

Conservation

de la faune sauvage et conflits sociaux

La Perdrix grise et le Busard Saint-Martin dans le Centre-Nord de la France

D. Soyez/ONCFS



M. Benmergui/ONCFS

La divergence d'intérêts concernant la conservation de la faune sauvage peut générer des tensions sociales. Cet article présente un exemple de conflit opposant chasseurs de perdrix grises et protecteurs des rapaces. Il expose le contexte socioécologique du conflit, montre comment les connaissances scientifiques éclairent le débat, et propose des pistes de réflexion quant à des solutions potentielles pour résoudre ce type de conflit.

Elisabeth Bro¹, François Reitz¹, Pierre Migot², Beatriz Arroyo³

¹ ONCFS, CNERA Petite Faune Sédentaire de Plaine – Saint Benoist, Auffargis.

² ONCFS, Direction des Etudes et de la Recherche – Saint Benoist, Auffargis.

³ Center for Ecology and Hydrology – Aberdeen (Ecosse).

A l'origine des conflits : la protection de certaines espèces déprédatrices

On a longtemps considéré les espèces animales comme « utiles » lorsqu'elles étaient gibiers ou avaient une valeur commerciale, ou comme « nuisibles »

lorsqu'elles représentaient une menace pour l'Homme et ses biens. Cette vision a considérablement évolué durant la seconde moitié du 20^e siècle (Charlez, 1993), ce qui a conduit à l'élaboration d'un cadre juridique pour protéger dans leur ensemble la faune et la flore sauvages ainsi que leurs habitats : arrêtés (de 1962, 1964 et 1972), lois (loi de Protection de la Nature de 1976) puis Code de l'environnement en France, directives européennes (« Oiseaux » n° 79/409/CEE et « Habitats » n° 92/43/CEE), conventions internationales (Bonn, Berne). Ainsi certaines espèces de prédateurs déprédatrices, jusque-là légalement détruites, sont devenues intégralement protégées et ont vu leurs effectifs augmenter. Cette situation génère des tensions sociales lorsque leurs proies pré-

sentent un intérêt socio-économique (animaux d'élevage, espèces chassées). Les déprédations générées par le Loup sur les troupeaux d'ovins ou par le Grand cormoran dans les étangs piscicoles sont des exemples bien connus du grand public car médiatisés.

Des oppositions entre chasseurs et protecteurs des rapaces

Des conflits opposant des chasseurs et les protecteurs de rapaces, bien que plus discrets, ont récemment émergé en Europe : rapaces et faisans lâchés dans de grandes volières à ciel ouvert en Angleterre (Kenward *et al.*, 2001), busards Saint-Martin et lagopèdes en

Ecosse (Thirgood *et al.*, 2000a), milans royaux et lapins en Espagne (Villafructe *et al.*, 1998). Certains chasseurs perçoivent les prédateurs protégés, en particulier les rapaces, comme un facteur limitant la densité du gibier et les détruisent par empoisonnement, tir ou piégeage. Ces pratiques illégales peuvent conduire à une diminution importante des effectifs de prédateurs et/ou à une réduction de leurs aires de répartition (Etheridge *et al.*, 1997 ; Villafructe *et al.*, 1998).

Un programme européen sur les conflits « rapaces – galliformes »

Un programme de recherche européen, intitulé REGHAB (REconciling Gamebird Hunting And Biodiversity), a été mené en 2001-2002 pour réfléchir à cette problématique de conflit qui s'articule autour de la chasse des galliformes et de la protection des rapaces (Bro *et al.*, 2003 ; <http://www.uclm.es/irec/reghab/inicio.html>). L'objectif était triple : 1) identifier les conflits « rapaces – galliformes » en Europe de l'Ouest et les analyser dans le contexte socioculturel, économique et écologique, 2) réfléchir aux mesures qui pourraient constituer des solutions potentielles et 3) initier un dialogue entre chasseurs et protecteurs des rapaces, étape fondamentale dans la recherche d'un consensus.

L'analyse parallèle de plusieurs conflits, dont les deux exemples les mieux documentés (le « modèle écossais » : Lagopède/Busard Saint-Martin dans les

Encadré 1 – Le conflit « Lagopède/Busard Saint-Martin » dans les landes écossaises

En Ecosse, les landes dominées par la Callune sont un milieu reconnu d'intérêt de conservation international. Celles qui abritent de bonnes densités de lagopède *Lagopus l. scoticus* sont entretenues par leurs propriétaires (privés) pour la chasse. Cette activité procure des ressources financières substantielles et permet, en retour, d'entretenir les landes qui sont menacées sinon par la plantation de résineux ou le pâturage intensif (Thirgood & Redpath, 1999). Or, le Lagopède souffre d'un déclin de ses effectifs et sa chasse a été abandonnée sur les landes qui n'étaient plus économiquement rentables. La dégradation de l'habitat est reconnue comme étant la cause première, et ancienne, de ce déclin (Thirgood *et al.*, 2000c). La prédation par le Busard Saint-Martin est un facteur récent limitant les populations de lagopèdes (Redpath & Thirgood, 1999). Ce phénomène est observé dans des circonstances bien particulières : lorsque la densité de busards est élevée du fait d'une forte abondance des micro-mammifères et des passereaux, qui sont ses proies principales, et que la densité en lagopèdes est faible à moyenne (Redpath & Thirgood, 1999). Le risque de prédation est donc déterminé par une double composante, comportementale et numérique. Comportementale car les zones de chasse des busards Saint-Martin sont choisies en fonction de l'abondance en micro-mammifères – sauf en période de reproduction où les busards chassent à proximité de leurs nids (Thirgood *et al.*, 2003). Numérique car le taux de prédation global des lagopèdes par les busards dépend de l'abondance de ces derniers. Quant à l'habitat, il semble jouer un rôle indirect en influençant l'abondance des proies principales du Busard (composition relative en herbe et Callune), mais aucun effet direct n'a été observé. En effet, le risque de prédation ne dépend pas des caractéristiques de l'habitat tel que la hauteur ou la densité de la végétation (Thirgood *et al.*, 2002). Toutefois, les lagopèdes prédatés en hiver par des busards avaient des proportions de Myrtille dans leurs domaines vitaux plus élevées que les oiseaux ayant survécu.

Le Busard est l'objet de réglementations illégales (Etheridge *et al.*, 1997). Cette situation génère un conflit social car c'est une espèce intégralement protégée et sa régulation entraîne une limitation tant de ses effectifs que de sa distribution. Une table ronde de discussion a été menée dans le cadre du programme REGHAB pour initier un dialogue entre groupes d'intérêts et tenter de trouver une solution au conflit (Redpath *et al.*, 2004).

landes – lire l'encadré 1 – et le « modèle français » : Perdrix grise/Busard Saint-Martin en plaine céréalière – voir ci-dessous), a conduit à la conclusion que chaque conflit était très spécifique de par son contexte socio-économique et écologique. Aussi, même si un cadre général d'analyse et des pistes de résolution des conflits Homme/Faune Sauvage existent (Conover, 2002), chaque conflit doit être analysé et résolu dans le cadre de ses propres particularités.

Le cas de la Perdrix grise et du Busard St-Martin dans le centre-Nord de la France

Statut juridique des deux espèces

Le Busard Saint-martin est une espèce inscrite à l'annexe I de la directive européenne dite « Oiseaux ». Elle est *de facto* intégralement protégée contre la destruction, le dérangement, la capture, la détention et le commerce. Quant à la Perdrix grise de plaine, elle est inscrite à l'annexe II de cette même directive, ce qui autorise sa chasse¹ et son commerce. L'ensemble des termes de la protection européenne est repris dans le droit national (Code de l'Environnement).

¹ – Le tableau de chasse national a été estimé pour la saison 1998/99 à 1,5 million de perdrix grises (Reitz, 2000). La proportion d'oiseaux issus d'élevage n'est pas connue. Une enquête a estimé à 2 millions le nombre de perdrix grises élevées en France en 1996 (Tupigny, 1996). Les lâchers d'oiseaux d'élevage en nature ont des fins de réintroduction, de renforcement de population ou de tir.



L. Barbier/ONGCS

Compagnie de perdrix grises sur un chaume (28).

Contexte socio-politique du conflit

Historique

Lorsque la protection légale des rapaces a été adoptée dans les années 1960-1970, aucun conflit n'existait entre chasseurs et protecteurs de rapaces dans les plaines cultivées du centre-Nord de la France. Les densités de perdrix étaient jugées satisfaisantes (Garrigues, 1981) et les busards Saint-Martin rares (FIR/UNAO, 1984). Dans les années 1980 en Beauce, bastion de la Perdrix grise, les chasseurs ont perçu un déclin des perdrix et, parallèlement, une augmentation des effectifs de busards (Lett & Perrot, 1990). Ils se sont alors plaints de la prédation exercée par ces derniers sur leur gibier de prédilection, tandis que les protecteurs de rapaces affirmaient que le statut démographique des busards était précaire (FIR, 1993a).

Pour s'accorder sur les faits – les densités de busards en plaine de Beauce –, chasseurs et protecteurs ont réalisé ensemble un premier comptage de busards en 1987. Il a coïncidé avec la mise en place du premier plan de chasse *Perdrix*. D'autres comptages de busards ont été réalisés dans des régions voisines au début des années 1990. Ils ont indiqué des densités de 1,5 à 3 busards/10 km² (Lett & Perrot, 1990 ; Fossier, 1993).

En 1994-1995, le conflit s'est traduit par la constitution d'un « front anti-busard » qui demandait, *via* une pétition ayant récolté 22 000 signatures, la régulation contrôlée des busards par des agents assermentés (Anonyme, 1994a, b, c). Aucune réponse n'a été donnée à cette

Encadré 2 – Les efforts des chasseurs pour la Perdrix grise de plaine

A la fin des années 1970, de nombreuses études et opérations de lâchers d'oiseaux (Havet & Biadi, 1990) ont été réalisées à des fins de renforcement des populations jugées en faible densité, dans l'espoir de restaurer ces dernières. Une dérive a été observée par la suite avec des lâchers plus ou moins massifs à des fins purement cynégétiques. Mais cette pratique est dénoncée car elle est susceptible d'entraîner des problèmes sanitaires (voir Bro *et al.*, 2004) et génétiques, et n'incite pas à la gestion des populations sauvages. De ce fait, à partir du milieu des années 1980, la gestion des prélèvements par la chasse, *via* un plan de chasse (voir Reitz, 2003b) ou d'autres règles de limitation, a progressivement été adoptée et était mise en œuvre sur la moitié des communes en 1998 (Reitz, 2003a). Actuellement, c'est une gestion intégrée des populations sauvages (gestion des prélèvements) et des territoires (aménagement de l'habitat, gestion de l'abondance des prédateurs et agrainage) qui est préconisée pour favoriser la Perdrix grise (voir l'enquête de Mayot, 1999).

demande. D'un côté, les chasseurs ont interprété ce *statu quo* comme une manœuvre politique et « une arme insidieuse contre la chasse » (Anonyme, 1994c). De l'autre côté, les protecteurs de rapaces y ont vu une pression politique de la part des chasseurs ; ils ont attribué la recrudescence des actes de persécution envers les busards à un sentiment d'impunité et rapproché le *statu quo* de l'intérêt électoral (présidentielles de 1995) que présentaient les chasseurs (voir FIR, 1995b).

Quelques années plus tard, la question de la régulation des busards a été soulevée à nouveau par une question écrite d'un député, adressée au gouvernement pour connaître son intention. Mme la Ministre chargée de l'Environnement a répondu que cette question n'était pas d'actualité car elle n'était pas justifiée (J.O.R.F., 1998).

Deux points de vue différents

Pour les chasseurs de petit gibier, la Perdrix grise est le symbole des plaines

céréalières ; c'est un gibier très recherché² qui a une grande importance culturelle. Dans certaines régions où l'oiseau a quasiment disparu à l'état sauvage, ils s'en sont désintéressés et pratiquent des lâchers de tir (Reitz, 2003a). Dans le centre-Nord de la France, la Perdrix grise est l'objet d'attentions particulières de la part des chasseurs (lire l'encadré 2) qui, percevant un déclin des densités, sont préoccupés par le statut des populations de perdrix et l'avenir de la chasse de cette espèce. Or, ils estiment ne pas toujours profiter des efforts consentis et incriminent en cela le Busard Saint-Martin (Anonyme, 1995). Ils ont perçu une augmentation des effectifs de cette espèce dans les plaines céréalières et certains ont le sentiment de « trop de busards » (voir Tournier, 1996). Ils perçoivent ce rapace à la fois comme une menace supplémentaire pour la Perdrix grise dont les populations sont fragilisées dans certaines régions, et comme une cause de la régression du potentiel d'exploitation cynégétique de ce gibier. De leur côté, les protecteurs de rapaces jugent comme infondées les craintes des chasseurs (FIR, 1995a) car : 1) les densités de busards étaient faibles dans les plaines céréalières dans les années 1980-1990 (FIR, 1993a)³, 2) les busards consomment essentiellement des petits rongeurs et des passereaux, les perdrix ne représentant qu'un faible pourcentage de leur régime alimentaire et 3) celles consommées doivent



Busard Saint-Martin (mâle) et jeunes au nid.

M. Benmergui/ONCFS

² – Dans le centre-Nord, 470 000 chasseurs ont tué près de 900 000 perdrix grises lors de la saison de chasse 1998-1999 (Reitz, 2000).

³ – Le statut démographique du Busard Saint-Martin a récemment évolué en France (voir la suite de l'article). Ce fait n'est plus, semble-t-il, un point de désaccord entre chasseurs et protecteurs.

Tableau 1 – Statut démographique du Busard Saint-Martin et de la Perdrix grise de plaine en Europe et en France

Echelle géographique	Busard Saint-Martin (<i>Circus cyaneus</i>)	Perdrix grise de plaine (<i>Perdix perdix</i>)
Europe (Tucker & Heath, 1994 ; BirdLife International, 2004)	L'espèce était classée « <i>Vulnerable</i> » au début des années 1990 car sa population en Europe, estimée à 8 300-10 800 couples en 1980-1990, était considérée comme petite, et un fort déclin s'observait dans les plaines russes (effectif de 15 000-20 000 couples). Elle a été classée « <i>Depleted</i> » par BirdLife International au début des années 2000, car sa population, estimée à 32 000-59 000 couples en Europe (dont 20 000-40 000 en Russie), est jugée petite et en dessous des effectifs estimés avant son fort déclin dans les années 1970-1990.	L'espèce était classée « <i>Vulnerable</i> » au début des années 1990 car sa population, estimée à 1,7-2,9 millions de couples en Europe en 1985-1990 (plus 1 à 2 millions en Russie), avait très fortement régressé au cours du 20 ^e s. dans toute son aire de répartition (comme le suggère la diminution drastique et généralisée des tableaux de chasse entre les années 1930 et 1980 – Birkan & Jacob, 1988). Elle a été reclassée « <i>Vulnerable</i> » par BirdLife International au début des années 2000, à cause de son déclin persistant en Europe de l'Ouest en 1990-2000. Sa population a été estimée à 1,6-3,1 millions de couples dont 580 000-800 000 en Russie.
France (Rocamora & Yeatman-Berthelot, 1999)	La population a été estimée à 2 700-3 800 couples au début des années 1980 (FIR-UNAO, 1984), ce qui représentait environ un tiers de la population d'Europe. Selon l'enquête réalisée en 2000, elle serait actuellement de 7 800-11 200 couples (Thiollay & Bretagnolle, 2004). La population française est globalement dans une dynamique de restauration. En effet, on a observé une expansion des effectifs nicheurs entre les années 1970 et 1990 (figure 1), en particulier dans le centre-Nord de la France où le Busard Saint-Martin colonise depuis quelques dizaines d'années les plaines cultivées. L'espèce n'est donc pas considérée comme vulnérable mais comme « à surveiller ».	La population représentait au début des années 1980 un tiers de la population d'Europe. Une enquête récente a permis d'estimer la population nicheuse à 750 000 couples (Reitz, 2003a) et a révélé que l'aire de répartition de l'espèce à l'état sauvage avait régressé entre la fin des années 1970 et la fin des années 1990 là où les densités étaient les plus faibles. Du fait de ce déclin persistant, la Perdrix grise est classée sur la liste orange du SEOF/LPO. Elle est toutefois encore bien présente à l'état sauvage dans le centre-Nord, avec de belles densités de 20-40 voire plus de 50 couples/100 ha (figure 2).

probablement être affaiblies ou déjà mortes (voir Clarke & Tombal, 1989 ; Farcy, 1994), en conséquence de quoi les busards n'ont pas d'impact significatif sur les populations de perdrix (Tombal, 1982). En outre, les protecteurs condamnent d'autant plus les méthodes qu'elles sont non sélectives, tel que l'empoisonnement, qui tue d'autres espèces de rapaces non impliquées dans le conflit. Les analyses de Bemy *et al.* (1998) confirment que certains cas d'empoisonnement (par des insecticides) sont attribués à de la malveillance. Notons ici que la dimension philosophique, c'est-à-dire l'acceptation ou non, à

titre individuel, du principe de la chasse comme loisir, sort du cadre de ce travail mais n'est pas apparue comme un point central du conflit.

Le point sur les connaissances scientifiques

Dans une telle situation de conflit, les connaissances scientifiques acquises sur le statut des deux espèces, sur le régime alimentaire du Busard ainsi que sur l'impact de la prédation des busards sur les populations de perdrix grises apportent des éléments objectifs éclairant le débat.

Statut démographique de la Perdrix et du Busard

Le Busard Saint-Martin et la Perdrix grise étaient tous deux classés comme « *Vulnerable* »⁴ à l'échelle européenne au début des années 1990, à cause du déclin global de leurs effectifs (Tucker & Heath, 1994 – tableau 1). Si la perdrix a été reclassée « *Vulnerable* » en Europe au début des années 2000 à cause de son déclin persistant, le busard Saint-Martin a quant à lui été classé « *Depleted* », à cause de sa population jugée encore petite et de son fort déclin historique (BirdLife International, 2004 – tableau 1).

Dans les deux cas, la France accueillait dans les années 1990 et encore aujourd'hui la plus forte proportion des effectifs d'Europe (hors Russie). Les populations françaises de Busard Saint-Martin et de Perdrix grise présentent donc un intérêt majeur pour la protection de ces espèces en Europe. Toutefois, leur évolution récente en France est contrastée. On a observé une dynamique d'expansion du Busard Saint-Martin (figure 1) et une érosion de l'aire de répartition de la Perdrix grise (figure 2).

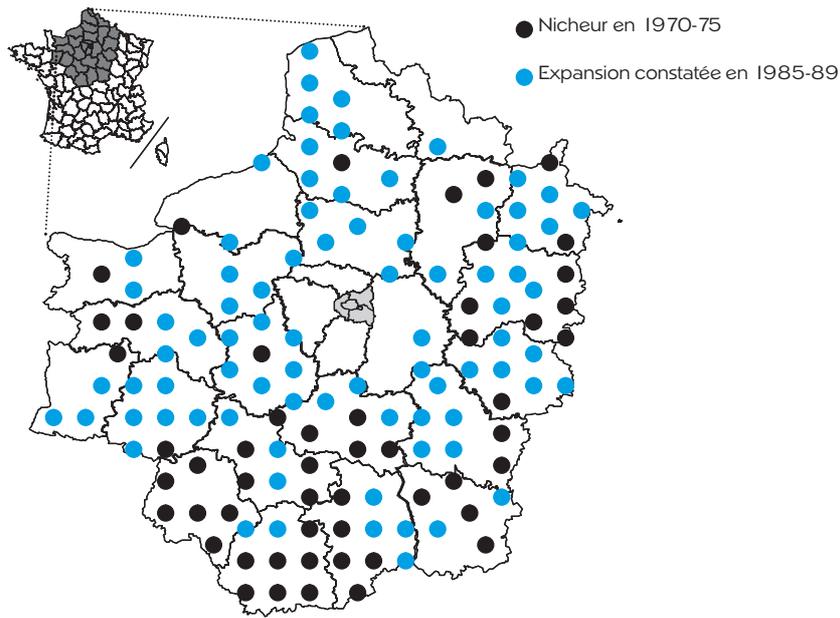


M. Benmergui/ONCFS

Le Busard Saint-Martin se nourrit avant tout de petits rongeurs et de passereaux.

⁴ – Les classes de vulnérabilité sont définies à partir d'un double critère d'effectifs et de tendance d'évolution des populations (voir Rocamora & Yeatman-Berthelot, 1999).

Figure 1 – Evolution de l'aire de reproduction du Busard Saint-Martin en France
(d'après Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994)



Des évolutions corrélées ?

On ne dispose pas des données qui nous permettraient véritablement d'affirmer que l'augmentation des effectifs de busards dans les plaines cultivées est responsable du déclin de la Perdrix grise. La synthèse des données issues d'atlas ornithologistes (Yeatman-Berthelot & Jarry, 1994 ; Thiollay & Bretagnolle, 2004) et du réseau *Perdrix* (Reitz, 2003a) ne fait au mieux que le suggérer, sur la base de coïncidences géographiques et temporelles souvent approximatives car fragmentées (figures 1 et 2). L'absence de suivi à long terme de ces deux espèces sur un même réseau de territoires n'autorise donc pas de conclusion définitive. En effet, les tout premiers comptages de perdrix ont débuté à la fin des années 1970 en Beauce, puis se sont généralisés à d'autres régions entre la fin des années 1980 et le milieu des années

Figure 2 – Régression de l'aire de répartition de la Perdrix grise entre la fin des années 1970 et la fin des années 1990
(carte établie d'après Yeatman-Berthelot & Jarry (1994) pour la régression entre 1970-75 et 1985-89, et d'après Reitz (2003a) entre 1979 et 1998 ; les lignes délimitent les zones de régression de la Perdrix grise à l'état sauvage) **et évolution récente des densités (nombre de couples/ 100 ha) dans différentes régions agricoles**
(graphes établis d'après les données du réseau national *Perdrix* ONCFS/FNC/FDC)

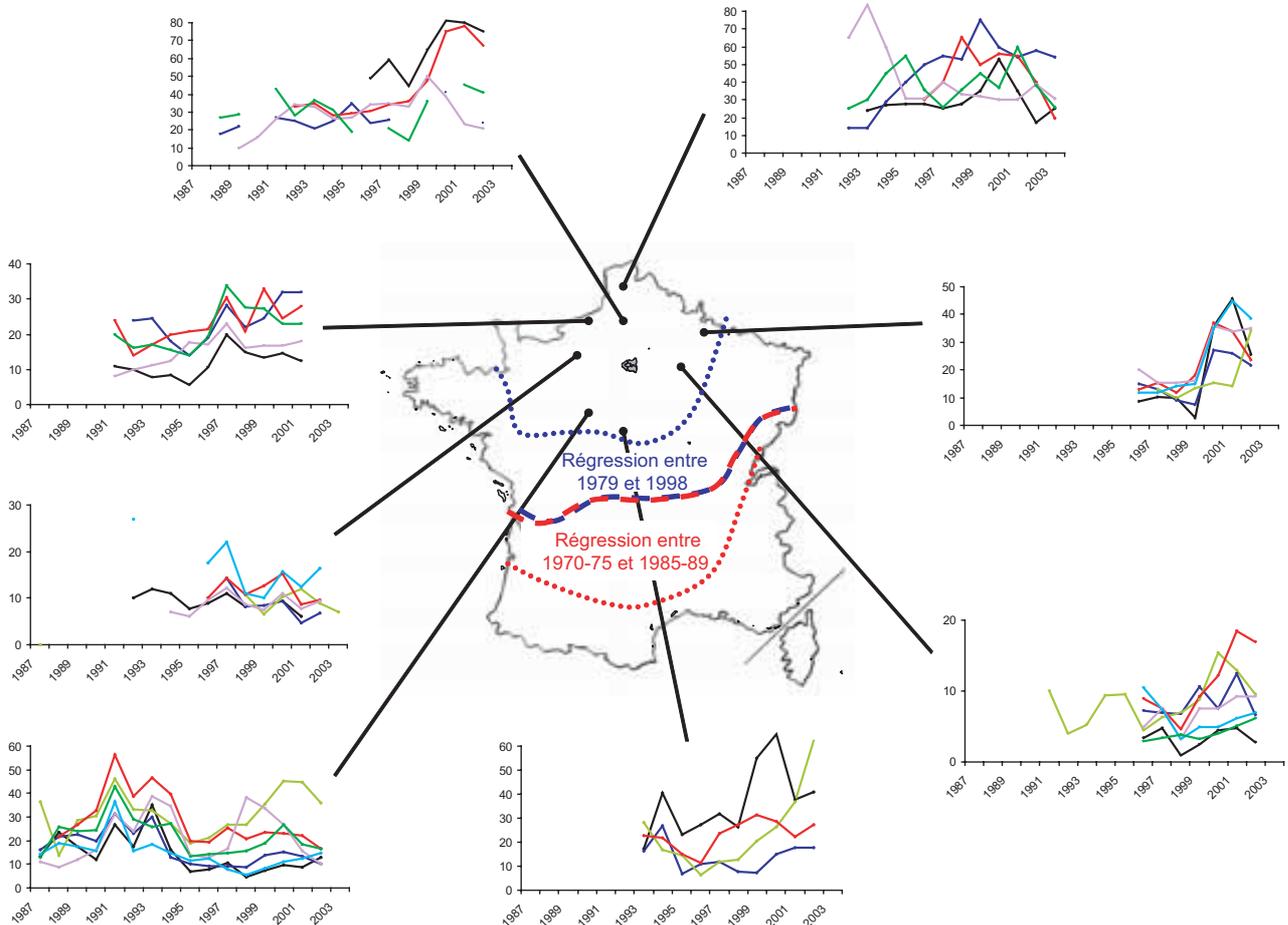


Tableau 2 – Synthèse bibliographique des études menées en France sur le régime alimentaire du Busard Saint-Martin
(les résultats sont exprimés en % du nombre de proies analysées)

Saison	Année	Habitat (région)	Mois	Taille d'échantillon	Composition du régime alimentaire					Références
					Petits mammifères	Lagomorphes	Galliformes	Autres oiseaux	Autres proies	
Hiver	-	plaine cultivée zone humide et forêt (Nord Pas-de-Calais)	-	83 pelotes + 11 reliefs	mammifères : 52,7		2,1 (Perdrix grise)	33,3	11,8 (vers de terre)	Tombal (1982)
	1983	(Picardie)	février-mars	177 pelotes	81,2	0	0	18	0,7 (batraciens)	Robert & Royer (1984)
	1989	plaine cultivée (Nord)	février	96 proies	27,1	17,7	3,1 (Perdrix grise)	52,1	0	Clarke & Tombal (1989)
	1979-1981	zone humide (Normandie)	janvier-mars	214 pelotes + reliefs	92,45	0,15	0	4,1	0,30	Chartier (1991)
Printemps été	1976-1977	forêt (Picardie)	-	19 pelotes	3,4	0	0	27,6	69 (invertébrés)	Delcourt (1977)
	1976-1977	(Picardie)	-	26 pelotes	4,6	0	4,7	39,5	51,2 (invertébrés)	Robert & Royer (1984)
	1991-1992	plaine cultivée (Pas-de-Calais)	-	66 pelotes (5 nids)	29,2	7,7	1,5	58,2	3,1 (insectes)	Farcy (1994)
	1993		-	415 proies (1 nid)	90	-	-	-	-	Maurel (1995)
	1993-2000	plaine cultivée (Champagne crayeuse)	juin-juillet	2 049 éléments (pelotes + reliefs)	63,7	1,2	3,2	29,9	0,08	Millon <i>et al.</i> (2002)
	1976-1978	zone herbagère : haies, pâturages, forêts (Limousin)	-	26 proies	15,4	11,5	3,8 (Perdrix rouge)	61,5	7,7 mammifères non précisés	Nore (1979)
	1972-1982		-	43 proies	25,6	7	2,3 (Perdrix rouge)	65,1		Grafeuille (1983-1984)

1990, c'est-à-dire après la phase rapportée de déclin de la Perdrix et le début de la colonisation du centre-Nord par le Busard Saint-Martin.

Régime alimentaire du Busard Saint-Martin

Le régime alimentaire du Busard Saint-Martin en France a été étudié dans plusieurs habitats et au cours de différentes saisons. L'analyse synthétique de ces études montre qu'il varie selon les sites géographiques et les années (tableau 2). Sa composition dépend très probablement de la disponibilité des proies (opportunisme). La gamme des proies varie des invertébrés (arthropodes et vers de terre) à des mammifères de taille moyenne (jeunes de lagomorphes) et un cortège diversifié d'oiseaux (alouettes, pigeons, vanneaux, grives, bruants, verdiers, etc.), parmi lesquels des galliformes (perdrix, cailles). Le Busard Saint-Martin présente donc en France, en tant qu'espèce, un comportement alimentaire généraliste. Toutefois, les populations semblent spécialisées sur les petits mammifères et les

petits oiseaux, qui représentent l'essentiel des proies consommées. Les données publiées sur ce thème ne permettent pas de savoir s'il existe ou non, dans certaines situations, un phénomène de spécialisation de certains busards sur des proies occasionnelles comme des espèces gibiers.

Les perdrix grises peuvent faire partie du régime alimentaire du Busard Saint-Martin tout au long de l'année lorsque celui-ci est établi dans les plaines cultivées, mais leur contribution en nombre et en poids reste réduite (proie occasionnelle). L'étude la plus détaillée sur le sujet a été menée par Millon *et al.* (2002) en Champagne. D'après leurs données, la proportion de perdrix dans le régime du Busard (3,2 % en nombre, 15 % en poids) n'a pas augmenté au cours de leurs huit années d'étude (1993-2000) et n'a que peu fluctué d'une année à l'autre.

Quantification de la prédation des rapaces sur la Perdrix grise

Pour estimer l'importance quantitative de la prédation des rapaces dans la morta-

lité des perdrix et son impact en termes de dynamique de population, une étude à grande échelle a été menée en 1995-1997 sur 10 territoires contrastés du centre-Nord de la France. Le taux de mortalité des perdrix au printemps-été a été estimé grâce au radio-pistage journalier de plus d'un millier d'oiseaux. Les différentes causes de mortalité ont ainsi pu être identifiées et quantifiées. Parallèlement au suivi télémétrique, les abondances en renards, mustélidés et busards ont été estimées, et l'habitat a été décrit.

Le taux de mortalité des poules reproductrices a été estimé, en moyenne, à 50 % entre mars et septembre, variant de 35 % à 70 % selon les sites d'étude (les biais potentiels liés à l'utilisation des colliers émetteurs ont été pris en compte – Bro *et al.*, 1999 et 2001). Des résultats similaires avaient été trouvés par Reitz *et al.* (1993) quelques années auparavant en Beauce. La chronologie de la mortalité des perdrix au printemps-été a suivi une courbe dite « en cloche », avec un pic en mai, juin et juillet coïncidant avec leur période de ponte et de couvain

(figure 3). La prédation a été la cause principale de mortalité (75 %), les pratiques agricoles et autres causes (maladies, collisions) ne représentant qu'une faible part (figure 4). Les prédateurs, carnivores *versus* rapaces, ont été identifiés d'après l'état du cadavre (plumes arrachées ou sectionnées, viscères consommés ou non, proie partiellement consommée), sa localisation (enfoui sous terre, retrouvé dans un terrier de Renard, un gîte de Fouine) ou d'autres signes de terrain (odeur, crottes). Toutefois, l'identification de l'espèce prédatrice elle-même est souvent restée difficile.

Si l'étude a confirmé que les taux de mortalité des perdrix étaient élevés, elle a également modéré la généralité du problème « rapace » à certaines régions géographiques (figure 4). Un complément d'étude a montré que les forts taux de prédation ne s'expliquaient pas par de la nécrophagie et que les oiseaux morts de prédation étaient, d'après les analyses vétérinaires effectuées, en bonne santé.

Une série de corrélations entre le taux de mortalité des perdrix, en particulier par prédation, et des facteurs environnementaux de type abondance de prédateurs et caractéristiques de l'habitat a été testée statistiquement. Le taux de survie était négativement corrélé au taux de prédation, suggérant que la prédation était au moins partiellement additive

Figure 3 – Pic de mortalité et causes de prédation des poules de Perdrix grise en période de reproduction

(source : Etude Nationale Perdrix Grise 1995-97, ONC/UNFDC/8 FDC)

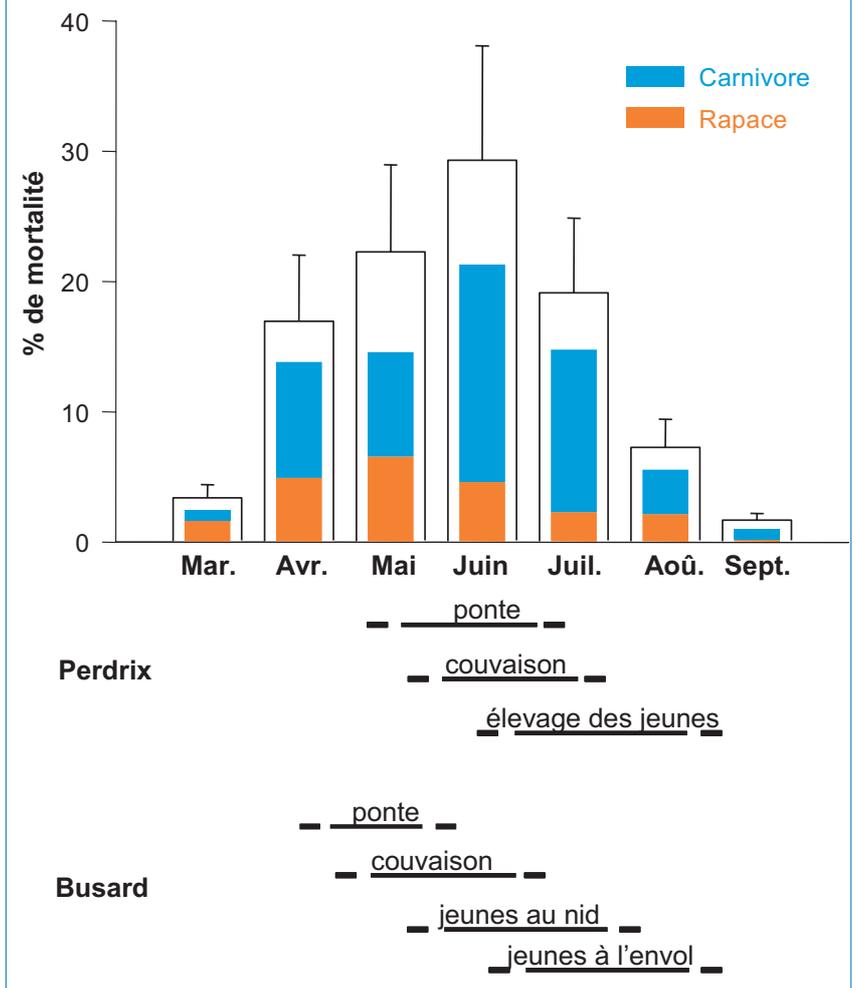
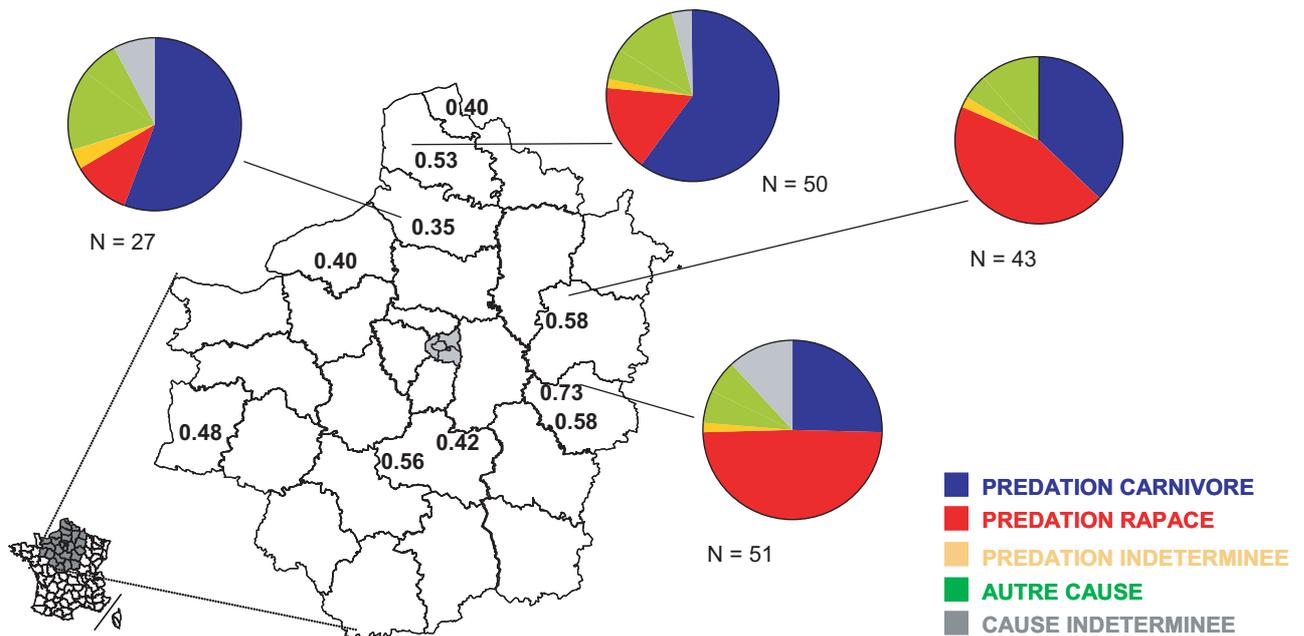


Figure 4 – Taux de mortalité printanier et estival des poules de Perdrix grise et causes de mortalité identifiées grâce au radiopistage journalier des oiseaux marqués

(source : Etude Nationale Perdrix Grise 1995-97, ONC/UNFDC/8 FDC)



aux autres causes de mortalité (lire l'encadré 3). La relation entre le taux de mortalité par rapace et d'une part l'abondance des busards Saint-Martin (figure 5.1), d'autre part le rapport entre l'abondance en busards Saint-Martin et en perdrix (figure 5.2), était statistiquement positive dans les deux cas. Toutefois, ces relations ne sont que corrélatives et ne démontrent pas en toute rigueur un lien de causalité directe. Elles peuvent cacher des effets complexes, comme par exemple des interactions entre le risque de prédation et des caractéristiques d'habitat (Reitz *et al.*, 2002) ou d'abondance de proies.

Impact de cette prédation

Pour apprécier l'impact de cette mortalité sur la dynamique de population des perdrix, un modèle démographique a été construit pour simuler l'évolution de leurs populations et estimer l'importance relative de chaque paramètre de survie et de reproduction sur le taux de croissance

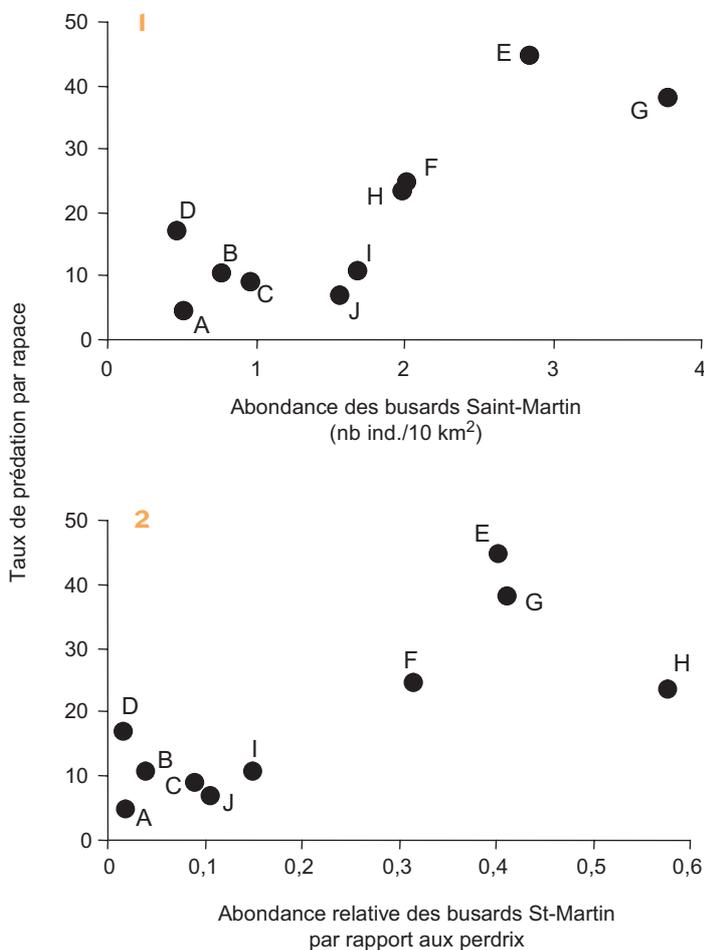
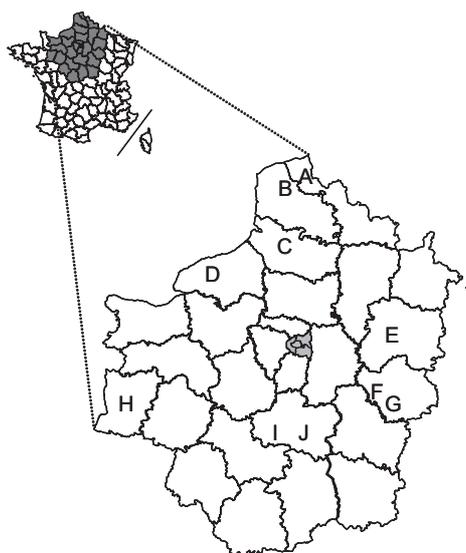


Service technique FDC 51

Cadavre de perdrix, proie occasionnelle du Busard Saint-Martin.

Figure 5 – Relations entre le taux de prédation des perdrix par rapace et (1) l'abondance des busards Saint-Martin, (2) le rapport entre l'abondance des busards Saint-Martin et des perdrix grises

(source : Etude Nationale Perdrix Grise 1995-97, ONC/UNFDC/8 FDC)



Encadré 3 – Impact de la prédation sur une population de proies : une réalité bien plus complexe qu'il n'y paraît...

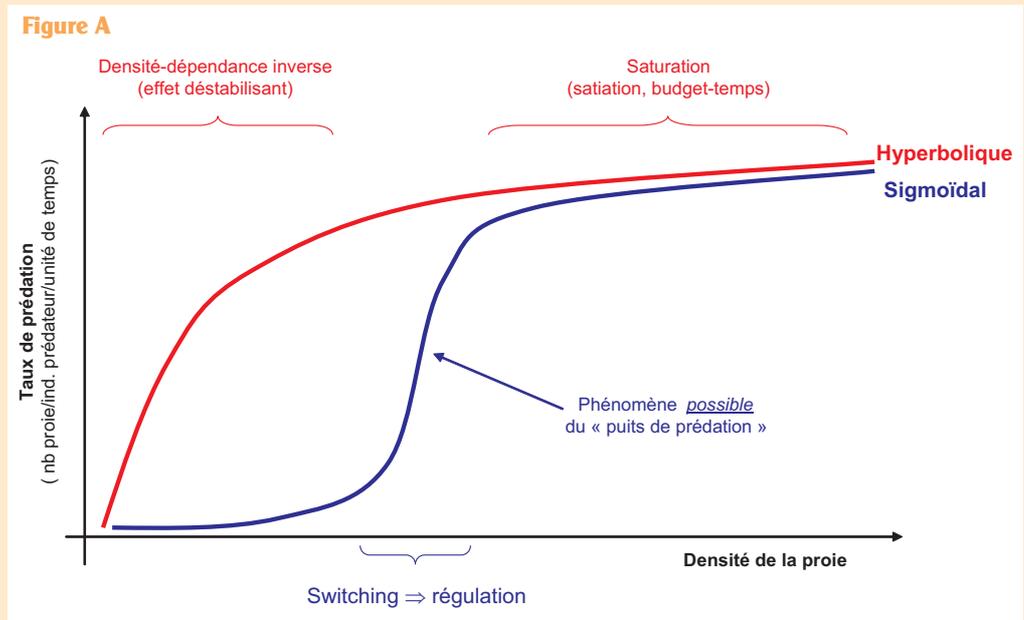
Explications de quelques concepts

Dans les années 1950-1960, il était généralement admis que la prédation avait un impact limité sur les populations de proies car on pensait que les prédateurs ne consommaient que les proies affaiblies, par exemple de maladie ou de vieillesse, qui seraient de toute façon mortes d'une autre cause (notion de « surplus »). La prédation étant un processus fondamental dans les relations inter-spécifiques, de nombreuses études ont été menées depuis lors sur la dynamique des relations prédateurs-proies. Ces études ont révélé la complexité de ce qui paraissait si simple. Le premier niveau de complexité correspond à la combinaison d'effets tant démographiques que comportementaux dans la relation qui lie un prédateur et une proie. Le second niveau de complexité concerne la dynamique de cette relation replacée dans son contexte global.

1) – Relation : une espèce de prédateur – une espèce proie

L'impact de la prédation sur une population proie dépend de la combinaison d'une réponse numérique et d'une réponse fonctionnelle du prédateur à la densité de sa proie. La réponse numérique est la relation entre l'abondance du prédateur et celle de la proie ; par exemple, plus les proies sont abondantes, plus il peut y avoir de prédateurs. La réponse fonctionnelle est quant à elle la relation entre le taux de prédation (défini comme le nombre d'individus proies capturés *par* individu prédateur *et par* unité de temps) et l'abondance de la proie : elle peut exprimer par exemple que, plus une proie est abondante et donc facile à trouver, plus le prédateur pourra en consommer par unité de temps. La réponse dite totale combine ces deux effets, le numérique (de nature démographique) et le fonctionnel (de nature comportemental). Cette réponse totale peut être principalement de deux types correspondant à des formes de courbe dites « hyperbolique » et « sigmoïdale ». Le type hyperbolique (figure A) est caractérisé par une forte augmentation du taux de prédation lorsque la densité de la proie augmente mais est faible, puis celui-ci atteint rapidement un maximum qui peut être lié aussi bien à la satiété du prédateur qu'à une saturation de son budget-temps de chasse. Le type sigmoïdal (figure A) est quant à lui caractérisé par un faible taux de prédation à faible densité de la proie (dû à une faible disponibilité de cette proie), qui augmente fortement autour d'une densité « seuil » puis devient maximal.

L'impact de la prédation sur la population proie dépend donc de l'abondance de cette proie, en d'autres termes de son statut de population. Quelques cas de prédation sont négligeables si l'abondance de la proie est élevée mais peuvent poser problème si l'abondance de la proie est faible. De la même façon, l'impact de la prédation sur une population de proies dépend de l'abondance du prédateur (par « effet de masse »). Or, l'abondance tant du prédateur que de sa proie peut être déterminée par de multiples facteurs de l'environnement, en particulier les caractéristiques de l'habitat.



Selon les situations, la prédation peut avoir un effet régulateur (elle réduit l'amplitude des fluctuations intra et/ou inter-annuelles d'abondance de la proie), un effet déstabilisant (elle peut conduire à la quasi-extinction de la proie) ou un effet limitant (l'abondance moyenne de la proie est plus faible que s'il n'y avait pas de prédation). Dans certaines conditions (réponse de type sigmoïdal), la prédation peut piéger la proie dans un état stable de faible densité (phénomène appelé « puits de prédation »).

2) – Contexte global du système : plusieurs prédateurs – plusieurs proies

Dans les systèmes naturels, une seule espèce de prédateur n'interagit pas avec une seule espèce de proie. Plusieurs espèces de prédateurs et plusieurs espèces de proies interagissent entre elles. Les prédateurs peuvent consommer plusieurs espèces de proies et développer ainsi entre eux des relations de compétition. Par ailleurs, la prédation n'est pas la seule cause de mortalité des espèces proies.

Dans ce contexte, une seconde notion à prendre en considération est celle d'additivité et de compensation. L'impact de la prédation par un prédateur sur une population proie dépend de ce que seraient devenus les individus proies morts de cette prédation s'ils n'avaient pas été prédatés. S'ils devaient survivre, on qualifie la prédation d'« additive » par rapport aux autres causes de mortalité. S'ils devaient mourir d'autres causes, on qualifie alors la prédation de « compensée ». Ceci étant également vrai pour la prédation exercée par différentes espèces de prédateurs. En fait, les notions d'additivité et de compensation sont les deux extrêmes d'un gradient ; sur le terrain, on observe des situations intermédiaires très variées.

Un second aspect concerne l'effet « de masse » décrit précédemment. Un prédateur généraliste dont l'abondance est élevée du fait de l'abondance de ses proies principales peut avoir en conséquence un impact important sur une population proie occasionnelle, si celui-ci n'est pas très sélectif dans le choix de ses proies (hypothèse dite des « prédateurs partagés »).

de la population (Bro, 1998 ; Bro *et al.*, 2000). Les simulations de ce modèle ont montré que la survie des poules pendant la période de reproduction était le paramètre le plus crucial.

Les busards Saint-Martin limitent-ils les populations de perdrix grises ?

Les données de terrain (fort taux de prédation par rapace, Perdrix grise comme proie occasionnelle du Busard, augmentation des effectifs de busards) et les simulations du modèle démographique (importance de la survie des poules reproductrices dans le taux de croissance d'une population) suggèrent que la prédation par rapace est un facteur limitant de certaines populations de perdrix grises dans les plaines céréalières du centre-Nord de la France. Toutefois, ces données ne sont pas une démonstration rigoureuse, car l'ensemble des mécanismes régissant les relations Perdrix-Busard est loin d'être connu. Estimer l'impact réel de la prédation sur une population proie demande des études longues, complexes et coûteuses, car les relations prédateur(s)-proie(s) sont elles-mêmes très complexes (encadré 3).

A titre d'exemple, lorsque la population d'une espèce proie est à faible densité, la prédation de seulement quelques individus peut avoir des conséquences démographiques importantes, de limitation (C'est le cas du phénomène dit du « puits de prédation ») voire de déstabilisation (encadré 3). On sait en particulier, tant par la théorie que par des cas concrets de terrain, qu'un prédateur généraliste dont l'abondance est relativement élevée peut limiter la densité d'une proie occasionnelle. Trois exemples d'une telle situation sont documentés : 1) la prédation de faisans par des autours sur des sites où les effectifs de ce prédateur sont élevés du fait d'une forte abondance de lapins (Kenward, 1986), 2) la prédation de lagopèdes d'Ecosse dans des landes où les effectifs de busards Saint-Martin sont élevés du fait de fortes abondances en campagnols et en passereaux (Thirgood *et al.*, 2002) et 3) la prédation de perdrix grises par les renards dans des secteurs à forte abondance de lagomorphes (Reynolds & Tapper, 1996). La synthèse des connaissances scientifiques sur le cas « Perdrix-Busard » suggère un tel scénario.

Dans la logique scientifique, l'étape suivante serait de tester cette hypothèse en relaxant expérimentalement la pression de prédation, en prélevant des busards, pour voir si la densité des perdrix augmente. Cette approche expérimentale n'est toutefois pas la seule alternative. Une autre serait de suivre sur le long terme plusieurs territoires favorables aux perdrix, en cours de colonisation par le Busard mais stables d'un point de vue « habitat », et d'étudier simultanément les taux et causes de mortalité des perdrix et le régime alimentaire du Busard. Le résultat « plus de busards égal moins de perdrix » (ou réciproquement) est toutefois loin d'être acquis car les relations interspécifiques à l'échelle de l'écosystème sont très complexes ; les relations entre une espèce prédatrice et une espèce proie dépendent du contexte global (encadré 3).

Quelles solutions potentielles ?

La régulation illégale d'espèces protégées montre que les lois ne sont pas suffisantes pour assurer effectivement la protection de certaines espèces. Les aspects socioculturels doivent également être considérés et des solutions consensuelles trouvées au cas par cas. Les solutions potentielles (Kenward, 2000 ; Conover, 2002) ont pour objectif de limiter la prédation, soit par des méthodes indirectes d'ordre comportemental (nourrissage de diversion du prédateur, aménagement de l'habitat pour limiter la prédation), soit par des méthodes directes d'ordre démographique (prédation intra-guille⁵, régulation des effectifs du prédateur par des méthodes létales ou non comme la translocation⁶). Outre ces solutions biologiques, des primes compensant les pertes en gibier ou encourageant la prise en compte de la diversité biologique globale sur un territoire peuvent être proposées (voir Kenward, 1999 et 2000).

Chacune des solutions biologiques potentielles précédemment citées est discutée ci-dessous d'un point de vue technique, même si certaines d'entre

⁵ - Relation de prédation qui existe entre différentes espèces de prédateurs.

⁶ - Capture d'individus sauvages sur un territoire et libération sur un autre territoire.

elles paraissent inacceptables aux yeux des chasseurs ou des protecteurs de rapaces. La discussion ne prend pas en compte les aspects éthique et juridique qui relèvent respectivement de convictions personnelles et d'un choix de société, ni même les considérations d'ordres financier et logistique inhérentes à leur mise en œuvre éventuelle à grande échelle et sur le long terme.

Nourrissage de diversion du prédateur

Cette méthode a été expérimentée en Ecosse pendant deux ans pour tester son efficacité à limiter la prédation des busards sur les lagopèdes. Des postes de nourrissage ont été placés à proximité des nids de busards. Le taux de prédation sur les poussins de lagopèdes a fortement baissé, suggérant que la technique peut effectivement diminuer l'impact de la prédation sur une proie alternative. Mais le taux global de mortalité des poussins n'a pas diminué, suggérant l'existence d'un autre facteur non identifié (Redpath *et al.*, 2001). Le nourrissage des busards n'a pas non plus permis de diminuer le taux de mortalité des lagopèdes adultes au printemps, ni d'augmenter leurs densités de printemps. Les résultats sont donc mitigés. En outre, cette méthode demanderait à être testée sur le long terme, car le nourrissage peut avoir un effet positif sur l'abondance des busards (en augmentant leur succès reproducteur *via* le taux de polygynie, la taille de ponte ou le taux de survie des jeunes (Simmons *et al.*, 1986 ; Amar & Redpath, 2002) ou encore le recrutement des jeunes) voire sur l'abondance d'autres espèces de prédateurs (Redpath *et al.*, 2001).

Aménagement de l'habitat

L'aménagement de l'habitat est une autre solution indirecte visant à limiter la prédation, en apportant des couverts refuge pour la proie et/ou une diversité et une abondance de proies pour les prédateurs.

L'étude Nationale *Perdrix Grise* 1995-1997 a montré que la période de couvain était une période sensible en termes de prédation (figure 2) ; or de mai à juillet, les couverts ne manquent pas. Des expérimentations ont récemment été menées, toujours en plaine de grandes cultures, pour la période été-hiver (Mayot *et al.*, 2004). Une mosaïque de bandes



R. Lasseur

Aménagement typique de l'habitat en plaine de grandes cultures : bande de maïs-sorgho implantée pour fournir des couverts après les moissons.

de couvert annuel de type « maïs-sorgho » a été implantée au printemps sur 2-3 % de la SAU et laissée en place jusqu'à la fin de l'hiver, afin de constituer des couverts refuge. Ces bandes n'ont pas permis d'améliorer le statut des populations de perdrix à court terme (3 ans). Elles auraient même plutôt augmenté le taux de mortalité hivernale en concentrant proies et prédateurs dans ces îlots de couvert. Ces résultats ne doivent pas décourager les initiatives d'aménagement de l'habitat car d'autres pistes restent à explorer, que ce soit la forme des aménagements, les couverts utilisés, leur abondance, leur inter-connection, etc.

L'aménagement de l'habitat est potentiellement susceptible de (re)créer des conditions de vie plus favorables à tout un cortège d'espèces de faune et de flore sauvages inféodées aux plaines de grandes cultures, qui ont fortement

décliné en relation avec la modernisation de l'agriculture – monoculture, agrandissement du parcellaire, utilisation de produits phytosanitaires, etc. (Chamberlain *et al.*, 2000). Ces modifications profondes de l'habitat, qui sont considérées comme la cause première (et ancienne) de la régression de la faune dans les plaines, peuvent amplifier l'impact de la prédation (voir Evans, 2004).

Toutefois, cette option se heurte aux difficultés suivantes : 1) le coût financier, 2) l'absence de maîtrise agricole par les chasseurs en dehors des chasses privées et 3) les contraintes liées à l'exploitation agricole en plaine de grandes cultures. La résolution du premier point pourrait se faire via la PAC. Le deuxième point constitue un paradoxe dans la gestion de la faune sauvage en France : la faune n'appartient à personne (*res nullius*) mais dépend

d'un habitat qui, lui, est largement privé. Quant au troisième, des enquêtes sociologiques ont montré que certains agriculteurs acceptent mal les aménagements faunistiques du fait des contraintes qu'ils engendrent (voir Rambaud, 1991 et Fuzeau, 1998).

Prédation intra-guilde

Une troisième solution indirecte consisterait à favoriser la prédation intra-guilde⁵. Cela se traduit par la réintroduction ou le renforcement de population d'une espèce de prédateur qui agit négativement, par prédation (ou compétition), sur d'autres espèces de prédateurs. La prédation intra-guilde est reconnue pour avoir une influence majeure sur l'abondance et la distribution de prédateurs de taille moyenne (voir Jimenez & Conover, 2001). Dans le contexte des plaines de grandes

cultures françaises, la prédation par les renards pourrait éventuellement limiter le succès reproducteur du Busard Saint-Martin (Schüpbach, 1996 ; Redpath *et al.*, 2001). Toutefois, peu de choses sont connues quant à l'impact de la prédation des renards sur les busards. Cette problématique pourrait être étudiée en regardant l'influence du piégeage du Renard sur la dynamique de population des busards et/ou en identifiant et quantifiant les causes d'échec des pontes et de mortalité des jeunes de Busard. Cependant, une augmentation de l'abondance du Renard, prédateur généraliste, pourrait avoir des effets négatifs sur tout un cortège d'espèces, dont la Perdrix grise.

Translocation de busards

La translocation⁶ a été évoquée pour réduire la prédation sur les lagopèdes en Ecosse, en limitant les densités de busards à un niveau ne menaçant pas la rentabilité économique des landes à lagopèdes (Potts, 1998 ; Watson & Thirgood, 2001). Cette solution a été expérimentée en Suède dans les années 1980, en déplaçant les autours nichant à proximité de grandes volières à ciel ouvert où étaient lâchés des faisans (Marström & Kenward, 1981). Il n'a pas été constaté de retour des oiseaux déplacés lorsqu'ils étaient relâchés suffisamment loin de leur site de capture. Toutefois, cette méthode serait *a priori* moins efficace sur les oiseaux que sur les mammifères, à cause de leur tendance à retourner sur leur site de capture (fidélité au site de reproduction, surtout chez les adultes). Elle peut paraître séduisante car elle est non létale et serait susceptible d'améliorer globalement le statut de l'espèce objet de la translocation en étendant son aire de répartition ; mais se pose la question de son efficacité à long terme (Watson & Thirgood, 2001).

Quotas de prélèvements

Des « quotas » de limitation des populations du Busard Saint-Martin (soit par prélèvement de nids, d'œufs ou de jeunes) pourraient être définis. Si cette option semble acceptable pour ceux qui admettent qu'une régulation contrôlée peut être plus satisfaisante qu'une

Encadré 4 – L'enlèvement d'un prédateur ne signifie pas automatiquement baisse du taux de mortalité de sa proie

Les concepts théoriques exposés dans l'encadré 3 expliquent pourquoi la réduction des effectifs d'un prédateur donné se traduit parfois – mais pas toujours – par une augmentation de l'abondance d'une proie cible, par exemple une espèce gibier (voir par exemple Côté & Sutherland, 1997). L'impact de l'enlèvement d'un prédateur, par exemple par piégeage, sur une population proie peut être limité si :

- la prédation exercée par ce prédateur est (partiellement) compensée par la prédation exercée par d'autres prédateurs (ou d'autres causes de mortalité) ;
- le prédateur piégé exerçait lui-même une pression de prédation sur une autre espèce de prédateur ;
- les territoires laissés vacants par les individus prédateurs piégés sont comblés par d'autres individus issus de la sous-population non reproductrice (Reynolds *et al.*, 1993 ; Etheridge *et al.*, 1997). L'enlèvement de prédateurs doit donc être réalisé lorsque la mortalité du prédateur due au piégeage est additive (en général lorsque les reproducteurs ont établi leurs territoires, au printemps, et pas en hiver lorsque les jeunes se dispersent).

En conclusion, l'impact de l'enlèvement de prédateurs est susceptible d'être plus efficace s'il concerne plusieurs espèces. La période de piégeage peut être courte mais doit être judicieuse.

régulation sauvage – qui s'avère souvent être non sélective (Villafruerte *et al.*, 1998 ; Kenward, 2000) –, elle reste toutefois très controversée actuellement. Elle n'est pas acceptable pour les protecteurs de rapaces car illégale, et ne pourrait être consentie qu'ultimement si toutes les autres alternatives échouaient. Or, ces alternatives n'ont pas toutes été testées. Même si cette idée était admise dans son principe, les résultats ne seraient pas acquis pour autant, soit que la baisse de prédation par rapaces soit compensée par d'autres causes de mortalité, soit que les individus retirés soient remplacés par d'autres (encadré 4). Une expérimentation ponctuelle pourrait permettre d'apporter une réponse claire quant à la limitation des populations de perdrix par les busards.

Conclusion

C'est l'apparente contradiction entre les faits en valeur *absolue* (prédation d'un petit nombre de perdrix, correspondant à une faible proportion du régime alimentaire) et les conséquences en valeur *relative* (fort taux de mortalité) qui génère le conflit et constitue les arguments majeurs des parties opposées. Par ailleurs, les espèces présentent toutes deux un intérêt reconnu de conservation avec toutefois un statut démographique hétérogène selon l'échelle géographique à laquelle on le considère : des *populations* sont bien portantes localement mais les *espèces* restent vulnérables dans leurs aires de répartition. Le conflit est également exacerbé par certaines perceptions de la

situation qui relèvent d'aspects psychologiques : le Busard est un oiseau très « visible » de par ses mœurs diurnes, son comportement de chasse particulier, le plumage clair du mâle, ses dortoirs et son comportement migrateur dont la chronologie coïncide avec l'ouverture générale de la chasse. De plus, sa colonisation des plaines céréalières est relativement récente, et l'on tend à s'inquiéter plus des menaces nouvelles que des menaces anciennes, car leur impact est mal connu.

Des solutions techniques existent potentiellement. Certaines d'entre elles, comme le nourrissage de diversion et l'aménagement de l'habitat, pourraient être acceptées par les groupes d'intérêt, ainsi que l'a montré une table ronde de discussion menée dans le cadre du programme REGHAB à propos du conflit « écossais » (Redpath *et al.*, 2004). Toutefois, la réflexion en est encore à un stade théorique, d'une part parce que peu d'options ont été suffisamment testées sur le terrain pour que leur efficacité puisse être garantie, et d'autre part parce que la discussion n'a pas envisagé les aspects financiers et logistiques qui sont loin d'être résolus. Mais le dialogue progresse. Sous l'impulsion de scientifiques, le groupe de travail mondial sur les rapaces (WWGBP) a adopté une résolution reconnaissant que la prédation par des rapaces sur des espèces de galliformes peut être source de conflit avec les chasseurs, que ces conflits gaspillent des ressources et détournent l'attention de problèmes plus fondamentaux (Kenward, 2000). Les intérêts des

chasseurs, des protecteurs des rapaces et des agriculteurs se confondent ; ceux-ci devraient dépasser la divergence des discours « institutionnels » pour unir leurs efforts afin d'aboutir à la conservation de la faune sauvage dans sa diversité.

Remerciements

Nous tenons à remercier toutes les personnes de l'ONCFS (L. Ellison, A. Bernard-Laurent, C. Novoa, E. Ménoni, Y. Magnani, F. Ponce-Boutin, E. Taran, H. Lormée, J.-M. Boutin, F. Biadi, P. Mayot, Ph. et M.-S. Landry ainsi qu'I. Rivault), de la FNC (J.-P. Arnauduc), des FDC de la

région Centre ainsi que l'ensemble des participants issus des organismes de recherche et des associations de protection de la nature qui ont participé au programme REGHAB.

Ce travail fait également l'objet d'une publication scientifique à paraître dans la revue internationale *Wildlife Biology* : « Conflict between grey partridge hunting and hen harrier protection in France : a review » par E. Bro, B. Arroyo & P. Migot.

Bibliographie

– Anonyme. 1994a. Eure-et-Loir : perdrix reportée au 23 octobre. *Nos Chasses* 421 : 4.

– Anonyme. 1994b. Il faut un million de signatures ! *Nos Chasses* 422 : 6.

– Anonyme. 1994c. Les busards ? Une arme insidieuse contre la chasse... mais, sur ce dossier, la Beauce s'est regroupée, appuyée par le Nord et la Picardie, et nous allons marquer des points. *Nos Chasses* 423 : 12.

– Anonyme. 1995. La loi des trois « niet », non à la régulation des busards, à l'introduction de nouvelles espèces et à des parcs de chasse dans certaines zones ou communes. *Nos Chasses* 425 : 6.

– Amar, A. & Redpath, S. 2002. Determining the cause of the hen harrier decline on the Orkney Islands : an experimental test of two hypotheses. *Animal Conservation* 5 : 21-28.



L. Barbier/ONCFS

- Berny, P., Lamarque, F., Buronfosse, F. & Lorgue, G. 1998. Pesticide poisoning in raptors in France : results from the SAGIR network. *Gibier Faune Sauvage / Game & Wildl. Sc.* 15 : 343-350.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe : population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, BirdLife Conservation Series n° 12. UK. 374 p.
- Birkan, M. & Jacob, M. 1988. *La perdrix grise*. Hatier, France. 284 p.
- Bro, E. 1998. Corrélats environnementaux du statut démographique de la perdrix grise (*Perdix perdix*) en France. Thèse Doct. Ecol., Univ. Paris XI. 269 p. + ann.
- Bro, E., Clobert, J. & Reitz, F. 1999. Effects of radio-transmitters on survival and reproductive success of gray partridge. *J. Wildl. Manag.* 63 : 1044-1051.
- Bro, E., Sarrazin, F., Clobert, J. & Reitz, F. 2000. Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *J. Appl. Ecol.* 37 : 432-448.
- Bro, E., Reitz, F., Clobert, J., Migot, P. & Massot, M. 2001. Diagnosing the environmental causes of the decline in grey partridge survival in France. *Ibis* 143 : 120-132.
- Bro, E., Ellison, L. & Migot, P. 2003. REGHAB, un programme européen de réflexion sur les conflits sociaux liés à la gestion et à la protection de la faune sauvage. *Rapport scientifique ONCFS 2002* : 6-11.
- Bro, E., Terrier, M.-E., Soyez, D., Berny, P., Reitz, F. & Gaillet, J.-R. 2004. Faut-il s'inquiéter de l'état sanitaire des populations de perdrix grises sauvages ? *Faune Sauvage* 261 : 6-17.
- Charlez, A. 1993. La gestion des prédateurs : la réglementation, des origines à la situation actuelle. *Actes du colloque « Prédation et gestion des prédateurs », Dourdan, 1-2 Déc. 1992*. Migot, P. & Stahl, P. (éd.). ONC/UNFDC, Paris : 119-124.
- Chartier, A. 1991. Etude du dortoir des busards Saint-Martin *Circus cyaneus* et des roseaux *Circus aeruginosus* du marais de Ver-Meuvaines (Calvados). *Le Cormoran* 8 : 143-150.
- Clarke, R. & Tombal, J.-C. 1989. Régime alimentaire des busards Saint-Martin *Circus cyaneus* utilisant les dortoirs dans les cultures en Cambrésis (Nord). *Le Héron* 22 : 77-80.
- Code de l'environnement. <http://aidaineris.fr/textes/ordonnance/livre-4.htm>
- Conover, M. 2002. *Resolving human-wildlife conflicts. The science of wildlife damage management*. Lewis Publishers, USA. 418 p.
- Côté, I. M. & Sutherland, W. J. 1997. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conservation Biology* 11 : 395-405.
- Delcourt, R. 1977. Nidification du busard Saint-Martin, *Circus cyaneus*, en forêt de Crécy-en-Ponthieu. *L'Avocette* 1 : 16-18.
- Etheridge, B., Summers, R. W. & Green, R. E. 1997. The effects of illegal killing and destruction of nests by humans on the population dynamics of the hen harrier *Circus cyaneus* in Scotland. *J. Appl. Ecol.* 34 : 1081-1105.
- Evans, K.L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146 : 1-13.
- Farcy, L. 1994. Données sur les busards *Circus cyaneus* et *Circus pygargus* nichant dans les cultures des plateaux autour de Frencq, Pas-de-Calais. *Le Héron* 27 : 120-123.
- FIR/UNAO. 1984. Estimation des effectifs de rapaces nicheurs diurnes et non rupestres en France (1979-1982). Ministère de l'Environnement (DNP), Paris.
- FIR. 1993a. Après 20 ans d'efforts. Où en sont les rapaces ? *Bulletin du FIR* 24 : 11.
- FIR. 1993b. Rapaces-Justice. *Bulletin du FIR* 24 : 12-13.
- FIR. 1994. Destruction. Les rapaces sont des incapables. *Bulletin du FIR* 25 : 6-7.
- FIR. 1995a. Busards. Un à zéro : la balle au centre. *Bulletin du FIR* 26 : 14-20.
- FIR. 1995b. Campagne anti-busards : le prétexte électoral. *Bulletin du FIR* 27 : 18-21.
- FIR. 1997. Destructures. Poisons, électrocutions, tirs... *Bulletin du FIR* 31 : 6-10.
- Fossier, P. 1993. Suivi des populations de busards (*Circus sp.*) en Eure-et-Loir pendant la saison de reproduction. In : Migot, P. & Stahl, P. (éd.). *Actes du colloque prédation et gestion des prédateurs*. ONC/UNFDC, France : 71-74.
- Fuzeau, M. 1998. Incidence du milieu sur le devenir des perdrix grises adultes et sur leur reproduction. Exemple des plaines céréalières de la Marne. Mémoire DESS, Univ. Paris VII. 50 p. + ann.
- Garrigues, R. 1981. Enquête nationale perdrix grise. *Bull. Mens. ONC* 43 : 11-23.
- Grafeuille, D. 1983-84. Le busard Saint-Martin en Limousin. *Ornithologie en Limousin* 13-14 : 51-64.
- Hagemeyer, W.J.M. & Blair, M.J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance*. Poyser, UK. 903 p.
- Havet, P. & Biadi, F. 1990. Réintroduction et soutiens de populations d'espèces de petit gibier. *Revue d'Ecologie (Terre & Vie)*, suppl. 5 : 261-289.
- Jimenez, J.E. & Conover, M.R. 2001. Ecological approaches to reduce predation on ground-nesting gamebirds and their nests. *Wildl. Soc. Bull.* 29 : 62-69.
- J.O.R.F. 1998. Question de M. Vasselie à Mme la Ministre de l'Aménagement du territoire et de l'environnement concernant la possibilité de régulation de busards. J.O. du 20/08/98 n° 33 S(Q), p. 2658, in : *Bull. Mens. ONC* (1999) 240 : 51.
- Kenward, R.E. 1986. Problems of goshawk predation on pigeons and some other game. *Proceedings of the XVIII International Ornithological Congress* : 666-678.
- Kenward, R.E. 1999. Raptor predation problems and solutions. *J. Raptor Research* 33 : 73-75.
- Kenward, R.E. 2000. Socio-economic problems and solutions in raptor predation. In : Chancellor, R.D. & Meyburg B.-U. (Eds). *Raptors at risk*. Hancock House Publishers, Blaine : 565-570.
- Kenward, R.E., Hall, D.G., Wall, S.S. & Hodder, K.H. 2001. Factors affecting predation by buzzards *Buteo buteo* on released pheasants *Phasianus colchicus*. *J. Anim. Ecol.* 38 : 813-822.
- Lett, J.-M. & Perrot, M. 1990. Recensement de busards en Beauce du Loir-et-Cher pendant la période de reproduction 1987. *Bull. Mens. ONC* 147 : 16-19.
- Marcström, V. & Kenward, R.E. 1981. Movements of wintering goshawks in Sweden. *Swedish Game Research* 12 : 1-35.

- Maurel, C. 1995. Régime alimentaire des jeunes busards. *Bulletin du FIR* 25 : 20.
- Mayot, P. 1999. Aménagements pour la perdrix : résultats d'une enquête nationale. *Bull. Mens. ONC* 249 : 28-32.
- Mayot, P., Baron, Y., Malécot, M., Meunier, C., Niôt, D., Nouailles, F., Peltier, D., Pindon, G., Bro, E. & Reitz, F. 2004. Impact des couverts faunistiques sur la perdrix grise en plaine de grandes cultures. Résultats d'expérimentations menées en région Centre. *Faune Sauvage* 262 : 33-41.
- Millon, A., Bourrioux, J.-L., Riols, C. & Bretagnolle, V. 2002. Comparative breeding biology of hen harrier and Montagu's harrier : an 8-year study in north-eastern France. *Ibis* 144 : 94-105.
- Nore, T. 1979. Rapaces diurnes communs en Limousin pendant la période de nidification (buse, bondrée, milan noir, busards Saint-Martin et cendré). *Alauda* 47 : 183-194.
- Potts, G.R. 1998. Global dispersion of nesting Hen Harriers *Circus cyaneus* ; implications for grouse moors in the U.K. *Ibis* 140 : 76-88.
- Rambaud, C. 1991. La position des agriculteurs à l'égard des aménagements cynégétiques : l'expression d'une relation au gibier. Rapport de synthèse. *Bull. Mens. ONC* 160 : 39-43.
- Redpath, S.M. & Thirgood, S.J. 1999. Numerical and functional responses in generalist predators : hen harriers and peregrines on Scottish grouse moors. *J. Anim. Ecol.* 68 : 879-892.
- Redpath, S.M., Thirgood, S.J. & Leckie, F.M. 2001. Does supplementary feeding reduce predation of red grouse by hen harriers ? *J. Appl. Ecol.* 38 : 1155-1166.
- Redpath, S.M., Arroyo, B.E., Leckie, F., Bacon, P., Baifield, N., Gutierrez, R.J. & Thirgood, S. 2004. Using decision modelling with stakeholders to reduce human-wildlife conflict : a raptor – grouse case study. *Cons. Biol.* 18 : 350-359.
- Reitz, F. 2000. La perdrix grise. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir saison 1998-1999. *Faune Sauvage* 251 : 38-45.
- Reitz, F. 2003a. Le statut communal de la perdrix grise et de la perdrix rouge en France : résultats d'une enquête. *Faune Sauvage* 258 : 25-33.
- Reitz, F. 2003b. La gestion quantitative des perdrix grises en plaine. *Faune Sauvage* 260 : 14-20.
- Reitz, F. & Mayot, P. 1997. Etude Nationale Perdrix Grise : premier bilan. *Bull. Mens. ONC* 228 : 4-13.
- Reitz, F. & Mayot, P. 2002. Effects of habitat characteristics on the predation risk of grey partridges. In : Thomaidis, C. & Kypridemos, N. (Eds.). *Proceedings of the XXIVth IUGB Congress* : 248-258.
- Reitz, F., Mayot, P., Léonard, Y. & Mettaye, G. 1993. Importance de la prédation dans les causes de mortalité printanière et estivale de la perdrix grise (*Perdix perdix*) en petite Beauce du Loiret-Cher. In : Migot, P. & Stahl, P. (éd.). *Actes du colloque « Prédation et gestion des prédateurs », Dourdan, 1-2 Déc. 1992.* ONC/UNFDC, France : 63-70.
- Reitz, F., Bro, E., Mayot, P. & Migot, P. 1999. Influence de l'habitat et de la prédation sur la démographie des perdrix grises. *Bull. Mens. ONC* 240 : 10-21.
- Reynolds, J.C., Goddard, H.N. & Brockless, M.H. 1993. The impact of local fox (*Vulpes vulpes*) removal on fox populations at two sites in southern England. *Gibier Faune Sauvage* 10 : 319-334.
- Reynolds, J.C. & Tapper, S.C. 1996. Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review* 26 : 127-156.
- Robert, J.-C. & Royer, P. 1984. Les busards *Circus sp.* dans la Somme. *Picardie-Ecologie* 1 : 12-39.
- Rocamora, G. & Yeatman-Berthelot, D. 1999. *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Liste rouge et priorité. Populations, tendances, menaces et conservation.* SEOF/LPO, France. 598 p.
- Schipper, W.J.A. 1973. A comparison of prey selection in sympatric harriers (*Circus*) in western Europe. *Le Gerfaut* 63 : 17-120.
- Simmons, R., Barnard, P., MacWhirter, B. & Hansen, G.L. 1986. The influence of microtine on polygyny, productivity, age and provisioning of breeding northern harriers : a 5-year study. *Can. J. Zool.* 64 : 2447-2456.
- Schüpbach, T. 1996. Kornweihen *Circus cyaneus* als Beute von Füchsen *Vulpes vulpes* ? [Hen harriers *Circus cyaneus* as prey of foxes *Vulpes vulpes* ?]. *Der Orn. Beob.* 93 : 181-186. (en allemand).
- Thiollay, J.-M. & Bretagnolle, V. 2004. *Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation.* Delachaux & Niestlé, Paris. 176 p.
- Thirgood, S.J., Redpath, S., Newton, I. & Hudson, P.J. 2000a. Raptors and red grouse : conservation conflicts and management solutions. *Cons. Biol.* 14 : 95-104.
- Thirgood, S.J., Redpath, S.M., Rothery, P. & Aebischer, N.J. 2000b. Raptor predation and population limitation in red grouse. *J. Anim. Ecol.* 69 : 504-516.
- Thirgood, S.J., Redpath, S.M., Haydon, D.T., Rothery, P., Newton, I. & Hudson, P.J. 2000c. Habitat loss and raptor predation : distangling long and short term causes of red grouse declines. *Proceedings of the Royal Society of London* 267 : 651-656.
- Thirgood, S.J., Redpath, S.M., Campbell, S. & Smith, A. 2002. Do habitat characteristics influence predation on red grouse ? *J. Appl. Ecol.* 39 : 217-225.
- Thirgood, S.J., Redpath, S.M. & Graham, I.M. 2003. What determines the foraging distribution of raptors on heather moorland ? *Oikos* 100 : 15-24.
- Tombal, J.-C. 1982. Le busard Saint-Martin *Circus cyaneus*. *Le Héron* 4 : 1-50.
- Tournier, G. 1996. Y a-t-il trop de rapaces en France ? *Le Chasseur Français* 1191 : 92-97.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. 1994. Birds in Europe : their conservation status. Birdlife International. *Birdlife Conservation Series n° 3*, U.K., 600 p.
- Tupigny, B. 1996. *Production et commercialisation des gibiers. Tome 1, gibiers à plumes : faisan, perdrix, canard colvert.* Institut Technique d'Aviculture. 118 p. + ann.
- Villafuerte, R., Viñuela, J. & Blanco, J.C. 1998. Extensive predator persecution caused by population crash in a game species : the case of red kites and rabbits in Spain. *Biol. Conserv.* 84 : 181-188.
- Watson, M. & Thirgood, S. 2001. Could translocation aid hen harrier conservation in the UK ? *Anim. Conserv.* 4 : 37-43.
- Yeatman-Berthelot, D. & Jarry, G. 1994. *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989.* S.E.O.F., France. 775 p. ■