



Cadre d'octroi de dérogations aux mesures de protection de la pie bavarde et de la corneille noire au motif de protection de la faune sauvage

© Jürgen de Pixabay

Manuel de Tillesse, Isabelle Caignet, Jean-Philippe Bizoux

RAPPORTS FAUNE - FLORE - HABITATS



Service Public de Wallonie – Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement
Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA) / Direction de la Nature et de l'Eau (DNE)
Département de la Nature et des Forêts (DNF) / Direction de la Nature et des Espaces verts (DNEV)

Rédaction

Manuel de Tillesse (DNE)
Isabelle Caignet et Jean-Philippe Bizoux (DNEV)

Mise en page

Violaine Fichet (DNE)

Remerciements

Les auteurs remercient toutes les personnes qui ont participé à l'élaboration ou à la relecture de ce document.

Citation du document

Manuel de Tillesse, Jean-Philippe Bizoux, Isabelle Caignet (2024) Cadre d'octroi de dérogations aux mesures de protection de la pie bavarde et de la corneille noire au motif de protection de la faune sauvage. Rapports Faune-Flore-Habitats du Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (SPW ARNE), n°2, Gembloux, 33 pp.

RESUME

La pie bavarde et la corneille noire sont des espèces protégées en Wallonie. Elles font l'objet depuis plus de 20 ans de nombreuses demandes de dérogation au motif, notamment, de protection de la faune et de la flore sauvages.

Déroger aux mesures de protection qui les concernent est permis par la directive « Oiseaux » et la Loi du 12 juillet 1973 sur la conservation de la nature. La procédure actuelle est précisée dans l'Arrêté du Gouvernement wallon du 27 novembre 2003 fixant des dérogations aux mesures de protection des oiseaux. Son application a été récemment remise en question par la Ligue Royale Belge de Protection des Oiseaux¹.

Cette note vise à proposer un cadre décisionnel pour l'octroi de dérogations aux mesures de protection des oiseaux au motif de protection de la faune sauvage. Pour ce faire, elle reprend les dispositions réglementaires européennes et wallonnes à ce sujet. Elle analyse également l'impact de ces espèces sur la faune sauvage sur base de la littérature scientifique. L'état de conservation de la pie et de la corneille est également évoqué.

Une dérogation n'est envisageable en vue de protéger la faune sauvage, qu'à condition de respecter les formes, conditions et modalités de la procédure de dérogation et qu'il n'existe pas d'autre solution satisfaisante et que la dérogation ne mette pas en danger la population d'oiseaux concernée (LCN). En outre, la Commission, via le rapportage périodique qui lui est adressé, veille à ce que les conséquences des dérogations octroyées par les Etats membres ne soient pas incompatibles avec la directive « Oiseaux ».

En ce qui concerne la pie et la corneille, il apparait que parmi les « autres solutions envisageables », seule l'amélioration de l'habitat mérite d'être promue car les solutions à plus court terme, dont l'effarouchement, sont inappropriées quand il s'agit du motif de protection de la faune.

Le recours à une dérogation au motif de protection de la faune sauvage n'est fondé que si les espèces à protéger sont réellement sensibles à ces (ou une de ces) deux espèces de corvidés. En raison de mécanismes de compensation, le simple fait qu'un prédateur se nourrisse d'une proie ne signifie pas qu'il aura d'office un impact négatif sur sa dynamique de population ou sur son état de conservation.

Les études envisageant l'impact des seuls corvidés sont peu nombreuses. Un certain nombre d'études font état d'un impact de corvidés sans le distinguer de celui d'autres espèces prédatrices. Par ailleurs, dans l'ensemble, les études montrent un impact nettement moins important de la pie bavarde que de la corneille noire sur la faune sauvage.

Les espèces les plus susceptibles d'être limitées par la prédation font surtout partie des échassiers, des anatidés et des gallinacés.

Le recours aux dérogations est essentiellement justifié pour les espèces proies en mauvais état de conservation (classement en Liste Rouge « vulnérable », « en danger » ou « en danger critique »). Il est également davantage justifié si l'espèce à protéger est en moins bon état de conservation que le prédateur (pie ou corneille).

L'interprétation de la directive « Oiseaux » prévoit également de prendre en considération l'existence de conséquences bénéfiques plus larges liées à la régulation de certaines espèces. Il est proposé de l'intégrer dans la réflexion, même si ce point n'apparait pas dans le cadre réglementaire wallon.

¹ Il s'agit de 5 recours au Conseil d'Etat en annulation et demande de suspension au Conseil d'Etat de la décision du directeur du centre extérieur de Mons dérogeant à la protection accordée à la pie bavarde et à la corneille noire (LRBPO, 15 septembre 2021).

3	Résumé
5	Introduction
	Contexte : importance de protéger la faune sauvage
6	Le Cadre juridique actuel
	Principes généraux
	Conditions de fond
8	Conditions de forme
	Bénéficiaires potentiels d'une dérogation
	Moyens, installations ou méthodes de capture ou de mise à mort autorisés
9	Conditions de risques
10	Procédure
	Notions spécifiques de la directive "Oiseaux"
11	Impact de la pie bavarde et de la corneille noire sur la faune sauvage
	Question 1 : Sensibilité de l'espèce à la prédation par les corvidés
13	Question 2 : État de conservation de l'espèce à protéger
	Question 3 : État de conservation relatifs
	Question 4 : Autres considérations relatives à la biodiversité
14	Arbre décisionnel
17	Annexes
	Annexe 1 : Etats de conservation de la pie et de la corneille
22	Annexe 2 : Prédation sans analyse d'impact sur la démographie des proies
24	Annexe 3 : Impacts sur la productivité ou l'abondance des populations de proies
26	Annexe 4 : Impacts conjoints de corvidés et d'autres prédateurs
28	Annexe 5 : Listes des espèces de l'avifaune wallonne qu'il est légitime de protéger de la corneille ou de la pie
30	Références bibliographiques

INTRODUCTION

Les prédateurs ont des rôles indéniables et bien reconnus dans l'équilibre de l'écosystème et le maintien de la biodiversité. Ils régulent des populations, jouent des rôles sanitaires et peuvent avoir des impacts sur les écosystèmes (Lennox et al. 2018).

Au fil de l'évolution, une forme d'équilibre s'est faite entre les prédateurs et leurs proies. Cependant, des déséquilibres peuvent apparaître, le plus souvent dans les écosystèmes anthropisés. Des prédateurs généralistes peuvent profiter de l'abondance de ressources alimentaires d'origine anthropique et de l'absence de super-prédateurs pour proliférer.

Certains corvidés, en particulier la corneille noire et la pie bavarde, sont souvent considérés comme exerçant une pression de prédation susceptible d'avoir des effets nuisant à l'état de conservation¹ d'autres espèces de la faune. La Commission européenne (2008), par exemple, reconnaît l'impact de ces espèces sur la faune, en particulier sur la petite faune sauvage des plaines globalement en mauvais état de conservation.

La réglementation, depuis la directive « Oiseaux »² jusqu'aux textes juridiques wallons, permet de déroger à la protection des espèces de corvidés pour différents motifs, dont la protection

de la flore et de la faune (sauvages)³. Cependant, la motivation de ces dérogations est aujourd'hui remise en cause et fait l'objet de controverses.

Cette note tente d'objectiver le débat, en considérant les trois points suivants :

- les dispositions de la directive « Oiseaux » et celles de la Loi sur la conservation de la nature⁴ ;
- les impacts de la pie et de la corneille sur la faune sauvage ;
- l'état de conservation de la pie et de la corneille.

Sur base des éclaircissements apportés, un arbre décisionnel relatif aux dérogations à la protection de ces espèces est suggéré en fin de note.

¹ Bien que l'expression « état de conservation » n'apparaisse pas explicitement dans la directive « Oiseaux » (elle a été introduite dans la directive « Habitats » en 1992), elle est implicite dans les exigences contenues à son article 2.

² Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages, dite directive « Oiseaux ».

³ L'adjectif « sauvages » ne figure pas explicitement dans l'article 9 de la directive « Oiseaux ». En revanche, il est spécifié dans la Loi sur la Conservation de la Nature

⁴ Loi du 12 juillet 1973 sur la conservation de la nature (M.B. 11.09.1973).

CONTEXTE : IMPORTANCE DE PROTEGER LA FAUNE SAUVAGE

Différents textes, aux plus hauts niveaux, énoncent clairement que la conservation de la faune sauvage constitue un objectif essentiel, d'intérêt général.

Dès 1979, la directive « Oiseaux » énonçait que « la conservation des espèces d'oiseaux vivant naturellement à l'état sauvage sur le territoire européen des États membres est nécessaire à la réalisation des objectifs de la Communauté dans les domaines de l'amélioration des conditions de vie et du développement durable ».

En 1992, la directive « Habitats »¹ élargissait l'objectif à l'ensemble de la biodiversité européenne, pendant que la Convention sur la diversité biologique² des Nations Unies, la même année, avait une portée mondiale.

La récente stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030³ devient même alarmiste :

- « L'appauvrissement de la biodiversité et l'effondrement des écosystèmes figurent parmi les principales menaces auxquelles l'humanité devra faire face au cours de la décennie à venir »
- « ... la communauté internationale devrait s'engager à ne provoquer l'extinction d'aucune espèce, à tout le moins lorsque cela peut être évité ».

Le 22 juin 2022, la Commission européenne a proposé un règlement sur la restauration de la nature afin de contribuer à restaurer durablement la nature endommagée dans l'ensemble des zones terrestres et maritimes de l'UE et d'atteindre les objectifs de l'UE en matière de climat et de biodiversité.

La protection de la faune sauvage est donc clairement un objectif essentiel.

¹ Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages

² Convention sur la diversité biologique. Nations Unies, 1992. 30 p.

³ Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions - COM (2020) 380 final

1. PRINCIPES GENERAUX

La directive « Oiseaux » stipule qu'un Etat membre peut accorder des dérogations au régime de protection des oiseaux moyennant le respect de certaines conditions. L'article 9 de la directive prévoit les motifs, ainsi que les conditions de fond et de forme qui doivent être respectés pour l'octroi de ces dérogations. Dès lors qu'il s'agit d'un régime de dérogation, il est d'interprétation stricte¹.

La directive « Oiseaux » précise que, lors de l'octroi de dérogations, la charge de la preuve incombe aux autorités nationales qui doivent motiver leur décision d'une manière claire et précise.

Le cadre procédural applicable en la matière doit garantir non seulement que la légalité des décisions octroyant des autorisations dérogatoires au régime de protection prévu par la directive puisse être vérifiée en temps utile, mais également que les conditions dont sont assorties lesdites décisions soient respectées.

Au niveau wallon, la loi sur la conservation de la nature (ci-après LCN) instaure - en son article 2 notamment - un régime de protection pour toutes les espèces d'oiseaux (non-gibiers), à quelques exceptions près (pigeon domestique par exemple). Cette protection implique différentes interdictions qui reproduisent de façon littérale celles de l'article 5 de la directive « Oiseaux ».

La procédure dérogatoire est régie par l'art. 5bis de la LCN, tandis que l'AGW du 27 novembre 2003 fixant des dérogations aux mesures de protection des oiseaux (M.B. du 23 février 2004) précise les formes, conditions et modalités de la procédure de dérogation pour les oiseaux.

Les dérogations à la protection des oiseaux ne peuvent être accordées que s'il n'existe pas d'autre solution satisfaisante, qu'elle rencontre certains motifs prévus par la loi et pour autant qu'elles ne mettent « pas en danger la population d'oiseaux concernée » (LCN, art. 5, § 2). Cette dernière exigence, bien que non prévue explicitement par la directive, paraît résulter de ses dispositions générales et de sa finalité. Elle permet d'assurer que les objectifs de cette dernière sont atteints².

2. CONDITIONS DE FOND

Notion « d'autres solutions satisfaisantes »

N'existe-t-il pas « d'autres solutions satisfaisantes » que la régulation ? Celle-ci est-elle nécessaire pour réduire ou prévenir réellement des dommages écologiques ? Pour s'en assurer, il faut avoir objectivé le problème à résoudre, passé en revue les solutions autres que la régulation et vérifié leur équivalence.

Le terme « satisfaisant » peut être interprété en ce sens qu'il a trait à une solution qui permet de résoudre le problème particulier auquel sont confrontées les autorités tout en respectant le cadre instauré par la directive. Toute appréciation du caractère insatisfaisant d'une autre solution devrait se fonder sur des critères objectivement vérifiables et une attention étroite doit être accordée à l'évaluation scientifique et technique de ceux-ci.

Parmi les « autres solutions », il faut envisager celles qui peuvent être mises en œuvre :

- à court terme (comme l'effarouchement),
- ou à plus long terme (comme l'amélioration de l'habitat).
En effet, l'impact d'un prédateur sur la faune sauvage peut résulter de la perte, la détérioration ou la modification de l'habitat des proies ou d'autres facteurs environnementaux. Lorsqu'une telle relation directe existe, il peut être utile d'envisager la régulation du prédateur en combinaison avec la remise en état de l'habitat ou une meilleure gestion des activités humaines.

Solutions à court terme

En théorie, font partie des actions possibles à court terme, pour la protection de la faune des plaines :

- l'effarouchement ;
- le nourrissage de diversion ;
- les barrières physiques ;
- la régulation.

Dans la pratique, il n'est pas possible d'effaroucher efficacement les corvidés dans le cadre d'une protection à assurer à des espèces proies, sans automatiquement nuire à ces espèces elles-mêmes, en particulier pendant leur période de reproduction.

Le peu d'expérimentations menées sur le nourrissage de diversion ne se sont pas montrées très concluantes à ce jour, voire contreproductives, comme le mentionnent notamment Gibbons et al. (2007). En outre, les décharges d'immondices, les silos agricoles à ciel ouvert, les poubelles, etc. sont déjà autant de sites de nourrissage non-volontaires des corvidés, qui peuvent rendre inefficace un éventuel nourrissage de diversion.

Les barrières physiques ne peuvent convenir que dans des situations extrêmement spécifiques. La logistique nécessaire et les effets indésirables à long terme sont discutables (Lennox et al. 2018). Cela se pratique p.ex. pour préserver les nids de busards des risques de prédation par des carnivores terrestres, dont le renard, mais ce n'est a priori pas envisageable pour des prédateurs aériens.

En somme, ces solutions à court terme sont inappropriées dans le cadre de l'objet de cette note, à savoir les dérogations à la protection de corvidés au motif de protection de la faune.

¹ Born, C.H. & Joseph. A., (2022). Note : Cadre juridique et options pour une approche simplifiée et déconcentrée de la délivrance de certaines dérogations « espèces »

² Ibid

Solution à long terme : l'amélioration des habitats

Agir sur les caractères de l'habitat pour limiter l'impact de corvidés sur la faune est une des principales actions envisageables à plus long terme³. Elle permet à la fois d'augmenter la productivité d'espèces cibles et de diminuer l'impact de la prédation (p. ex. en offrant des sites de nidification mieux camouflés ou en détournant le prédateur vers d'autres proies). Améliorer l'habitat est efficace et mérite d'être promu autant que possible.

Cependant, mal conduite, la gestion de l'habitat peut aussi s'avérer contreproductive. La réponse de prédateurs à un changement d'habitat est complexe, spécifique et dépend du contexte (Chalfoun et al. 2002). La gestion de l'habitat en faveur d'espèces en déclin doit être adaptée à leur biologie, au contexte paysager et aux prédateurs en présence.

De plus, penser que le déclin de populations d'oiseaux est dû soit à la prédation, soit à une dégradation de la qualité de l'habitat, est trop simpliste. Ces deux causes potentielles sont en général liées. Plusieurs auteurs estiment que miser sur la seule amélioration de l'habitat pour préserver des espèces en mauvais état de conservation n'est pas toujours suffisant (Whittingham et Evans 2004, Game and Wildlife Trust 2010, McMahon et al. 2020)⁴. Il en va de même pour la régulation, qui ne devrait jamais être vue comme un substitut autosuffisant de l'amélioration des habitats.

En somme, il y a une logique à ce que la régulation soit conditionnée à des efforts, existants ou envisagés, en faveur de l'amélioration des habitats⁵, mais une action ne remplace pas l'autre. Les deux sont complémentaires.

Non mise en danger de la population concernée

En France, Chiron (2007) montre que la mortalité liée au piégeage de la pie est compensée naturellement tant que celui-ci n'atteint pas une intensité suffisante. En moyenne, les effectifs de pies déclinent dans les habitats agricoles quand les taux de prélèvements dépassent 10 % à l'échelle d'un département français (de l'ordre de 6.000 km²). L'auteur rapporte également, en ce qui concerne la pie, que dans le cadre d'un objectif de baisse des populations, il est plus efficace de retirer 50 % des effectifs tous les 5 ans que 10 % tous les ans.

Diaz-Ruiz et al. (2010) montrent que malgré un effort de capture très important (44 % de la population de départ) la densité de pies mesurée à la fin de la période de capture n'a été que légèrement réduite. Cela met en évidence la grande capacité de compensation de la pie, du moins dans les conditions de l'étude (deux territoires de chasse de 960 ha et 547 ha, dans un paysage agricole de la région de Castille-la-Manche, Espagne).

³ D'autres actions à long terme, notamment évoquées par Roos et al. (2018) et Preining et al. (2019), sont la réduction des ressources alimentaires d'origine anthropique (déchets alimentaires, silos à grain, etc.), le développement des populations de super-prédateurs ou le contrôle de la fertilité.

⁴ Par exemple, selon Aebischer et al. (2016), lorsque la densité de prédateurs est relativement faible (moins de 3 couples de corneilles et de pies et moins de 0,2 renards par 100 ha au printemps), la gestion de l'habitat suffit à elle seule à améliorer l'état de conservation des oiseaux des milieux agricoles. Lorsque les densités de prédateurs sont élevées (plus de 5 couples de corvidés et plus de 1,1 renards par 100 ha), la gestion de l'habitat ne suffit plus et doit s'accompagner d'une régulation des prédateurs. De son côté, le Guide sur la chasse rappelle qu'un contrôle légal de prédateurs, réalisé conjointement avec une amélioration de l'habitat, peut bénéficier non seulement aux espèces chassées, mais offre également de plus larges avantages environnementaux.

⁵ Du moins si la demande concerne la protection d'espèces dont l'habitat peut être amélioré par le demandeur, directement ou indirectement.



© TEREX12 de Pixabay

Pour la corneille, Preining et al. (2019) dans le contexte du Land de Vorarlberg, en Autriche, montrent que 25 ans de régulation continue de la corneille n'ont pas réduit la population de l'espèce ; au contraire, sa population a progressé. Ces auteurs estiment que seule une réduction des ressources alimentaires d'origine anthropique serait à même de réduire les populations à long terme.

Quoi qu'il en soit, une limite supérieure claire est énoncée à l'annexe IV de la directive « Oiseaux » puisque sont interdits les moyens « pouvant entraîner localement la disparition d'une espèce ». On doit avoir l'attention attirée si l'état de conservation de l'espèce visée se voyait rétrogradé d'un niveau, tout en tenant compte de l'écart de classement en Liste Rouge par rapport aux espèces dont la protection est souhaitée. Des limites plus contraignantes sur l'intensité de la régulation pourraient alors être mises en place, le cas échéant.

Un point sur l'état de conservation de la pie et de la corneille figure à l'annexe 1.

Au vu de ces données, le risque de voir le cumul des dérogations octroyées impacter l'état de conservation de la corneille noire ou de la pie bavarde à court terme paraît très improbable. Cela n'empêche pas que des mécanismes de surveillance sains et fondés sur des données scientifiques doivent être mis en place afin de s'assurer que toute régulation est maintenue à un niveau supportable pour les populations d'oiseaux sauvages sans affecter négativement le rôle de l'espèce dans l'écosystème ou l'écosystème proprement dit.

SOCWAL, le programme de surveillance des oiseaux communs en Wallonie, contribue à cet objectif. Les données sur la distribution des espèces en Wallonie sont considérées comme solides ; celles sur le niveau des populations le seraient moins⁶. Une analyse plus poussée des données obtenues dans le cadre du programme SOCWAL serait utile, notamment pour réduire la marge d'incertitudes concernant les données chiffrées.

3. CONDITIONS DE FORME

Tout recours aux dérogations doit tenir compte de certaines considérations légales de forme. Elles sont, dans la directive « Oiseaux », visées à l'article 9.2.

Du point de vue de la directive, les dérogations doivent clairement indiquer :

- les motifs,
- les espèces qui feront l'objet de la dérogation,
- les moyens, installations ou méthodes de capture ou de mise à mort autorisés,
- les conditions de risque et les circonstances de temps et de lieu dans lesquelles ces dérogations peuvent être accordées,
- l'autorité habilitée et le nombre d'autorisations délivrées,
- les contrôles qui seront opérés.

La LCN reprend ces différents éléments (article 5bis) en y apportant quelques précisions. Ainsi, la demande doit notamment indiquer :

- l'identité du demandeur ;
- les espèces et le nombre de spécimens pour lesquels la dérogation est sollicitée ;
- les motifs de la demande de dérogation et l'action visée par la demande ;
- les dates et lieux où la dérogation doit s'exercer ;
- les moyens, installations ou méthodes employés pour la mise en œuvre de la dérogation.

L'autorisation de dérogation indique, quant à elle, notamment :

- le destinataire de l'autorisation ;
- la ou les espèces faisant l'objet de la dérogation ;
- les moyens, installations ou méthodes de capture ou de mise à mort autorisés ;
- le nombre de spécimens concernés et le territoire sur lequel la dérogation s'applique ;
- la durée de validité de la dérogation.

Il est en outre précisé que « les bénéficiaires d'une dérogation transmettent annuellement un rapport sur les résultats de leurs recherches au service de l'administration régionale désigné par le Gouvernement. »

Certains points, en lien avec l'objet de la présente note, sont discutés ci-après.

4. BÉNÉFICIAIRES POTENTIELS D'UNE DÉROGATION

A quelles personnes une dérogation peut-elle être accordée? D'après le Guide sur la chasse⁷, le libellé de l'article 9, paragraphe 2, n'exclut pas les autorisations générales pour des dérogations fondées sur le besoin de protéger la flore et la faune. Les autorisations qui ne visent pas un individu particulier, mais plutôt une catégorie générale de personnes autorisées, comme les propriétaires et leurs agents, sont donc envisageables. Les motifs justifiant l'octroi d'une dérogation à une large catégorie de personnes doivent cependant être convaincants et clairement précisés dans la dérogation.

Dans le cas de dérogations au motif de protection de la faune sauvage, la « régulation » de prédateurs, au sens large, peut être un outil de gestion efficace :

- pour les gestionnaires de territoires de chasse étant donné qu'elle permet souvent d'augmenter la production de jeunes pour la chasse en automne et en hiver ;
- pour les conservateurs de la nature, dans le but d'augmenter la taille de la population reproductrice.

5. MOYENS, INSTALLATIONS OU MÉTHODES DE CAPTURE OU DE MISE À MORT AUTORISÉS

La directive précise que sont interdits « le recours à tous moyens, installations ou méthodes de capture ou de mise à mort massive ou non sélective ou pouvant entraîner localement la disparition d'une espèce, et en particulier à ceux énumérés à l'annexe IV, point a »⁸.

Le formulaire de dérogation, repris en annexe de l'AGW du 27 novembre 2003, précise les moyens non autorisés. Sauf exceptions, il s'agit des collets, gluaux, hameçons, oiseaux vivants utilisés comme appelants aveuglés ou mutilés, enregistreurs, appareils électrocuteurs ; sources lumineuses artificielles, miroirs, dispositifs pour éclairer les cibles, dispositifs de visée comportant un convertisseur d'image ou un amplificateur d'image électronique pour tir de nuit ; explosifs ; filets, pièges-trappes, appâts empoisonnés ou tranquillisants ; armes semi-automatiques ou automatiques dont le chargeur peut contenir plus de deux cartouches ; avions, véhicules automobiles ; bateaux propulsés à une vitesse supérieure à 5 kilomètres par heure.

En outre, selon l'Art. D.57 du décret relatif au Code wallon du bien-être des animaux du 4 octobre 2018, un animal ne peut être mis à mort que par une personne ayant les connaissances et les capacités requises, et suivant la méthode la plus sélective, la plus rapide et la moins douloureuse pour l'animal. Un animal est mis à mort uniquement après anesthésie ou étourdissement, sauf les cas : (...) de pratiques de la chasse ou de la pêche ; (...) d'actions de mise à mort prévues en vertu de la loi sur la conservation de la nature.

⁶ D'après le rapportage sous l'Article 12 de la directive « Oiseaux » 2009/147/CE pour la Belgique, période 2013-2018. sources : INBO. DEMNA. Aves-Natagora. Natuurpunt

⁷ Guide sur la chasse en application de la directive 79/409/CEE du Conseil concernant la conservation des oiseaux sauvages.

⁸ Collets (à l'exception de la Finlande et de la Suède pour la capture de *Lagopus lagopus lagopus* et de *Lagopus mutus* au nord de 58° de latitude nord). gluaux, hameçons, oiseaux vivants utilisés comme appelants aveuglés ou mutilés, enregistreurs, appareils électrocuteurs ; sources lumineuses artificielles, miroirs, dispositifs pour éclairer les cibles, dispositifs de visée comportant un convertisseur d'image ou un amplificateur d'image électronique pour tir de nuit ; explosifs ; filets, pièges-trappes, appâts empoisonnés ou tranquillisants ; armes semi-automatiques ou automatiques dont le chargeur peut contenir plus de deux cartouches.

La mise à mort d'individus des 2 espèces faisant l'objet de la présente note peut se faire par piégeage, par tir à l'arme à feu ou au moyen d'un oiseau de proie dressé à cet effet (fauconnerie). Les différentes techniques ont chacune leurs avantages et inconvénients et, il est important de le noter, sont complémentaires.

Tir à l'arme à feu

Le tir à l'arme à feu peut occasionner des nuisances sonores pour les autres espèces, en particulier en période de reproduction. Cependant, étant donné les facultés d'apprentissage des corvidés en général, une partie d'entre eux peut vite devenir impossible à piéger, ce qui rend le tir utile.

Il est dans le propre intérêt de la personne qui désire procéder à la régulation de corvidés de réussir à tuer net l'animal qu'elle vise (efficacement et sans souffrance). Dans ce cadre, il n'y a pas de raisons de limiter les possibilités, si ce n'est pour des considérations de sécurité, de risques de braconnage ou pour éviter les moyens de mise à mort massive et non sélective.

En règle générale⁹, il est nécessaire d'être titulaire d'un permis de chasse pour la mise à mort par arme à feu.

Piégeage

Le piégeage à l'avantage d'éviter tout risque de confusion entre les corneilles noires et d'autres corvidés, le corbeaux freux en particulier. Il est indispensable de respecter le bien-être des appelants et celui des animaux piégés (fourniture d'eau, de nourriture, d'abris).

Le piégeage des corvidés peut être réalisé à l'aide de cages ou de nasses, deux dispositifs complémentaires.

- Les cages sont des structures de petite taille, formées d'un compartiment central dans lequel peut être placé un « appelant » (une corneille vivante destinée à attirer d'autres individus de l'espèce) et d'autres compartiments autour ou de part et d'autre, pour la capture. Ce mode de capture sélectionne les reproducteurs. Sans l'appelant, les captures sont rares. Cette technique est efficace de mars à juillet car les couples défendent leur territoire essentiellement pendant la saison de reproduction. Ce mode de capture est particulièrement sélectif (98 % d'après Diaz-Ruiz et al. 2010, pour ce qui concerne la pie) et permet également de relâcher les prises non souhaitées.
- Les nasses sont des structures de plus grandes tailles (jusqu'à environ 3 m de haut) avec une structure en entonnoir en toiture. Elles peuvent être fixes ou mobiles et peuvent également contenir des appelants. Elles sont un peu moins sélectives que les cages, mais les prises non désirées peuvent être libérées sans difficulté. La période pendant laquelle elles sont efficaces est plus large que pour les cages.

La dérogation prévoit :

- que les cages et nasses de capture soient vérifiées quotidiennement, le matin au plus tard à midi, par le piégeur ou un préposé désigné par lui.

- que les individus concernés par la capture soient mis à mort dans les meilleurs délais sans souffrance, soit par arme à feu, soit par tout autre moyen approprié dans le respect du bien-être animal.
- qu'en cas de capture accidentelle d'un individu d'une espèce non visée, celui-ci soit immédiatement relâché.

Fauconnerie

La fauconnerie désigne le mode de chasse permettant de capturer le gibier au moyen d'un oiseau de proie dressé à cet effet. Certains oiseaux de proie peuvent être dressés pour se focaliser sur les corvidés.

6. CONDITIONS DE RISQUES

Les dérogations doivent renseigner les conditions de risque et les circonstances de temps et de lieu dans lesquelles elles peuvent être prises.

Lorsque la mise à mort d'individus est considérée comme un instrument de contrôle approprié pour réduire effectivement l'impact négatif sur la faune vulnérable, les moyens utiles doivent être mis en œuvre, dans le temps, dans l'espace et en intensité.

Echelle temporelle

Pour éviter au mieux les dommages, les mesures de régulation d'une espèce seront les plus efficaces lorsque la population de corvidés a atteint son creux saisonnier et lorsque la disponibilité d'oiseaux de remplacement est au plus bas, donc généralement en période de nidification ou de pré-nidification. Il serait contreproductif d'interdire la régulation en période de reproduction des corvidés. Cependant, pour des raisons de bien-être animal, il paraît logique de la favoriser pendant la période qui précède l'élevage des jeunes, voire celle de la ponte¹⁰.

Echelle géographique

Le Guide sur la chasse précise que lorsque la nécessité d'une protection est étayée par des éléments convaincants, la régulation des oiseaux peut être une mesure de gestion appropriée « au niveau géographique pertinent ». Par souci d'efficacité, il serait préférable, mais pas toujours réaliste, de faire porter une dérogation au niveau géographique adapté à l'autoécologie des corvidés (dont leur capacité à compenser une mortalité locale).

Pour la pie, Chiron (2007) a montré qu'à l'échelle d'un parc urbain (environ 30 ha), le piégeage libère des territoires attractifs pour des pies non fixées et la compensation empêche de constater un impact sur les populations locales de pies, sauf à partir d'un certain niveau de prélèvement. A une échelle plus large (plus de 400 ha), la baisse des effectifs de pies est reliée de façon relativement linéaire à l'effort de piégeage. A cette échelle, la baisse des populations est graduelle, montrant une moindre compensation par immigration, ce qui rend les efforts de régulation plus efficaces.

Pour la corneille, selon Jiguet (2020), de très larges groupes d'immatures, plus nombreux que les individus territoriaux et à

⁹ A l'exception des gardes champêtre particuliers, dans l'exercice de leur mission.

¹⁰ Pour la pie (Chiron, 2007) comme pour la corneille (Zduniak et Kuczyński, 2003), la ponte débute mi-avril et la couvaison dure environ trois semaines.

grande capacité de dispersion (plusieurs dizaines de km), peuvent très rapidement remplacer les corneilles prélevées localement. Pour l'auteur, un contrôle véritablement efficace ne peut être envisagé qu'à l'échelle vaste des métapopulations.

Les dérogations ayant une grande portée géographique, comme celle des conseils cynégétiques, dont la superficie varie d'environ 6.000 ha à 108.000 ha, sont donc justifiées. Cependant, faute d'une régulation à large échelle géographique, une réduction de population à petite échelle géographique (territoires de chasse p.ex.) reste envisageable, sans jamais être acquise, dans le cadre d'un effort de régulation à forte intensité.

7. PROCEDURE

La réglementation n'organise que l'octroi de dérogations individuelles, tout en n'excluant pas que des dérogations soient accordées à des personnes morales, lesquelles peuvent confier l'exécution de la dérogation aux personnes qu'elles mandatent à cette fin, sous leur responsabilité pénale et civile. Les dérogations accordées sont également personnelles et incessibles, en vue de permettre un contrôle¹¹.

La demande de dérogation doit être introduite auprès de l'inspecteur général du Département de la Nature et des Forêts au moyen d'un formulaire reprenant une série de rubriques correspondant aux exigences de forme susmentionnées. Ce formulaire est repris en annexe de l'AGW du 27 novembre 2003.

La demande doit être étayée par tout document de nature à permettre à l'inspecteur général de s'assurer que les conditions de fond d'octroi de la dérogation sont remplies. Ceci suppose, notamment, de joindre à la demande des éléments de nature technique et scientifique susceptibles de justifier, d'une part, que le motif de la dérogation est respecté et, d'autre part, que la dérogation n'aura pas d'impact négatif sur l'espèce concernée¹². Des compléments d'information peuvent être sollicités pour compléter la demande, le cas échéant.

Dans les 15 jours de la réception de la demande complète, l'inspecteur général doit solliciter l'avis du Pôle Ruralité, section nature¹³. Son fonctionnement est régi par le décret du 6 novembre 2008 portant rationalisation de la fonction consultative. Selon cette législation, « l'organisme donne son avis dans les quarante-cinq jours, à partir de la date de réception du dossier de demande d'avis complet. Ce délai peut être ramené à dix jours ou, si la demande est particulièrement importante ou complexe, être prolongé par le Gouvernement. À défaut d'avis dans le délai imparti, il est passé outre » (art. 2, § 1er, 10°, du décret du 6 novembre 2008)¹⁴.

Le demandeur est informé de la décision (dérogation accordée ou refus) dans les trois mois sauf urgence dûment motivée (auquel cas le délai est ramené à 30 jours)¹⁵. Un recours peut être introduit auprès du ou de la Ministre¹⁶.

8. NOTIONS SPÉCIFIQUES DE LA DIRECTIVE « OISEAUX »

Il est généralement admis que la valeur des ressources environnementales inclut à la fois des valeurs d'existence et des valeurs d'utilisation¹⁷. La directive « Oiseaux » elle-même, en son article 1er, énonce qu'elle a pour objet « la protection, la gestion et la régulation de ces espèces et en réglemente l'exploitation ».

Exploitation

Le terme « exploitation » comprend l'utilisation par la chasse. Sous certaines conditions, celle-ci est considérée comme légitime en tant que forme d'utilisation durable de certains oiseaux. La directive dresse la liste des espèces chassables et fixe des prescriptions juridiques relatives à cette activité (articles 7 et 8). Son annexe II classe les oiseaux qui peuvent faire l'objet d'actes de chasse en deux catégories :

(A) les espèces d'oiseaux qui peuvent être chassées dans la zone d'application de la directive ;

(B) les espèces d'oiseaux qui peuvent être chassées seulement dans les Etats membres pour lesquels elles sont mentionnées.

En Wallonie, la corneille noire et la pie bavarde font partie de l'annexe II.B et pourraient être « chassées », si la législation wallonne l'autorisait, ce qui n'est pas le cas. En conséquence, ces espèces ne peuvent être que « régulées », par dérogation¹⁸ au régime de protection instauré par la directive. Les exigences de l'article 9 de la directive doivent alors être satisfaites.

Régulation

Le terme « régulation » n'est pas défini par la directive, mais la version en anglais de cette dernière utilise le terme explicite de « control ». D'après le Guide sur la chasse, « régulation » est utilisé pour des actions relatives aux équilibres entre les espèces, mais également relatives à la protection d'intérêts économiques (comme la prévention de dommages).

Des mesures de régulation peuvent être considérées comme nécessaires uniquement pour quelques espèces visées à l'annexe II. Cela semble être la principale raison de l'inscription de cinq espèces de corvidés, dont la pie et la corneille, à l'annexe II, partie B, lors de la modification de la directive en 1994.

¹¹ Commentaire des articles, Doc. Parl. wall., 250 (2000-2001) n° 1, p. 16.

¹² Born, C.H. & Joseph, A., (2022). Note : Cadre juridique et options pour une approche simplifiée et déconcentrée de la délivrance de certaines dérogations « espèces »

¹³ Art. 33, al. 3, LCN ; art. 2, al. 2, de l'AGW du 20 novembre 2003 ; art. 4, al. 2 de l'AGW du 27 novembre 2003

¹⁴ Voir note de bas de page n° 12

¹⁵ Art. 3 de l'AGW du 20 novembre 2003 ; art. 5 de l'AGW du 27 novembre 2003

¹⁶ Art. 8 de l'AGW du 20 novembre 2003 ; art. 5 de l'AGW du 27 novembre 2003

¹⁷ Par exemple, la déclaration de principes de l'UICN sur l'utilisation durable des ressources biologiques sauvages (Annexe à la résolution 2.29, Amman, 2000) a conclu que « L'utilisation, destructive et non destructive, de la diversité biologique joue un rôle essentiel pour l'économie, la culture et le bien-être de toutes les nations et de tous les peuples.

¹⁸ Les dérogations sont des « exceptions » qui apportent une certaine flexibilité à l'application d'une loi. Un nombre limité d'activités normalement interdites par la directive « Oiseaux » (articles 5 à 8) sont autorisées grâce à ces dérogations, lorsque des situations ou des problèmes particuliers existent ou peuvent survenir.

Impact de la pie bavarde et de la corneille noire sur la faune sauvage

Le Guide sur la chasse de la Commission européenne (2008) analyse dans le détail les conditions dans lesquelles une dérogation mériterait d'être octroyée au motif de protection de la faune. Les questions à se poser sont passées en revue ci-dessous.

QUESTION 1 : SENSIBILITÉ DE L'ESPÈCE À LA PRÉDATION PAR LES CORVIDÉS

Une première question à se poser est celle de la sensibilité de l'espèce à protéger par rapport à la prédation que peuvent exercer les corvidés. En d'autres mots, existe-t-il des preuves scientifiques fiables sur l'impact à long terme des corvidés sur la population affectée ?

1. UNE RELATION COMPLEXE

Tout d'abord, signalons que l'impact des corvidés est loin d'être étudié sur l'ensemble des espèces animales désignées par le terme « faune ». Les études sont essentiellement ciblées sur la relation entre certains corvidés et certaines espèces de l'avifaune, chassées ou non chassées. Les autres groupes taxonomiques, dont l'entomofaune, l'ichtyofaune, l'herpétofaune ou la mammofaune, n'ont pas ou pratiquement pas fait l'objet d'attention.

Ensuite, il faut rappeler que la relation « prédateurs/proies » est éminemment complexe et dynamique. Elle dépend d'une série

de paramètres, parmi lesquels on trouve, de manière combinée : les densités absolue et relative des proies principales, des proies secondaires, ainsi que des différentes espèces prédatrices (ces dernières pouvant avoir des effets qui s'additionnent ou qui se compensent) ;

- la biologie des espèces-proies et leur état de conservation ;
- l'habitat et sa capacité à offrir des refuges adéquats et à influencer la dynamique des espèces-proies ;
- les actions anthropiques sur les paramètres précités (régulation de prédateurs, aménagement de l'habitat, prélèvement cynégétique, etc.) ;
- la période de l'année (l'impact est souvent plus fort en période d'élevage des jeunes du prédateur) ;
- et dans une moindre mesure, le comportement de certains prédateurs, au sein d'une même espèce, qui peuvent se spécialiser sur une proie donnée, voire sur une catégorie de proie (comme les couveuses).

Les situations sont à ce point diverses qu'il est très difficile



d'en faire un bilan, même pour une seule espèce de prédateur. Une vérité dans un écosystème, au temps « t », n'est pas nécessairement valable ailleurs ou à un autre moment.

Les études sur le sujet sont aussi à relativiser selon leur méthodologie. En particulier, les expériences contrôlées¹ sont plus susceptibles de démontrer un impact de corvidés sur une espèce que les études corrélatives². De plus, les connaissances scientifiques se complètent, évoluent et parfois infirment d'anciennes hypothèses.

Dans ce contexte, les études prises isolément peuvent sembler se contredire, voire aboutir à des conclusions opposées.

2. DE LA PRÉDATION À L'IMPACT SUR LES POPULATIONS

Newton (1993) a passé en revue le rôle de la prédation dans les populations d'oiseaux. Pour de nombreuses espèces, la prédation est la cause majeure de perte d'œufs ou de jeunes et est une composante importante de la mortalité juvénile et adulte. L'auteur estime que de nombreuses populations d'oiseaux ont des réservoirs de non-reproducteurs qui peuvent remplacer les pertes dues aux prédateurs, mais que deux groupes, les anatidés (canards, oies, cygnes) et les gallinacés (perdrix, téttras, lagopèdes), semblent être particulièrement sujets à la prédation.

Cependant, le simple fait qu'un prédateur se nourrisse d'une proie ne signifie pas qu'il aura d'office un impact négatif sur la dynamique de population de la proie ou sur l'état de conservation de cette dernière.

En effet, une réduction locale du nombre de proies, suite à la prédation, peut rapidement être compensée par de l'immigration, par le remplacement des reproducteurs retirés, par un meilleur taux de survie juvénile, etc.³ Des études sur le régime alimentaire de la pie et de la corneille et des études mettant en évidence leur prédation, mais sans analyse d'impact sur la démographie des proies, sont évoquées en annexe 2, pour mémoire.

Par contre, quand les niveaux de prédation s'élèvent, les pertes peuvent devenir si importantes qu'elles s'ajoutent aux autres formes de mortalité plutôt que de les compenser. C'est seulement dans les cas où les pertes par prédation sont additives qu'un prédateur peut limiter les populations de sa proie.

Les espèces cavernicoles et qui réalisent plusieurs pontes sur une saison, sont souvent citées comme étant moins sensibles

à l'impact de la prédation par les corvidés. A l'inverse, les espèces à maturité sexuelle tardive, qui nichent au sol et tôt dans la saison, en ne faisant qu'une couvée annuelle, sont plus sensibles. Les échassiers (courlis, pluviers, vanneaux, avocettes, etc.) font partie de cette catégorie, tout comme les anatidés et les gallinacés⁴ précités.

Des études sur l'impact de la pie et de la corneille sur la productivité ou l'abondance de leurs proies sont présentées en annexe 3. Elles donnent une tendance générale et ne sont pas à considérer isolément. Dans l'ensemble, les études montrent un impact nettement moins important de la pie bavarde que de la corneille noire.

3. EFFET COMBINÉ DE PLUSIEURS ESPÈCES PRÉDATRICES

Beaucoup d'études font état d'un impact de corvidés sans le distinguer de celui d'autres espèces prédatrices (comme le renard). De prime abord, elles pourraient paraître moins pertinentes dans le cadre de cette analyse sur l'impact de la pie et de la corneille, mais ce n'est pas le cas. En effet, de nombreux auteurs montrent que le contrôle des seuls corvidés n'est efficace que combiné à celui d'autres prédateurs. Le retrait d'une seule espèce de prédateur mène moins souvent à un effet détectable sur les populations d'espèces proies⁵. Les expériences de régulation qui ciblent les panels les plus larges possibles de prédateurs sont en général celles qui sont couronnées de succès quant à l'impact sur les populations dont l'état de conservation est à améliorer (Tapper et al., 1992 ; Smith et al., 2010 ; Bro, 2016 ; Bro et al., 2013 ; Lennox et al. 2018 ; Roos et al., 2018).

La récente revue des connaissances de Zemman et al. (2023) montre que dans 70 % des études (soit 22 études), le prélèvement de prédateurs ne modifie pas significativement l'intensité de prédation sur la faune par rapport à une absence ou à un faible prélèvement. 9 autres études montrent que les prélèvements ont un effet significativement positif sur la réduction des dégâts sur la faune. Il s'agit principalement d'études portant sur les prélèvements plurispécifiques de renards associés à d'autres espèces, notamment des corvidés.

Des études mettant en évidence l'effet combiné de différents prédateurs sont évoquées en annexe 4.

Dans ce cadre, il serait judicieux d'autoriser plus facilement la régulation des corvidés si elle est réalisée conjointement à celle d'autres prédateurs, notamment le sanglier⁶, dans un souci d'efficacité face au problème à résoudre.

¹ Etudes dans le cadre desquelles les paramètres démographiques de proies (succès reproducteur, populations) sont suivis dans différentes situations (dans l'espace ou dans le temps), elles-mêmes caractérisées par l'existence ou non d'une régulation des prédateurs.

² Etudes qui analysent statistiquement la relation entre différents niveaux de populations (nombres, densités ou tendances) de proies et différents niveaux de populations de prédateurs.

³ Notons que ce schéma est tout aussi valable pour la pie ou la corneille elles-mêmes : ces espèces peuvent supporter des prélèvements sans que cela ne se mesure nécessairement sur le nombre de couples nicheurs ou les populations.

⁴ Pour Bolton et al. (2007), la stratégie de reproduction des gallinacés, caractérisée par de très grandes pontes, est susceptible d'avoir évolué en réponse à une pression de prédation intense et le succès reproducteur de telles espèces est susceptible de répondre facilement à une réduction du nombre de leurs prédateurs.

⁵ Cela peut être dû à un accroissement compensatoire de la prédation par les espèces prédatrices subsistantes (Newton 1993).

⁶ Le sanglier et les corvidés sont comparables en de nombreux traits écologiques : régime alimentaire, opportuniste, position dans le réseau trophique, impact sur oiseaux qui nichent au sol, adaptation à l'homme, intérêt de la part des chasseurs, problématique pour les agriculteurs, démographie, état de conservation, etc.

QUESTION 2 : ÉTAT DE CONSERVATION DE L'ESPÈCE À PROTÉGER

Une deuxième question à se poser est de savoir si l'espèce à protéger est dans un état de conservation défavorable.

Les espèces en mauvais état de conservation auront une sensibilité exacerbée à la prédation (Loneux et al., 2004 ; Bolton et al. 2007) ¹. Bro et al. (2013) ont montré qu'un prédateur même occasionnel d'une espèce en mauvais état de conservation comme la perdrix grise, pouvait avoir un impact déterminant sur l'évolution de populations à basse densité. Dans ce contexte en particulier, la régulation de prédateurs peut être nécessaire en tant que mesure à court terme, le temps que les populations se redéveloppent.

Le classement le plus pertinent à utiliser est celui de la « Liste Rouge des espèces menacées » concept développé par l'Union Internationale de la Conservation de la Nature (UICN). Il permet de hiérarchiser les espèces en fonction de leur risque de disparition, selon un niveau de menace croissant :

- « Préoccupation mineure » (LC) : taxon largement répandu et abondant ;

¹ Par exemple, ces auteurs rapportent que certaines études ont montré que les nids des vanneaux qui se reproduisent en couples isolés ou dans des colonies de faible densité sont plus susceptibles d'être prédatés que ceux qui se reproduisent en colonies plus importantes

- « Quasi menacée » (NT) : taxon près de remplir les critères correspondant aux catégories du groupe « menacé » ou qui les remplira probablement dans un proche avenir ;

- « Vulnérable » (VU) : taxon confronté à un risque élevé d'extinction à l'état sauvage ;
- « En danger » (EN) : taxon confronté à un risque très élevé d'extinction à l'état sauvage ;
- « En danger critique » (CR) : taxon confronté à un risque extrêmement élevé d'extinction à l'état sauvage.

Selon le Guide sur la chasse, le recours à la dérogation sera d'autant plus justifié qu'il sera lié au maintien de populations d'espèces rares ou menacées, mais il n'est pas limité à ces espèces. Toutefois, il paraît logique, dans un souci d'efficacité et d'acceptabilité, d'accorder des dérogations en priorité pour protéger les espèces faisant partie du groupe « menacé », encadré ci-dessus.

QUESTION 3 : ÉTATS DE CONSERVATION RELATIFS

Une troisième question à se poser est de savoir si l'espèce à protéger est dans un état de conservation moins bon que celui de l'espèce de corvidé pour laquelle la dérogation est demandée. La dérogation sera plus facilement accordée si l'état de conservation de l'espèce à protéger est moins bon. La Liste Rouge wallonne est la référence la plus pertinente à ce sujet.

Tant la pie bavarde que la corneille noire sont classées dans la Liste Rouge wallonne en « préoccupation mineure » (LC). Cette catégorie est celle des espèces largement répandues

et abondantes. Les données à l'origine de ce classement sont détaillées en annexe 1, pour information.

On est donc dans la situation la plus favorable pour envisager une dérogation à la protection des corvidés. A lui seul, un éventuel reclassement dans d'autres catégories moins favorables de la Liste Rouge n'exclurait toutefois pas automatiquement la possibilité d'une dérogation.

QUESTION 4 : AUTRES CONSIDÉRATIONS RELATIVES À LA BIODIVERSITÉ

Une quatrième question est celle de l'existence « d'autres considérations importantes relatives à la biodiversité ». D'après le Guide sur la chasse, qui apporte une aide à l'interprétation de la directive « Oiseaux », on pourrait imaginer qu'une espèce puisse être régulée même si son état de conservation était moins bon que celui de l'espèce à protéger, pour autant que cela entraîne des conséquences bénéfiques plus larges pour la conservation de la nature.

En d'autres mots, la régulation de prédateurs peut faire partie d'une gestion plus globale, bénéfique à plus d'une espèce et cela peut peser dans la balance¹. Cette condition n'apparaît toutefois pas dans le cadre légal wallon.

¹ Le Guide sur la chasse cite notamment l'exemple de la gestion des landes de montagne en faveur du Lagopède des saules au Royaume-Uni, qui s'accompagne d'un contrôle légal de prédateurs, ce qui ne bénéficie pas seulement à cette espèce gibier mais offre également de plus larges avantages environnementaux.

ARBRE DÉCISIONNEL

Un arbre décisionnel pour l'octroi de dérogations à la protection de la pie et de la corneille est proposé ci-dessous. Quelques informations-clés développées dans les pages précédentes méritent d'être rappelées au préalable :

- la protection d'espèces de la faune sauvage est un objectif essentiel ;
- l'effarouchement, le nourrissage de diversion et les barrières physiques, sont des solutions inappropriées dans le cadre de la protection de la faune sauvage face à la prédation par les corvidés ;
- en Wallonie, la pie et la corneille peuvent faire l'objet d'une demande de dérogation au régime de protection instauré par la directive « Oiseaux ». Ce régime est encadré par la LCN et l'arrêté du Gouvernement wallon du 27 novembre 2003 fixant des dérogations aux mesures de protection des oiseaux ;
- la relation « prédateurs/proies » est éminemment complexe et dynamique. Elle varie notamment selon la qualité des habitats et la coexistence de plusieurs espèces prédatrices ;
- agir sur l'habitat pour limiter l'impact de corvidés sur la faune sauvage est une des principales actions envisageables à long terme et mérite d'être promue autant que possible. Cette action ne remplace cependant pas nécessairement la régulation ;
- le simple fait qu'un prédateur se nourrisse d'une proie ne signifie pas qu'il aura un impact négatif sur la dynamique de population de la proie ou sur son état de conservation ;
- dans l'ensemble, les études montrent un impact nettement moins important de la pie bavarde que de la corneille noire sur la faune sauvage ;
- ce sont surtout les populations d'échassiers, de gallinacés et d'anatidés qui sont les plus susceptibles d'être limitées par la prédation par les corvidés ;
- les espèces en mauvais état de conservation ont une sensibilité exacerbée à la prédation. Un prédateur même occasionnel d'une telle espèce peut avoir un impact déterminant ;
- l'effet de la régulation de prédateurs se marque davantage sur le succès reproducteur des proies et leurs populations post-reproduction, que sur leurs états de conservation ;
- la régulation rencontre donc davantage l'objectif des gestionnaires de petit gibier que des conservateurs de la nature ;
- les expériences de régulation qui ciblent les panels les plus larges de prédateurs sont en général celles qui impactent positivement l'état de conservation des proies. Il est donc judicieux d'autoriser plus facilement la régulation des corvidés si elle est réalisée conjointement à celle d'autres prédateurs, dont le sanglier ;
- tant la pie bavarde que la corneille noire sont classées dans la Liste Rouge wallonne en « préoccupation mineure » (LC), catégorie des espèces largement répandues et abondantes ;

- à minima, si l'on considère que l'élément central à garder à l'esprit est la préservation des espèces les plus fragiles, la régulation de corvidés peut être considérée comme légitime, voire recommandable ;
- cette considération s'inscrit dans le droit fil des dispositions de la directive « Oiseaux », qui établit en son article 4 des mesures de conservation spéciale pour les espèces menacées, vulnérables ou considérées comme rares.

Plusieurs cas de figure peuvent se présenter pour les deux premières questions de cette clé, relatives à la sensibilité et à l'état de conservation¹ des espèces proies. Nous les développons ci-dessous et proposons de classer les espèces selon 4 niveaux de légitimité d'octroi d'une dérogation, allant du moins légitime (niveau 0) au plus légitime (niveau 3).

En fonction de ce classement, nous proposons les réponses suivantes aux demandes de dérogation à la protection de la pie ou de la corneille :

- niveaux 0 et 1 : refus systématique ;
- niveau 2 : dérogation possible ;
- niveau 3 : dérogation recommandée.

Les différents cas de figure identifiés sont décrits ci-dessous :

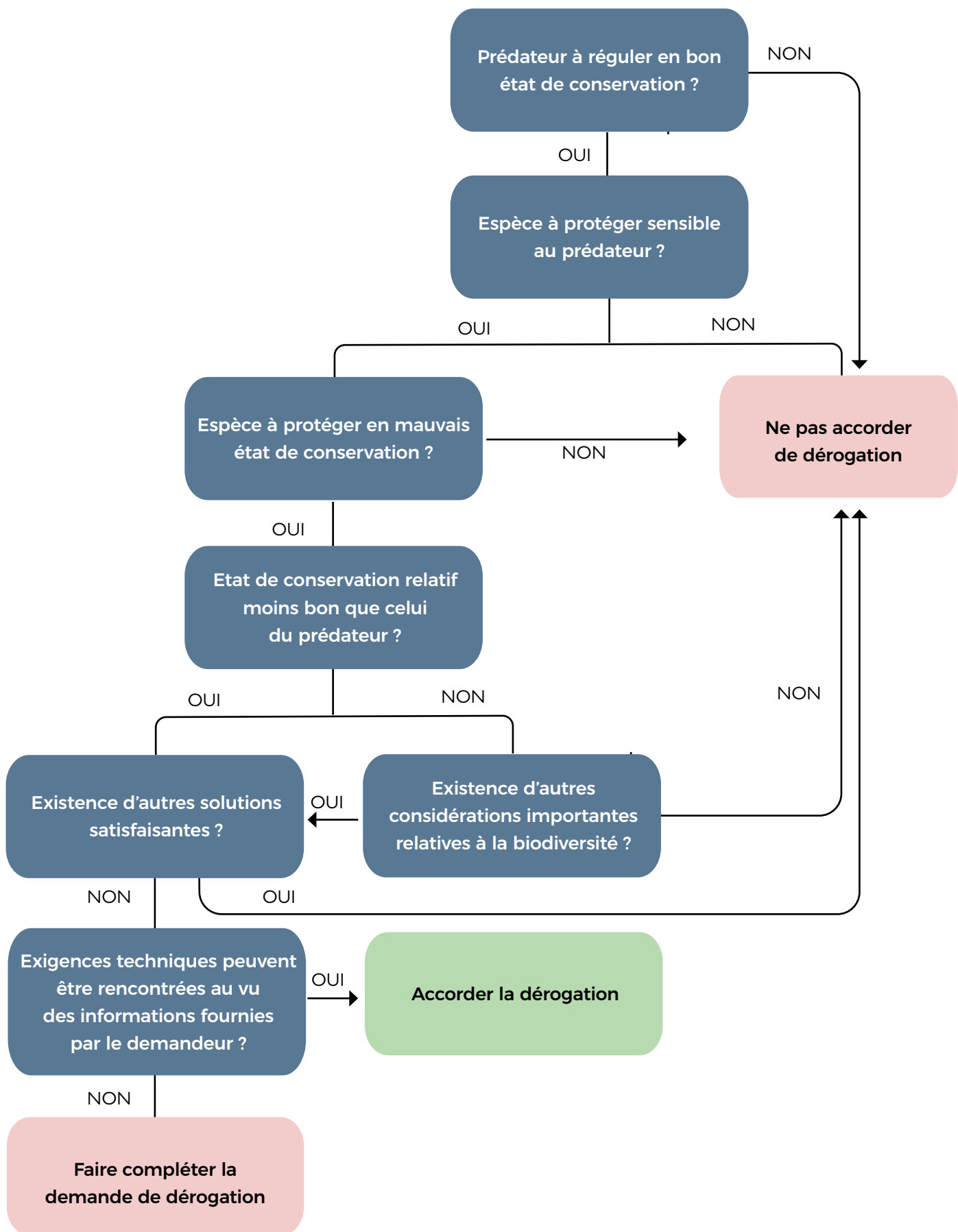
- 1. Espèces exotiques ou éteintes** : attribution du niveau 0.
- 2. Espèces en bon état de conservation** (classées en Liste Rouge dans les catégories « préoccupation mineure » (LC) ou « quasi menacée » (NT)) : attribution du niveau 1.
- 3. Espèces classées dans la catégorie « vulnérable » (VU) :**
 - a. cas général** : attribution du niveau 1 ;
 - b. cas particulier** : majoration au niveau 2 pour les espèces faisant partie d'un des groupes taxonomiques suivants, très sensibles à la prédation par les corvidés : anatidés, échassiers ou gallinacés (demandes concernant la corneille uniquement) ;
- 4. Espèces classées dans la catégorie « en danger » (EN) :**
 - a. cas général** : attribution du niveau 2 ;
 - b. cas particuliers :**
 - majoration au niveau 3 pour les espèces faisant partie d'un des groupes taxonomiques suivants, très sensibles à la prédation par les corvidés : anatidés, échassiers ou gallinacés (demandes concernant la corneille ou la pie) ;
 - minoration au niveau 1 pour les espèces peu ou très peu sensibles (avis d'expert³).
- 5. Espèces classées dans la catégorie « en danger critique d'extinction » (CR) :**
 - a. cas général** : attribution du niveau 3 ;
 - b. cas particuliers :**
 - minoration au niveau 2 pour les espèces peu sensibles (avis d'expert)³ ;
 - minoration au niveau 1 pour les espèces très peu sensibles (avis d'expert)⁴.

¹ Pour les espèces qui n'ont pas été classées dans une des catégories de la Liste Rouge au niveau wallon, c'est la catégorie au niveau UE ou à défaut, global, qui a été prise en considération.

² Quatre agents du DEMNA ont participé à ce travail.

³ Par exemple une espèce comme le Butor étoilé, qui niche dans de vastes phragmitaies inondées, peu accessibles aux corvidés.

⁴ Par exemple une espèce comme la Chouette de Tengmalm, cavernicole

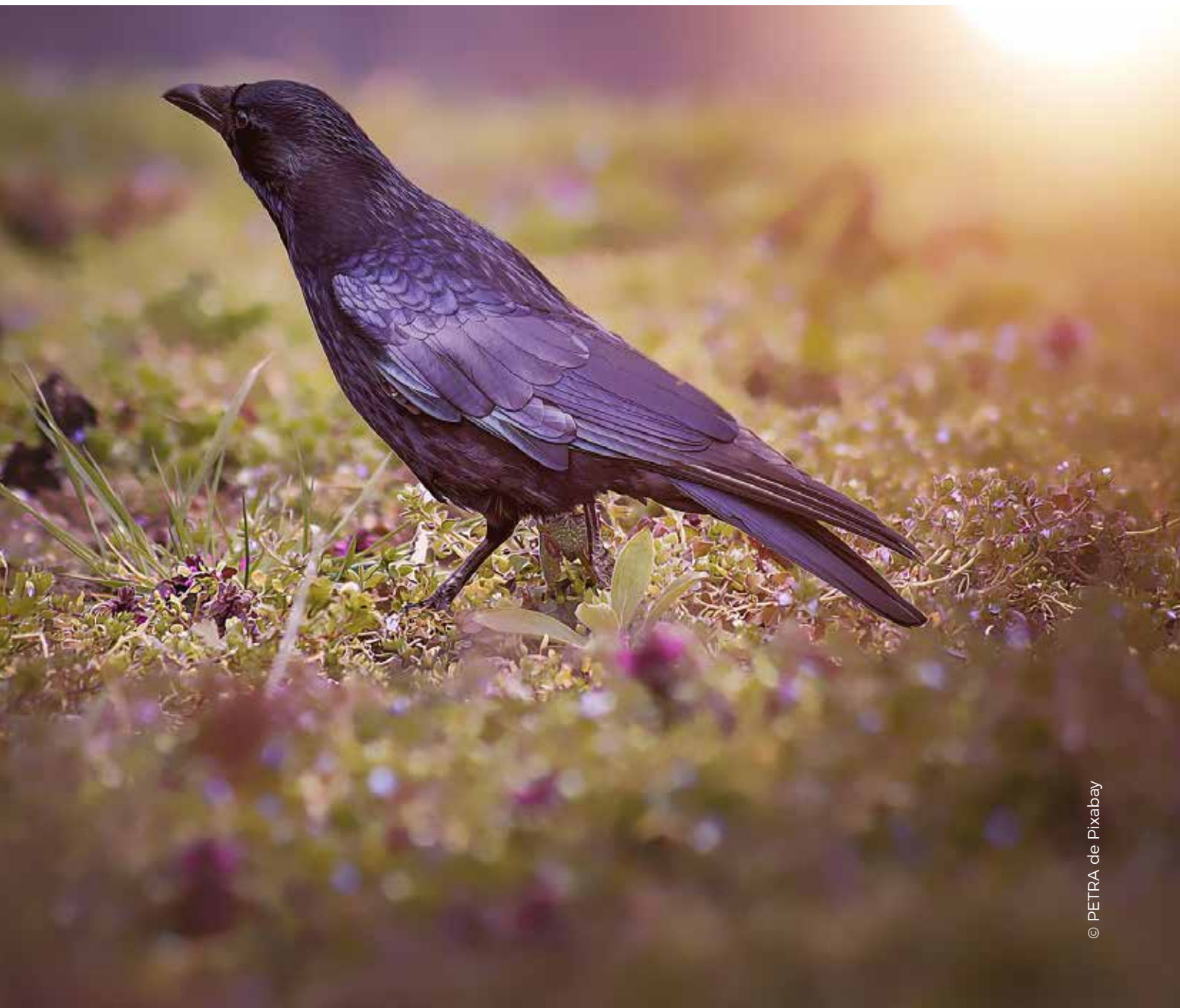


L'annexe 5 reprend la liste des espèces de l'avifaune wallonne avec le niveau de légitimité d'une dérogation attribué à chacune. Quand le classement intègre un avis d'expert, celui-ci est évoqué dans le champ « Commentaire » du tableau.

Cette liste n'est pas définitivement figée. Elle se doit d'évoluer en fonction de l'état de conservation des espèces, de nos connaissances de la relation « prédateurs/proies » ou de l'arrivée de nouvelles solutions alternatives.

A titre d'information, en 2023, sur les 180 espèces de l'avifaune wallonne, seules 27 (15 %) sont concernées par les niveaux 2 (dérogation possible) ou 3 (dérogation recommandée).

Dans la demande de dérogation, il ne s'agira pas simplement de citer les espèces à préserver de la prédation pour obtenir une autorisation. Des informations relatives à leur présence effective seront demandées et pourront faire l'objet de contrôles.



ANNEXE 1 : ÉTATS DE CONSERVATION DE LA PIE ET DE LA CORNEILLE

1. PIE BAVARDE

Tout d'abord, signalons que la distribution de la pie a évolué ses 50 dernières années, devenant de moins en moins présente dans les habitats agricoles et semi-naturels et de plus en plus présente en ville. Elle y trouve plus de ressources alimentaires, plus de sites de nidification (notamment le long des routes) et y rencontre moins de prédateurs (Yamac et Kirazli, 2012). Elle atteint ses plus fortes densités dans les zones urbanisées (Chiron, 2007).

Les cartes en vis-à-vis ci-dessous illustrent parfaitement ce constat. Elles montrent la densité de population humaine (à gauche) et de la pie (à droite) en Wallonie. La majorité des nicheurs et les plus fortes densités se trouvent dans les zones très urbanisées et industrielles de la région limoneuse ainsi que du sillon sambro-mosan. En Ardenne et en Lorraine, la distribution des agglomérations et des zones rurales détermine la distribution de l'espèce. Les secteurs fortement boisés hébergent peu de nicheurs, lesquels restent, dans ce cas, cantonnés aux villages et hameaux péri-forestiers.

Ce trait de l'écologie de la pie est à noter parce qu'il donne une indication sur le type d'espèces proies qui peuvent être impactées. Les oiseaux urbains n'étant en général pas les plus menacés.

L'espèce est classée dans la Liste Rouge de l'UICN en « préoccupation mineure », tant au niveau européen et UE28, que belge et wallon.

En Europe, BirdLife International (2021) indique que la taille de la population de la pie est extrêmement large et que son évolution est en forte augmentation entre 1970 et 1990 et en déclin modéré pour la période 1990-2000. Le nombre d'adultes est estimé entre 19,3 et 31,3 millions.

En Belgique, toujours selon BirdLife International (2021), le nombre de couples est estimé entre 52.400 et 93.500 (évaluation 2013-2018). La population belge était en augmentation sur le long terme (période de 1973 à 2018) et serait stable à court terme.

En Wallonie, d'après les données les plus récentes, le nombre de couples de pies serait compris entre 20.000 et 36.000 (Paquet et al., 2019). L'espèce est actuellement parmi les 15 % d'espèces d'oiseaux les plus observées en Wallonie.

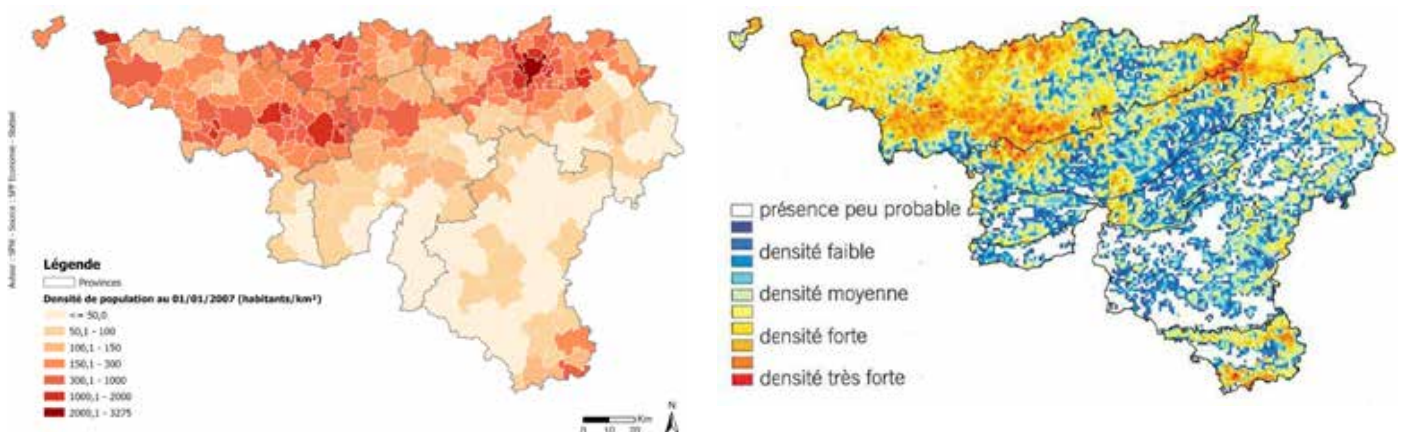


Figure 1 : Densités de population humaine en 2007 (à gauche) et de la pie (à droite) en Wallonie. Sources : Statbel, SPF Finances et Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007 (Jacob et al. 2010)

La figure 2 illustre l'évolution entre deux périodes de rapportage pour l'Atlas des oiseaux nicheurs (1973-1977 et 2001-2007). Elle montre une augmentation générale, forte en Hesbaye et dans le Hainaut. C'est le résultat d'une progression extrêmement marquée entre les années 1970 et 1990 (Jacob et al., 2010). Cette dernière peut s'expliquer par :

- un régime général de protection et la baisse de l'intensité de la régulation liée notamment au déclin de la chasse au petit gibier ;
- une adaptation et une forte colonisation des zones urbanisées conduisant à des populations très denses susceptibles de coloniser d'autres milieux péri-urbains.

Par la suite, une modélisation montre que les effectifs de pies augmentent d'environ 14 % en Wallonie entre 2006 et 2015, sans toutefois que l'aire de répartition ne s'étende globalement. La figure 3 met en évidence les variations locales.

D'après Roos et al. (2018), comme l'illustre la figure 4, les densités de pies par km² observées en Belgique sont élevées par rapport à bien d'autres pays d'Europe.

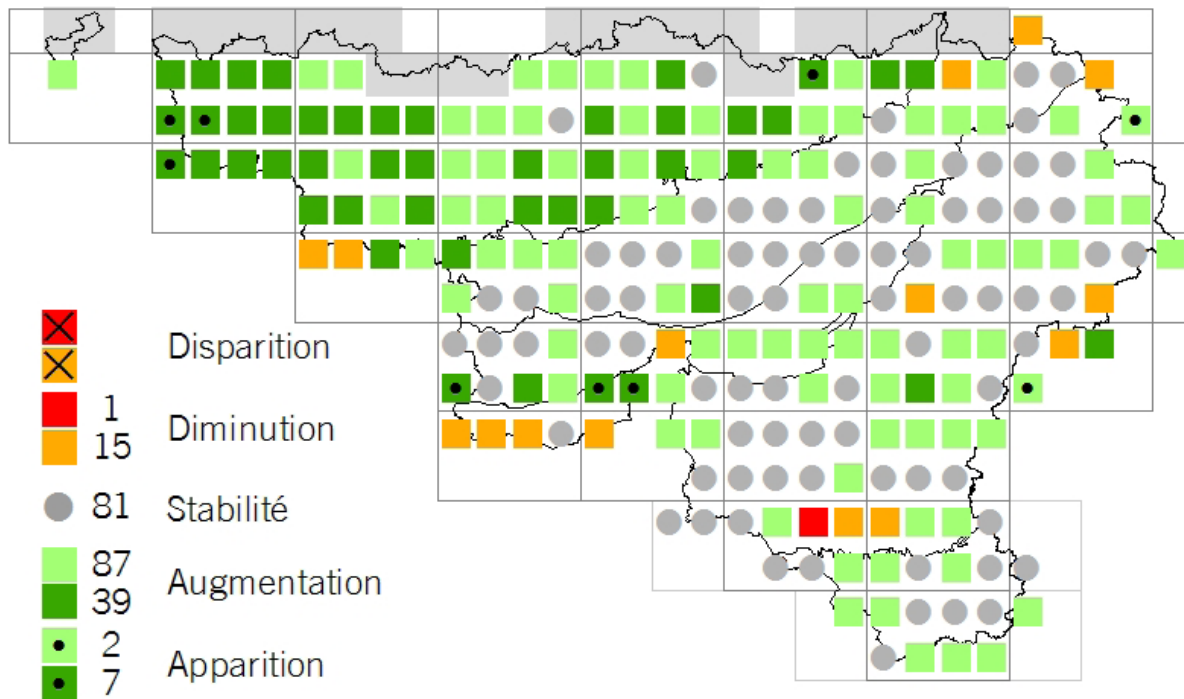


Figure 2 : Variations de la densité de pie bavarde entre deux périodes de rapportage pour l'Atlas des oiseaux nicheurs (1973-1977 et 2001-2007). Source : Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007 (Jacob et al. 2010)

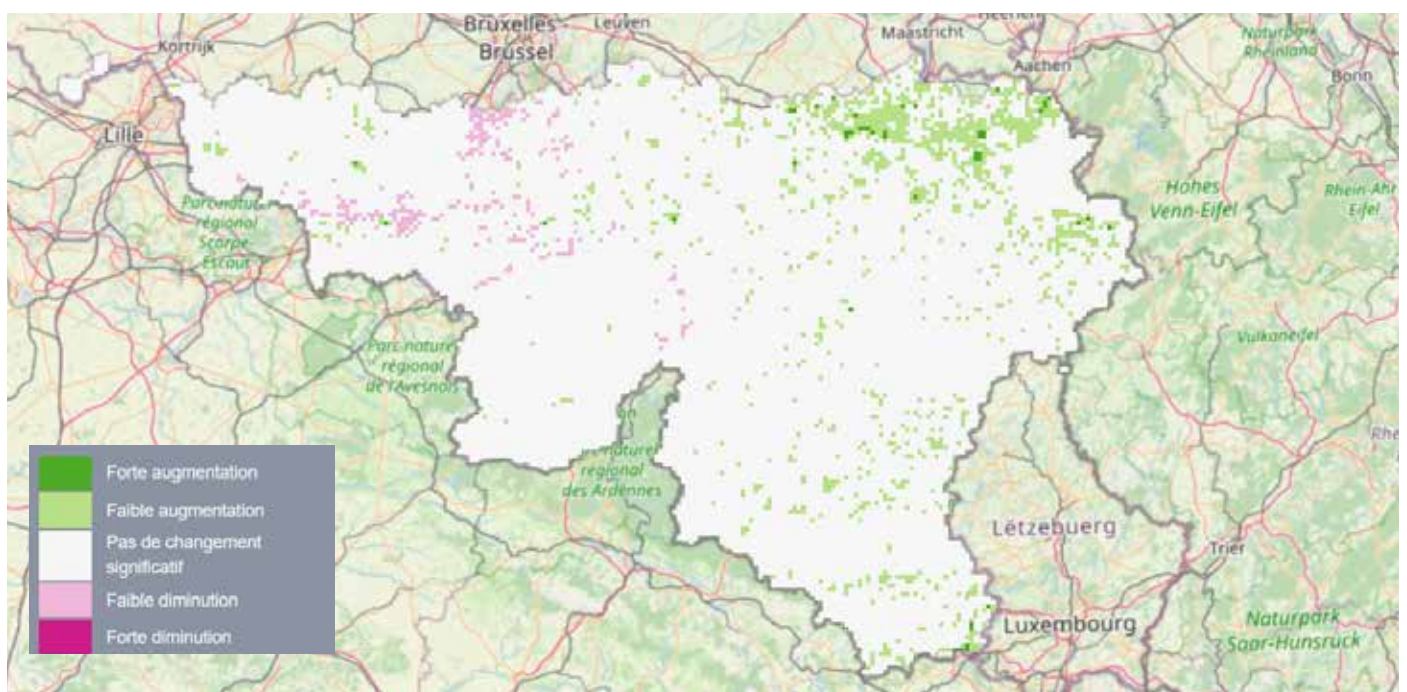


Figure 3 : Variation des effectifs de pies entre 2006 et 2015. Source : modélisation LifeWatch (<https://www.lifewatch.eu/>)

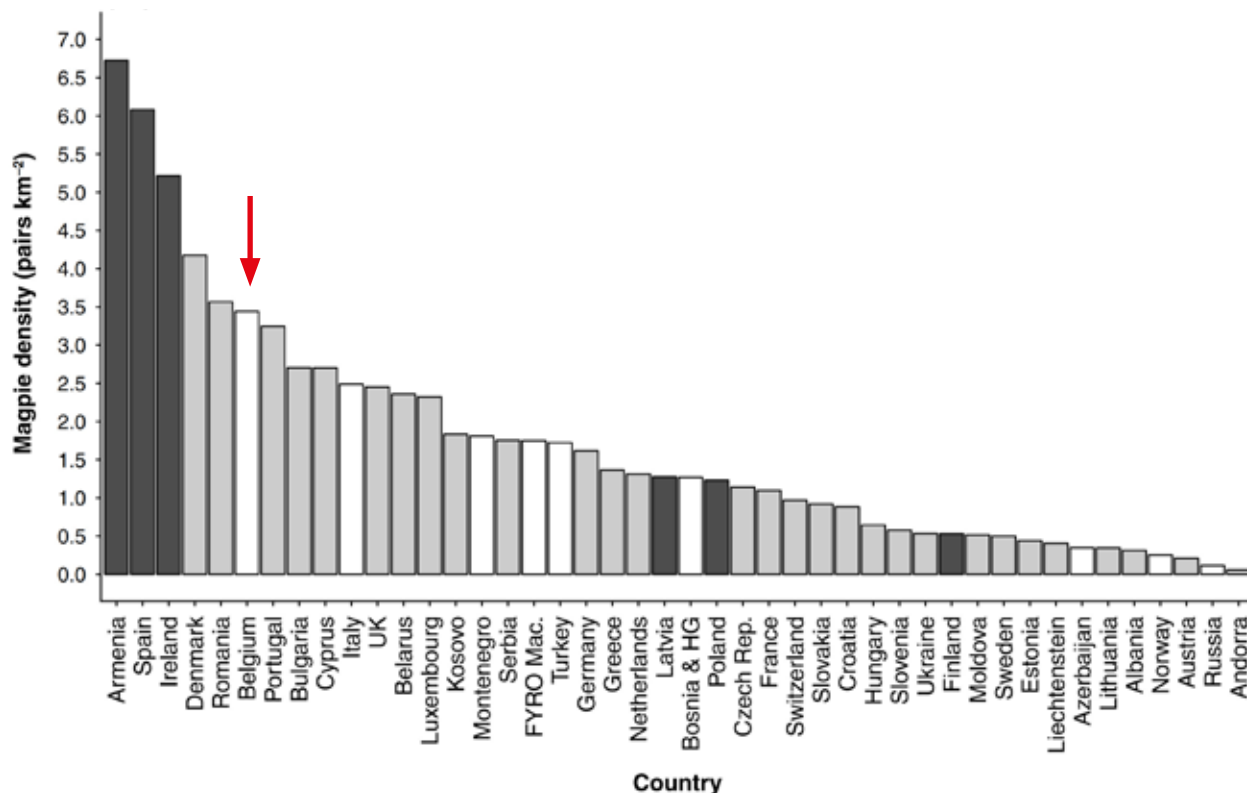


Figure 4 : Densités de pies dans des pays d'Europe. Estimation des niveaux de population (données Birdlife International, 2015) : haute précision en noir, intermédiaire en gris et pauvre en blanc (d'après Roos et al. 2018)

2. CORNEILLE NOIRE

L'espèce est également classée dans la Liste Rouge de l'UICN en « préoccupation mineure », tant au niveau wallon, belge, européen et UE28. Parmi toutes les espèces européennes d'oiseaux, le Guide sur la chasse, classe la corneille parmi neuf autres espèces « avec un état de conservation très favorable » à l'échelle de l'UE.

En Europe, BirdLife International (2021) indique que la taille de la population de la corneille est extrêmement large et que son évolution est stable. Le nombre d'adultes est estimé entre 10,8 et 16,8 millions d'individus.

En Belgique, toujours selon BirdLife International (2021), le nombre de couples reproducteurs serait compris entre 71.000 et 195.000. La population serait en accroissement, tant à court terme (2008- 2018) qu'à long terme (1973-2018).

En Wallonie, d'après les données les plus récentes, le nombre de couples nicheurs de corneilles serait de l'ordre de 31.000 à 32.000 (Paquet et al., 2019), soit 1,8 à 1,9 couples/km² en moyenne.

Ce nicheur commun apparaît plus abondant en Fagne-Famenne, Condroz, Région limoneuse, Hesbaye et Lorraine. L'espèce occupe moins les régions riches en grands massifs forestiers. La grande capacité d'adaptation de l'espèce fait qu'elle peut se montrer abondante dans tous les paysages ouverts, urbanisés et semi-boisés.

L'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie renseigne une forte augmentation (+ 100 %) à long terme. La figure 6 illustre l'évolution entre deux périodes de rapportage (1973-1977 et 2001-2007). Tout comme pour la pie, on constate une augmentation générale, plus forte en Hesbaye et dans le Hainaut. Les raisons sont a priori les mêmes que pour la pie, avec en plus une meilleure adaptation de la corneille à l'intensification des pratiques agricoles.

Ces dernières années, pour la première fois, les données issues du programme SOCWAL¹ suggèrent une légère diminution des populations de cette espèce. Cependant, une analyse plus fine des résultats laisse à penser que la corneille poursuit sa progression au nord du sillon sambro-mosan et diminue dans le Condroz et en Fagne-Famenne. La figure 7, issue d'une modélisation, met en évidence ces variations locales pour la période 2006-2015.

D'après Roos et al. (2018), comme l'illustre la figure 8, les densités de corneilles par km² observées en Belgique sont très élevées par rapport à tous les autres pays d'Europe, sauf le Royaume-Uni.

¹ Programme de surveillance des oiseaux communs en Wallonie. mis en œuvre depuis 1990.

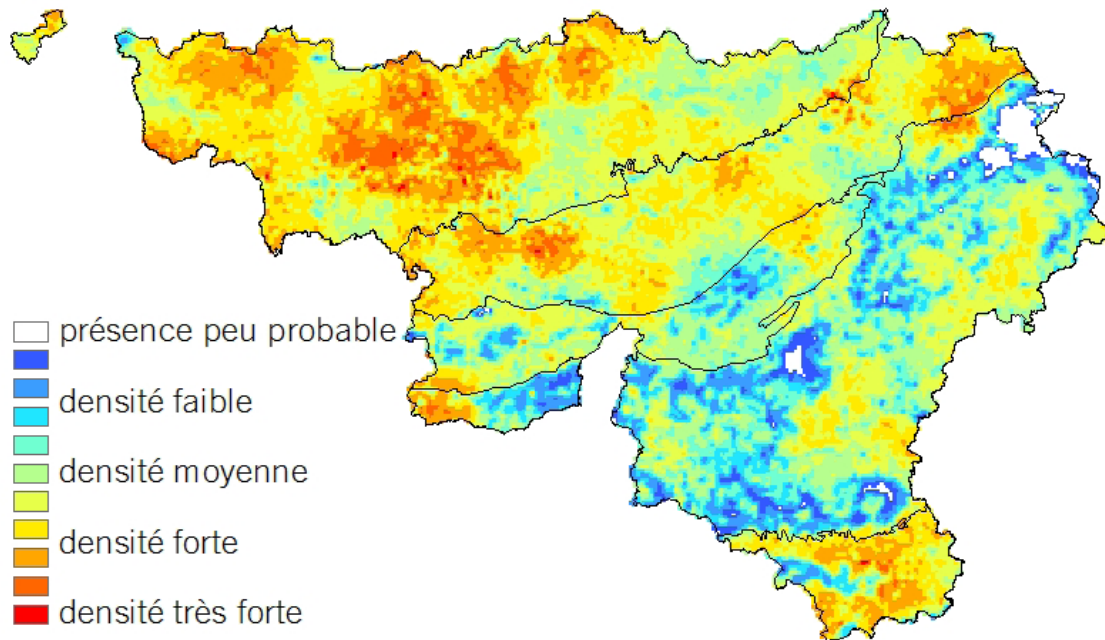


Figure 5 : Densité de la corneille noire en Wallonie. Source : Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001 - 2007

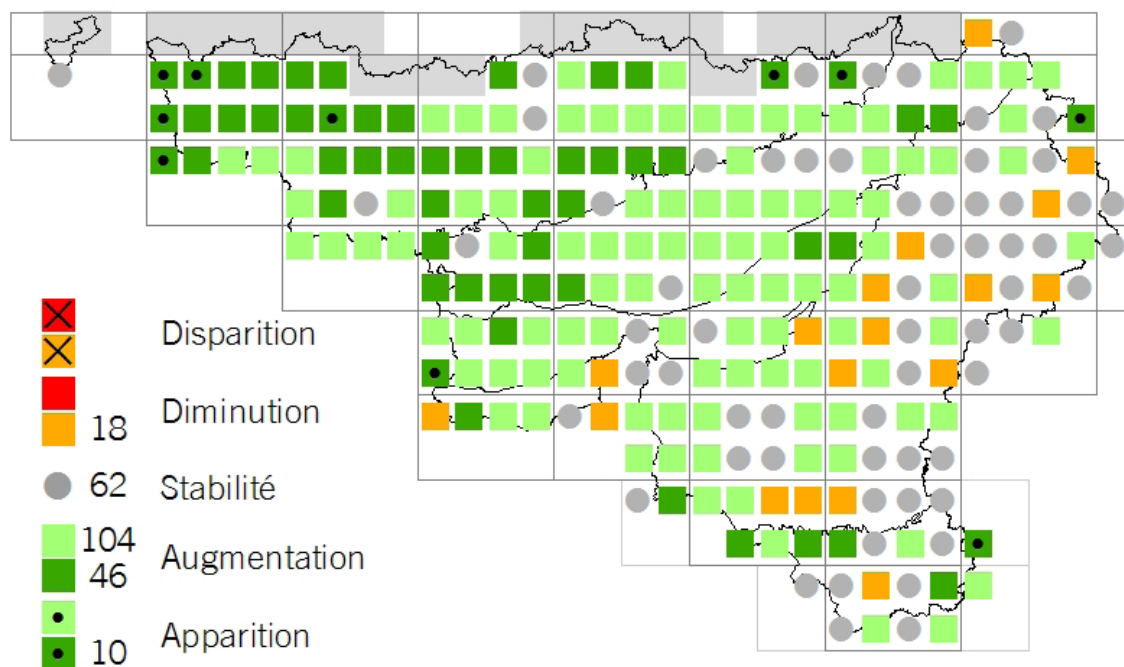


Figure 6 : Variation de la densité de la corneille noire entre deux périodes de rapportage pour l'Atlas des oiseaux nicheurs (1973-1977 et 2001-2007). Source : Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007 (Jacob et al. 2010)

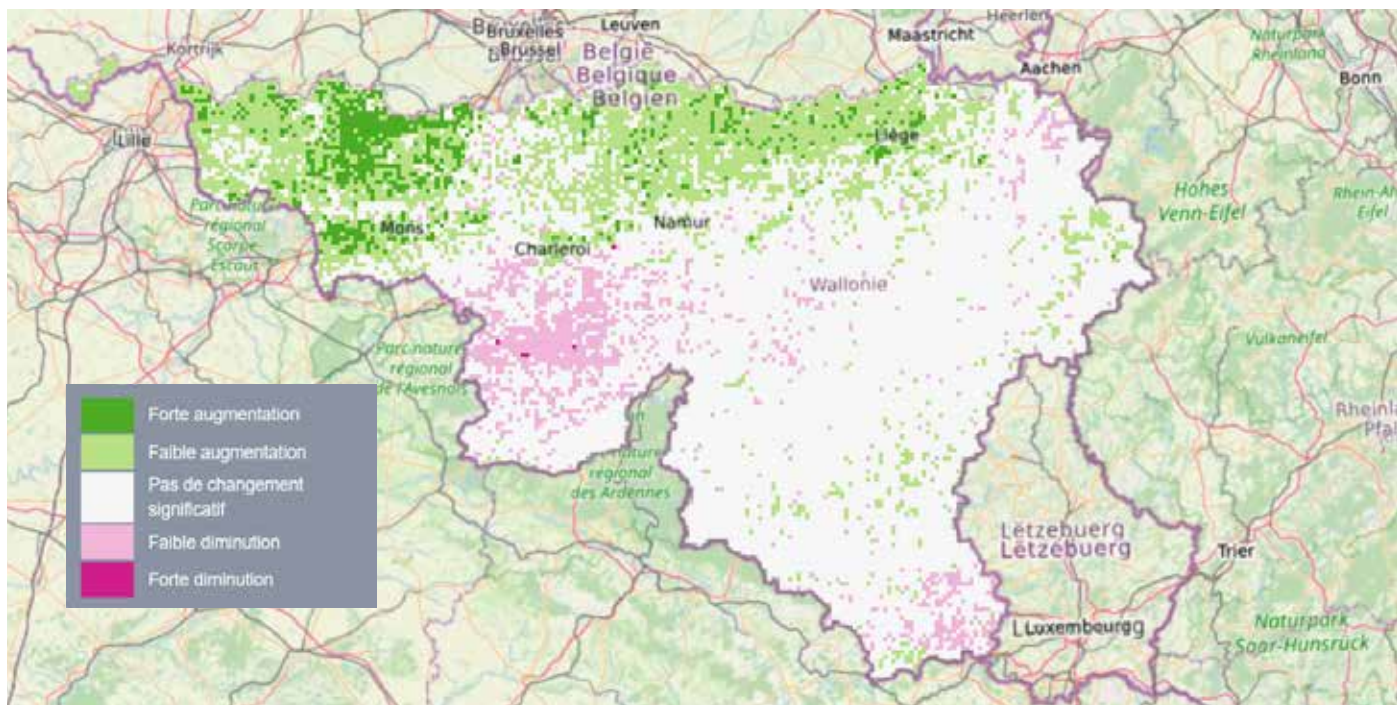


Figure 7 : Variation des effectifs de la corneille noire entre 2006 et 2015. Source : modélisation LifeWatch (<https://www.lifewatch.eu/>)

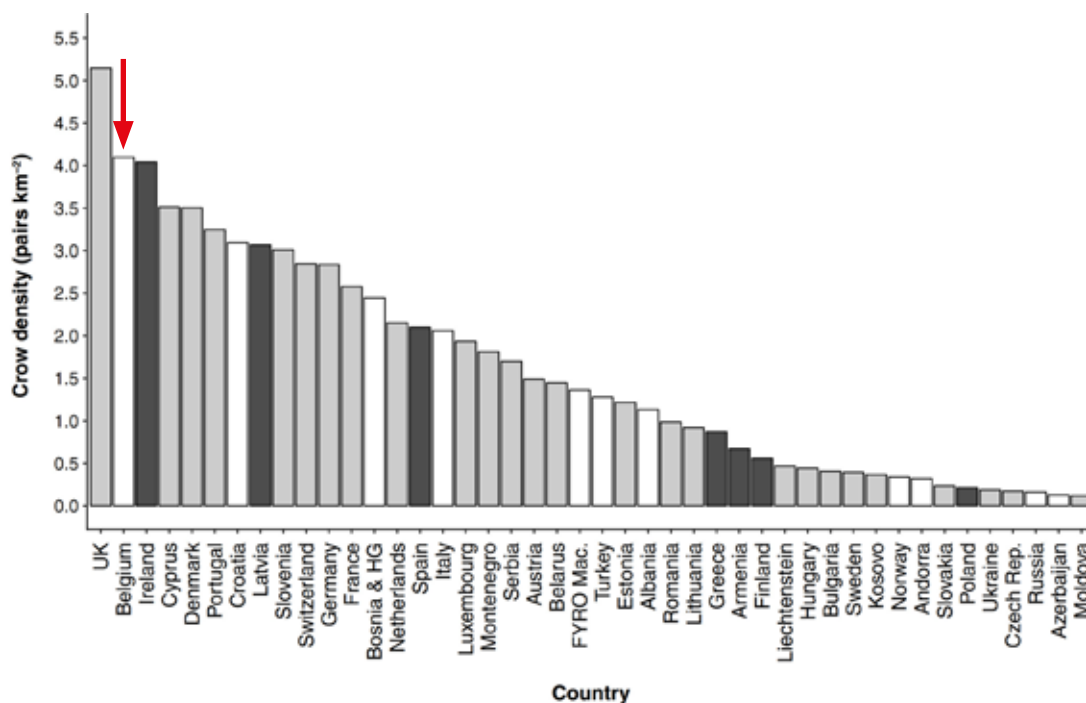


Figure 8 : Densités de corneilles (noires et mantelées combinées) dans des pays d'Europe. Estimation des niveaux de population (données Birdlife International, 2015) : haute précision en noir, intermédiaire en gris et pauvre en blanc (d'après Roos et al. 2018)

ANNEXE 2 : PRÉDATION SANS ANALYSE D'IMPACT SUR LA DÉMOGRAPHIE DES PROIES

1. PIE BAVARDE

Omnivore, la pie s'adapte aux ressources alimentaires disponibles. La part de nourriture artificielle (restes alimentaires, nourrissages artificiels, etc.) est importante. Elle atteint de 23 à 40 % de l'alimentation de la pie en ville (Chiron, 2007).

La nourriture végétale est également un constituant majeur du régime alimentaire de la pie adulte, principalement en automne-hiver (Holyoak 1968, Tatner 1983, Chiron 2007).

La part de nourriture animale est plus forte pendant l'élevage des poussins. Il s'agit en général d'invertébrés au sol, que la pie recherche dans les zones d'herbe rase comme les pelouses (Chiron 2007, Krystofkova et al. 2011). Pour Tatner (1983), les invertébrés représentent 76 % de la nourriture des jeunes pies et des traces de vertébrés sont trouvés dans 12 % des gésiers (il s'agit en général d'œufs ou d'oisillons).

Pour Holyoak (1968), les quatre sources alimentaires les plus importantes pour la pie sont les céréales, les micromammifères, les insectes et les œufs. L'étude, conduite en zone agricole en Grande-Bretagne sur 77 pies, fait état de taux importants de jabots de pies adultes contenant des œufs d'oiseaux gibiers de l'ordre des galliformes. Ces taux varient de 5 % en mars-avril (sur 22 jabots), à 23 % en mai-juin (sur 26 jabots) et 8 % en juillet-août (sur 12 jabots). Ces valeurs sont élevées par rapport à celles de plusieurs autres études.

Tatner (1983) a étudié les contenus de 37 tractus digestifs et de 55 échantillons fécaux de jeunes pies en milieu urbain (Manchester, Royaume-Uni). Il a trouvé des restes d'oiseaux dans 11 % des jabots et des restes d'autres vertébrés (mammifères essentiellement) dans 22 % des jabots. En termes de poids, les invertébrés représentaient 76 % du contenu des tractus analysés, les vertébrés 12 % (3 % pour les oiseaux et 9 % pour les autres vertébrés), les végétaux 9 % et les divers 3 %.

Söderström et al. (1998), ont suivi 228 nids artificiels disposés au sol et dans des genévriers, en zone herbagère en lisière de forêt, dans le centre-sud de la Suède. Les nids placés en hauteur ont été davantage prédatés que les nids placés au sol (68 % vs 40%). Les nids au sol ont essentiellement été prédatés par des mammifères (6 fois plus que par les corvidés). Tous les nids sauf un placés en hauteur ont été prédatés par les corvidés, dont 10 sur 77 (13 %) par la pie. Dans l'ensemble, la pie a été identifiée dans 17 % des cas de prédation par rapport aux autres prédateurs identifiés (geai, corneille, renard, blaireau, rongeurs).

Capstick et al. (2019) ont placé 460 nids artificiels dans un habitat agricole au Royaume-Uni. 133 nids (soit 29 %) ont été prédatés,

dans un laps de temps de 5 jours après leur installation. Les prédateurs ont pu être identifiés dans 81 cas. La pie est identifiée dans 29 cas de prédation sur 33 nids suivis par caméra (soit 88 %), ce qui en fait le prédateur principal de cette étude. Les auteurs précisent que la vulnérabilité des nids était plus élevée à l'intérieur des territoires des pies reproductrices et qu'elle n'a pas diminué au cours de la saison de reproduction.

Bravo et al. (2020), ont suivi 1.429 nids artificiels dans une zone de grandes cultures de l'ouest de la France. Durant les 7 jours d'exposition, 573 nids ont été prédatés (soit 40 %). La pie a été impliquée dans 19 % des cas de prédation (et la corneille dans 60 % des cas). Ce sont surtout les couples nicheurs qui étaient impliqués, a priori en raison d'un plus grand besoin en protéines pour l'alimentation de leurs jeunes. Les auteurs notent également que la prédation exercée par les corvidés était significativement liée à l'abondance des populations de ces derniers.

2. CORNEILLE NOIRE

La corneille a un régime alimentaire assez proche de celui de la pie (Holyoak, 1968). Elle est également omnivore et opportuniste. Elle tire très bien parti de toute nourriture d'origine anthropique, dont la disponibilité expliquerait le mieux les différences de densité de corneilles (selon le résumé en anglais de Kopij et Kosinska, 2008). Elle consomme du grain de diverses céréales cultivées (en germination ou post-moisson), des graines de plantes adventices, des baies et des fruits (cultivés et sauvages), des cadavres d'animaux, etc.

C'est essentiellement au printemps qu'elle consomme de la nourriture animale et en particulier des invertébrés, comme des coléoptères, des lépidoptères, des gastéropodes et des lombricidés (Lockie, 1956, Berrow et al. 1992). Elle peut également s'attaquer à de petits mammifères (dont des levrauts), des reptiles, des batraciens et consommer des œufs ou des oisillons (de passereaux, d'oiseaux d'eau, de rapaces, etc.). Sa prédation d'ablettes et de jeunes perches est documentée également, mais probablement anecdotique.

Darinet (2014), révèle un taux global de prédation sur nids postiches très élevé comparativement à d'autres études, variant de 82 % à 94 % selon les années, dû à parts égales aux corneilles noires et aux sangliers. L'étude portait sur 49 nids artificiels, dans la réserve naturelle nationale du Marais de Lavours, en France.

3. CORVIDÉS SANS DISTINCTION

Timsit et Clergeau (1998) ont étudié le taux de prédation de corvidés sur des nids artificiels dans le nord-ouest de la France. 59 % des 180 nids suivis ont été prédatés par les corvidés (corneille noire, pie bavarde ou geai des chênes).

Opermanis et al. (2001) ont étudié la prédation exercée sur des nids naturels de plusieurs espèces d'anatidés en Lettonie par différents prédateurs, dont la corneille noire, la pie bavarde et le grand corbeau. Sur les 6.594 nids suivis, 1.059 ont été prédatés, dont 15 % par les corvidés. Ces derniers étaient les principaux prédateurs des nids précoces, les plus importants pour le recrutement de la population d'anatidés.

Une étude de Müller (2001, citée par Loneux et al., 2004) sur l'impact de prédateurs sur des nids artificiels de téttras lyre, indique que les prédateurs de nids sont responsables de la destruction des trois quarts des nichées. Les corvidés, corneille noire et grand corbeau confondus, sont responsables de 28 % des cas de prédation.

La prédation de nids (notamment d'anatidés) par les corvidés (pies et corneilles) est attestée par Stoate et Szczur (2001), Schaefer (2004), White et al. (2008), parmi d'autres.

Capstick (2017) montre que les nids ouverts souffrent d'un taux de prédation bien plus important que ceux installés dans des

cavités. Les nids au sol sont davantage prédatés que ceux à une certaine hauteur dans la végétation. Enfin, les espèces dont la période de nidification chevauche le plus celle des corvidés sont les plus impactées.

L'analyse bibliographique de 80 publications abordant le taux de prédation sur les nids de passereaux au Royaume-Uni, réalisée par Capstick et Madden (2021), montre que certaines études n'ont pas mis en évidence de prédation d'œufs ou d'oisillons par les corvidés, alors que d'autres ont mis en évidence une prédation s'exerçant jusqu'à 75 % des nids. En moyenne, 11 % des nids sont perdus suite à la prédation par les corvidés. Cela montre l'importante variabilité du phénomène en fonction des contextes.

Bravo et al. (2022) ont étudié le devenir de 2.576 nids artificiels dans une région de l'ouest de la France dédiée aux grandes cultures (céréales, maïs, tournesol, colza, etc.). 875 nids (34%) ont été prédatés, dont une large majorité (79 %) par les corvidés (dont la pie et la corneille).



ANNEXE 3 : IMPACTS SUR LA PRODUCTIVITÉ OU L'ABONDANCE DES POPULATIONS DE PROIES

1. PIE BAVARDE

Gooch et al. (1991) ont réalisé une étude corrélative entre l'évolution de la population de la pie et celle de 15 passereaux en Grande-Bretagne, entre 1966 et 1986. Ils ne trouvent aucun lien négatif entre la densité de pies et le succès reproducteur ou les populations des passereaux suivis, tant dans les habitats forestiers qu'agricoles.

Dix et al. (1998) estiment que le déclin ces 20 dernières années du merle noir aux Pays-Bas n'est pas dû à la pie.

D'autres auteurs vont dans le même sens, par exemple Chiron (2007), dans le cadre d'une expérience conduite en zone urbaine, a réduit la densité de pies de 58 % en moyenne, sans aboutir à un effet bénéfique au niveau des populations de passereaux urbains, ni au niveau de leur productivité (y compris pour les espèces à nids ouverts, pourtant les plus sensibles à la prédation).

Par contre, Vercauteren (1992), Groom (1993) et Cresswell (1997) rapportent un impact négatif de la prédation par la pie sur le succès reproducteur de passereaux.

Madden et al. (2015) concluent sur la base de leur analyse bibliographique que 19 % des 42 études passées en revue révèlent un impact négatif des corvidés sur l'abondance ou la productivité des oiseaux. Les pies se montrent significativement moins susceptibles d'avoir un impact négatif que les corneilles (12 % vs 62 %) d'après les travaux analysés.

2. CORNEILLE NOIRE

Broyer et al. (1995) estiment que sur les sites où la corneille noire était régulée sur 12 étangs en Dombes, le taux de prédation attribué à la corneille sur des nids d'anatidés s'est accompagné, à partir de la seconde année de piégeage, d'une diminution de 34 % (1992) et de 27 % (1993) du taux global de prédation par rapport à 1990. La prédation sur les nids des anatidés, est en prédominance le fait des corvidés et du surmulot. Ces auteurs



estiment qu'un effort même localisé de limitation des densités de corneilles est en mesure d'améliorer la productivité des pontes précoces d'anatidés jusqu'au stade de l'éclosion.

Dadam et al. (2014) ont suivi 53 nids de vanneau huppé dans un contexte de prairies humides côtières au Royaume-Uni (Suffolk). En moyenne, 52 % des nids ont éclos avec succès et 48 % ont échoué. Une partie des nids ont été suivis avec des caméras. Les échecs des pontes ont eu lieu à 37 % de jour en 2012 et à 90 % de jour en 2013. La prédation exercée de jour suggère une prédation aviaire, par la corneille noire. Les auteurs estiment par ailleurs que le nombre de juvéniles a pu être significativement réduit par prédation post-éclosion et la corneille est citée parmi les prédateurs potentiels des juvéniles.

3. CORVIDÉS SANS DISTINCTION

Stoate et Szczur (2001) font le point sur une étude expérimentale conduite entre 1993 et 1998 en zone agricole, dans le comté de Leicestershire (Angleterre). Une gestion de l'habitat et une régulation de prédateurs a été mise en place sur une partie de la zone d'étude sur 333 ha autour de Loddington, dans le but premier d'augmenter la densité au printemps et en automne du faisan de Colchide. L'impact sur la démographie d'une série de passereaux a été analysé par la même occasion, par comparaison avec la situation dans des fermes avoisinantes.

Le rat brun, des mustélidés, le renard, la corneille noire et la pie bavarde sont les prédateurs qui ont fait l'objet d'une régulation. Les pies et corneilles l'ont été par piégeage et tir, d'avril à juillet. Leur abondance au printemps a été estimée par comptage des nids, en mai. La densité au printemps des corneilles et des pies à Loddington a été substantiellement réduite par rapport aux sites témoins, pendant les années 1995-97.

Cinq espèces de passereaux suivis ont vu leurs nombres augmenter, en particulier le merle noir et la grive musicienne. La densité au printemps de ces espèces était plus importante à Loddington que sur les sites témoins, sauf pour la fauvette grisette en 1996. Ce sont surtout les espèces en déclin au niveau national qui ont vu leurs populations augmenter entre 1992 et 1998. Sur cette période de 7 ans, l'abondance au printemps des espèces en déclin au niveau national était significativement plus élevée à Loddington que dans les sites témoins.

Les corvidés ont été identifiés dans 14 cas d'échecs de nids sur 15. Pour toutes les espèces de passereaux, il y a une corrélation négative entre le taux de succès des nids et la densité au printemps de la corneille, tout comme de la pie (sauf pour la fauvette grisette). Dans cette étude, la prédation a causé davantage de pertes de nids que toute autre cause, pour les 6 espèces de passereaux suivies.

Il faut noter que l'accroissement du taux de succès des nids ne contribue pas nécessairement à l'abondance des populations au printemps suivant, mais les auteurs estiment que le « package » de mesures de gestion conçues pour augmenter à la fois les densités en automne et au printemps des espèces gibier est susceptible d'avoir le même effet sur d'autres espèces sauvages. Pour Stoate et Szczur (2001), ces résultats suggèrent que la gestion en faveur du faisan a un potentiel considérable pour la conservation de passereaux en zone agricole et en particulier pour celles qui sont en déclin au niveau national.

Sage et Aebischer (2017) ont étudié l'impact de la régulation de la pie bavarde et de la corneille noire sur le succès de nidification de passereaux qui nichent dans les haies. La limitation des populations de corvidés à 50 % de ce qu'ils étaient sur les sites témoins a mené à une amélioration du succès reproducteur des passereaux suivis de 10 % à 15 %.

Roos et al. 2018, dans le cadre d'une analyse de 81 études, trouvent que parmi les cas analysant l'impact des corvidés, 14 % suggèrent que ces derniers limitent les populations de leurs proies.

ANNEXE 4 : IMPACTS CONJOINTS DE CORVIDÉS ET D'AUTRES PRÉDATEURS

Ruwet (1982) évoque une menace grave pour le téttras lyre en Belgique que font peser certains prédateurs (renards et corvidés) dont les populations sont maintenues anormalement élevées jusqu'aux abords des réserves par des dépôts d'immondices.

Tapper et al. (1992), dans le cadre d'une étude expérimentale, montrent que le retrait de prédateurs généralistes, dont les pies et les corneilles, permet d'accroître le succès reproducteur de perdrix grises et la taille de sa population, en automne ainsi qu'au cours du printemps suivant. Sur l'ensemble de la période d'étude, il y a eu une différence d'un facteur 3 entre les effectifs à l'automne par rapport à la population témoin, alors que les deux populations avaient au départ un niveau d'abondance similaire. L'étude a porté sur deux périodes de trois ans, à traitements inversés.

D'après Parr (1992 et 1993) et Harding et al. (1994), les pluviers dorés qui nichent dans une lande au nord-est de l'Ecosse ont rapidement décliné jusqu'à l'extinction dans les années 1980. Ce déclin a coïncidé avec l'arrêt du contrôle de prédateurs et la plantation de conifères à proximité des sites de reproduction. Pendant ces changements, le succès reproducteur du pluvier a chuté de 0,37 à 0,02 jeunes par adulte reproducteur. Le nombre de goélands cendrés et de corneilles noires a rapidement augmenté et étaient les principaux prédateurs dans les premières années, avant le développement des populations du renard.

En Angleterre, l'étude de Tapper et al. (1996) démontre que les prélèvements de renards roux, de corvidés (corneille noire, corbeau freux et pie bavarde) et d'un mustélidé (belette d'Europe) augmentent significativement la densité de population de la perdrix grise localement. Les populations en automne étaient 3,5 fois supérieures dans les sites avec contrôle de la prédation. La population reproductrice de perdrix les années suivant le contrôle de la prédation était 36 % plus importante que les années sans contrôle de la prédation. Après 3 ans, cela avait produit une différence de densité d'oiseaux au printemps de 2,6 fois entre les sites avec et sans contrôle de la prédation. Les prélèvements des corvidés ont essentiellement eu lieu entre mars et juillet, avec en moyenne de l'ordre de 4,4 corneilles prélevées/km²/an et 5,3 pies prélevées/km²/an. Les sites d'étude mesuraient entre 4,9 et 5,5 km² et étaient composées de prairies et de petits boisements.

Côté et Sutherland (1997) ont analysé les résultats de 20 études pour évaluer l'efficacité de la régulation de prédateurs en tant que mesure de conservation. Ils observent que la régulation de prédateurs a un grand effet positif sur le succès à l'éclosion pour les espèces d'oiseaux ciblées. Concrètement, le site type où les prédateurs étaient éliminés avait plus d'oiseaux que 75 % des sites témoins. Elle a également significativement augmenté la densité des populations à l'automne (post-reproduction) des espèces d'oiseaux ciblées. La population post-reproduction dans les sites où les prédateurs étaient éliminés était en moyenne plus grande que celle de 83 % des sites témoins. Par contre, les effets n'étaient pas significatifs sur la taille de la

population reproductrice au printemps suivant. Cette dernière conclusion pourrait résulter d'une régulation inefficace des prédateurs (localement insuffisante ou effectuée à trop petite échelle) ou de la recolonisation des sites expérimentaux par de nouveaux prédateurs.

Une étude du Royal Society for the Protection of Birds (Grant et al., 1999) sur le succès reproducteur du courlis en Irlande du Nord a constaté un échec des tentatives de nidification dans 82 % à 95 % des cas, la prédation intervenant dans 90 % des cas d'échecs. Les corneilles mantelées et les goélands bruns étaient les prédateurs les plus importants dans un des deux sites d'étude.

Pour Summers et al. (2004), étant donné que le succès de reproduction du grand téttras et du téttras-lyre étaient liés à un indice de prédation des corneilles noires sur les nids artificiels, mais aussi que de nombreux œufs de grand téttras et de téttras-lyre ont été retrouvés consommés par les corneilles, la régulation des corneilles est une prescription de gestion logique pour augmenter la productivité du grand téttras et du téttras-lyre. L'étude s'est déroulée sur une période de 11 ans (1989-99), en Ecosse. L'abondance du renard et de la corneille noire a été expérimentalement manipulée entre 1992 et 1996. Entre 3 et 23 nids de grands téttras par an ont été prédatés par la corneille, sur un site d'environ 14 km².

Dans une étude citée par Gibbons et al. (2007), réalisée au niveau de larges espaces des hauts plateaux anglais et écossais, les densités de vanneaux, de pluviers dorés et de courlis se sont révélées plus élevées dans les territoires gérés pour la chasse du lagopède que dans les autres territoires. Un lien a pu être établi avec la régulation de prédateurs, dont les corneilles.

Bolton et al. (2007) ont mesuré l'impact de la régulation du renard et de la corneille sur le vanneau huppé, dans le cadre d'une étude expérimentale de 8 années au Royaume-Uni (13 sites de prairies humides, 2.860 ha). Dans l'ensemble, la régulation a permis de réduire le nombre de renards adultes de 40 % et de corneilles territoriales de 56 %. Pour 7 premiers sites, la limitation des prédateurs n'a pas eu d'effet sur la survie juvénile, mais la densité des prédateurs était basse durant les années sans contrôle des prédateurs dans la majorité de ces sites. Pour 6 autres sites, le succès reproducteur, évalué en fonction du nombre d'adultes accompagnés de jeunes tard dans la saison, était deux fois plus élevé quand les prédateurs étaient régulés. Toutefois, dans l'ensemble, aucun effet sur l'évolution de la population de vanneaux n'a pu être mesuré.

Macdonald et Bolton (2008) ont réalisé une analyse de 57 articles, thèses et rapports sur la prédation des nids d'échassiers en Europe. Plus de 50 % des nids étaient prédatés dans 55 % des sites-années ou des études examinées (n=544). On pense généralement que le déclin des échassiers résulte du faible succès de la reproduction plutôt que d'un faible taux de survie annuel des immatures. Presque toutes les études sur la survie au nid des échassiers ont constaté que la prédation est la

principale cause de d'échec. Il existe des preuves que les taux de prédation des nids sont si élevés dans certains cas que, sans immigration, le déclin de la population est inévitable, même si les taux de survie des poussins étaient élevés. La corneille n'était en général pas le principal prédateur des pontes : sur 216 événements de prédation de nids documentés dans les études passées en revue, la corneille est identifiée dans 7 % des cas.

Dans le sud du Portugal, Beja et al. (2009) ont comparé l'abondance de petit gibier, de corvidés, d'oiseaux de proie et de carnivores dans 12 territoires de chasse (> 500 ha) avec régulation de prédateurs (dont renard, corneille noire, geai des chênes et pie bavarde) et 12 territoires semblables, mais sans gestion cynégétique. Le lapin de garenne, le lièvre ibérique et, dans une moindre mesure, la perdrix rouge, étaient bien plus nombreux dans les territoires de chasse. Dans l'ensemble, il y avait peu de preuves que la gestion du gibier réduisait l'abondance des prédateurs locaux, sauf dans les domaines gérés de manière la plus intensive. Les concentrations de proies observées dans les territoires de chasse étaient rares ailleurs, ce qui pourrait y avoir favorisé une abondance accrue de certains prédateurs. Des recherches approfondies sont nécessaires pour déterminer si ces densités élevées de proies peuvent attirer les prédateurs vers les territoires de chasse, ce qui pourrait entraîner un risque de mortalité accru pour les espèces protégées.

Smith et al. (2010) ont passé en revue 83 études et aboutissent à des conclusions différentes par rapport à celles de Côté et Sutherland (1997). Ils estiment que la régulation de prédateurs peut entraîner un accroissement significatif des populations reproductrices, avec une augmentation moyenne de 71 % de la population reproductrice comparée aux sites témoins. Elle peut donc avoir toute son utilité, notamment comme mesure de conservation pour des espèces menacées. Ces études ont été conduites en Europe pour 29 d'entre-elles (dont 17 au Royaume-Uni), 30 en Amérique du Nord, 20 en Australasie et 4 ailleurs dans le monde.

Reynolds et al. (2010) démontrent que les prélèvements de renards roux, de corvidés (corneilles noires, corbeaux freux et pies bavardes) et d'un mustélidé (belette d'Europe) augmentent la densité de populations du lièvre d'Europe. C'est particulièrement vrai dans les sites qui ont simultanément bénéficié d'une amélioration de l'habitat. Les prélèvements des prédateurs ont été réalisés pendant 11 ans sur des territoires de plaine d'environ 3 et 10 km².

Fletcher et al. (2010) estiment sur la base d'une expérimentation de terrain de 8 années que la régulation de renards (- 43 %) et de corneilles noires (- 78 %) peuvent mener à un accroissement du succès reproducteur (x 3), mais également de la population des reproducteurs au printemps suivant (≥ 14 % par an) pour des espèces comme le vanneau huppé, le courlis, le pluvier doré

et le lagopède d'Ecosse. L'étude s'est déroulée dans les landes du nord de l'Angleterre, sur quatre sites de 930 à 1.440 ha.

Fletcher et al. (2013) démontrent que les prélèvements du renard roux, de la corneille noire de la fouine et de la belette, augmentent la survie des poussins de lagopèdes d'Ecosse. Le succès de reproduction des lagopèdes était négativement corrélé à l'abondance de la corneille noire en particulier. Le suivi a été réalisé en Angleterre, sur une période de 8 ans, dans des territoires de 9,3 et 14,4 km².

Selon Bro et al. (2013), l'importance relative des causes d'échec des pontes de perdrix varie entre les premières pontes et celles de remplacement. En 2010-2011, 54 % des causes d'échec des premières pontes étaient imputables à la prédation, contre 41 % pour les pontes de remplacement. Les prédateurs incriminés, quand il a été possible de les identifier, correspondaient essentiellement aux renards, aux mustélidés et aux corvidés. L'étude a été menée sur 13 terrains situés dans le Centre-Nord de la France, couvrant environ 15.000 hectares, principalement de grande culture.

White et al. (2014) ont analysé 11 années de données sur les nids de six espèces d'oiseaux chanteurs dans trois fermes en Angleterre. Les différentes mesures de gestion du gibier appliquées sur ces territoires ont permis de tester les hypothèses selon lesquelles la réduction systématique des prédateurs (mammifères et corvidés) et la réduction sporadique des corvidés, améliorent le succès de nidification chez les oiseaux chanteurs. Un effet positif de la réduction systématique des prédateurs a été détecté sur le merle noir, le pinson des arbres, l'accenteur mouchet, la grive musicienne et le bruant jaune, mais pas la fauvette grisette.

Roos et al. 2018, dans le cadre d'une analyse de 81 études menées en Europe et en Amérique du Nord, trouvent qu'il y a de bonnes preuves scientifiques montrant que les oiseaux de mer, les gallinacés et les échassiers, sont limités par la prédation dans beaucoup de circonstances. Ils ajoutent que le contrôle des seuls corvidés est en général inefficace et inutile ; le contrôle du renard seul présente en général une certaine efficacité ; mais c'est le contrôle des deux groupes d'espèces ensemble qui présente bien plus d'efficacité et davantage que l'addition des deux précédentes.

McMahon et al. (2020) rappellent qu'en Europe 74 % des espèces d'oiseaux qui nichent au sol montrent des signes de déclin à long terme et mettent notamment en cause les prédateurs généralistes. Selon ces auteurs, ignorer le rôle de prédateurs généralistes, dont les corvidés, dans les paysages modernes anthropisés pourrait mener à davantage de déclin et de pertes.

ANNEXE 5 : LISTE DES ESPÈCES DE L'AVIFAUNE WALLONNE QU'IL EST LÉGITIME DE PROTÉGER DE LA CORNEILLE OU DE LA PIE

Liste d'espèces proies pour lesquelles il apparaît légitime d'octroyer une dérogation à la protection de la corneille noire

Nom de l'espèce	Niveau de légitimité	Commentaire
Blongios nain	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Busard cendré	2	
Butor étoilé	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Locustelle lusciniöide	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Merle à plastron	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Pipit farlouse	2	
Rousserolle turdoïde	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Serin cini	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Tarier des prés	2	
Tourterelle des bois	2	
Bécassine des marais	3	
Bruant proyer	3	
Busard Saint-Martin	3	
Canard souchet	3	Majoration du risque : groupe taxonomique sensible
Engoulevent d'Europe	3	
Gélinotte des bois	3	
Huïtrier pie	3	
Perdrix grise	3	Majoration du risque : groupe taxonomique sensible
Râle des genêts	3	
Sarcelle d'été	3	
Sarcelle d'hiver	3	Majoration du risque : groupe taxonomique sensible
Sterne pierregarin	3	Majoration du risque : groupe taxonomique sensible
Tétras lyre	3	
Vanneau huppé	3	Majoration du risque : groupe taxonomique sensible

Liste d'espèces proies pour lesquelles il apparaît légitime d'octroyer une dérogation à la pie

Nom de l'espèce	Niveau de légitimité	Commentaire
Blongios nain	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Busard cendré	2	
Butor étoilé	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Canard souchet	2	
Engoulevent d'Europe	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Gélinotte des bois	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Hypolaïs ictérine	2	
Locustelle lusciniôïde	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Merle à plastron	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Moineau friquet	2	
Perdrix grise	2	
Pie-grièche grise	2	
Pipit farlouse	2	
Rousserolle turdoïde	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Sarcelle d'hiver	2	
Sterne pierregarin	2	
Tarier des prés	2	
Tétras lyre	2	Minoration du risque : faible probabilité de rencontre/détection/accès des nids
Tourterelle des bois	2	
Vanneau huppé	2	
Bécassine des marais	3	
Bruant proyer	3	
Busard Saint-Martin	3	
Huïtrier pie	3	
Râle des genêts	3	
Sarcelle d'été	3	
Serin cini	3	

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aebischer, N. J., Bailey, C. M., Gibbons, D. W., Morris, A. J., Peach, W. J., & Stoate, C. (2016). Twenty years of local farmland bird conservation: the effects of management on avian abundance at two UK demonstration sites. *Bird Study*, 63(1), 10-30.
- Albaret, M., Ruelle, S., & Guinot-Ghestem, M. (2014). Nouvelle enquête sur la destruction des espèces classées nuisibles en France-Saisons 2011-2012 et 2012-2013. *Faune Sauvage*, 305, 10-16.
- Amar, A., Redpath, S., Sim, I., & Buchanan, G. (2010). Spatial and temporal associations between recovering populations of common raven *Corvus corax* and British upland wader populations. *Journal of Applied Ecology*, 47(2), 253-262.
- Aves (2021) Actualisation des Listes rouges wallonnes des espèces menacées, pour les groupes d'espèces amphibiens, reptiles, oiseaux et chauves-souris
- Beja, P., Gordinho, L., Reino, L., Loureiro, F., Santos-Reis, M., & Borralho, R. (2009). Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. *European Journal of Wildlife Research*, 55, 227-238.
- Berrow, S. D., Kelly, T. C., & Myers, A. A. (1992). The diet of coastal breeding hooded crows *Corvus corone comix*. *Ecography*, 15(4), 337-346.
- BirdLife International (2021). European Red List of Birds. Luxembourg : Publications Office of the European Union.
- Blanco-Aguiar, J. A., García, J. F., Ferreras, P., Viñuela, J., & Villafuerte, R. (2001). Effect of game management on artificial nest predation in central Spain. In 25th International Union of Game Biologists (IUGB) and the 9th International Symposium Perdix.
- Bolton, M., Tyler, G., Smith, K. E. N., & Bamford, R. O. Y. (2007). The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology*, 44(3), 534-544.
- Bravo, C., Pays, O., Sarasa, M., & Bretagnolle, V. (2020). Revisiting an old question: Which predators eat eggs of ground-nesting birds in farmland landscapes?. *Science of the Total Environment*, 744, 140895.
- Bravo, C., Sarasa, M., Bretagnolle, V., & Pays, O. (2022). Detectability and predator strategy affect egg depredation rates: Implications for mitigating nest depredation in farmlands. *Science of the Total Environment*, 829, 154558.
- Bro E. (2016) – La perdrix grise. *Biologie, écologie, gestion et conservation*. Biotopes. Mèze. 304 p.
- Bro, E., Millot, F., Delorme, R., Polvé, C., Mangin, E., Godard, A., ... & Tabourel, R. (2013). PeGASE, bilan synthétique d'une étude perdrix grise « population-environnement ». *Faune sauvage*, 298, 17-48.
- Broyer, J. et Fournier, J.Y. (1993). La prédation sur l'avifaune nicheuse en Dombes en période de reproduction. Premiers éléments de gestion. Actes du colloque « Prédation et gestion des prédateurs », Dourdan, 1-2 déc. 1992, P. Migot et Ph. Stahl eds, ONC-UNFDC, Paris, 59-62.
- Broyer, J., Fournier, J. Y., & Varagnat, P. (1995). Incidence d'une réduction des corneilles noires (*Corvus corone*) sur la prédation sur des nids artificiels d'anatides (*Anatidae*). *Gibier faune sauvage*, 12(2), 95-107.
- Capstick, L. (2017). Variation in the effect of corvid predation on songbird populations.
- Capstick, L. A., & Madden, J. R. (2021). Factors predicting susceptibility of songbirds to nest predation by corvids. *European Journal of Wildlife Research*, 67, 1-14.
- Capstick, L. A., Sage, R. B., & Madden, J. R. (2019). Predation of artificial nests in UK farmland by magpies (*Pica pica*): interacting environmental, temporal, and social factors influence a nest's risk. *European Journal of Wildlife Research*, 65, 1-11.
- Chalfoun, A. D., Thompson III, F. R., & Ratnaswamy, M. J. (2002). Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation biology*, 16(2), 306-318.
- Chiron, F. (2007). Dynamiques spatiale et démographique de la pie bavarde *Pica pica* en France: implications pour la gestion (Doctoral dissertation, Museum national d'histoire naturelle-MNHN PARIS).
- Chiron, F., & Julliard, R. (2007). Responses of songbirds to magpie reduction in an urban habitat. *The Journal of Wildlife Management*, 71(8), 2624-2631
- Chiron, F., & Julliard, R. (2013). Assessing the effects of trapping on pest bird species at the country level. *Biological conservation*, 158, 98-106.
- Commission européenne (2008). Guide sur la chasse en application de la directive 79/409/CEE du Conseil concernant la conservation des oiseaux sauvages "La directive Oiseaux", 116 p.
- Côté, I. M., & Sutherland, W. J. (1997). The Effectiveness of Removing Predators to Protect Bird Populations. *Conservation Biology*, 11(2), 395-405.
- Cresswell, W. (1997). Nest predation rates and nest detectability in different stages of breeding in Blackbirds *Turdus merula*. *Journal of Avian Biology*, 296-302.
- Dadam, D., Leech, D. I., Clark, J. A., Robinson, R. A., & Clark, N. A. (2014). Towards a Better Understanding of Predation on Breeding Meadowbird Populations: Phase 1, Year 2: Monitoring Wader Nest Success in Relation to Predation at Stanny House Farm. *British Trust for Ornithology*, 47 p.
- Darinet, F. (2014). Impact du sanglier (*Sus scrofa*) et de la corneille noire (*Corvus corone*) sur les prairies et l'avifaune nicheuse de la Réserve naturelle nationale du Marais de Lavours (Ain). *Publications de la Société Linnéenne de Lyon*, 3(1), 260-270.
- de la BIGNE, Y. (2019). Les intelligences animales - L'état des

connaissance par les meilleurs experts, Ulmer, 224 pp.

Díaz-Ruiz, F., García, J. T., Pérez-Rodríguez, L., & Ferreras, P. (2010). Experimental evaluation of live cage-traps for black-billed magpies *Pica pica* management in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 56, 239-248.

Dix, M. J., Musters, K. J., & Keurs, W. J. T. (1998). Is the Blackbird *Turdus merula* declining in The Netherlands because of lower breeding success?. *Bird Study*, 45(2), 247-250.

Fédération wallonne de l'agriculture, Service d'études (2016). Protection contre les corvidés en Région wallonne. Problématique actuelle. 36 pp.

Fletcher, K., Aebischer, N. J., Baines, D., Foster, R., & Hoodless, A. N. (2010). Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology*, 47(2), 263-272.

Fletcher, K., Hoodless, A. N., & Baines, D. (2013). Impacts of predator abundance on red grouse *Lagopus lagopus scotica* during a period of experimental predator control. *Wildlife Biology*, 19(3), 248-256.

Gibbons, D. W., Amar, A., Anderson, G. Q. A., Bolton, M., Bradbury, R. B., Eaton, M. A., ... & Wilson, J. D. (2007). The predation of wild birds in the UK: A review of its conservation impact and management. RSPB Research Report 23.

Gooch, S., Baillie, S. R., & Birkhead, T. R. (1991). Magpie *Pica pica* and songbird populations. Retrospective investigation of trends in population density and breeding success. *Journal of Applied Ecology*, 1068-1086.

Grant, M. C., Orsman, C., Easton, J., Lodge, C., Smith, M., Thompson, G., ... & Moore, N. (1999). Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. *Journal of Applied Ecology*, 36(1), 59-74.

Groom D.V. (1993). Magpie (*Pica pica*) predation on blackbird (*Turdus merula*) nests in urban areas. *Bird study*, 40:55-62.

Gyula Kovacs, Julianna Miklos, and Daniel Winkler - Waterbird nest predation study in the Dinnyesi fertő wetland area (Hungary) XXXth IUGB congress (International Union of Game Biologists) and Perdix XIII Barcelona, Spain 5th-9th September 2011.

Hadjisterkotis, E. (2003). The effect of corvid shooting on the populations of owls, kestrels and cuckoos in Cyprus, with notes on corvid diet. *Zeitschrift Für Jagdwissenschaft*, 49(1), 50-60.

Harding, N. J., Green, R. E., & Summers, R. W. (1994). The effects of future changes in land use on upland birds in Britain. Royal Society for the Protection of Birds.

Herranz, J. (2000). Efectos de la depredación y del control de predadores sobre la caza menor en Castilla-La Mancha. Ph. D. thesis, Autonoma University of Madrid.

Holyoak, D. 1968. A comparative study of the food of some British Corvidae. - *Bird Study*, 15:147-153.

Jacob, J. P., Dehem, C., Burnel, A., Dambiermort, 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. Aves et Région wallonne, Gembloux, 524 p.

Jiguet, F. (2020). The Fox and the Crow. A need to update pest control strategies. *Biological conservation*, 248, 108693.

Kopij, G., & Kosińska, I. (2008). Liczebność i wybiórczość miejsc gniazdowych u wrony *Corvus cornix* i sroki *Pica pica* w gradiencie synurbizacji. W: Indykiewicz P., Jerzak L., Barczak T.(red.). *Ochronić różnorodność biologiczną w miastach*, ss, 455-463.

Kryštofková, M., Fousová, P., & Exnerová, A. (2011). Nestling diet of the Common Magpie (*Pica pica*) in urban and agricultural habitats. *Ornis Fennica*, 88(1), 138-146.

Lamotte, S. (2011). Problématique de la cohabitation avec les colonies de corbeaux freux en milieu urbanisé. Etat de la situation, moyens mis en œuvre, synthèse et perspectives. Note interne SPW, 9 pp.

Lennox, R. J., Gallagher, A. J., Ritchie, E. G., & Cooke, S. J. (2018). Evaluating the efficacy of predator removal in a conflict-prone world. *Biological Conservation*, 224, 277-289.

Lockie, J.D. (1956) The Food and Feeding Behaviour of the Jackdaw, Rook and Carrion Crow Author(s): J. D. Lockie Source: *Journal of Animal Ecology*, Nov., 1956, Vol. 25, No. 2 (Nov., 1956), pp. 421-428 Published by: British Ecological Society

Loneux, M., Ruwet, J. C., & Poncin, P. (2004). Etablissement d'un modèle comportemental, social, populationnel du têtard lyre dans son habitat spécialement dans les Hautes-Fagnes. Macdonald, M. A., & Bolton, M. (2008). Predation on wader nests in Europe. *Ibis*, 150, 54-73.

Madden, C. F., Arroyo, B., & Amar, A. (2015). A review of the impacts of corvids on bird productivity and abundance. *Ibis*, 157(1), 1-16.

McMahon, B. J., Doyle, S., Gray, A., Kelly, S. B., & Redpath, S. M. (2020). European bird declines: Do we need to rethink approaches to the management of abundant generalist predators?. *Journal of Applied Ecology*, 57(10), 1885-1890.

Müller, F. (2001) Predation an Birkhuhn-Kunstnestern in der hessischen Hochrhön. Actes du colloque Têtard lyre, Liège 26-29 septembre 2000. *Cahiers d'éthologie*, 20 (2-3-4) : 473-480. Newton, I. (1993). Predation and limitation of bird numbers (pp. 143-198). Springer US.

Opermanis, O., Mednis, A., & Bauga, I. (2001). Duck nests and predators: interaction, specialisation and possible management. *Wildlife Biology*, 7(2), 87-96.

Paquet, J.-Y., Derouaux, A., Devos, K., Vermeersch, G. et Versteirt, V. (2019) Rapport sur l'état des populations d'oiseaux en Belgique selon l'article 12 de la directive « Oiseaux », exercice 2013-2018.

Banque de données compilée – INBO, D., Natuurpunt Studie & Avez, pôle ornithologique Natagora

Parkes, J., & Murphy, E. (2003). Management of introduced mammals in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 30(4), 335-359.

Parr R (1992) The decline to extinction of a population of golden plover in north-east Scotland. *Ornis Scandinavica* 23: 152-158.

Parr R (1993) Nest predation and numbers of golden plovers *Pluvialis apricaria* and other moorland waders. *Bird Study* 40: 223-231.

- Preiningner, D., Schoas, B., Kramer, D., & Boeckle, M. (2019). Waste disposal sites as all-you-can eat buffets for carrion crows (*Corvus corone*). *Animals*, 9(5), 215.
- Reynolds, J. C., Stoate, C., Brockless, M. H., Aebischer, N. J., & Tapper, S. C. (2010). The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 56, 541-549.
- Roos, S., Smart, J., Gibbons, D. W., & Wilson, J. D. (2018). A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK. *Biological Reviews*, 93(4), 1915-1937.
- Ruwet JC (1982) Statut et évolution, dans le contexte européen, des populations de tétras lyre *Tetrao tetrix* L. dans les Ardennes belges. *Cahiers D'éthologie Appliquée* 2:29-104.
- Sage, R. B., & Aebischer, N. J. (2017). Does best-practice crow *Corvus corone* and magpie *Pica pica* control on UK farmland improve nest success in hedgerow-nesting songbirds? A field experiment. *Wildlife Biology*, 2017(4).
- Schaefer, T. (2004). Video monitoring of shrub-nests reveals nest predators. *Bird Study*, 51(2), 170- 177.
- Smith, R. K., Pullin, A. S., Stewart, G. B., & Sutherland, W. J. (2010). Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. *Conservation Biology*, 24(3), 820-829.
- Söderström, B., Pärt, T., & Rydén, J. (1998). Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia*, 117(1), 108-118.
- Stoate, C., Szczur, J. (2001) Could game management have a role in the conservation of farmland passerines? A case study from a Leicestershire farm. *Bird Study* 48, 279-292.
- Summers, R. W., Green, R. E., Proctor, R., Dugan, D., Lambie, D., Moncrieff, R., ... & Baines, D. (2004). An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. *Journal of Applied Ecology*, 41(3), 513-525.
- Tapper, S. C., Brockless, M., & Potts, G. R. (1992). Effet de la limitation des prédateurs sur les populations de perdrix grise (*Perdix perdix*) et le lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*). In *Actes du colloque prédation et gestion des prédateurs* (éd. P. Migot et Ph Stahl) Dourdan (pp. 1-2).
- Tapper, S. C., Potts, G. R. et Brockless, M. H. (1996). The Effect of an Experimental Reduction in Predation Pressure on the Breeding Success and Population Density of Grey Partridges *Perdix perdix*. *The Journal of Applied Ecology*. Octobre 1996. Vol. 33, n° 5, pp. 965. DOI 10.2307/2404678.
- Tapper, S.C. (2010). *Waders on the Fringe. Why Nationally Scarce Waders Flourish on Grouse Moors*. Game & Wildlife Conservation Trust, Fordingbridge, Hampshire.
- Tatner, P. 1983. The diet of urban magpies. - *Ibis* 125(1):90-107.
- Timsit, O. et Clergeau, P. 1998. Corvid (*Corvidae*) densities and predation on artificial nests in relation to landscape structure. - *Gibier Faune Sauvage* 15:151-166.
- Vercauteren, P. (1992) Nest predation in gards, especially by the magpie *Pica pica*, an exploratory study. *Oriolus*, 58:124-129 (in Dutch with English summary).
- White, P. J., Stoate, C., Szczur, J., & Norris, K. (2008). Investigating the effects of predator removal and habitat management on nest success and breeding population size of a farmland passerine: a case study. *Ibis*, 150, 178-190.
- White, P. J., Stoate, C., Szczur, J., & Norris, K. (2014). Predator reduction with habitat management can improve songbird nest success. *The Journal of wildlife management*, 78(3), 402-412.
- Whittingham, M. J., & Evans, K. L. (2004). The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, 146, 210-220.
- Yamac, E., & Kirazlı, C. (2012). Road effect on the breeding success and nest characteristics of the Eurasian Magpie (*Pica pica*).
- Zduniak, P., & Kuczyński, L. (2003). Breeding biology of the Hooded Crow *Corvus corone cornix* in Warta river valley (W Poland). *Acta ornithologica*, 38(2), 143-150.
- Zemman C., Langridge J., Plancke M., Garnier M., Soubelet H. (2023). Les prélèvements des Espèces susceptibles d'occasionner des dégâts (Esod) réduisent-ils les dégâts qui leur sont imputés ? Synthèse de connaissances. Paris, France : FRB.



Éditeur responsable: Bénédicte Heindrichs, Avenue Prince de Liège 15, 5100 Jambes
978-2-8056-0650-2 - D/2024/11802/161 - 3041-654X (N)

© Diego Delso, delso.photo, License CC BY-SA