

Impacts des lâchers massifs de faisans de Colchide (*Phasianus colchicus* L.) sur les squamates (Reptilia Squamata)

Impacts of massive releases of colchid pheasants (*Phasianus colchicus* L.) on squamates (Reptilia Squamata)

Eric GRAITSON⁽¹⁾ et Julien TAYMANS⁽¹⁾

⁽¹⁾ Natagora, Département Etudes, Traverses des Muses, 1 - 5000 Namur - Belgique.

Auteur correspondant : Eric GRAITSON - eric.graitson@natagora.be

Résumé – Le faisan de Colchide est une espèce introduite en Europe. Cet oiseau, connu pour être un prédateur de reptiles, fait l'objet de différentes pratiques cynégétiques dans le but d'augmenter artificiellement ses effectifs, parmi lesquelles les lâchers massifs d'animaux issus d'élevage. Nous avons étudié les impacts potentiels de ces lâchers massifs sur les squamates indigènes en Wallonie (Belgique). Nos résultats suggèrent que les lézards et les serpents ont disparu des zones soumises aux lâchers massifs de faisans. Nous montrons en outre que la disparition des faisans sur un site est suivie après quelques années du retour d'une espèce répandue de lézard. Au vu de ces impacts sur la biodiversité, la pratique des lâchers de faisans dans la nature devrait être interdite.

Mots-clés : espèce non-indigène, pratiques cynégétiques, prédation, faisans, squamates.

Summary – The Ring-necked pheasant is an introduced species in Europe. This bird, known to be a predator of reptiles, is the subject of various hunting practices with the aim of artificially increasing its numbers, including the massive releases of farm animals. We have studied the potential impacts of these massive releases on native squamates in Wallonia (Belgium). Our results suggest that lizards and snakes have disappeared from areas subject to massive pheasant releases. We further show that the disappearance of pheasants from one site is followed after a few years by the return of a widespread species of lizard. In view of these impacts on biodiversity, the practice of releasing pheasants into the wild should be prohibited.

Key-words: alien species, hunting practices, predation, pheasants, squamates.

INTRODUCTION

Les introductions biologiques constituent une des principales menaces sur la biodiversité (Simberloff 1997 ; Manchester & Bullock 2000). Les pratiques cynégétiques constituent une source importante d'introduction d'espèces, c'est ainsi que plus de 24 % des espèces de mammifères et 30 % des espèces d'oiseaux introduites en Europe au cours du siècle dernier l'ont été pour la pratique de la chasse (Carpio *et al.* 2017). Les principaux taxons concernés sont des Artiodactyles, des Anseriformes et des Galliformes. Parmi ces derniers, les principales espèces introduites en France le sont à partir d'élevages, il s'agit du Faisan de Colchide (*Phasianus colchicus*), du Faisan Vénéré (*Syrnaticus reevesii*) ainsi que de la Perdrix rouge (*Alectoris rufa*) et de la Perdrix grise (*Perdix perdix*) (Tupigny 1996).

Ces introductions causent des impacts négatifs importants sur la biodiversité, ces impacts comprennent la prédation, la compétition pour les ressources, la propagation de maladies ainsi que des changements dans la structure des habitats (Simberloff 1997 ; Manchester & Bullock 2000 ; Rushton *et al.* 2006 ; Sage 2009). Les effets négatifs des espèces introduites pour la chasse sur la biodiversité sont similaires, ils comportent également la pollution génétique (Arroyo & Beja 2002 ; Scalera *et al.* 2012). Les données relatives aux impacts causés par des introductions d'espèces pour la chasse sur l'herpétofaune sont peu nombreuses. Une prédation importante de populations d'amphibiens et de reptiles par des sangliers (*Sus scrofa*) introduits aux Etats-Unis a toutefois été constatée après analyse du contenu stomacal d'animaux abattus dans l'Etat de Géorgie (Jolley *et al.* 2010).

Le Faisan de Colchide a été introduit en Europe dès l'antiquité, la présence de cet oiseau originaire d'Asie est restée longtemps anecdotique sur une grande partie du continent, il semble qu'il y demeura longtemps un oiseau de volière réservé à la classe dirigeante (Melin *et al.* 2003). Ce n'est qu'au début de l'époque moderne que des populations semblent s'être établies un peu partout en France et en Europe occidentale. En Belgique, le faisan de Colchide fut introduit à partir du XIII^{ème} siècle pour l'ornement, sa présence resta longtemps limitée à des parcs. Ce n'est qu'à partir de la seconde moitié de XIX^{ème} siècle que cette espèce est introduite sur de vastes territoires pour des raisons cynégétiques (Jacob *et al.* 2010).

Aujourd'hui l'ampleur des lâchers est sans précédents. En effet, le faisan de Colchide (*Phasianus colchicus*) fait l'objet de lâchers massifs pour la chasse depuis plusieurs décennies dans diverses régions d'Europe. En France, ce sont entre 10 et 15 millions de faisans qui sont lâchés annuellement (Tupigny 1996 ; Mayot & Crosnier 2012). Ces chiffres sont confirmés par les Services de l'Etat (www.oncfs.gouv.fr). En Grande-Bretagne, ce sont plus de 35 millions de faisans qui sont relâchés chaque année et il a été estimé que plus de 16 % peuvent survivre à la saison de tir (Bicknell *et al.* 2010). En raison du fait que les squamates sont fréquemment cités comme proies des faisans, les introductions de faisans sont fréquemment considérées comme une menace pour les lézards et les serpents (Parent 1983 ; Edgar *et al.* 2010 ; Dimond *et al.* 2014 ; Barrioz *et al.* 2015). Ainsi, les introductions de faisans sont citées comme l'un des facteurs probables de régression du lézard agile (*Lacerta agilis*) au Royaume-Uni (Edgar & Bird 2006) ainsi qu'aux Pays-Bas (Bergmans & Zuiderwijk 1986). En Belgique, la pratique des lâchers massifs de faisans est avancée comme étant, avec la destruction des habitats et la surabondance des sangliers, un des principaux facteurs expliquant la régression de l'orvet fragile (*Anguis fragilis*) en Wallonie (Graitson 2007). En Flandre, les auteurs du plan d'actions pour la conservation de la coronelle lisse (*Coronella austriaca*) (ANB 2016) considèrent que les chasses dans lesquelles les populations de faisans sont surnaturellement élevées peuvent être très préjudiciables à cette couleuvre. Dans le sud de la France, des lâchers massifs de faisans sur l'île de Porquerolles y seraient, au moins pour partie, responsables de la disparition du lézard ocellé (*Timon lepidus*) (Doré *et al.* 2014). De même, sur l'île Saint Honorat dans les Alpes Maritimes, Rivière (2013) fait le lien entre des densités de plus en plus

faibles de lézard à deux raies (*Lacerta bilineata*) et les importants lâchers de faisans sur cette île. La pression négative exercée par les faisans sur les reptiles était déjà mentionnée au milieu du XX^{ème} siècle par Phisalix (1940) pour la France et par de Witte (1948) pour la Belgique, alors que la pratique des lâchers massifs de faisans n'est pas encore généralisée. Cette menace est même déjà mentionnée dès la fin du XIX^{ème} siècle dans l'Ouest de la France (Letacq 1899).

Bien que les introductions de faisans soient identifiées depuis longtemps comme une menace pour les squamates, les preuves concernant les impacts de la prédation demeurent toutefois anecdotiques (Dimond *et al.* 2014). Fort logiquement, les herpétologues réalisent très majoritairement des inventaires et suivis de squamates dans des sites où ils s'attendent à observer la présence de lézards et/ou de serpents. Il n'est donc pas étonnant que peu d'études aient été menées dans des sites où les faisans sont présents en grand nombre. Une étude pilote a étudié le lien potentiel entre les faisans et trois espèces de squamates en tant que proies en recherchant la présence d'ADN de différentes espèces de reptiles dans des échantillons de matières fécales de faisans. Les résultats, basés sur un petit nombre d'échantillons, ne sont pas concluants, notamment parce qu'on ignore si l'ADN des reptiles peut survivre au processus de digestion (Dimond *et al.* 2014).

Un programme d'inventaire des sites d'intérêt pour la conservation des reptiles est mené depuis plus de 20 ans en Wallonie (Graitson 2009). La possibilité récente de mener des inventaires sur des sites concernés par des lâchers massifs de faisans nous a fourni une opportunité pour comparer des sites avec et sans lâchers massifs de faisans. Ici, l'impact des faisans sur les populations de squamates est présenté sous deux approches à l'aide des données issues de ces inventaires : 1) nous examinons l'impact des lâchers massifs de faisans sur la présence des squamates ; et 2) nous examinons l'impact de la disparition des faisans sur l'occurrence d'une population de lézard vivipare (*Zootoca vivipara*). A notre connaissance, il s'agit de la première étude visant à démontrer l'impact causé par l'introduction (et la disparition) massive de faisans sur les populations de lézards et de serpents.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

I. Région d'étude et espèces concernées

La zone d'étude correspond à la partie sud de la Belgique (Wallonie). La latitude est comprise entre 49,5° et 50,8° N, et la longitude entre 3,2° et 6,3° E. L'altitude de la zone étudiée est comprise entre 60 et 450 m. Les précipitations annuelles moyennes sont de 900 à 1300 mm. La température annuelle moyenne est de 8,5 à 10° C. Sept espèces de squamates indigènes sont présentes dans la zone d'étude dont un anguïde (*Anguis fragilis*), trois lacertidés (*Lacerta agilis*, *Podarcis muralis* et *Zootoca vivipara*), un colubridé (*Coronella austriaca*), un natricidae (*Natrix helvetica*) et un vipéridé (*Vipera berus*). Dans ce secteur d'étude, *Anguis fragilis* est l'espèce la plus répandue, tandis que *V. berus* est la plus rare et la plus menacée (Graitson 2013).

II. Impact des lâchers massifs de faisans sur la présence des squamates

A. Echantillonnage

Depuis un peu plus de 20 ans, des inventaires de reptiles sont menés sur plusieurs centaines de sites en Wallonie avec la méthode des abris artificiels (Graitson 2009). Parmi les sites inventoriés, six se sont révélés être concernés par des lâchers massifs de faisans, avec le plus souvent présence d'un élevage directement sur ces sites ou dans leur proximité immédiate. Les résultats des inventaires de squamates menés sur ces six sites sont comparés

à ceux obtenus sur l'ensemble des sites inventoriés par la même méthode au cours des vingt dernières années et dépourvus de faisans (ou avec présence anecdotique), soit 261 sites (Fig. 1). L'ensemble des observateurs ayant participé au programme d'inventaire des reptiles a été interrogé afin de s'assurer qu'aucun des 261 sites témoins n'était soumis à des lâchers massifs ou n'était concerné par des élevages de faisans.

L'échantillon de sites inventoriés vise surtout des zones industrielles, des milieux rocheux, des pelouses semi-naturelles ainsi que diverses friches et lisières qui sont les habitats où la diversité de squamates rencontrée est la plus grande en Wallonie (Graitson 2009).

Les 261 sites non soumis à des lâchers massifs de faisans font en moyenne 7,5 ha (min. 0,5 ; max. 60). Ils correspondent aux grands types d'habitats suivants : sites carriers et friches industrielles (n = 34) ; coteaux thermophiles et pelouses sèches (n = 95) ; friches et lisières mésophiles ou hygrophiles (n = 132).

Les 6 sites soumis à un lâcher massif de faisans font en moyenne 24 ha (min. 5 ; max. 39), ils correspondent tous à des sites carriers et à des friches industrielles. Le faible nombre de sites concernés par la présence de lâchers massifs est dû au fait que les plaines agricoles, où ont lieux la majorité des lâchers massifs de faisans, ont été peu inventoriés avec des abris artificiels. De plus, les observateurs ont peu accès aux propriétés privées où sont effectués les lâchers massifs.

Le tableau 1 reprend les principales caractéristiques des six sites inventoriés soumis à des lâchers massifs de faisans.

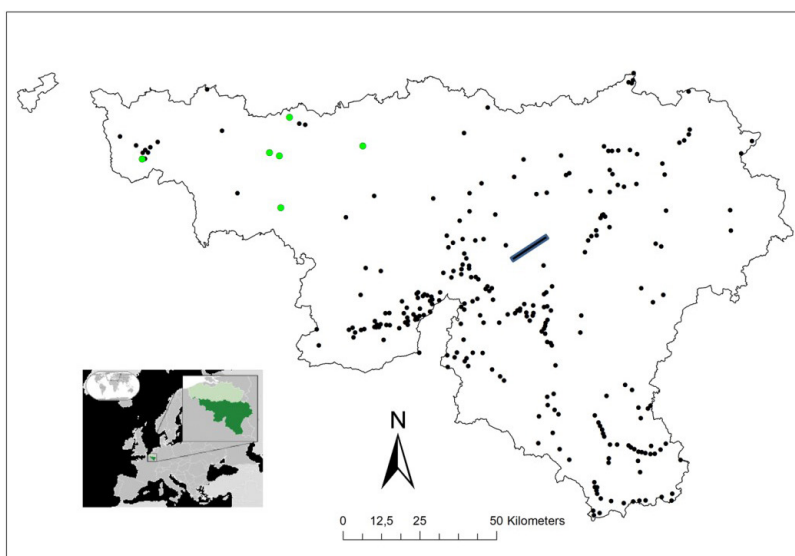


Figure 1 - Localisation des sites inventoriés.

La région verte correspond à la Wallonie.

Points verts = sites soumis à des lâchers massifs de faisans.

Points noirs = sites témoins.

Le rectangle noir indique la localisation de la voie ferrée désaffectée concernée par le suivi de *Zootoca vivipara*.

Figure 1 - Location of inventoried sites.

The green region corresponds to Wallonia.

Green dots = sites subject to massive pheasant releases.

Black dots = control sites.

The black rectangle indicates the location of the disused railway line concerned by the monitoring of *Zootoca vivipara*.

Tableau 1 – Principales caractéristiques des six sites inventoriés soumis à des lâchers massifs de faisans.

Table 1 – Main characteristics of the six inventoried sites subjected to massive pheasant releases.

Province	Localité	Coordonnées	Type de site	Surface (ha)	Années d'inventaires	Pratiques cynégétiques
Hainaut	Soignies	50°34'51.9"N 4°00'11.0"E	Carrière	32	2016 à 2020	Lâchers à proximité
Hainaut	Soignies	50°34'25.8"N 4°03'14.2"E	Carrière	25	2016 à 2020	Lâchers à proximité
Hainaut	Bruyelle	50°33'42.9"N 3°25'20.2"E	Carrière	5	2001 à 2005	Elevage / Agrainage / Régulation prédateurs
Hainaut	Estinnes	50°34'25.8"N 4°03'14.2"E	Friche industrielle	14	2017 à 2019	Elevage / Agrainage / Régulation prédateurs
Brabant wallon	Genappe	50°36'13.7"N 4°26'11.8"E	Friche industrielle	39	2005 à 2010	Lâchers à proximité

B. Récolte des données

Sur tous les sites inventoriés, la recherche des reptiles a combiné à la fois la recherche d'animaux directement exposés et l'utilisation d'abris artificiels. Le nombre d'abris utilisé est très variable. La densité d'abris artificiels est souvent comprise entre 5 et 10 par hectare pour les petits sites (< 2 ha) et entre 1 et 5 abris par hectare pour les sites plus grands. Le nombre de visites par site est extrêmement variable mais est toujours supérieure à quatre. Les années d'inventaires sont comprises entre 2001 et 2020. Plus de 80 % des sites ont toutefois été inventoriés entre 2010 et 2020.

Les données n'ayant pas été récoltées dans le cadre de protocoles standardisés, elles ont été résumées à un indice de présence (ou d'absence) par site, sur toutes les visites, toutes espèces confondues.

III. Impact de la disparition des faisans sur l'occurrence d'une population de lézard vivipare (*Zootoca vivipara*)

L'impact de la disparition d'un grand nombre de faisans le long d'une voie ferrée désaffectée (VFD) sur une population de lézard vivipare (*Z. vivipara*) a été étudié en comparant la répartition de celui-ci avant et après la disparition des faisans sur une partie de la VFD.

A. Récolte des données

Le site d'étude est situé dans le centre de la Wallonie (Fig. 1). Un premier inventaire, mené en 1999 le long de différents tronçons totalisant 14,5 km de VFD avait pour but de mettre en évidence la répartition de *Z. vivipara* le long de la ligne. Ce premier inventaire a permis de révéler la présence de faisans en grand nombre sur un tronçon de 2,5 km de VFD où avaient lieu des lâchers ainsi que de l'agrainage. En 2003, la VFD a été aménagée en piste cyclable. Un second inventaire, mené en 2011, avait pour objectif d'examiner dans quelle mesure l'aménagement de la ligne a eu un impact sur la répartition de *Z. vivipara*. La pratique de l'agrainage et les faisans ayant disparus de la VFD lors de son aménagement en piste cyclable en 2003, le second inventaire a permis, huit ans après la disparition des faisans, de suivre la recolonisation éventuelle de ce tronçon par *Z. vivipara*. Deux visites ont été effectuées sur les 14,5 km de VFD lors de chaque période d'inventaire. La localisation des lézards observés a été relevée lors de chaque visite.

B. Analyse des données

La VFD a été découpée en tronçons de 500 m de long pour l'analyse du nombre d'occurrences. L'évolution de la répartition de *Z. vivipara* est donc comparée entre, d'une part 5 tronçons de 500 m concernés par la disparition des faisans en cours d'étude et, d'autre part, 24 tronçons témoins (absence de faisans durant l'étude).

RÉSULTATS

I. Impact des lâchers massifs de faisans sur la présence des squamates

Aucun reptile n'a été découvert sur les six sites soumis à des lâchers massifs de faisans, et ce quel que soit le nombre de visites effectuées. Des squamates ont cependant été trouvés sur 100 % des 261 sites témoins. En moyenne, 3,2 espèces ont été découvertes sur les sites non soumis à des lâchers massifs de faisans (min. 1 ; max. 6) (Fig. 2).

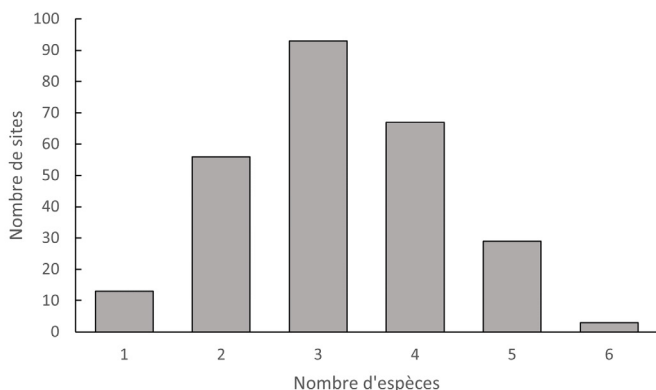


Figure 2 – Nombre d'espèces de squamates découvertes sur les sites non soumis à des lâchers de faisans.

Figure 2 – Number of squamate species discovered at sites not subject to mass releases of pheasants.

II. Impact de la disparition des faisans sur l'occurrence d'une population de lézard vivipare (*Z. vivipara*)

En 1999, *Z. vivipara* n'a pas été observé sur les 2,5 km de tronçons concernés par la présence de faisans, soit 5 tronçons de 500 m. En 2011, ce lézard a été observé sur 4 des 5 tronçons où les faisans avaient disparu.

Dans le même temps, la répartition de *Z. vivipara* est apparue stable sur les tronçons témoins puisque l'espèce a été observée sur 100 % des 24 tronçons inventoriés en 1999 et sur 23 tronçons en 2011. Le seul tronçon où une régression est constatée était totalement ombragé en 2011 et ne présentait plus d'habitats propices à *Z. vivipara*.

DISCUSSION

Nos résultats montrent que les reptiles sont systématiquement absents des sites où les faisans sont présents de façon importante alors qu'ils sont systématiquement présents sur les sites qui leur

sont favorables lorsqu'ils ne sont pas concernés par des lâchers massifs. Ces résultats couplés à la recolonisation par le lézard vivipare d'un site suite à la disparition des faisans, suggèrent que l'absence de reptiles sur les sites étudiés correspond à une disparition massive et rapide (en quelques années) des populations de reptiles due à la présence en abondance de ce Galliforme. De surcroît, les sites concernés ici sont des carrières et des friches industrielles qui sont des milieux le plus souvent riches en reptiles, tant en Belgique (Jacob *et al.* 2007) qu'ailleurs en Europe (Vacher & Geniez 2010). De plus, des reptiles sont présents à proximité immédiate de tous les sites concernés par la présence massive de faisans. En effet, d'après la base de données wallonne, les mentions de squamates les plus proches sont le plus souvent distantes de moins d'un km des sites étudiés. L'absence des reptiles sur ces sites n'est donc pas due à une impossibilité de colonisation ou à une absence historique.

L'absence de l'orvet fragile (*A. fragilis*) sur les sites soumis à des lâchers massifs de faisans est particulièrement interpellant. En effet, il s'agit du squamate le plus répandu en Wallonie ; dans les milieux qui lui sont favorables, ce lézard atteint des densités de l'ordre de plusieurs centaines d'individus adultes par hectare (Graitson 2005). Avec de telles densités, la détection de l'espèce est aisée à l'aide d'abris artificiels (Graitson 2009 ; Graitson & Naulleau 2005). La prédation exercée par les faisans sur cette espèce doit dès lors être particulièrement importante pour ne pas en détecter du tout. Il convient de souligner que sur deux des sites inventoriés soumis à des lâchers massifs de faisans (Bruyelle et Genappe), cette pratique n'a plus lieu depuis plusieurs années et une observation d'orvet fragile a été effectuée récemment sur chacun de ces sites, ce qui corrobore les résultats obtenus avec le lézard vivipare, et montre que les espèces répandues peuvent recoloniser leurs habitats une fois la menace terminée. Ce n'est toutefois pas le cas pour des espèces moins répandues. Ainsi, dans la région de Houyet-Beauraing (province de Namur), une décennie après l'arrêt des lâchers massifs de faisans sur un site autrefois occupé par la vipère péliade (*V. berus*), aucune recolonisation n'a été possible, l'introduction des faisans ayant probablement mené cette population isolée à l'extinction (obs. pers.).

Seule une minorité des sites inventoriés sont concernés par une présence importante de faisans. On pourrait donc penser que cette menace est très localisée, ce n'est toutefois pas le cas. En effet,

l'échantillonnage de sites inventoriés avec des plaques à reptiles a très peu concerné les plaines agricoles, or ce sont dans ces dernières qu'ont lieu l'immense majorité des lâchers de faisans (Jacob *et al.* 2010).

Il est par ailleurs probable que les effets des lâchers massifs de faisans diffèrent selon le type de paysage. Par exemple, dans les zones de grande culture, où les reptiles sont cantonnés dans des espaces limités sous forme de populations isolées, souvent de faibles effectifs, le risque d'extinction définitive de ces populations suite à une sur-prédation, même temporaire, est vraisemblablement élevé. Au sein des zones protégées ou en meilleur état de conservation, et où les lézards et les serpents sont plus abondants, un risque de régression sévère des effectifs de communautés entières de squamates n'est pas à négliger, avec potentiellement des atteintes à des espèces inscrites sur liste rouge comme la vipère péliade (MNHN-UICN 2015).

Les résultats présentés ici concernent l'impact des lâchers massifs. Dans un travail en cours de publication, nous avons toutefois également mis en évidence que l'apparition, même temporaire, de petits groupes de faisans, entraîne rapidement un déclin significatif des populations de squamates et peut conduire de petites populations isolées de lézards et de serpents à l'extinction. De plus, dans le cadre du travail de thèse de Thomas Duchesne, nous avons également démontré que le taux de prédation sur des leurres en argile représentant des vipères est considérablement plus élevé sur des sites abritant un petit nombre de faisans que sur les sites dépourvus de faisans.

En outre, de précédentes études ont montré que les lâchers massifs de faisans causent des impacts importants sur la flore, la végétation et les communautés d'arthropodes (Sage *et al.* 2004 ; Pressland 2009 ; Bicknell *et al.* 2010 ; Neumann *et al.* 2015). L'impact des lâchés de faisans causé aux amphibiens semble quant à lui totalement inconnu.

Au vu de ces différents résultats et au vu des impacts importants que subissent les populations de lézards et de serpents suite à la présence de faisans issus d'élevage, l'interdiction des lâchers de faisans dans la nature serait opportune, à l'instar de ce qui est déjà d'application dans plusieurs pays et régions d'Europe comme les Pays-Bas et la Flandre.

Remerciements

Merci à Matthieu Bufkens, Didier Cavelier, Pascal Dupriez, Benoit Gauquie, Virginie Graitson-Schmitt, Marc Paquay, Michel Pirotte et Emmanuel Vassart pour avoir fourni des données utiles à la réalisation de cette étude. Merci aux différents observateurs qui ont contribué à la récolte de données au sein des sites carriers. Nos remerciements vont aussi aux personnes qui nous ont permis d'accéder à leurs propriétés.

Enfin, merci à Mickaël Barrioz, Pierre Grillet et Jérôme Legentihomme pour leur apport bibliographique ainsi qu'aux relecteurs pour leurs remarques constructives.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANB. (2016) *Soortenbeschermingsprogramma voor gladde slang (Coronella austriaca) in Vlaanderen*. Agentschap voor Natuur en Bos. 1-169.

Arroyo, B. & Beja, P. (2002) Impact of hunting management practices on biodiversity.

Report of the project "Reconciling gamebird hunting and biodiversity (REGHAB)" - EVK2-CT-2000-2004. 1-78.

Barrioz, M., Cochard, P.-O., Voeltzel, V. & Lecoq, C. (2015) *Amphibiens et Reptiles de Normandie*. Caen (URCPIE de Normandie / OBHEN) : 1-288.

Bauwens, D. & Claus, K. (2019) Intermittent reproduction, mortality patterns and lifetime breeding frequency of females in a population of the adder (*Vipera berus*). *PeerJ*, **7**: e6912. DOI: 10.7717/peerj.6912.

Bergmans, W. & Zuiderwijk, A. (1986) *Atlas van de Nederlandse Amfibieën en Reptilien en hun Bedreiging*. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging Hoogwoud : 1-177.

Bicknell, J., Smart, J., Hoccom, D., Amar, A., Evans, A., Walton, P. & Knott J. (2010) *Impacts of non-native gamebird release in the UK: a review*. The Lodge, Sandy, Bedfordshire (RSPB). Research Report, 40: 1-63.

Carpio, A.J., Guerrero-Casado, J., Barasona, J. A. 2017. Hunting as a source of alien species: a European review. *Biological Invasions*, **19** : 1197-1211. <https://doi.org/10.1007>

de Witte, G.F. (1948) *Faune de Belgique : Amphibiens et Reptiles*. Bruxelles (Patrimoine du Musée royal des Sciences naturelles de Belgique) : 1-321.

Dimond, R., Wheeler, M., Hand, N. & Westbury, D. (2014) An investigation into the relationship between pheasants (*Phasianus colchicus*) and reptiles as prey. Conference Report 2013. *Herpetological Journal*, **24**: 3-6.

Doré, F., Cheylan, M. & Grillet, P. (2015) *Le lézard ocellé, un géant sur le continent européen*. Mèze (Biotope) : 1-192.

Edgar, P. & Bird, D.R. (2006) *Action plan for the conservation of the Sand lizard (Lacerta agilis) in Northwest Europe*. Strasbourg (Convention on the conservation of European wildlife and natural. Meeting, Strasbourg, 27 – 30 november 2006).

Edgar, P., Foster, J. & Baker, J. (2010) *Reptile Habitat Management Handbook*. Bournemouth (Amphibian and Reptile Conservation): 1-78.

- Graitson, E. (2005) Nouvelles données écologiques et éthologiques sur une population d'Orvet (*Anguis fragilis fragilis* L.) en Condroz liégeois (Belgique). *Natura Mosana*, **58** : 29-32.
- Graitson, E. (2007) L'orvet fragile. *Anguis fragilis* (Linnaeus, 1758). In Jacob J.-P., Percsy C., de Wavrin H., Graitson E., Kinet T., Denoël M., Paquay M., Percsy N. & Remacle A. (Ed.), *Amphibiens et Reptiles de Wallonie*. Namur (Aves – Rainne et Région wallonne) : 202-211
- Graitson, E. (2009) Guide de l'inventaire et du suivi des reptiles en Wallonie. *L'Echo des Rainettes*, hors-série **1** : 1-56.
- Graitson, E. (2013) Les reptiles de Wallonie. Bilan des connaissances et évolutions récentes. *L'Echo des Rainettes*, **12** : 2-18.
- Graitson, E. & Naulleau, G. (2005) Les abris artificiels : un outil pour les inventaires herpétologiques et le suivi des populations de reptiles. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **115** : 5-22.
- Graitson, E., Barbraud, C., & Bonnet, X. (2018) Catastrophic impact of wild boars: Insufficient hunting pressure pushes snakes to the brink. *Animal Conservation*, **22**(2): 165-176. <https://doi.org/10.1111/acv.12447>
- Jacob, J.-P., Percsy, C., de Wavrin, H., Graitson, E., Kinet, T., Denoël, M., Paquay, M., Percsy, N. & Remacle, A. (2007). *Amphibiens et Reptiles de Wallonie*. Namur (Aves – Rainne et Région wallonne) : 1-384.
- Jacob, J.P., Dehem, C., Burnel, A., Dambiermont, J.-L., Fasol, M., Kinet, T., van der Elst, D. & Paquet J.-Y. (2010) *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Série « Faune – Flore– Habitats » n°5. Gembloux (Aves et Région wallonne) : 1-524.
- Jolley, D.B, Ditchkoff, S.S., Bill, D. Sparklin, B.D., Laura, B. Hanson, L.B., Michael, S. Mitchell, M.S. & Grand J.D. (2010). Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. *Journal of Mammalogy*, **91**: 519-524.
- Letacq, A.-L. (1899) Vipères et faisans aux environs de Tourouvre (Orne). *Feuille des jeunes naturalistes* 353.
- Manchester, S.J. & Bullock, J.M. (2000) The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied ecology*, **37**: 845-864.
- Mayot, P. & Crosnier, A. (2012) Le faisan commun en France : Statut de l'espèce en 2008. *Faune Sauvage*, **295** : 29-32.
- Melin, J.-M., Pascal, M. & Vigne, J.-D. (2003) Le Faisan de Colchide : *Phasianus colchicus* (Linné, 1758). In Pascal M., Lorvelec O., Vigne J.-D., Keith P. & Clergeau P. (Ed.), *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions*. Paris (Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle). Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages) : 207-209.
- Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), UICN – Comité français. (2015) *La Liste rouge des espèces menacées en France : Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. 1-11.
- Neumann, J. L., Holloway, G.J., Sage, R.B., Hoodless, A.N. (2015) Releasing of pheasants for shooting in the UK alters woodland invertebrate communities. *Biological Conservation*, **122**: 243-252.
- Parent, G.H. (1983) *Animaux menacés en Wallonie. Protégeons nos Batraciens et Reptiles*. Gembloux(Duculot): 1-172.
- Phisalix, M. (1940) *Vipères de France*. Paris (Editions Stock): 1-227.
- Pressland, C. L. (2009) *The impact of releasing pheasants for shooting on invertebrates in British woodlands*. Doctoral Thesis. University of Bristol. 2009.
- Rice, C.N. (2016) *Abundance, impacts and resident perceptions of non-native common pheasants (Phasianus colchicus) in Jersey, UK Channel Islands*. MRes Thesis, University of Kent.
- Rivière, V. (2013) *Inventaire herpétologique de l'île Saint Honorat (Archipel de Lérins, Alpes Maritimes)*. Note naturaliste. Initiative PIM : 1-12.
- Rushton, S. P., Lurz, P. W. W., Gurnell, J., Nettleton, P., Bruemmer, C., Shirley, M. D. F. & Sainsbury, A. W. (2006) Disease threats posed by alien species: the role of a poxvirus in the decline of the native red squirrel in Britain. *Epidemiology and Infection*, **134**: 521-533.
- Sage, R. B., Woodburn, M. I. A., Draycott, R. A. H., Hoodless, A. N. & Clarke, S. (2009) The flora and structure of farmland hedges and hedgerows near to pheasant release pens compared with other hedges. *Biological Conservation*, **142**: 1362-1369.
- Scalera, R., Genovesi, P., Essl, F. & Rabitsch, W. (2012) *The impacts of invasive alien species in Europe*. EEA Technical report no.16/2012. 1-114.
- Simberloff, D. (1997) *Nonindigenous species – A global threat to biodiversity and stability*. In: Peter H. Raven (Ed.), *Nature and Human Society – The Quest for a Sustainable World*. Washington D.C (National Academy Press): 325-334.
- Tupigny, B. (1996) *Production et commercialisation des gibiers. Tome 1, Gibiers à plumes : faisan, perdrix, canard colvert*. (Institut Technique d'Aviculture) : 1-118.
- Vacher, J.P & Geniez, M. (coord). (2010) *Les Reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Paris, Mèze (Muséum national d'Histoire Naturelle et Biotope) : 1-544.

Date de soumission : mardi 14 décembre 2021

Date d'acceptation : lundi 4 avril 2022

Date de publication : jeudi 21 juillet 2022