du fuligule milouin utilisé pour modéliser le fonctionnement démographique des populations de l'espèce.

1<sup>re</sup> année : individus nés l'année civile précédente. Adultes : individus nés il y a plus d'un an. F<sub>1</sub> : fécondité nette lors de la 1<sup>re</sup> reproduction (c'est-à-dire nombre de nouveaux individus femelles produits par une femelle de 1<sup>re</sup> année). F<sub>A</sub> : fécondité nette à partir de la 2<sup>e</sup> reproduction. S<sub>JUV</sub> : survie annuelle des juvéniles (c'est-à-dire survie au cours de la 1<sup>re</sup> année). S<sub>AD</sub> : survie annuelle des adultes (c'est-à-dire survie à partir de la 2<sup>e</sup> année). À noter que nous considérons que toutes les femelles, quel que soit leur âge, tentent de se reproduire chaque année.





▲ Selon les résultats de cette étude, une augmentation relativement modeste des taux de survie pourrait suffire à redresser les effectifs du fuligule milouin, et cela pourrait passer par une réduction des prélèvements dans des pays comme la France.

Il ressort également de cette étude qu'une augmentation relativement modeste des taux de survie pourrait suffire à redresser la population. En prenant le scénario basé sur la situation la moins favorable en termes de taux de croissance, il suffirait en effet d'augmenter les valeurs de 5 % et 8 % (respectivement pour les femelles de première année et celles de plus de 1 an) pour atteindre un tel équilibre. Cette augmentation des taux de survie reviendrait plus ou moins à avoir partout des valeurs de survie similaires à celles observées pour les individus bagués en Suisse ou au Royaume-Uni. Or il s'avère que la pression de chasse dans ces pays est moindre que celle mesurée en France (Guillemain *et al.*, 2017). Réduire les prélèvements dans les pays comme la France, où les taux de survie des femelles sont inférieurs à ceux relevés en Suisse et au Royaume-Uni, suffirait donc à stopper l'érosion des effectifs de fuligule milouin. Cependant, afin d'évaluer les adaptations à faire de la part des chasseurs pour atteindre un tel objectif, il conviendrait au préalable de s'attacher à déterminer dans quelle mesure le prélèvement cynégétique exercé sur le fuligule milouin est additif ou compensatoire à la mortalité naturelle de l'espèce.

Alternativement, l'équilibre de la population peut également être retrouvé en augmentant la productivité des femelles ; lesquelles devraient produire en moyenne 2,04 et 3,16 poussins en plus, respectivement pour les femelles de 2 ans et plus

et celles de 1 an. Cela correspond à des augmentations comprises entre 41 % et 127 % de leur productivité initiale, et semble donc difficile à atteindre en pratique.

## Conclusion

S'il ne faut retenir qu'une seule chose de cette thèse, c'est que l'approche basée sur les paramètres démographiques via le suivi individuel est extrêmement puissante pour délimiter les populations ou pour réaliser des diagnostics, et ainsi proposer des mesures de gestion réalistes. Cependant, le but ultime de la gestion des espèces soumises à prélèvements est de rechercher l'équilibre subtil entre le prélèvement maximal possible et l'état de conservation de la population à long

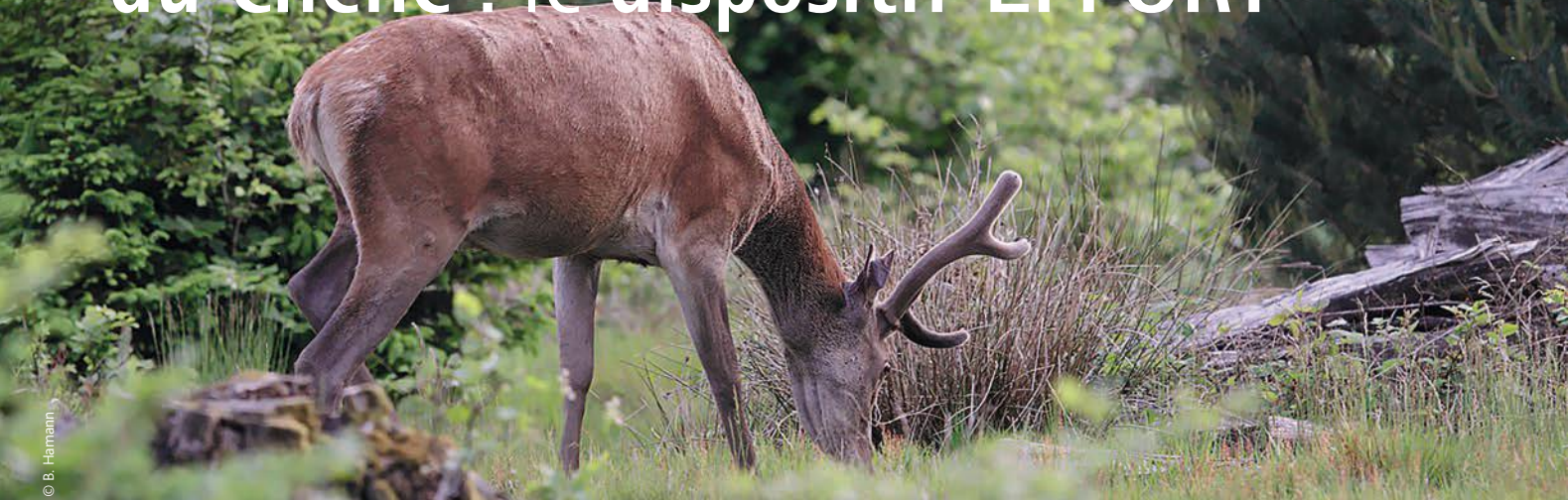
terme. C'est l'un des objectifs de la gestion adaptative. Atteindre un tel équilibre des prélèvements implique une bonne connaissance du fonctionnement des populations, sa mise à jour récurrente, ainsi qu'une connaissance aussi précise que possible des effectifs et de leur tendance. L'avenir de la chasse du fuligule milouin passera indéniablement par la mise en place d'une telle approche de gestion. Celle-ci est d'ores et déjà possible en dépit des lacunes dans de nombreux domaines, allant de la connaissance de certains paramètres et leur déterminisme (survie juvénile notamment) au monitoring des tableaux de chasse, des effectifs nicheurs et de la productivité annuelle des populations. Une des priorités des équipes à l'Unité Avifaune migratrice est de continuer à travailler pour combler ces lacunes. ●

## Bibliographie

- ▶ BirdLife International. 2015. *Aythya ferina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.
- ▶ Brides, K., Wood, K.A., Hearn, R.D. & Fijen, T.P.M. 2017. Changes in the sex ratio of the Common Pochard *Aythya ferina* in Europe and North Africa. *Wildfowl* 67: 100-112. <http://edepot.wur.nl/429426>
- ▶ Caswell, H. 2001. *Matrix population models*. 2<sup>nd</sup> Edition, Sinauer Associates Inc. Sunderland.
- ▶ Folliot, B., Caizergues, A., Barbotin, A. & Guillemain, M. 2017. Environmental and individual correlates of common pochard (*Aythya ferina*) nesting success. *European Journal of Wildlife Research* 63 (4): 69.
- ▶ Folliot, B., Guillemain, M., Champagnon, J. & Caizergues, A. 2018. Patterns of Spatial Distribution and Migration Phenology of Common Pochards (*Aythya ferina*) in the Western Palearctic: a ring-recoveries analysis. *Wildlife Biology*: wlb-00427. <https://doi.org/10.2981/wlb.00427>
- ▶ Fox, A.D., Caizergues, A., Banik, M.V., Devos, K., Dvorak, M., Ellermaa, M., Folliot, B., Green, A.J., Grüneberg, C., Guillemain, M., Håland, A., Hornman, M., Keller, V., Koshelev, A.I., Kostyushin, V.A., Kozulin, A., Ławicki, Ł., Luigojõe, L., Müller, C., Musil, P., Musilová, Z., Nilsson, L., Mischenko, A., Pöysä, H., Ščiban, M., Sjeničič, J., Stipnice, A., Švažas, S. & Wahl, J. 2016. Recent changes in the abundance of Common Pochard *Aythya ferina* breeding in Europe. *Wildfowl* 66: 22-40.
- ▶ Fransson, T., Kolehmainen, T., Kroon, C., Jansson, L. & Wenninger, T. 2010. *EURING list of longevity records for European birds*. European Union for Bird Ringing.
- ▶ Guillemain, M., Aubry, P., Folliot, B. & Caizergues, A. 2017. Estimation des tableaux de chasse de canards en France pour la saison 2013-2014. *Faune Sauvage* 314 : 22-28.
- ▶ Koons, D.N., Gunnarsson, G., Schmutz, J.A. & Rotella, J.-J. 2014. Drivers of waterfowl population dynamics: from teal to swans. *Wildfowl*, Special Issue 4: 169-191.
- ▶ Reeber, S. 2015. *Wildfowl of Europe, Asia and North America*. Helm Identification Guides. Christopher Helm, London, UK. 656 p.
- ▶ Scott, D.A. & Rose, P.M. 1996. *Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International Publication n° 41. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- ▶ Pannekoek, J. & van Strien, A.J. 2001. TRIM 3 manual (Trends & Indices for Monitoring data). Research paper n° 0102 Statistics Netherlands.
- ▶ Wetlands International. 2016. *Waterbird Population Estimates*. Wetlands International, Ede, The Netherlands.
- ▶ Webster, M.S., Marra, P.P., Haig, S.M., Bensch, S. & Holmes, R.T. 2002. Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology & Evolution* 17(2): 76-83. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02380-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02380-1)



# Influence des populations d'ongulés sauvages sur la régénération forestière du chêne : le dispositif EFFORT



© B. Hermann

*Un nouveau dispositif expérimental dénommé EFFORT, pour EFFet des Ongulés sur le Renouvellement foresTier, a été mis en place sur trois territoires d'études du nord-est de la France par l'ONCFS en collaboration avec l'ONF. L'objectif est d'étudier la régénération forestière du chêne et du cortège floristique associé dans des forêts de production, en comparant des situations contrôlées de présence/absence d'ongulés. À terme, ce dispositif original visera à mieux connaître l'impact de chaque espèce d'ongulé selon des conditions variables de richesse du sol et de pression d'herbivorie. Présentation de la méthode et des premiers résultats obtenus.*

Depuis plusieurs décennies, les populations de cerf élaphe (*Cervus elaphus*), de chevreuil (*Capreolus capreolus*) et de sanglier (*Sus scrofa*) présentent une forte expansion spatiale et numérique à l'échelle européenne. Cette augmentation est imputable à l'amélioration qualitative et quantitative de leurs habitats (pratiques agricoles, expansion de la forêt pendant le XX<sup>e</sup> siècle – Gill, 1990), à l'abandon de l'élevage extensif en milieu forestier et à la généralisation des cultures céréalières d'hiver. En outre, l'exploitation cynégétique rationalisée mise en place dans les années 1970 (plans de gestion conservatoires) a contribué à restaurer les

populations. En conjonction avec une faible présence de grands prédateurs (à l'exception récente du loup, surtout concentré géographiquement dans le quart sud-est) et, plus récemment, avec une diminution du nombre des chasseurs, la forte plasticité écologique des trois espèces d'ongulés considérées leur a aussi permis de se développer.

À l'heure actuelle, le chevreuil et le sanglier sont présents dans la quasi-totalité des forêts françaises, et le cerf élaphe dans plus de la moitié de celles-ci. Certains milieux de montagne sont également colonisés.

**SONIA SAÏD<sup>1\*</sup>, CÉCILE SABA<sup>1\*</sup>, LISA LAURENT<sup>1\*</sup>, JULIEN BARRÈRE<sup>1\*</sup>, MÉLINE REEB<sup>1\*\*\*</sup>, JEAN-CLAUDE TISSAUX<sup>2\*</sup>, CLAUDE WARNANT<sup>1\*\*</sup>, JAMES LAMBERT<sup>2\*\*</sup>, BENOIT CUILLER<sup>2\*\*\*</sup>**

<sup>1</sup> ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Ongulés sauvages – Birieux\*, Trois-Fontaines\*\*, La Petite-Pierre\*\*\*

<sup>2</sup> ONF, Agences Haute-Marne\*, Est-Marne\*\* et Nord-Alsace\*\*\*

Contact : [sonia.said@oncfs.gouv.fr](mailto:sonia.said@oncfs.gouv.fr)

## L'abondance des ongulés sauvages : une menace pour l'avenir de l'état boisé ?

L'avenir économique de l'état boisé<sup>1</sup> est dépendant de l'établissement de ligneux de haute qualité et en quantité suffisante. Cette dynamique dépend des conditions abiotiques (climat, sol, eau et lumière), mais également biotiques (pression d'herbivorie, insectes parasites et pathologies,

1. Le Code forestier considère comme étant à l'état boisé tout terrain couvert par de la végétation ligneuse (arbres, arbustes, broussailles, épineux...) depuis plus de 30 ans.

compétition avec la végétation accompagnatrice et entre ligneux d'intérêt – (Laurent, 2016).

Les ongulés sauvages peuvent induire des modifications physiologiques, phénologiques et morphologiques qui vont impacter plus ou moins la survie, la croissance et la qualité économique des ligneux. Ces modifications peuvent, à l'extrême, compromettre localement le renouvellement forestier et sa valorisation économique.

En plus des effets directs sur la régénération ligneuse, les ongulés peuvent induire des impacts indirects : ils sont susceptibles de modifier la compétitivité des espèces végétales présentes selon leur sélectivité alimentaire. Ils vont favoriser ou pas certaines espèces, modifiant alors les dynamiques en place dans la communauté. Dans la Réserve nationale de chasse et de faune sauvage (RNCFS) de La Petite-Pierre (67), certaines espèces préférées (charme, ronce, anémone des bois, épilobe) et certaines espèces appétantes (érable, carex, fétuque) sont moins abondantes en présence de cervidés. À l'opposé, des espèces non appétantes (lamier) ou particulièrement tolérantes à l'abrutissement, telles les graminées (brachypodes et luzules), se développent en présence de cervidés (Pellerin *et al.*, 2010).

L'importance du rôle écologique des cervidés dépend du système forestier considéré (composition, structure, dynamique, conditions climatiques et édaphiques, orientations sylvicoles), mais également de nombreux facteurs intrinsèques aux ongulés sauvages tels que l'abondance des individus et leur taille, leurs préférences alimentaires, les espèces en interaction (Demment & Soest, 1985).

L'impact des ongulés sauvages, toutes espèces confondues, sur les communautés végétales est ainsi très étudié. Pour autant, la connaissance du rôle de chaque espèce est encore très lacunaire.



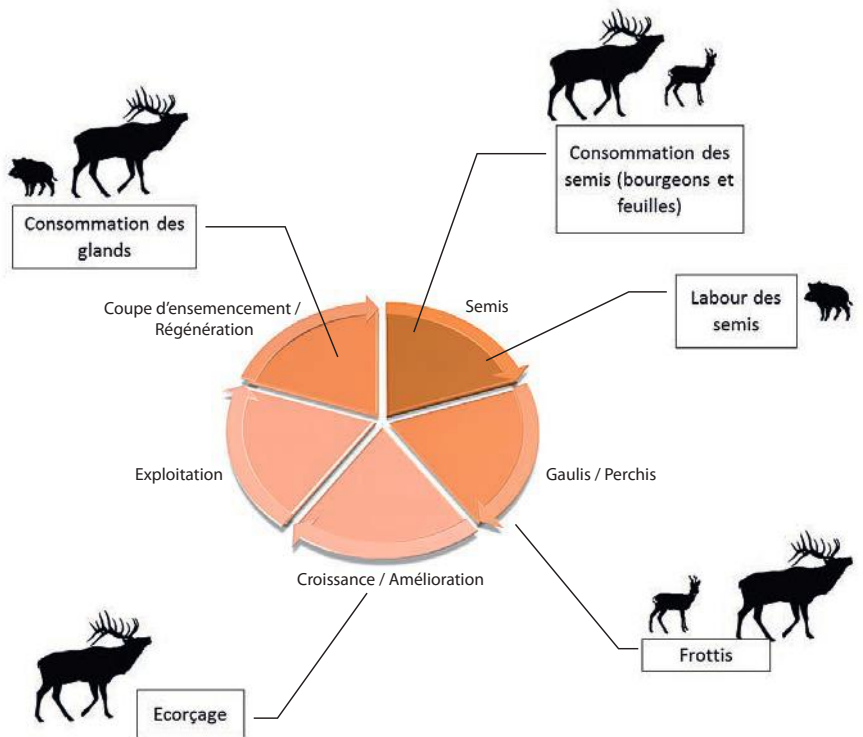
▲ Les sangliers peuvent contribuer à impacter le renouvellement des chênaies en consommant des glands et en déterrés des semis lorsqu'ils fouissent le sol pour trouver de la nourriture.

## Une nouvelle piste à explorer : la séparation des effets selon l'espèce considérée

L'étude de l'influence des ongulés sur le renouvellement forestier intéresse particulièrement les gestionnaires sylvicoles de chênaies, lesquelles peuvent être impactées à plusieurs stades de leur cycle

de production (glands, semis et tiges – *figure 1*). Tout d'abord, les glands peuvent être consommés par les sangliers et les cerfs : en présence de ces deux espèces, moins de glands seraient disponibles pour le renouvellement forestier. Une fois les glands germés, les semis peuvent être déterrés par les sangliers qui retournent le sol pour rechercher de la

Figure 1 Les différents effets causés par les ongulés au cours d'un cycle de production d'une chênaie.



### ► Encadré • Caractéristiques des trois sites d'étude

Le dispositif EFFORT a été installé sur trois sites : les territoires d'études et de recherches (TEE) d'Arc-en-Barrois (51) et de Trois-Fontaines (52), et la RNCFS de La Petite-Pierre (67).

Les dispositifs sont installés dans des forêts de production feuillues, avec des populations d'ongulés sauvages suivies depuis de nombreuses années. Tous les sites abritent du sanglier. Le cerf est présent en abondance à La Petite-Pierre et à Arc-en-Barrois. Quant au chevreuil, il est présent à Trois-Fontaines, à Arc-en-Barrois et dans une moindre proportion à La Petite-Pierre (*tableau*). Arc-en-Barrois et Trois-Fontaines sont situés sur des sols plus riches que la RNCFS de La Petite-Pierre.

Tableau 1 Récapitulatif des informations sur les trois sites d'étude.

	Trois-Fontaines	Arc-en-Barrois	La Petite-Pierre
Espèces animales majeures	chevreuil + sanglier	chevreuil + sanglier + cerf	cerf + sanglier + chevreuil
Principales essences	érable sycomore, charme, hêtre, chêne sessile, tilleul	érable champêtre, charme, hêtre, chêne sessile, chêne pédonculé	sapin, hêtre, épicéa, pin sylvestre, chêne sessile, chêne pédonculé
Roche mère	calcaire	calcaire	grès vosgien
Gestion	futaie	taillis sous futaie	futaie

Figure 2 Schéma des différents dispositifs d'enclos sélectif.



nourriture, ou être consommés par les cerfs et les chevreuils.

Cet impact est donc quantitatif : réduction du nombre de semis par consommation des glands, mort des semis suite à de l'abroussement. Mais il est aussi qualitatif : semis fourchus, arbres frottés ou écorcés à la qualité réduite. Par conséquent, une forte présence d'ongulés est vue par les sylviculteurs comme un risque majeur d'impact économique important.

Il faut néanmoins estimer l'impact de chacun des ongulés pris séparément, mais aussi identifier et différencier les effets directs et indirects causés par chacun sur le renouvellement forestier et sur les communautés végétales.

Développer cette connaissance est la raison d'être du dispositif EFFORT (EFFet des Ongulés sur le Renouvellement forestier), qui a été mis en place par l'ONCFS en collaboration avec l'ONF dès 2014 dans la RNCFS de La Petite-Pierre, puis sur les deux autres territoires d'études et d'expérimentations (TEE) de l'ONCFS, Trois-Fontaines (51) et Arc-en-Barrois (52), en 2015 et 2016 (encadré). L'objectif est de pouvoir discriminer les effets des trois espèces d'ongulés (cerf, chevreuil et sanglier) en les étudiant à l'aide d'enclos sélectifs-exclos-enclos hermétiques, pour :

1. mieux comprendre leurs rôles respectifs dans la dynamique de l'écosystème forestier ;
2. mieux identifier les facteurs de blocage du renouvellement forestier (ongulés ou effet station).

Le choix de l'essence en régénération à suivre s'est porté sur le chêne sessile (*Quercus petraea*) ou le chêne pédonculé (*Quercus robur*) selon le site d'étude.

### Les dispositifs enclos-exclos – enclos sélectif

Il s'agit d'un enclos et d'un exclos appariés spatialement.

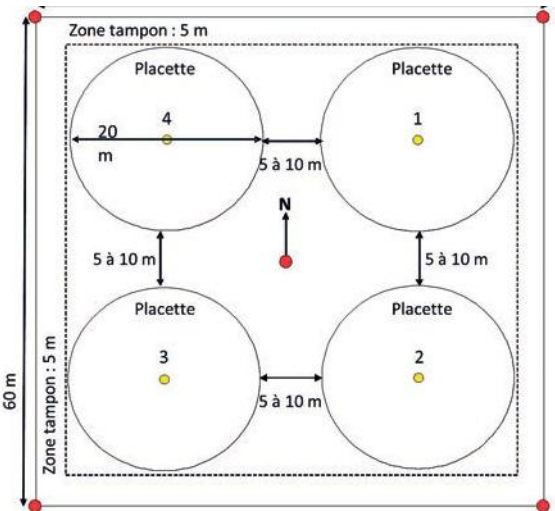
- Un enclos est une zone en grillagée, de hauteur variable, empêchant l'entrée d'au moins une espèce d'ongulés. Les enclos

laissent passer aucune des trois espèces étudiées. Les enclos sélectifs laissent passer une seule espèce d'ongulés (figure 2). Ainsi, les enclos cerfs ne laissent passer que les cerfs (une portion du grillage est coupée à 1,20 m), les enclos chevreuil que les chevreuils (ouvertures de petite taille aménagées dans le grillage) et les enclos sanglier que les sangliers (système de porte battante lourde). Des appareils photo vérifient la perméabilité (et l'imperméabilité) du système aux espèces cibles.

- Un exclos est une zone non en grillagée permettant le libre accès des ongulés.

Chaque enclos ou exclos comprend quatre placettes circulaires de 314 m<sup>2</sup> (figure 3).

Figure 3 Schéma d'un enclos ou exclos.



◀ Dispositif enclos sélectif à cerfs (c'est-à-dire ne laissant passer que cette espèce) avec un cerf à l'intérieur et un autre à l'extérieur, sur la RNCFS de La Petite-Pierre.



◀ Dispositif enclos sélectif à sangliers avec deux laies et marcassins à l'intérieur et plusieurs marcassins visibles à l'extérieur, à Arc-en-Barrois.

## Modalités des suivis réalisés

Sur chaque dispositif sont réalisés des suivis classiques de fructification (Vajas *et al.*, 2018), de régénération, d'abroustissement et de composition de la communauté végétale à trois échelles.

1. Au niveau de chaque dispositif, nous suivons la fructification d'un certain nombre de chênes en comptant le nombre de glands tombés au sol dans des quadras de 0,25 m<sup>2</sup> (Touzot *et al.*, 2018 ; Vajas *et al.*, 2018)

2. Au niveau des 4 placettes de 314 m<sup>2</sup>, nous faisons un suivi individuel de semis de chêne, du nombre de tiges ligneuses et du recouvrement des strates.

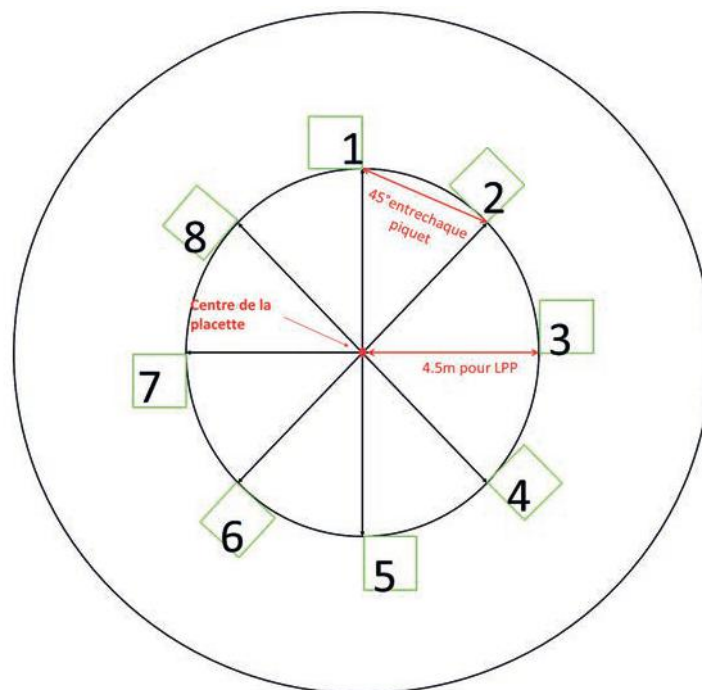
– Suivis individuels de semis de chêne : un suivi individuel bisannuel de dix semis de chêne est réalisé (printemps et automne). Pour chacun des dix semis, la hauteur, le diamètre au collet, la forme et les traces d'abroustissement sont notés à chaque relevé. Ces dix semis sont marqués à l'aide d'un piquet et d'une bague pour pouvoir être retrouvés lors des campagnes de mesures suivantes. Les semis morts, quelle qu'en soit la cause, sont remplacés par le suivi de nouveaux semis déjà présents et de la même classe d'âge.

– Suivi du nombre de tiges ligneuses : le nombre de tiges ligneuses de l'espèce d'intérêt (chêne) est comptabilisé sur l'ensemble de la placette en fonction de différentes strates de hauteur (< 10 cm ; de 0,1 à 0,8 m ; de 0,8 à 1,3 m ; de 1,3 à 3 m ; > 3 m).

– Recouvrement par strates : pour chaque placette, la surface terrière ainsi que le recouvrement total (toutes espèces confondues) sont estimés pour les différentes strates de hauteur (herbacées : < 0,5 m ; arbustive basse : de 0,5 à 1,3 m ; arbustive haute : de 1,3 à 3 m ; arborescente : > 3 m) selon des classes de recouvrement (1 : < 5 % localisé ; 2 : < 5 % diffus ; 3 : 5-25 % ; 4 : 25-50 % ; 5 : 50-75 % ; 6 : > 75 %).

3. À l'échelle de 1 m<sup>2</sup>, nous effectuons 8 relevés de végétation exhaustifs (*figure 4*) ainsi que la mesure de l'indice de consommation (IC), qui traduit les variations de la pression exercée par les herbivores sur la flore lignifiée selon la relation entre la population et son environnement (<http://www.oncfs.gouv.fr/Fiches-techniques-download156>).

Figure 4 Schéma général des placeaux de mesure.



## Résultats

Dans les enclos, qui sont exempts d'ongulés, une survie plus importante des semis est attendue, la mortalité relevée devant en théorie être principalement liée aux conditions climatiques et édaphiques et à la compétition entre semis. Dans les exclos par contre, les ongulés sont une cause de mortalité à priori supplémentaire ; la survie des semis devrait donc y être moindre (modulo les effets possibles d'une compétition moins importante

entre semis). Si les ongulés constituent bien le principal facteur du différentiel de mortalité des plants, on devrait observer dans les enclos sélectifs ne laissant passer qu'un type d'ongulé une mortalité intermédiaire entre la situation des enclos et celle des exclos. En résumé, on s'attend à un gradient allant d'une survie forte des semis dans les enclos jusqu'à une mortalité forte dans les exclos, avec des valeurs intermédiaires correspondant aux enclos sélectifs. De plus, le sanglier devrait surtout avoir une influence sur la quantité



Vue d'une placette dans un enclos.

de semis présents (par la prédation qu'il exerce sur les glands), et le chevreuil et le cerf surtout un effet sur la qualité des semis (par les abrouissements et frottis sur les jeunes plants).

Dans les faits, après deux années de suivi, on observe que sur le TEE de Trois-Fontaines, les recouvrements en chênes sont semblables en présence et en absence d'ongulés ; en revanche, on note un recouvrement de ronce plus important dans les enclos du fait de l'exclusion des chevreuils. Dans la RNCFS de La Petite-Pierre, contrairement aux résultats attendus, il y a un plus fort recouvrement en chênes à l'extérieur des enclos, c'est-à-dire en présence d'ongulés, qu'à l'intérieur. Comme à Trois-Fontaines, le recouvrement de la ronce est plus important dans l'enclos, mais contrairement à Trois-Fontaines où le sol est de bonne qualité, permettant aux chênes de pousser et de passer au-dessus de la ronce, à La Petite-Pierre la croissance est plus lente, ce qui entraînerait un étouffement du chêne par la ronce. Ainsi, l'absence d'abrouissement en enclos va permettre à la ronce de se développer et d'entrer en compétition pour les ressources avec les semis de chêne, empêchant leur développement (Laurent, 2016 ; Boulanger *et al.*, 2018). Lorsque la ronce est consommée (à l'extérieur des enclos), elle est maintenue à un niveau de recouvrement et de hauteur plus faible, ce qui permet aux semis de chêne de se développer, d'autant plus que dans ces conditions la ronce procure des capacités de gainage/protection des plants (Krueger & Peterson, 2009). Ce phénomène est observé à la fois sur le sol riche de Trois-Fontaines et sur le sol pauvre de La Petite-Pierre. Cette interaction ronce-chêne peut donc avoir un effet positif, c'est-à-dire favoriser le développement de la plante en protégeant les semis du gibier, ou un effet négatif en diminuant les performances de la plante (compétition). La compétition pour les ressources disponibles en quantité limitée dans le milieu peut modifier la croissance, la reproduction et le taux de survie des végétaux.

### La disparition des semis : un effet fort de la présence des ongulés sauvages sur les trois territoires d'études

Moins de 5 % des semis présents dans les enclos clos ne sont pas retrouvés d'une campagne de mesure à l'autre. Cette perte est imputable aux conditions environnementales biotiques (compétition, dissimulation) et abiotiques (climat, nature et texture du sol, disponibilité en ressources). *A priori*, et même si certaines de ces

conditions peuvent en théorie varier entre enclos et exclos voisins, la comparaison de ce pourcentage de semis disparus avec ceux obtenus dans les enclos sélectifs et les exclos permet de caractériser l'impact « additif » des différents ongulés sur les semis de chênes, qu'il s'agisse d'impact direct (consommation) ou indirect. Dans les dispositifs sélectifs laissant entrer cerfs et chevreuils, très peu de semis sont perdus. Par contre, en présence de sangliers dans les enclos, on constate une perte assez régulière d'environ 15 % (+/- 5 %) des semis d'une campagne de mesure à l'autre, résultats cohérents avec ceux obtenus par Vallée *et al.* (2017). Les pertes dans les enclos où seuls les chevreuils reentraient ont varié plus largement de 0 à 15 % selon la saison de suivi (printemps ou automne).

Dans les exclos où les trois espèces d'ongulés agissent simultanément (et par comparaison avec ce qui est observé dans les enclos sélectifs du territoire d'Arc-en-Barrois), le pourcentage de perte totale semble beaucoup plus important (80 % que la somme des dégâts par espèce (3 % pour le cerf + 2 % pour le chevreuil + 26 % pour le sanglier) dans des territoires riches comme Arc-en-Barrois. En revanche, à La Petite-Pierre, nous constatons qu'entre 2 et 50 % des semis disparaissent selon les années, dans les enclos comme dans les exclos.

### Survie

Les semis ont un diamètre supérieur en exclos (où les ongulés sont présents) qu'en enclos, où leur survie est par contre meilleure.

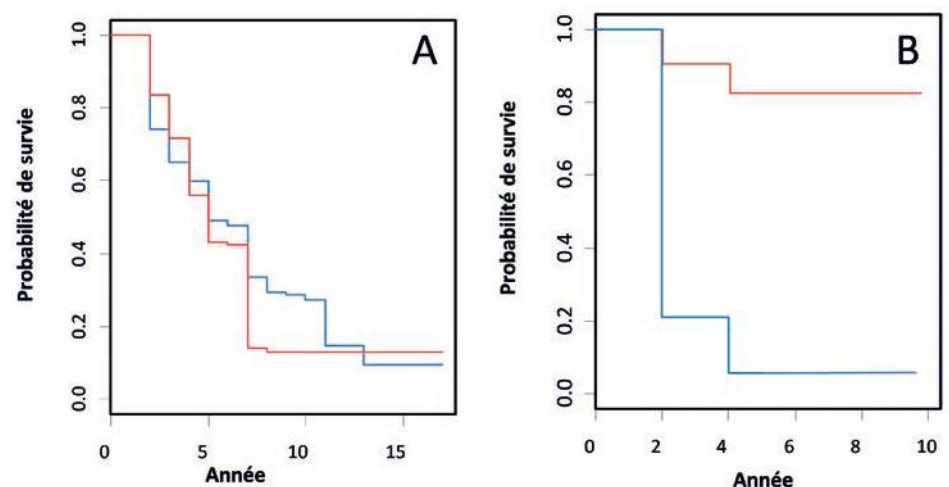
Sur le site de La Petite-Pierre, un semis survit après la première année de suivi



▲ Semis de chêne marqué dans le cadre du suivi.

aussi bien en enclos qu'en exclos ; en revanche, sur le TEE de Trois-Fontaines, une différence de probabilité de survie bien plus forte apparaît entre enclos et exclos après deux années de suivi (figure 5). La survie est plus faible dans les enclos de La Petite-Pierre comparés à ceux de Trois-Fontaines, probablement à cause des différences de richesse du sol. En effet, des semis de chêne peuvent survivre jusqu'à deux ans sur les réserves contenues dans leur gland. Ensuite, si le sol n'est pas assez riche ou que les semis ne peuvent s'implanter, ils vont disparaître. Les semis de La Petite-Pierre subissent donc une mortalité plus importante, certainement à cause de la pauvreté du sol.

Figure 5 Estimation de la survie des semis de chêne à La Petite-Pierre (A) et à Trois-Fontaines (B).  
— Enclos — Exclos





© S. Boué/ONCFS

◀ La présence de ronce peut apporter une protection aux semis de chêne vis-à-vis des ongulés

## Conclusions et perspectives

Ces premiers résultats tendent à montrer l'intérêt de séparer les trois espèces d'ongulés pour mieux comprendre leur effet sur la régénération du chêne, et les mécanismes à l'œuvre en matière de perte de semis.

Les ongulés modifient les communautés végétales par la consommation préférentielle de certaines espèces, dont le chêne. Inversement, ils maintiennent aussi une certaine ouverture du milieu. En leur absence, trop de ronce risque de conduire à une concurrence de cette dernière avec les semis de chêne et d'empêcher leur croissance.

Ce résultat suggère que la végétation interférente peut avoir un impact compétitif.

Ainsi, la croissance peut être meilleure en présence d'ongulés du fait de la protection apportée par des espèces (telles la ronce) qui, quand elles sont consommées mais néanmoins maintenues à un niveau suffisant, servent aussi de protection aux semis (Laurent, 2016). La pression d'abroustissement ne doit être ni trop forte, car dans ce cas les semis de chêne seront consommés, ni trop faible pour empêcher un envahissement par la ronce. La détermination de cet équilibre nécessite à la fois un suivi attentif des parcelles forestières concernées et un ajustement dynamique du système ongulés-forêt. La mise en enclos permet la croissance en hauteur des semis, mais surtout une meilleure probabilité de survie. Les sangliers sont une cause importante de mortalité des semis, parallèlement à l'abroustissement

répété par les cerfs et les chevreuils qui impactent leur qualité. *In fine*, il apparaît important de poursuivre ces études à plus long terme et à différentes étapes de régénération : la fructification – la dispersion et le stockage des graines – la germination des graines – l'installation et le développement des semis.

## Remerciements

Nos remerciements vont aux nombreux stagiaires et vacataires ayant participé à cette étude. ●

## Bibliographie

- ▶ Boulanger, V., Dupouey, J.-L., Archaux, F., Badeau, V., Baltzinger, C., Chevalier, R., Corcket, E., Dumas, Y., Forgeard, F., Mârell, A., Montpied, P., Paillet, Y., Picard, J.-F., Saïd, S. & Ulrich, E. 2018. Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists. *Global Change Biology* 24 (2) : e485-e495. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13899>
- ▶ Demment, M.W. & Soest, P.J.V. 1985. A nutritional explanation for body-size patterns of ruminant and nonruminant herbivores. *The American Naturalist* 125 : 641-672.
- ▶ Krueger, L.M. & Peterson, C.J. 2009. Effects of woody debris and ferns on herb-layer vegetation and deer herbivory in a Pennsylvania forest blowdown. *Ecoscience* : 461-469.
- ▶ Gill, R.M.A. 1990. *Monitoring the status of European and North American cervids*. GEMS Information Series 8. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 277 p.
- ▶ Gill, R.M.A. 1992. A review of damage by mammals in North temperate forests: Deer. *Forestry* 65 (2) : 145-169. <https://doi.org/10.1093/forestry/65.2.145>
- ▶ Laurent, L. 2016. *Apports d'une approche écosystémique à l'étude de la dynamique des communautés végétales forestières : vers une prise en compte des interactions écologiques multiples*. Biodiversité et Écologie. Université d'Orléans. <https://www.theses.fr/2016ORLE2050>
- ▶ Pellerin, M., Saïd, S., Richard, E., Hamann, J.-L., Dubois-Coli, C. & Hum, P. 2010. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management* 260 (4) : 429-437.
- ▶ Touzot, L., Bel-Venner, M.-C., Gamelon, M., Focardi, S., Boulanger, V., Débias, F., Delzon, S., Saïd, S., Schermer, E., Baubet, E., Gaillard, J.-M. & Venner, S. 2018. The ground plot counting method: A valid and reliable assessment tool for quantifying seed production in temperate oak forests? *Forest Ecology and Management* 430 : 143-149. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.061>
- ▶ Vajas, P., Saïd, S., Rousset, C., Holveck, H. & Baubet, E. 2018. Quand, comment et pourquoi mesurer une glandée ? Quelles méthodes disponibles ? *Faune sauvage* n° 319 : 35-42.
- ▶ Vallée, M., Lebourgeois, F., Baubet, E., Saïd, S. & Klein, F. 2017. Le sanglier en Europe : une menace pour la biodiversité ? *Revue forestière française* : 505-518.
- ▶ Willis, J.-L., Walters, M.B. & Farinosi, E., 2016. Local seed source availability limits young seedling populations for some species more than other factors in northern hardwood forests. *For. Sci.* 62 (4) : 440-448. <http://dx.doi.org/10.5849/forsci.15-143>





# Concilier agriculture et préservation de la faune de plaine : le cas du grand hamster en Alsace

© F. Kletty

*Le grand hamster est une espèce menacée inféodée à la plaine agricole. Parmi les mesures de conservation mises en place en sa faveur, de nombreuses actions sont réalisées pour améliorer son habitat en Alsace. L'approche utilisée illustre de façon exemplaire la nécessité d'acquérir et de prendre en compte de nouvelles connaissances sur la biologie et l'écologie de cette espèce, à la fois pour optimiser les mesures de conservation et pour faire évoluer les pratiques agricoles.*

**MATHILDE L. TISSIER<sup>1</sup>, CAROLINE HABOLD<sup>2</sup>, FLORIAN KLETTY<sup>2</sup>, JULIEN EIDENSCHENCK<sup>1</sup>, STÉPHANE MARCHANDEAU<sup>3</sup>, YVES HANDRICH<sup>2</sup>, PHILIPPE OSSWALD<sup>4</sup>, ANNABELLE REVEL-MOUROZ<sup>4</sup>, CHARLOTTE KOURKGY<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> ONCFS, Délégation régionale Grand Est, Cellule technique – Ernolsheim-sur-Bruche.

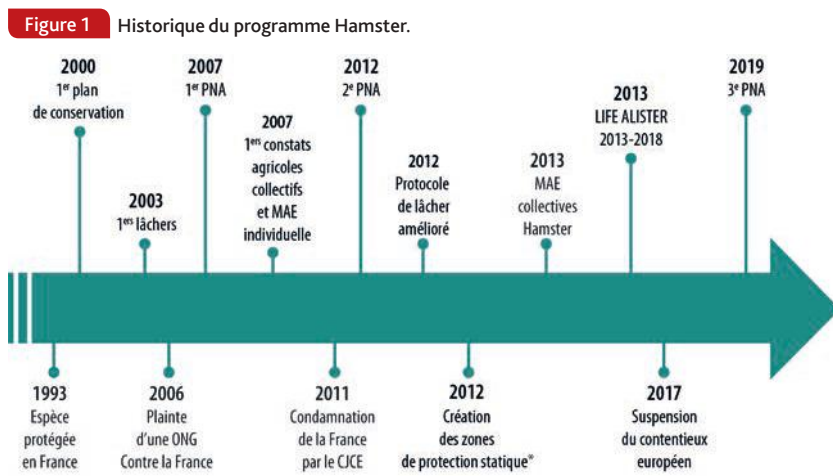
<sup>2</sup> Université de Strasbourg, CNRS, IPHC UMR 7178 – Strasbourg.

<sup>3</sup> ONCFS, Direction de la recherche et de l'expertise, Unité Petite faune sédentaire – Nantes.

<sup>4</sup> Chambre d'agriculture d'Alsace – Schiltigheim

Contact : [charlotte.kourkgy@oncfs.gouv.fr](mailto:charlotte.kourkgy@oncfs.gouv.fr)

En France, le grand hamster est inféodé à la plaine agricole d'Alsace où il est fortement menacé par la détérioration et la fragmentation de son habitat, liées au changement de pratiques agricoles et à l'urbanisation. Aussi, cette espèce protégée a fait l'objet de plusieurs plans nationaux d'actions (PNA) successifs ainsi que d'un projet Life Alister initié en 2013 (*figure 1*), avec pour objectifs principaux d'améliorer les connaissances sur sa biologie et son écologie et de développer des pratiques culturales innovantes, en lien avec le monde agricole, conciliant besoins écologiques de l'espèce et intérêts agro-économiques.



\* Zone d'environ 9 000 ha au sein de laquelle l'habitat du grand hamster est protégé (arrêté ministériel du 9 décembre 2016) et où sont concentrées les actions de préservation de l'espèce.

## Le grand hamster menacé par des pratiques agricoles intensives

La « révolution verte » née dans les années 1940 et 1950 en Europe (Naylor, 1996 ; Evans, 1997 ; Matson *et al.*, 1997), s'est caractérisée par : 1) une augmentation des rendements, 2) l'essor de technologies agronomiques telles que la sélection de nouvelles variétés cultivées, la mécanisation, l'utilisation d'intrants chimiques et l'irrigation, 3) le développement de la monoculture, avec une augmentation de la taille des parcelles et la réduction de la diversité des plantes cultivées et messicoles (Björklund *et al.*, 1999), et 4) la prédominance de certaines cultures dont le maïs et le blé. Cette agriculture, dite intensive, a été identifiée comme la principale menace pesant sur les populations de grand hamster à l'échelle européenne (Weinhold, 2008 ; La Haye *et al.*, 2014), bien que d'autres causes, telles que le changement climatique et l'urbanisation, aient été suggérées (Surov *et al.*, 2016). Dans la plaine alsacienne, la spécialisation de l'agriculture s'est accompagnée d'une simplification des assolements avec une régression des surfaces de jachères, de céréales de printemps et de cultures fourragères ; la mécanisation des travaux agricoles a quant à elle conduit à l'accroissement de la taille moyenne des parcelles cultivées (de 0,54 ha en 1971 à 1,4 ha en 2010) – (Tissier *et al.*, 2016). Aujourd'hui, les cultures de blé et de maïs représentent environ 58 % de la Surface agricole utile (SAU) et 75 % de la surface cultivée selon les années. Ainsi, compte tenu de la faible taille du domaine vital d'un hamster (1,9 ha pour

les mâles et 0,44 ha pour les femelles – Weinhold, 2002), l'accroissement de la taille des parcelles, conjugué à la composition actuelle des assolements, restreint fortement la diversité d'habitats disponibles à l'échelle du domaine vital individuel et, dans bien des cas, ne permet plus de satisfaire à l'ensemble des besoins de l'espèce.

### Des périodes critiques pour l'espèce engendrées par un manque de couvert de protection contre les prédateurs

Le développement des cultures de printemps, et en particulier du maïs, depuis les années 1950 est globalement défavorable au grand hamster. Ces cultures n'offrent pas un couvert de protection contre les prédateurs en début de cycle végétatif (La Haye *et al.*, 2014 ; Maclean *et al.*, 2014). Le grand hamster, qui hiberne généralement de septembre à avril, se retrouve en effet très exposé à la prédation lorsqu'il émerge d'hibernation dans une parcelle nue, qui a été labourée en hiver et préparée pour le semis de la culture au printemps (comme le maïs par exemple). Par ailleurs, plusieurs études montrent une corrélation négative entre les surfaces cultivées en maïs et l'abondance de nombreuses espèces de plaine (Delacour, 1987 ; Péroux, 2000 ; Klenke *et al.*, 2017). Le blé d'hiver présent à la sortie d'hibernation des hamsters n'induit pas ce problème. Le manque de couvert pour cette culture s'observe plus tard, à partir des moissons qui surviennent généralement dès le mois de juillet (Ulbrich & Kayser, 2004 ; Out *et al.*, 2011 ; Villemey *et al.*, 2013).

### Baisse de la condition corporelle et du succès reproducteur du grand hamster : effets possibles du changement climatique et des modifications agricoles

Une étude menée en 2015 révèle une baisse de plus de 20 % de la masse corporelle moyenne des hamsters sauvages en sortie d'hibernation au cours du XX<sup>e</sup> siècle en Alsace (Tissier *et al.*, 2016). Cette diminution serait liée à deux phénomènes : l'augmentation des pluies hivernales (conséquence du changement climatique qui peut conduire à des niveaux plus élevés d'humidité du sol, le rendant moins isolant, et engendrer des coûts énergétiques plus importants lors de l'hibernation ou mener à la détérioration des stocks de nourriture), et l'essor de la monoculture du maïs (Tissier *et al.*, 2016). Elle pourrait aussi expliquer la baisse du succès reproducteur observée sur cette période (Surov *et al.*, 2016). En effet, les données actuelles montrent que le succès reproducteur des femelles est très faible en Alsace, avec un taux moyen de 1,04 portée/femelle/an (données de 2014-2017 pour 62 femelles suivies en milieu naturel dans le cadre du projet Life Alister), et inférieur au taux moyen européen qui est de 1,6 portée/femelle/an (Surov *et al.*, 2016) ; ce taux moyen étant lui-même inférieur au taux minimal de 2 portées/femelle/an considéré comme nécessaire à une bonne dynamique de population chez cette espèce (Nechay, 2000). Ainsi, il est mis en évidence pour la première fois que le déclin du grand hamster n'est pas seulement dû à un problème de prédation consécutif à un manque de couvert à certaines périodes critiques, mais également à une baisse de poids et du succès reproducteur.



▲ Paysage agricole au printemps 2018 en zone de protection statique (ZPS) du grand hamster, mais hors mesure agro-environnementale (MAE) collective où les cultures de printemps prédominent.



▲ Enclos dans lesquels l'expérimentation a eu lieu (gauche) et grand hamster dans un enclos « mixte » (droite).

### Monocultures et carences nutritives responsables d'échecs de la reproduction

Le grand hamster est une espèce omnivore, consommant des graines, racines, fleurs et parties vertes de plantes

sauvages et cultivées, ainsi que des animaux vertébrés et invertébrés (Tissier *et al.*, 2019). Une étude, qui cherchait à évaluer en conditions contrôlées l'impact du maïs et du blé sur la reproduction, a mis en évidence qu'un régime alimentaire exclusivement composé de maïs entraînait

des infanticides maternels dans 95 % des cas, et par conséquent un succès reproducteur quasi nul (Tissier *et al.*, 2018). La cause identifiée est une carence en vitamine B3 et en son précurseur, le tryptophane, un acide aminé essentiel (**encadré 1**). Le domaine vital d'une

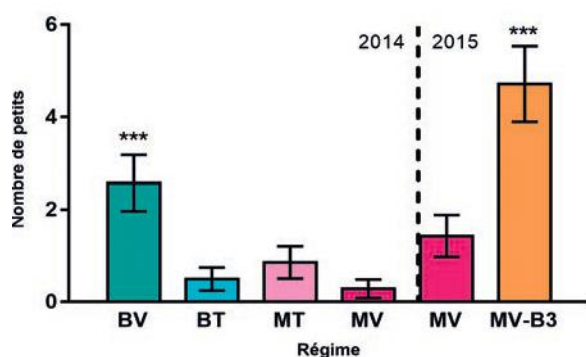
#### ► Encadré 1 • Monoculture de maïs, carences en vitamine B3 et pathologies

Les grains, feuilles et pollen de maïs sont fortement carencés en tryptophane (un acide aminé essentiel) et en vitamine B3 (indispensable pour la synthèse d'ATP par l'organisme). La vitamine B3 est présente sous une forme liée dans cette plante, la rendant non bio-disponible pour les animaux. Des carences en tryptophane et en vitamine B3 conduisent à la démence, à des diarrhées et à des dermatites chez l'humain, au syndrome de la langue noire chez le chien et à des problèmes de croissance et d'agressivité chez la souris (Krehl *et al.*, 1945 ; Eichelman, 1980 ; Baker, 2008 ; Wan *et al.*, 2011 ; Walz *et al.*, 2013).

Deux études réalisées en 2014 et 2015 sur des grands hamsters élevés en captivité (Tissier *et al.*, 2018) ont mis en évidence que ces carences en vitamine B3 étaient responsables d'un taux élevé d'infanticides maternels. En effet, des femelles nourries avec du maïs et supplémentées avec du trèfle ou des vers de terre avaient un nombre de jeunes à la naissance similaire à des femelles nourries sous des régimes de blé. En revanche, en raison d'un taux d'infanticide élevé (95 % des femelles tuaient leurs petits), le succès reproducteur des femelles nourries au maïs était considérablement réduit (**figure 2**, 2014). Une supplémentation en vitamine B3 a permis de supprimer les infanticides et a conduit à la restauration d'un bon succès reproducteur (**figure 2**, 2015).

Sachant que le maïs est la culture la plus produite au monde, étudier comment la consommation de cette plante affecte la faune sauvage est un point crucial en écologie et pourrait avoir des implications majeures pour la gestion de nombreuses espèces, incluant les pollinisateurs. En effet, bien que le maïs soit principalement considéré comme pollinisé par le vent, son pollen peut représenter jusqu'à 47 % de celui collecté par les abeilles à miel en été (Requier *et al.*, 2015). Or, les effets de la consommation du pollen de maïs chez les abeilles et bourdons demeurent peu étudiés.

**Figure 2** Nombre moyen de petits par portée au sevrage chez le grand hamster en fonction du régime alimentaire de la mère. (Adapté de Tissier *et al.*, 2018)

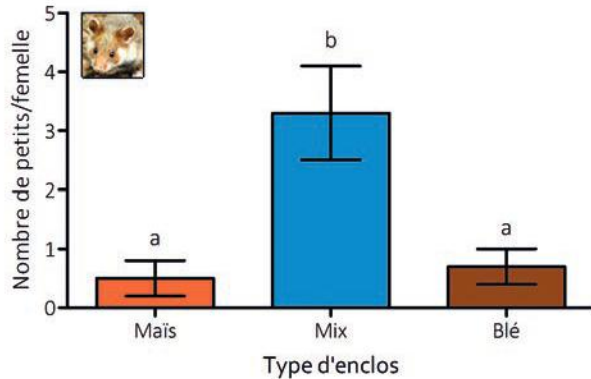


BV : Blé-Ver de terre ; BT : Blé-Trèfle ; MT : Maïs-Trèfle ; MV : Maïs-Ver de terre ; MV-B3 : Maïs-Ver de terre-Vitamine B3. Les étoiles indiquent une différence significative ( $p < 0,001$ ) entre les régimes, le régime où elles sont appliquées différant significativement des autres régimes de la même année.

► **Encadré 2 • Le semis monoculturel en enclos expérimental réduit drastiquement le succès reproducteur du grand hamster et nuit à la biodiversité végétale et animale associée**

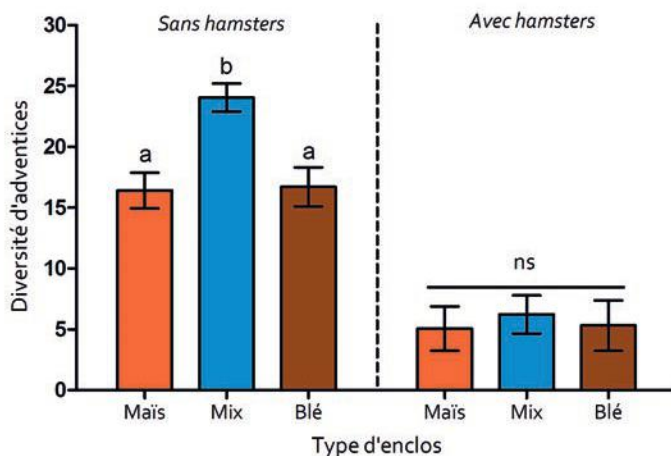
Une expérimentation menée en 2015 dans 76 enclos ensemencés en blé, en maïs, ou en une association de quatre cultures (maïs, blé, tournesol et luzerne) a révélé que le succès reproducteur du hamster s'est trouvé réduit de 82 % dans les enclos comprenant une seule culture, comparativement aux enclos contenant l'association des quatre cultures (*figure 3\**).

**Figure 3** Nombre moyen de petits par femelle de grand hamster dans les enclos expérimentaux en fonction du type de culture. Les lettres a et b indiquent des différences significatives entre les différents types d'enclos.



En outre, le fait de semer plusieurs cultures (enclos mixtes) a augmenté à la fois la biodiversité végétale (avec une diversité d'adventices jusqu'à 37 % plus élevée – *figure 4\**) et la diversité et l'abondance des invertébrés (jusqu'à 27 % plus élevées), dont certains sont indispensables au fonctionnement des sols et à la pollinisation. Fait intéressant concernant les adventices (qui peuvent être un frein à l'agriculture si elles concurrencent la plante cultivée) : leur diversité était trois fois plus élevée dans les enclos sans hamsters que dans les enclos avec hamsters. Cela indique que le grand hamster, de par son alimentation omnivore, pourrait jouer un rôle de régulateur d'adventices, qui semblent avoir une part importante dans son alimentation au printemps-été. Lorsqu'ils avaient d'autres cultures à disposition (dans les enclos « mixtes » de cette étude), les hamsters ne consommaient presque pas le blé et le maïs, qui restaient majoritairement intouchés. Ceci indique que les parties vertes de ces cultures ne sont pas des aliments de premier choix pour le hamster. De plus, leurs qualités nutritionnelles sont peu adaptées à ses besoins en période de reproduction.

**Figure 4** Diversité d'adventices dans les enclos en fonction du type de culture et de la présence ou de l'absence de hamsters dans l'enclos. Les lettres a et b indiquent des différences significatives entre les différents types d'enclos, alors que le « ns » indique l'absence de différence.



\* Les figures 3 et 4 sont adaptées de Tissier *et al.* (2018).

femelle étant bien inférieur à la surface moyenne des parcelles en Alsace, et le maïs étant la culture majoritaire, cette étude mérite d'être poursuivie en milieu naturel.

Une autre étude a révélé qu'en conditions semi-naturelles (enclos expérimentaux), la pratique de la monoculture de maïs ou de blé entraînait une baisse significative de la reproduction et une augmentation de la mortalité adulte des hamsters ; et ce, même en ayant éliminé les risques de mortalité liés à la prédation, à la présence de pesticides ou à la mécanisation (Tissier *et al.*, 2018 – *encadré 2*). De plus, comparés à des enclos où avait été semée une association de maïs, blé, tournesol et luzerne, les enclos en monoculture ont montré une abondance et une diversité plus faibles en plantes adventices et en invertébrés.

**Des outils innovants pour concilier agriculture et besoins du grand hamster**

**Des mesures agro-environnementales (MAE) collectives pour optimiser l'assolement**

Depuis 2013, plus de 150 agriculteurs se sont engagés dans une dizaine de groupes afin de mettre en œuvre des MAE collectives en faveur du grand hamster, à l'échelle de territoires de 100 à 500 ha d'un seul tenant. Chaque année, ils se réunissent à l'automne pour décider collectivement de l'assolement au sein de ces territoires. L'objectif principal est d'augmenter le taux de cultures favorables au grand hamster (céréales à paille et légumineuses d'hiver), de les localiser à proximité des terriers recensés et de réduire la période de sol nu après la moisson des céréales en utilisant des couverts d'interculture. Ceci permet de procurer un abri aux grands hamsters en sortie d'hibernation. Ainsi, au sein des 3 000 ha engagés, la part de cultures favorables a progressé (passant de 27 % en 2013 à 37 % en 2018), principalement au détriment de la culture du maïs qui ne représente plus que 43 % de l'assolement dans les MAE collectives, contre plus de 51 % dans la zone de protection statique (ZPS) et 48 % en plaine du Rhin (données de 2018 – DDT 67, com. pers.).

La mesure de gestion collective est un atout pour la sauvegarde du grand hamster. En impliquant la grande majorité des agriculteurs d'un territoire dans son application, elle responsabilise et mobilise chacun d'entre eux pour respecter le cahier des charges, instaure une forme de



▲ En septembre, les agriculteurs engagés dans la mesure de gestion collective se réunissent pour décider de l'emplacement des cultures favorables au grand hamster en fonction de la localisation des terriers recensés.

consensus et initie une dynamique collective autour de l'enjeu de préservation d'une espèce encore considérée il y a peu comme nuisible. Cette gestion collective nécessite un effort important d'animation, mais elle permet aux agriculteurs de prendre en compte les besoins du grand hamster dans le cadre de rotations parfois assez compliquées compte tenu de la présence de cultures de choux, betteraves et pommes de terre. L'instauration depuis la

campagne 2018 d'une prime aux résultats, versée pour les parcelles hébergeant un ou plusieurs terriers au printemps, est aussi susceptible d'inciter les agriculteurs à optimiser leurs pratiques à la lumière des connaissances qui leur sont transmises.

#### Améliorer les mesures d'urgence et rechercher des pratiques agricoles innovantes

Afin d'offrir un couvert de protection après moisson du blé, une des actions communément employées est l'implantation de bandes refuges, définies comme tout ou parties de parcelles de céréales d'hiver non moissonnées (mesure « blé sur pied »). Mais cette mesure ne procure



▲ Parcelle de blé en non-récolte avec une bande de couvert végétal diversifiée (cliché réalisé en septembre).



▲ (A) photo montrant la différence de couvert entre une CIPAN semée précocement à droite et à une date de semis plus conventionnelle à gauche (cliché réalisé en septembre). (B) Essai d'une CIPAN multi-espèces semée à 30 kg/ha début juillet (cliché réalisé en octobre).

pas aux grands hamsters une diversité végétale appropriée (voir l'**encadré 2**). Depuis 2017, les parcelles non récoltées sont par conséquent enrichies en y sursemant des bandes de couverts diversifiées au printemps. Ces couverts sont composés de radis chinois, de vesce et de tournesol, et apportent en plus de la diversification alimentaire une ressource en eau essentielle en été.

Mais cette pratique n'a pas d'intérêt évident d'un point de vue agronomique et pose parfois des difficultés de gestion des adventices. Une des solutions mise en évidence par le projet Life Alister consiste à avancer la date de semis des cultures intermédiaires piège à nitrate (CIPAN), dont l'implantation est obligatoire en zone vulnérable au titre de la directive Nitrates (Heckenbenner & De Pontbriand, 2011). Semées précocement (avant le 25 juillet), les CIPAN produisent une biomasse plus importante que lorsqu'elles sont semées en fin d'été : + 32 % à + 93 % de matière sèche selon les couverts. Les semis précoces permettent d'obtenir des couverts plus développés et plus concurrentiels vis-à-vis des adventices. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec des couverts comprenant un grand nombre d'espèces différentes (9 à 12).

D'autres solutions existent pour diversifier les ressources alimentaires disponibles pour le grand hamster. L'association de cultures est possible, avec des céréales et des légumineuses, comme par exemple du blé avec des pois ou du soja. D'un point de vue agronomique, cela permet de réduire l'usage d'engrais azotés, en raison de la fixation d'azote par les mycorhizes des légumineuses et d'une meilleure utilisation des ressources du sol par la présence de deux espèces aux systèmes racinaires complémentaires. Le maïs peut quant à lui être associé au haricot, à la

féverole, à la vesce, au tournesol et au soja, afin d'augmenter l'apport protéique du fourrage. En l'absence d'outils permettant de trier les différentes espèces après récolte, les productions ne peuvent être valorisables qu'en alimentation animale ; ce qui, dans un contexte de forte régression de l'élevage, implique des adaptations à l'échelle des filières et des systèmes agricoles.

Afin de favoriser la diffusion de pratiques innovantes, le projet Life Alister a suscité la création d'une CUMA (coopérative d'utilisation de matériel agricole) pour l'acquisition et la mutualisation de matériels agricoles spécifiques aux techniques d'agriculture de conservation (réduction du travail du sol, semis et gestion des couverts d'interculture, désherbage mécanique...). La « CUMA de la plaine » regroupe des agriculteurs conventionnels, en agriculture biologique ou pratiquant le non-labour, et répartis géographiquement sur l'ensemble de la ZPS du grand hamster. Elle permet aux agriculteurs motivés par des changements de pratiques de les expérimenter d'abord à petite échelle et à moindres frais, et d'apprendre collectivement à maîtriser des savoir-faire nouveaux.

### Modifications de l'assolement : recommandations pour le grand hamster et la faune de plaine

Au regard de ces nouvelles connaissances, et dans l'objectif d'une meilleure conservation des populations de grand hamster, il semble indispensable de faire évoluer les assolements en plaine d'Alsace pour accroître la diversité culturelle. Deux études menées en Allemagne indiquent qu'un assolement composé de 30-50 % de céréales d'hiver, 10-15 % de tubercules,

5-10 % de céréales de printemps, moins de 10 % de cultures énergétiques (maïs et colza) et de bandes fleuries tous les 100 m favorise à la fois la probabilité de présence du grand hamster et la densité de ses terriers (Albert, 2011 ; Fischer & Wagner, 2016), tout en étant également favorable aux pollinisateurs. Ces préconisations nécessitent de continuer à faire baisser la part du maïs dans l'assolement, tout en accroissant la diversité des cultures et des pratiques améliorant le fonctionnement biologique et la vie du sol (cultures associées, non-labour, techniques culturales simplifiées...) et en restaurant les écotones (jachères, bordures de champs, prairies fleuries...) afin de favoriser l'ensemble de la faune de plaine (**tableau**) – (Fischer & Wagner, 2016 ; Klenke *et al.*, 2017 ; Hass *et al.*, 2018). Ces pratiques répondent à des enjeux de lutte contre l'érosion des sols et le changement climatique, et conduisent à davantage d'autonomie des systèmes agricoles. Enfin, même si la superficie moyenne des parcelles agricoles en Alsace reste globalement faible par rapport aux autres régions céréalières françaises, il est important que l'organisation du parcellaire reste compatible avec les exigences de l'espèce compte tenu de la faible taille de son domaine vital.

### Comment améliorer l'habitat du grand hamster ? Quelques questions encore en suspens...

Les dernières avancées en termes de connaissances sur la biologie et l'écologie du grand hamster soulèvent de nombreuses questions : 1) le maïs est-il sélectivement consommé ou plutôt mangé par contrainte, c'est-à-dire par manque

**Tableau** Effets de différentes variables sur la masse corporelle, la survie, le succès reproducteur, la densité de terriers et la probabilité d'occurrence des hamsters et d'autres espèces de la faune de plaine.(Pour les sources bibliographiques, voir Kourkgy *et al.*, 2019.)

Variable environnementale		Effet*	Commentaire	Autres espèces similairement affectées
Agriculture conventionnelle	Labour	-	Diminue la densité et la probabilité d'occurrence**, mais aucun effet mesuré sur la survie.	Invertébrés dont vers de terre, chiroptères
	Fauche et moisson	--	Diminue fortement la survie des hamsters, la densité et la probabilité d'occurrence**.	Pollinisateurs, oiseaux
	Monoculture	--	Diminue la masse corporelle des grands hamsters, leur succès reproducteur (de 82 %) et la densité de terriers.	Pollinisateurs, oiseaux
Mesures de conservation	Fauche tardive	+	Favorise la survie, la reproduction et la densité de terriers quand elle est repoussée au mois de septembre au minimum.	Oiseaux
	Bandes céréalières	±	L'effet sur la densité et la probabilité d'occurrence** dépend de la gestion et de la proportion des bandes à l'échelle du paysage.	Petits mammifères
	Céréale non récoltée	±	Favorable à court terme, mais ne permet pas une ré-augmentation des populations.	
	Bandes fleuries	++	Favorise la densité de terriers et la probabilité d'occurrence** si la taille des bandes est supérieure à 0,62 ha et si elles sont espacées de plus de 100 m.	Oiseaux, pollinisateurs
Échelle locale	Densité du couvert	++	La densité du couvert favorise la probabilité d'occurrence** et la densité de terriers si elle est comprise entre 19 et 35 tiges/30cm <sup>1</sup> .	Pollinisateurs
	% Jachère	+	À partir de 5 à 10 % de la SAU en jachère, la densité de terriers augmente.	Invertébrés dont vers de terre
	Bordures de champs	++	La présence de bordures de champs augmente la densité de terriers et la probabilité d'occurrence** du grand hamster.	Oiseaux, pollinisateurs, petits mammifères
Type de culture	Maïs	-	La culture du maïs affecte négativement la masse corporelle, la densité de terriers et la probabilité d'occurrence** du grand hamster quand sa proportion dépasse 10 % de la SAU.	Pollinisateurs
	Cultures fourragères	±	Les cultures fourragères (dont la luzerne) favorisent la survie du grand hamster et la densité de terriers. Cet effet peut toutefois être inversé en gestion intensive.	
	Céréales/blé d'hiver	+	Une proportion de 30-50 % de la SAU est recommandée.	
	Céréales/blé de printemps	+	Une proportion de 5-15 % de la SAU est recommandée.	Oiseaux
	Tubercules	+	Une proportion de 10-15 % de la SAU est recommandée.	

\* Les effets peuvent être positifs (+), négatifs (-) ou positifs et négatifs (±) en fonction d'autres paramètres décrits dans le texte. \*\* La probabilité d'occurrence de terriers et/ou de hamsters.



▲ Toute monoculture est défavorable au grand hamster. Il est essentiel de réfléchir à diversifier l'assolement et de favoriser les pratiques permettant des associations de cultures.

d'autres ressources alimentaires ? 2) Dans quelle mesure l'alimentation est-elle contrainte par la disponibilité alimentaire dans la plaine agricole d'Alsace ? 3) Quels sont les effets d'un habitat non diversifié sur la survie et le succès reproducteur de l'espèce ? 4) De combien d'habitats ou de quelle mosaïque de cultures le grand hamster a-t-il besoin pour couvrir ses besoins ? 5) Quels types d'habitats sélectionne-t-il ou évite-t-il au cours de son cycle biologique ? Et finalement 6) comment caractériser un habitat favorable au grand hamster ?

Aujourd'hui, bien que les connaissances aient progressé, les éléments de réponse à ces questions restent insuffisants pour permettre d'élaborer des mesures de conservation du grand hamster efficaces en Alsace et aussi à l'échelle européenne. Il est par conséquent prioritaire d'améliorer les connaissances sur la sélection des habitats, sur les relations entre disponibilité alimentaire, survie et succès

reproducteur. La mobilisation actuelle des agriculteurs en faveur de la protection de l'espèce et les échanges renforcés entre les différents acteurs du projet permettront l'émergence d'outils de préservation pertinents et efficaces résultant des nouvelles connaissances acquises.

Le cas du grand hamster est un exemple qui montre combien il est difficile de trouver un équilibre entre l'urgence à préserver une espèce en voie d'extinction, et le temps nécessaire pour comprendre les mécanismes qui la lient à son environnement. Il s'agit d'un défi commun indispensible à relever.

## Remerciements

Nous remercions la DDT 67 qui nous a transmis les données d'assolement. Les études citées dans cet article ont été financées par le fonds européen LIFE + Biodiversity n° 12 BIO/FR/000979 et le ministère de la Transition écologique et solidaire. Nous tenons également à remercier tout particulièrement les agriculteurs qui, à leur échelle, contribuent à la restauration de l'habitat du grand hamster et participent à cette aventure collective. ●

### Pour en savoir plus

- Pour en savoir plus sur le projet Life Alister, vous pouvez consulter le site internet : [www.grand-hamster-alsace.eu](http://www.grand-hamster-alsace.eu). Une vidéo présentant les actions de préservation de l'habitat est également disponible à ce lien : <https://www.youtube.com/watch?v=A10jj8mnYcl>.



## Bibliographie

- Albert, M. 2011. *Verbreitung des Feldhamsters (Cricetus cricetus) in Hessen in Abhängigkeit von der Feldbewirtschaftung*. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Baker, D.H. 2008. Animal models in nutrition research. *The Journal of Nutrition* 138(2): 391-396. <http://doi.org/10.1177/011542659200700137>
- Björklund, J., Limburg, K.E. & Rydberg, T. 1999. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. *Ecological Economics* 29(2): 269-291. [http://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00014-2](http://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00014-2)
- Delacour, G. 1987. *Statut de la perdrix grise (Perdrix perdrix L.) en Alsace*. Université de Bourgogne.
- Eichelman, B. 1980. Dietary Tryptophan Modulation and Aggressive Behavior in Mice. *Pharmacology Biochemistry and Behavior* 12(5): 675-679.
- Evans, A.D. 1997. The importance of mixed farming for seed-eating birds in the UK. In: *Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. Pain, D.J. & Pienkowski, M.W. (eds.), Academic Press, London: 331-357.
- Fischer, C., & Wagner, C. 2016. Can agri-environmental schemes enhance non-target species? Effects of sown wildflower fields on the common hamster (*Cricetus cricetus*) at local and landscape scales. *Biological Conservation* 194: 168-175. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.021>
- Hass, A.L., Kormann, U.G., Tschamtko, T., Clough, Y., Baillod, A.B., Sirami, C., Fahrig, L., Martin, J.-L., Baudry, J., Bertrand, C., Bosch, J., Brotons, L., Burley, F., Georges, R., Giral, D., Marcos-García, M.Á., Ricarte, A., Siriwardena, G. & Batáry, P. 2018. Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proc. R. Soc. B* 285: 20172242. <http://doi.org/10.1098/rspb.2017.2242>
- Heckenbenner, B. & De Pontbriand, S. 2011. CIPAN : quand l'outil réglementaire devient un atout agronomique et faunistique. *Faune sauvage* n° 291 : 11-19.
- Klenke, R., Frey, B. & Zarzycka, A. 2017. Case study 5: The effects of increased rape and maize cropping on agricultural biodiversity. Pp. 147-183 (chapter 9) in: Siriwardena, G. & Tucker, G. (eds). *Service contract to support follow-up actions to the mid-term review of the EU biodiversity strategy to 2020 in relation to target 3A – Agriculture*. Report to the European Commission, Institute for European Environmental Policy, London.
- Kourgy, C., Marchandeu, S., Souchay, G. & Eidenschenck, J. 2019. Évaluation de pratiques agricoles innovantes. Bilan du suivi de grands hamsters sauvages de 2014 à 2018. Rapport ONCFS – Life Alister.
- Krehl, W.A., Teply, L.J., Sarma, P.S. & Elvehjem, C.A. 1945. Growth-Retarding Effect of Corn in Nicotinic Acid-Low Rations and Its Counteraction by Tryptophane. *Science* 101 (2628): 489-490.
- La Haye, M.J.J., Swinnen, K.R.R., Kuiters, A.T., Leirs, H. & Siepel, H. 2014. Modelling population dynamics of the Common hamster (*Cricetus cricetus*): timing of harvest as a critical aspect in the conservation of a highly endangered rodent. *Biological Conservation* 180: 53-61. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.035>
- Maclean, R., Reiners, T.E. & Gilchrist, J. 2014. Spatially explicit analysis of the effects of crop type and crop rotation on the viability of an isolated endangered Common hamster (*Cricetus cricetus*) population. In: Reiners, T.E. & Maclean, R. (eds.), *Proceedings of the 21st Meeting of the International Hamster Workgroup*: 41. Frankfurt & Gelnhausen, Germany.
- Matson, P.A., Parton, J.W., Power, A.G. & Swift, M.J. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277(5325): 504-509. <http://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>





© F. Kletty

▲ Il reste prioritaire d'améliorer les connaissances sur la sélection des habitats, ainsi que sur les relations entre disponibilité alimentaire, survie et succès reproducteur chez le grand hamster.

- ▶ Naylor, R.L. 1996. Energy and resource constraints on intensive agricultural production. *Annual Review of Energy and the Environment* 21: 99-123. <http://doi.org/10.1146/annurev.energy.21.1.99>
- ▶ Out, M.E., Van Kats, R.J.M., Kuiters, L., Müskens, G.J.D.M. & La Haye, M.J.J. 2011. Hard to stay under cover: seven years of crop management aiming (*Cricetus cricetus*) in the Netherlands. *Säugetierkundliche Informationen* 8: 37-50.
- ▶ Péroux, R. 2000. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir, saison 1998-1999. Le lièvre d'Europe. *Faune sauvage, Cahiers techniques* n° 251 : 26-37.
- ▶ Requier, F., Odoux, J.-F., Tamic, T., Moreau, N., Henry, M., Decourtye, A. & Bretagnolle, V. 2015. Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds. *Ecological Applications* 25(4): 881-890. <http://doi.org/10.1890/14-1011.1>
- ▶ Surov, A., Banaszek, A., Bogomolov, P., Feoktistova, N. & Monecke, S. 2016. Dramatic global decrease in the range and reproduction rate of the European hamster (*Cricetus cricetus*). *Endangered Species Research* 31: 119-145. <http://doi.org/10.3354/esr00749>
- ▶ Tissier, M. L., Handrich, Y., Robin, J.-P., Weitten, M., Pevet, P., Kourkgy, C. & Habold, C. 2016. How maize monoculture and increasing winter rainfall have brought the hibernating European hamster to the verge of extinction. *Scientific Reports*, 6(April), 9. <http://doi.org/10.1038/srep25531>
- ▶ Tissier, M. L., Handrich, Y., Dallongeville, O., Robin, J. & Habold, C. 2017. Diets derived from maize monoculture cause maternal infanticides in the endangered European hamster due to a vitamin B3 deficiency. *Proc. R. Soc. B* 284: 20162168. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.2168>
- ▶ Tissier, M. L., Kletty, F., Handrich, Y. & Habold, C. 2018. Monocultural sowing in mesocosms decreases the species richness of weeds and invertebrates and critically reduces the fitness of the endangered European hamster. *Oecologia* 186(2): 589-599. <http://doi.org/10.1007/s00442-017-4025-y>
- ▶ Tissier, M. L., Marchandeu, S., Habold, C., Handrich, Y., Eidschenck, J. & Kourkgy, C. 2019. Weeds as a predominant food source: a review of the diet of common hamsters (*Cricetus cricetus*) in farmlands and suburban habitats. *Mammal Review*. <http://doi.org/10.1111/mam.12149>.
- ▶ Ulbrich, K. & Kayser, A. 2004. A risk analysis for the common hamster (*Cricetus cricetus*). *Biological Conservation*, 117, 263-270. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.006>
- ▶ Villeme, A., Besnard, A., Grandadam, J. & Eidschenck, J. 2013. Testing restocking methods for an endangered species: Effects of predator exclusion and vegetation cover on common hamster (*Cricetus cricetus*) survival and reproduction. *Biological Conservation* 158: 147-154. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.007>
- ▶ Walz, J., Stertz, L., Fijtman, A., Santos, B. & Almeida, R. 2013. Tryptophan diet reduces aggressive behavior in male mice. *Psychology and Neuroscience* 6(3): 397-401. <http://doi.org/10.3922/j.psns.2013.3.18>
- ▶ Wan, P., Moat, S. & Anstey, A. 2011. Pellagra: A review with emphasis on photosensitivity. *British Journal of Dermatology* 164: 1188-1200. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2133.2010.10163.x>
- ▶ Weinhold, U. 2002. The spatial organisation of *Cricetus cricetus* and its importance in conservation measures. *Protection of the Common Hamster Cricetus cricetus L., 1758 - Publicaties van Het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Reeks XLIII, Aflevering 1*: 18-19.
- ▶ Weinhold, U. 2008. Is the Common Hamster a good example for nature conservation efforts? Critical reflections on the law on nature conservation. Pp. 79-90 in: theory and practice. In: Millesi, E., Winkler, H. & Hengsberger, R. (Eds.). *Proceedings of the 13th Meeting of the International Hamster Workgroup*. Illmitz, Austria.



# Panorama de décisions de justice rendues en 2018 concernant le droit cynégétique

**ELSA WOELFLI**

ONCFS, Direction de la Police  
– Saint-Benoist, Auffargis.

Contact : [police@oncfs.gouv.fr](mailto:police@oncfs.gouv.fr)

*Parmi les nombreuses décisions de justice rendues au cours de l'année 2018, plusieurs concernent le droit cynégétique et apportent un éclairage important, que ce soit en matière d'association communale de chasse agréée, de chasses traditionnelles ou encore de gestion des espèces chassables. Panorama non exhaustif de quelques-unes de ces décisions.*

## Association communale de chasse agréée (ACCA)

### Regroupement de propriétaires et retrait d'une association communale de chasse agréée (ACCA)

Dans les départements où des ACCA existent, le Code de l'environnement<sup>1</sup> identifie les terrains qui composent le territoire de l'association. Les détenteurs du droit de chasse sur ces terrains peuvent les retirer du territoire de l'ACCA, soit pour des raisons éthiques s'ils ne souhaitent pas qu'il y soit chassé (opposition de conscience), soit si leur superficie atteint

un certain seuil<sup>2</sup> (opposition cynégétique)<sup>3</sup>. Certains propriétaires dont les terrains n'atteignaient pas le seuil requis avaient alors tenté de se regrouper afin de l'atteindre. Cependant, le Conseil d'État a plusieurs fois jugé que la réglementation ne leur permettait pas de procéder ainsi et que le retrait par agrandissement n'était possible qu'au seul propriétaire, et ce, par la seule acquisition de nouveaux terrains en propriété<sup>4</sup>.

2. Art. L. 422-13 C. env. Le seuil de base est de 20 ha.

3. Voir sur le sujet C. Suas, Le droit d'opposition à l'exercice de la chasse par les membres de l'ACCA, *Faune sauvage* n° 304, p. 45.

4. Raisonement basé sur la rédaction de l'art. R. 422-53 du C. env. voir par ex. CE, 7 juillet 1978, n° 99333, CE 28 mars 1979, BM ONC n° 7 1979, CE, 6 février 1981, BM ONC n° 9 1981.

Dans un arrêt du 5 octobre 2018<sup>5</sup>, le Conseil d'État a abandonné cette jurisprudence, estimant qu'elle était contraire au principe d'égalité. Après avoir rappelé que le régime des ACCA répond à un motif d'intérêt général visant à prévenir une pratique désordonnée de la chasse et à favoriser une gestion rationnelle du patrimoine cynégétique, il a ensuite relevé que le fait de réserver le droit de demander le retrait de leur fonds du territoire d'une ACCA déjà constituée aux seules personnes physiques propriétaires d'un terrain de chasse d'une superficie supérieure au seuil minimal, et d'en exclure les

5. Pour des commentaires détaillés, voir C. Nicolas et Y. Faure, Chasse : fin de partie ?, *AJDA* 2018, p. 2181 et A. Charlez, Regroupement de petites parcelles par les propriétaires chasseurs : revirement de jurisprudence, *Droit rural* n° 469, janv. 2019, comm. 8.

1. Art. L. 422-10 C. env.

propriétaires qui n'atteignent ce seuil minimal qu'en se regroupant en vue d'exercer ensemble leurs droits de chasse, constituait une différence de traitement manifestement disproportionnée.

Par conséquent, le Conseil d'État enjoint au Premier ministre de modifier l'article R. 422-53 du Code de l'environnement (relatif à l'exercice du droit d'opposition cynégétique) dans un délai de 9 mois, tout en affirmant que le retrait formé par un regroupement de propriétaires peut être assorti de certaines conditions permettant de garantir la stabilité de ce territoire après sa sortie de l'ACCA (CE, 5 oct. 2018, n° 407715).

## Communes et bail de chasse

L'article 542 du Code civil dispose que « Les biens communaux sont ceux à la propriété ou au produit desquels les habitants d'une ou plusieurs communes ont un droit acquis ». Les communes disposent de toute latitude pour décider de la procédure d'attribution des baux du droit de chasse sur les terrains de leur domaine privé<sup>6</sup>.

Toutefois, si une commune décide de conclure un bail de chasse sur les biens communaux, elle doit veiller à garantir l'égalité de vocation de l'ensemble des habitants de la commune à bénéficier de ces biens. Elle ne peut ainsi réserver l'usage du droit de chasse à une personne physique ou morale déterminée, en l'absence de toute justification tirée de l'intérêt public<sup>7</sup>.

Méconnaît ce principe la commune qui a conclu un bail de chasse sur l'intégralité du territoire communal et a refusé de conclure un tel bail avec une association dont sont membres les propriétaires de la commune faisant apport de leur droit de chasse, ainsi que tout chasseur habitant sur la commune, au motif que le critère de la résidence était non permanent et que l'association ne justifiait pas de ce que tous ses membres seraient habitants de la commune, dès lors qu'elle ne justifie pas de différences de situations pouvant légalement fonder cette attribution exclusive<sup>8</sup>.

En outre, l'argument avancé par la commune selon lequel la limitation du droit de chasse sur les biens communaux à une seule association de chasse tenait



▲ En application du principe d'égalité, le Conseil d'État a jugé que des propriétaires de terrains peuvent se regrouper pour atteindre le seuil d'opposition cynégétique permettant de se retirer du territoire d'une ACCA.

à la nécessité d'assurer la sécurité des habitants de la commune et des chasseurs est inopérant, puisqu'il n'est pas établi en quoi il ne pouvait être procédé à l'attribution de plusieurs baux de chasse sur des terrains communaux différents (CAA de Marseille, 25 juin 2018, n° 17MA04639).

*A contrario*, ne porte pas atteinte au principe d'égalité la décision par laquelle un conseil municipal a conclu un bail de chasse avec l'ACCA de la commune sur des terrains de son domaine privé situés sur son ban ainsi que sur celui de deux autres communes alentour, dès lors qu'il s'est fondé sur le fait que l'ACCA était représentative de la commune, sur ce que le caractère d'intérêt général de son activité était plus marqué que celui de l'association de chasse requérante, sur son absence de but lucratif à la différence de l'association requérante et sur ce qu'elle était chargée de missions de service public.

En effet, le motif de représentativité de la commune qui a pour but de favoriser le plus large accès à la pratique de la chasse sur des terrains communaux des habitants, propriétaires ou preneurs d'un bien rural sur le territoire de la commune, répond à un but d'intérêt général. Il en va de même du motif tiré du caractère d'intérêt général de l'activité du candidat à la location du droit de chasse, s'agissant de l'usage de biens appartenant à une collectivité publique. En outre, l'activité des ACCA répond à un motif d'intérêt général, alors que tel n'est pas le cas de l'association requérante qui ne démontre pas non plus qu'elle serait plus représentative de la commune que l'ACCA (CAA de Lyon, 20 fév. 2018, n° 16LY00642).

## Chasses traditionnelles

### Tolérance administrative et chasse au bruant ortolan

Commet les infractions d'utilisation et de détention d'espèces animales protégées et de chasse à l'aide d'un engin ou d'un instrument prohibé toute personne qui, à l'aide de matoles et d'appelants, chasse le bruant ortolan, oiseau protégé dont la capture, la destruction et l'enlèvement dans le milieu naturel sans justifier d'aucune dérogation<sup>9</sup> sont interdits.

L'existence supposée d'une tolérance administrative à l'égard d'une pratique locale traditionnelle consistant pour les autorités administratives à permettre pendant plusieurs années la chasse d'oiseaux appartenant à une espèce protégée, ainsi que des assurances données notamment par des responsables politiques ou associatifs, ne sont pas de nature à faire disparaître une infraction édictée par la loi. En l'espèce, en affirmant que « cette tolérance était connue de tous », le prévenu admet nécessairement que l'interdiction elle-même était également connue de tous et donc à fortiori de lui-même<sup>10</sup> (Cour de cassation, chambre criminelle, 16 oct. 2018, n° 17-86.802).

9. Pour un commentaire de cette décision rappelant également d'autres décisions jurisprudentielles sur les causes d'irresponsabilité pénale et les atteintes aux espèces protégées, voir M. Recotillet, Aucune valeur justificative pour la tolérance administrative, *Dalloz actualité*, 30 nov. 2018.

10. Le juge pénal avait déjà statué en ce sens. Voir par ex. T. corr. Mont-de-Marsan, 10 janv. 2008, n° 07005632 : « Attendu qu'en invoquant la tolérance le prévenu reconnaît implicitement connaître l'interdiction de chasser les passereaux en général et les bruants ortolans en particulier. »

6. Art. L. 2241-1 du CGCT et CE, 19 déc. 1994, n° 128666.

7. CE, 14 sept. 1994, n° 114910, rec. p. 413.

8. En revanche, dès lors que la commune a résilié le bail conclu avec l'association de chasse et n'entend en conclure avec aucune association de chasse, le principe d'égalité n'impose pas qu'un bail soit conclu avec l'association de chasse requérante (CAA Marseille, 17 déc. 2018, n° 18MA03276).

## Non-respect des conditions du régime dérogatoire prévu par la directive Oiseaux

La directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages impose de prendre les mesures nécessaires pour instaurer un régime général de protection des espèces d'oiseaux vivant naturellement à l'état sauvage sur le territoire européen des États membres, notamment l'interdiction de les tuer ou de les capturer intentionnellement, quelle que soit la méthode employée. Certaines espèces identifiées par la directive peuvent toutefois être chassées selon des critères de chasse durable (article 7).

Concernant la chasse, la capture ou la mise à mort des oiseaux visés par la directive, l'article 8 précise que les méthodes de capture ou de mise à mort massive ou non sélective sont interdites.

Toutefois, l'article 9 prévoit un dispositif dérogatoire à ces dispositions pouvant être mis en œuvre pour certains motifs et s'il n'existe pas d'autre solution satisfaisante. Parmi ces motifs figurent la capture, la détention ou toute autre exploitation judiciaire, de manière sélective, de certains oiseaux en petites quantités et dans des conditions strictement contrôlées.

En pratique, la mise en place d'un dispositif dérogatoire impose aux États de tenir compte de nombreux éléments d'appréciation portant sur des données de nature géographique, climatique, environnementale et biologique ainsi que, en particulier, sur la situation de la reproduction et de la mortalité annuelle totale pour cause naturelle des espèces<sup>11</sup>.

En l'occurrence, le système dérogatoire existant à Malte pour la capture automnale de spécimens vivants de sept espèces de fringillidés (pinson des arbres, linotte mélodieuse, chardonneret élégant, verdier d'Europe, grosbec casse-noyaux, serin cini, tarin des aulnes) à l'aide de filets traditionnels (clap-nets) ne respecte aucune des conditions imposées par l'article 9.

Tout d'abord, les textes qui encadrent la capture, s'ils énoncent les critères de dérogation de manière claire et précise, ne contiennent aucune mention ou motivation sur l'inexistence d'une autre solution satisfaisante.

En outre, concernant le prélèvement d'oiseaux en « petites quantités », après avoir rappelé qu'il « convient de considérer, en l'état actuel des connaissances scientifiques, comme représentant une « petite quantité », au sens de l'article 9,



▲ Les dispositions de la directive Oiseaux pour la chasse à l'aide de filets traditionnels sont interprétées de manière stricte par la Cour de Justice de l'Union européenne (photo : serin cini femelle).

un prélèvement inférieur à 1 % de la mortalité annuelle totale de la population concernée (valeur moyenne) pour les espèces ne pouvant pas être chassées et un prélèvement de l'ordre de 1 % pour les espèces pouvant être l'objet d'actes de chasse », la Cour de Justice de l'Union européenne (CJUE) précise que cette condition ne peut être remplie si l'activité de prélèvement d'oiseaux autorisée à titre dérogatoire ne garantit pas le maintien de la population des espèces concernées à un niveau satisfaisant.

Pour le chardonneret élégant, le pinson des arbres et le grosbec casse-noyaux, l'État maltais ne démontre pas que le nombre maximal de spécimens pouvant être prélevés par espèce (800 pour le chardonneret, 5 000 pour le pinson, 500 pour le grosbec) correspond à des « petites quantités ». Pour les autres espèces, le fait que les seuils de prélèvement se situent sous le plafond de 1 % de la mortalité est à lui seul insuffisant pour remplir la condition des « petites quantités » dès lors que les populations ne sont pas identifiées avec certitude.

Si cette condition des « petites quantités<sup>12</sup> » n'est pas remplie, l'exploitation des oiseaux par le prélèvement à titre récréatif ne saurait, en tout état de cause, être regardée comme étant judiciaire<sup>13</sup>.

Concernant la condition de la sélectivité, si l'article 8 de la directive vise les méthodes de capture ou de mise à mort interdites (« méthodes non sélectives »),

l'article 9 emploie quant à lui le terme de capture de « manière sélective ». Cette différence pourrait amener à considérer qu'une méthode non sélective a priori ne devienne de fait, par la manière dont elle est mise en œuvre<sup>14</sup>. À titre d'exemple, la CJUE a considéré que les gluaux qui sont identifiés par l'article 8 et l'annexe IV de la directive comme « méthode non sélective » pouvaient néanmoins remplir les conditions du régime dérogatoire prévu par l'article 9. Elle a ainsi jugé qu'en France, en raison des exigences imposées par la réglementation (caractéristiques des matériaux employés, conditions de mise en œuvre, autorisation individuelle...), leur emploi remplissait les exigences de l'article 9 de la directive<sup>15</sup> ; tandis qu'*a contrario* en Espagne, compte tenu de leurs conditions d'utilisation, l'emploi de gluaux a été jugé contraire à la directive<sup>16</sup>.

En l'espèce, la Cour relève que le caractère non sélectif des filets résulte d'études et du fait que les autorités maltaises ont elles-mêmes admis l'existence de « prises accessoires » en dépit du fait que les filets sont déclenchés manuellement par le piègeur, ce qui permet

14. C'est en substance ce que précise le guide sur la chasse durable en application de la directive Oiseaux qui a été élaboré par la Commission européenne en 2008, selon lequel certaines méthodes « ne sont pas entièrement sélectives [...], à moins qu'elles n'aillent de pair [notamment] avec la compétence et l'expérience de leur utilisateur, ou une combinaison des deux ».

15. CJCE, 27 avr. 1988, aff. C-252/85. Tel est également le raisonnement adopté par le Conseil d'État : CE, 16 nov. 1992, n° 110931 et CE, 28 déc. 2018, n° 419063.

16. CJCE, 9 déc. 2004, aff. C-79/03.

11. CJCE, 8 juin 2006, aff. C-60/05.

12. Voir en ce sens : CJCE, 11 nov. 2010, aff. C-164/09.

13. CJCE, 16 oct. 2003, aff. C-182/02.



© P. Massit/ONCFS

▲ Compte tenu de l'état de conservation et des effectifs du grand tétras dans les Pyrénées-Orientales, l'attribution d'un plan de chasse pour le prélèvement d'un seul spécimen est de nature à compromettre les efforts de conservation de l'espèce.

d'écarter les difficultés d'interprétation inhérentes à la rédaction de l'article 9.

Enfin, la condition du strict contrôle des conditions de capture n'est pas remplie dès lors que<sup>17</sup> :

- face à une très forte densité de titulaires de licence (personnes bénéficiant du régime dérogatoire), à savoir plus de 4 000, seuls 23 % ont été soumis à des contrôles individuels, ce qui paraît insuffisant ;
- l'inobservation des restrictions relatives aux périodes et aux lieux de capture autorisés (zones Natura 2000 notamment) a été « plutôt fréquente » ;
- alors que la réglementation maltaise imposait aux titulaires de licence de solliciter des bagues à usage unique et de retourner celles restantes en fin de saison, plus de 38 000 bagues avaient été conservées par les licenciés,

représentant un écart de plus de 11 000 bagues par rapport à la limite des captures autorisées et de plus de 30 000 par rapport aux 7 222 fringillidés dont la capture avait été déclarée durant la saison en question (2014) (Cour de Justice de l'Union européenne, 21 juin 2018, aff. C-557/15).

### Gestion des espèces

#### Attribution d'un plan de chasse et état de conservation du grand tétras

Le grand tétras figure sur la liste des espèces de gibier chassables<sup>18</sup>. Cependant, en application de l'article 2 de l'arrêté du 29 octobre 2009 relatif à la protection et à la commercialisation de certaines espèces d'oiseaux sur le territoire national,

sa chasse est interdite « sur le territoire des régions Alsace, Franche-Comté, Lorraine et Rhône-Alpes ». Ainsi, il n'est chassable que dans les Pyrénées. Le juge administratif a cependant annulé à plusieurs reprises des arrêtés préfectoraux fixant les dates d'ouverture de la chasse concernant le grand tétras compte tenu de l'état de conservation de cette espèce et du déclin de ses effectifs, susceptible de conduire à sa disparition<sup>19</sup>.

Selon ce même raisonnement, le Conseil d'État a rendu un arrêt faisant application des dispositions de la directive Oiseaux telles qu'interprétées par la CJUE et selon lequel le grand tétras peut en principe faire l'objet d'actes de chasse, dès lors que la pratique cynégétique ne compromet pas les efforts de conservation entrepris dans l'aire de distribution de l'espèce, et qu'elle respecte les principes

19. Voir par ex. arrêtés de la CAA de Bordeaux : 4 mai 2017 n° 15BX01365, 4 juin 2015 n° 13BX02195, 14 fév. 2013 n° 11BX01276, 9 fév. 2012 n° 10BX01901.

17. Points 92 à 97 de l'arrêt.

18. Arrêté du 26 juin 1987 fixant la liste des espèces de gibier dont la chasse est autorisée.



© A. Levesque/Levesque Birding Enterprise

▲ *Au vu de l'état de conservation du pigeon à couronne blanche et de l'absence d'évaluation précise de ses populations en Guadeloupe et à Saint-Martin, le principe de précaution impose de ne pas autoriser la chasse de cette espèce.*

d'une utilisation raisonnée et d'une régulation équilibrée de l'espèce du point de vue écologique.

L'arrêté préfectoral attribuant un plan de chasse pour le prélèvement d'un seul spécimen de grand tétras dans les Pyrénées-Orientales encourt l'annulation dès lors qu'il est établi que, compte tenu des effectifs de l'espèce dans ce département, le prélèvement, ne serait-ce que d'un seul spécimen, est de nature à compromettre les efforts entrepris pour sa conservation ; lesquels efforts ne peuvent être regardés comme suffisants pour empêcher une diminution sensible des effectifs de grand tétras susceptible de conduire, à terme, à la disparition de l'espèce au sein de l'unité de gestion concernée comme dans l'ensemble du département.

En effet, selon le Conseil d'État, il ressort des pièces du dossier que l'effectif de grands tétras mâles a connu une diminution de l'ordre de 70 % à l'échelle de l'ensemble des Pyrénées françaises entre 1960 et 2009, et que l'effectif de l'espèce demeure inférieur au seuil critique de 500 individus à la date de l'arrêté attaqué dans le département des

Pyrénées-Orientales, et même inférieur à 100 dans l'unité de gestion concernée, alors que l'indice de reproduction est insuffisant pour assurer la conservation favorable de l'espèce à court et à moyen terme dans son aire de répartition naturelle, s'agissant d'un oiseau sédentaire (CE, 21 nov. 2018, n° 411084).

#### **Chasse du pigeon à couronne blanche et nécessité d'évaluer l'état des populations**

Encourent la suspension les arrêtés préfectoraux fixant les dates de chasse pour la saison 2018-2019 dans le département de la Guadeloupe et dans la collectivité de Saint-Martin, en tant qu'ils autorisent la chasse du pigeon à couronne blanche du 1<sup>er</sup> septembre 2018 au 6 janvier 2019 les mardis, samedis, dimanches et jours fériés et chômés.

Le tribunal estime que les deux conditions nécessaires à la suspension des arrêtés sont réunies :

- l'exécution des arrêtés, compte tenu des délais prévisibles de jugement de l'affaire sur le fond, des dates de chasse prévues et de l'état de conservation du

pigeon à couronne blanche, porte atteinte de manière suffisamment grave et immédiate aux intérêts que les associations de protection de l'environnement requérantes défendent pour que la condition d'urgence soit remplie ; aucune étude scientifique ne permet d'évaluer la population actuelle de pigeons à couronne blanche et sa dynamique en Guadeloupe et à Saint-Martin, après le passage des ouragans Irma et Maria en 2017. Par conséquent, il existe un doute sérieux quant à la légalité de ces arrêtés vis-à-vis du principe de précaution et de l'article L. 424-2 du Code de l'environnement<sup>20</sup>, même si les arrêtés prennent partiellement en compte les périodes déterminantes pour la reproduction de l'espèce (TA de Guadeloupe (référé suspension), 6 sept. 2018, n° 1800779).

Le tribunal a aussi annulé les arrêtés relatifs à la saison de chasse précédente (2017-2018), qui avaient également été

20. En application de cet article, les oiseaux ne peuvent être chassés ni pendant la période nidicole ni pendant les différents stades de reproduction et de dépendance.

attaqués. Il a estimé que la chasse était susceptible de menacer gravement le maintien du pigeon à couronne blanche en Guadeloupe et à Saint-Martin, compte tenu de l'état de conservation de l'espèce qui est endémique du bassin caribéen, classée comme « quasi menacée » sur la liste mondiale et « en danger » sur la liste régionale pour la Guadeloupe de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). De plus, l'UICN et le Conseil scientifique régional du patrimoine naturel (CSRPN) de Guadeloupe ont émis des avis recommandant la protection de cette espèce que seul le statut « en danger critique » sépare du statut d'espèce « éteinte à l'état sauvage ». Le tribunal relève ensuite que la chasse est identifiée par l'UICN comme l'une des principales menaces pesant sur l'espèce, que si un plan de gestion a été instauré et que le préfet a fixé un quota global à 1 000 spécimens et une limite de 5 oiseaux par chasseur pour la saison de chasse 2017-2018, ce quota n'est fondé sur aucune étude de la dynamique des populations et les prélèvements interviennent pendant la période de nidification, de

reproduction et de dépendance des jeunes oiseaux (jusqu'à mi-octobre). Compte tenu de ces éléments, le principe constitutionnel de précaution imposait de ne pas autoriser la chasse de cette espèce<sup>21</sup> (TA de Guadeloupe, 27 sept. 2018, n° 1700814).

## Chasse et sécurité

### Chasse anticipée et sécurité

N'encourt pas la suspension l'arrêté préfectoral fixant les modalités de chasse anticipée<sup>22</sup> dans l'Isère au motif que la période estivale induit une forte fréquentation touristique, sportive et de loisirs en milieu naturel, ce qui conduit à des risques majeurs pour la sécurité.

En effet, si la sécurité des personnes évoluant dans les milieux naturels

21. Pour la suspension des arrêtés 2017-2018, voir TA Guadeloupe ord. 18 août 2017, n° 1700813. Les arrêtés pour la saison 2016-2017 avaient eux aussi été suspendus puis annulés selon la même logique.

22. Voir sur le sujet P. Landelle, Les règles relatives à l'approche estivale, *RNC* n° 838, juill. 2017.

(randonneurs notamment) constitue un impératif de sécurité publique auquel est susceptible de préjudicier la présence de chasseurs munis d'armes létales, la régulation des espèces concernées par le tir anticipé répond également à des impératifs d'intérêt public. La prolifération des sangliers est en augmentation régulière dans le département et constitue une source d'importants et coûteux dommages aux cultures et espaces agricoles. Elle engendre aussi des risques pour la sécurité routière, exerce une pression sur d'autres espèces animales et rend pour cette raison nécessaires des actions de régulation de l'espèce au moyen, notamment, d'une pression cynégétique accentuée.

De plus, le juge des référés constate que les accidents de chasse impliquant des randonneurs ont un caractère rare voire exceptionnel et qu'ils surviennent majoritairement à l'occasion de la pratique de la chasse en battue. Il relève que plusieurs mesures de sécurité sont imposées afin d'éviter que de tels accidents se produisent et que ces règles s'appliquent toute l'année : encadrement des battues



© P. Maassit/ONCFS

▲ Le recours à la chasse anticipée en Isère pour réguler la prolifération du sanglier n'est pas incompatible avec la fréquentation touristique estivale, dans la mesure où des règles strictes de sécurité sont imposées en tout temps aux chasseurs lors de la réalisation des battues, afin de répondre à l'impératif de sécurité des autres usagers de la nature.

par des responsables ayant suivi une formation spécifique sur la sécurité, apposition de panneaux de signalisation sur l'ensemble des points d'accès du lieu où elles s'exercent, port par les chasseurs de tenues nettement visibles.

En outre, l'arrêté préfectoral limite la pratique de la battue pour la période courant jusqu'au 14 août à l'espèce sanglier et aux cas de dégâts ou de concentration anormale de ces animaux. Or, ces dégâts ou concentrations anormaux surviennent essentiellement en plaine dans des secteurs moins fréquentés par les randonneurs que les sentiers de montagne.

Le tribunal en déduit que rien ne démontre que l'arrêté conduirait à une augmentation notable du nombre de chasseurs sur des parcours habituellement fréquentés par des randonneurs en période estivale. Compte tenu des enjeux liés à la nécessité de réguler le nombre d'animaux des espèces en cause, il considère que l'arrêté n'est pas de nature à préjudicier de manière suffisamment grave et immédiate à un intérêt public ou à celui des requérants justifiant d'une situation d'urgence au sens des dispositions de l'article L. 521-1 du Code de justice administrative relatif au référé suspension (TA de Grenoble (référé suspension), 1<sup>er</sup> août 2018, n° 1804489).

### Réitération d'actes violents à l'occasion de la pratique de la chasse et interdiction préfectorale d'acquérir et de détenir une arme à titre préventif

Le Code de la sécurité intérieure<sup>23</sup> donne au préfet de département la possibilité d'ordonner à tout détenteur d'une arme de toute catégorie<sup>24</sup> de s'en dessaisir et de ne pas en acquérir pour des raisons d'ordre public ou tenant à la sécurité des personnes.

Il interdisait également, dans sa version alors en vigueur, l'acquisition et la détention d'armes des catégories B et C pour les personnes dont le comportement laisse objectivement craindre une utilisation de l'arme ou du matériel dangereuse pour elles-mêmes ou pour autrui<sup>25</sup>.

23. Art. L. 312-11 et suivants et R. 312-74 et suivants.  
24. La version de l'article L. 312-11 alors en vigueur visait uniquement les armes de catégorie A, B et C. La loi du 26 février 2018 portant diverses dispositions d'adaptation au droit de l'Union européenne dans le domaine de la sécurité a modifié cet article pour l'étendre à toutes les catégories d'armes.

25. Article L. 312-3 du Code de la sécurité intérieure. Aujourd'hui l'article L. 312-3-1 dispose que « L'autorité administrative peut interdire l'acquisition et la détention des armes des catégories A, B et C aux personnes dont le comportement laisse craindre une utilisation de ces armes dangereuses pour elles-mêmes ou pour autrui ».



© P. Massit/ONCFS

▲ La réitération d'actes violents dans le cadre de la pratique de la chasse peut justifier une interdiction préfectorale d'acquisition et de détention d'armes de toutes catégories.

Fait une exacte application de ces dispositions le préfet qui a ordonné à un individu de se dessaisir de ses armes dans un délai de trois mois en prononçant à son encontre une interdiction d'acquisition et de détention d'armes et de munitions des catégories B et C au motif qu'il avait été condamné pour outrage envers deux agents de l'ONCFS, personnes dépositaires de l'autorité publique, et qu'il avait en outre utilisé son arme à feu pour tirer à deux reprises sur le fusil d'un autre chasseur avec qui il avait une altercation, faits pour lesquels il avait été condamné pour dégradation de bien appartenant à autrui. La mesure édictée par le préfet était justifiée, compte tenu de la réitération d'actes violents à l'occasion de la

pratique de la chasse et de la plus particulière gravité des faits commis à l'encontre de l'autre chasseur (CAA de Nancy, 7 mai 2018, n° 17NC02046).

### Remerciements

Un grand merci à Ludovic Le Maresquier (ONCFS) pour l'aide et les corrections apportées dans le cadre de la rédaction de la partie sur les chasses traditionnelles. ●



**ABONNEMENT**

# Faune sauvage



Bulletin technique et juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage

**Bulletin d'abonnement et règlement à adresser à :**  
 ONCFS - Agence comptable – Abonnement *Faune sauvage* - règlement  
 BP 20 – 78612 LE PERRY EN YVELINES

	France métropolitaine et Monaco			Pays de l'Union Européenne		Martinique, Guadeloupe, Réunion et Corse		Guyane, Mayotte	Autre <sup>(1)</sup>
	HT	TVA 5,5 %	TTC	TVA 5,5 %	TTC	TVA 2,1 %	TTC		
<b>Abonnement annuel (4 numéros - parution trimestrielle)</b>									
Particuliers	18,96 €	1,04 €	20,00 €	1,04 €	20,00 €	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
Étudiants ( <i>sur justificatif</i> )	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	15,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs ( <i>sur justificatif</i> )	14,22 €	0,78 €	15,00 €	0,78 €	15,00 €	0,30 €	14,52 €	14,22 €	-
Organismes divers et entreprises	18,96 €	1,04 €	20,00 €	-	-	0,40 €	19,36 €	18,96 €	22,00 €
<b>Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :</b>									
avec n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	Exonération = 18,96 €		-	-	-	-
sans n° de TVA intracommunautaire	18,96 €	-	-	1,04 €	20,00 €	-	-	-	-
<b>Abonnement de 2 ans (8 numéros - parution trimestrielle)</b>									
Particuliers	36,02 €	1,98 €	38,00 €	1,98 €	38,00 €	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
Étudiants ( <i>sur justificatif</i> )	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	28,00 €
Adhérents à une association de jeunes chasseurs ( <i>sur justificatif</i> )	26,54 €	1,46 €	28,00 €	1,46 €	28,00 €	0,56 €	27,10 €	26,54 €	-
Organismes divers et entreprises	36,02 €	1,98 €	38,00 €	-	-	0,76 €	36,78 €	36,02 €	40,00 €
<b>Organismes divers et entreprises des pays de l'Union Européenne :</b>									
avec n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	Exonération = 36,02 €		-	-	-	-
sans n° de TVA intracommunautaire	36,02 €	-	-	1,98 €	38,00 €	-	-	-	-

Faune sauvage 322

<sup>(1)</sup> Pays hors Union Européenne, Andorre et Collectivités d'outre-mer (St-Pierre-et-Miquelon, St-Barthélémy, St-Martin, Nouvelle-Calédonie, Wallis-et-Futuna et La Polynésie française).

Raison sociale .....

Nom ..... Prénom .....

Votre n° TVA intracommunautaire .....

Adresse complète .....

Téléphone ..... E-mail .....

Souscrit ..... abonnement(s) à la revue *Faune sauvage* pour : 1 an (4 numéros)   
 2 ans (8 numéros)

au prix total de ..... €

Paiement par : chèque  virement

Désire recevoir une facture oui  non

Date :

Signature

Pièce à joindre : **chèque** à l'ordre de l'Agent comptable de l'ONCFS  
 ou **règlement par virement bancaire**, à l'Agent Comptable de l'ONCFS :

Domiciliation : TP Versailles

Code banque : 10071 – Code guichet : 78000 – N° de compte : 00001004278 – Clé RIB : 58

IBAN : FR76 1007 1780 0000 0010 0427 858 – BIC : TRPUFRP1

N° identification TVA : FR67180073017 – N° SIRET : 18007301700014 – Code APE : 8413Z



## Le magazine Faune sauvage

apporte à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.

## ■ Directions

### Direction générale

85 bis, avenue de Wagram  
75017 Paris  
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13  
direction.generale@oncfs.gouv.fr

### Division du permis de chasser

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 54 72  
permis.chasser@oncfs.gouv.fr

### Direction des ressources humaines

85 bis, avenue de Wagram  
75017 Paris  
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13  
drh@oncfs.gouv.fr

### Division de la formation

Centre de formation du Bouchet  
45370 Dry  
Tél. : 02 38 45 70 82 – Fax : 02 38 45 93 92  
drh.formation@oncfs.gouv.fr

### Direction de la police

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83  
police@oncfs.gouv.fr

### Direction de la recherche et de l'expertise

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67  
dre@oncfs.gouv.fr

### Direction des affaires financières

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60  
daf@oncfs.gouv.fr

### Direction des systèmes d'information

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60  
dsi.info@oncfs.gouv.fr

## ■ Missions auprès du directeur général

### Cabinet

85 bis, avenue de Wagram  
75017 Paris  
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13  
cabinet@oncfs.gouv.fr

### Communication

85 bis, avenue de Wagram  
75017 Paris  
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04  
comm.secretariat@oncfs.gouv.fr

### Guichet juridique – Direction de la police

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83  
police.@oncfs.gouv.fr

### Actions internationales et Outre-mer

85 bis, avenue de Wagram  
75017 Paris  
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13  
mai@oncfs.gouv.fr

### Inspection générale des services

85 bis, avenue de Wagram  
75017 Paris  
Tél. : 01 44 15 17 17  
igs.charge-mission@oncfs.gouv.fr

### Contrôle de gestion

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 21 – Fax : 01 30 46 60 60  
sandrine.letellier@oncfs.gouv.fr

## Agence comptable

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 41 80 72  
agence.comptable@oncfs.gouv.fr

## ■ Délégations régionales et interrégionales

### Grand-Est

41-43, route de Jouy  
57160 Moulins-lès-Metz  
Tél. : 03 87 52 14 56 – Fax : 03 87 55 97 24  
dr.nord-est@oncfs.gouv.fr

### Nouvelle Aquitaine

66, Zone Industrielle  
40110 Morcenx

### Auvergne-Rhône-Alpes

12, rue Gutenberg  
63100 Clermont-Ferrand  
Tél. : 04 73 16 25 90 – Fax : 04 73 16 25 99  
dr.auvergne-rhone-alpes@oncfs.gouv.fr

### Bourgogne-Franche-Comté

57, rue de Mulhouse  
21000 Dijon  
Tél. : 03 80 29 42 50  
dr.bourgogne-franchecomte@oncfs.gouv.fr

### Bretagne – Pays de la Loire

Parc d'affaires La Rivière – Bât. B  
44323 Nantes Cedex 3  
Tél. : 02 51 25 07 82 – Fax : 02 40 48 14 01  
dr.bretagne-paysdeloire@oncfs.gouv.fr

### Centre – Val de Loire – Île-de-France

Cité de l'Agriculture  
13, avenue des Droits de l'Homme  
45921 Orleans Cedex  
Tél. : 02 38 71 95 56 – Fax : 02 38 71 95 70  
dr.centre.iledefrance@oncfs.gouv.fr

### Occitanie

18, rue Jean Perrin  
Actisud Bâtiment 12  
31100 Toulouse  
Tél. : 05 62 20 75 55 – Fax : 05 62 20 75 56  
dr.occitanie@oncfs.gouv.fr

### Hauts-de-France – Normandie

Rue du Presbytère  
14260 Saint-Georges-d'Aunay  
Tél. : 02 31 77 71 11 – Fax : 02 31 77 71 72  
dr.nord-ouest@oncfs.gouv.fr

### Provence-Alpes-Côte d'Azur – Corse

6, avenue du Docteur Pramayan  
13690 Graveson  
Tél. : 04 32 60 60 10 – Fax : 04 90 92 29 78  
dir.paca-corse@oncfs.gouv.fr

### Outre-mer

44, rue Pasteur – BP 10808  
97338 Cayenne Cedex  
Tél. : 05 94 27 22 60 – Fax : 05 94 22 80 64  
dr.outremer@oncfs.gouv.fr

## ■ Unités de recherche et d'expertise rattachées à la Direction de la recherche et de l'expertise (DRE)

### Unité Avifaune migratrice

Station biologique de la Tour du Valat  
Le Sambuc  
13200 Arles  
Tél. : 04 90 97 27 90 – Fax : 04 90 97 27 88  
uniteam@oncfs.gouv.fr

### Unité Ongulés sauvage

1, place Exelmans  
55000 Bar-le-Duc  
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86  
unitecs@oncfs.gouv.fr

### Unité Petite Faune sédentaire

Les Portes du Soleil  
147, route de Lodève  
34990 Juvignac  
Tél. : 04 67 10 78 04 – Fax : 04 67 10 78 03  
unitefm@oncfs.gouv.fr

## Unité Prédateurs-Animaux déprédateurs

5, allée de Bethléem – ZI Mayencin  
38610 Gières  
Tél. : 04 76 59 13 29  
unitepad@oncfs.gouv.fr

## Unité sanitaire de la faune

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67  
usf@oncfs.gouv.fr

## Centre de documentation

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 25 – Fax : 01 30 46 60 67  
doc@oncfs.gouv.fr

## ■ BMI Cites Capture

34, avenue Maunory – Porte A  
41000 Blois  
Tél. : 02 54 87 05 82 – Fax : 02 54 87 05 90  
dp.bmi-cw@oncfs.gouv.fr

## ■ Principales stations d'études

### Ain

Montfort  
01330 Birieux  
Tél. : 04 74 98 19 23 – Fax : 04 74 98 14 11  
dombes@oncfs.gouv.fr

### Hautes-Alpes

Micropolis – La Bérardie  
Belle Aureille  
05000 Gap  
Tél. : 04 92 51 34 44 – Fax : 04 92 51 49 72  
gap@oncfs.gouv.fr

### Haute-Garonne

Impasse de la Chapelle  
31800 Villeneuve-de-Rivière  
Tél. : 05 62 00 81 08

### Isère

5, allée de Bethléem – ZI Mayencin  
38610 Gières  
Tél. : 04 76 59 13 29  
unitepad@oncfs.gouv.fr

### Loire-Atlantique

Parc d'affaires la Rivière – Bât. B  
8, boulevard Albert Einstein – CS 42355  
44323 Nantes Cedex 3  
Tél. : 02 51 25 03 90 – Fax : 02 40 48 14 01  
uniteam@oncfs.gouv.fr

### Meuse

1, place Exelmans  
55000 Bar-le-Duc  
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86  
unitecs@oncfs.gouv.fr

### Bas Rhin

Au bord du Rhin  
67150 Gerstheim  
Tél. : 03 88 98 49 49 – Fax : 03 88 98 43 73  
gerstheim@oncfs.gouv.fr

### Haute-Savoie

90, impasse « Les Daudes »  
74320 Sevrier  
Tél. : 04 50 52 65 67 – Fax : 04 50 52 48 11  
sevrier@oncfs.gouv.fr

### Yvelines

5, rue Saint-Thibault  
Saint-Benoist – BP 20  
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex  
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67  
dre@oncfs.gouv.fr

### Deux Sèvres

Station de Chizé – Carrefour de la Canauderie  
79360 Beauvoir-sur-Niort  
Tél. : 05 49 09 74 12 – Fax : 05 49 09 68 80  
chize@oncfs.gouv.fr

### Vendée

Chanteloup  
85340 Île-d'Olonne  
Tél. : 02 51 95 86 86 – Fax : 02 51 95 86 87  
chanteloup@oncfs.gouv.fr

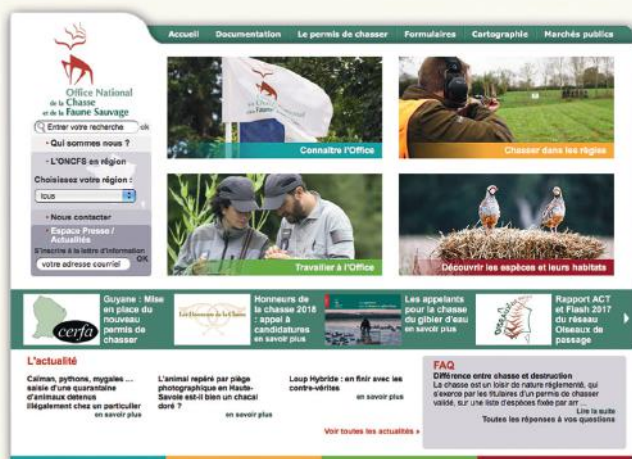
## Quel système de production de statistiques de tableaux de chasse pour la France ? Comparaison avec le reste de l'Europe.



### Et aussi :

- ▶ Suivi de l'outarde canepetière sur la plateforme aéroportuaire de Marseille.
- ▶ La bioacoustique : un outil de surveillance de la réponse de la biodiversité aux restaurations d'habitats naturels.
- ▶ Faut-il affourager les cerfs en hiver afin de diminuer l'écorçage ?

Et d'autres sujets encore...



Passionnés de nature, gestionnaires cynégétiques, retrouvez **Faune sauvage** et encore plus d'informations sur [www.oncfs.gouv.fr](http://www.oncfs.gouv.fr)

### Découvrez aussi :

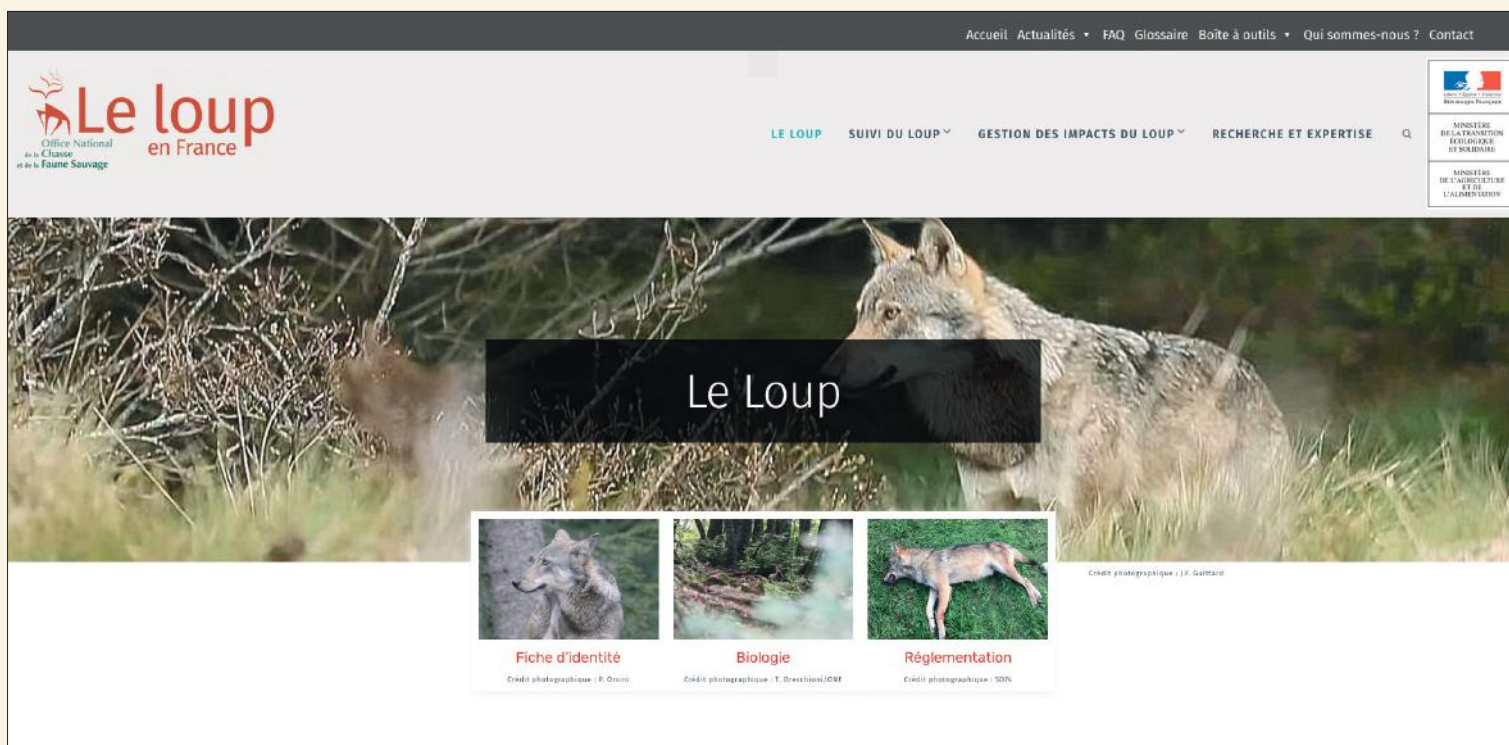
- ▶ les actualités nationales et régionales ;
- ▶ les pages des réseaux de correspondants ;
- ▶ les rubriques Études et Recherche...

et les précédents numéros de **Faune sauvage**...

Inscrivez-vous à la lettre d'information sur [www.oncfs.gouv.fr](http://www.oncfs.gouv.fr)

# Un nouveau site internet de l'ONCFS sur le loup

[www.loufrance.fr](http://www.loufrance.fr)



Ce nouveau site mis en place par l'ONCFS est maintenant en ligne.

Il est accessible à l'adresse suivante : [www.loufrance.fr](http://www.loufrance.fr)

Retrouvez sur ce site les informations de référence concernant la biologie, le suivi et la gestion du loup en France.

Parmi les rubriques, découvrez :

- ▶ des actualités locales et nationales ;
- ▶ une foire aux questions ;
- ▶ un glossaire
- ▶ des ressources documentaires
- ▶ etc.

