

**PROGRAMME DE RECHERCHE
“ACTION PUBLIQUE, AGRICULTURE ET BIODIVERSITE”**

ROLE DES RAPACES NECROPHAGES DANS LA GESTION DE L'EQUARRISSAGE.

Rapport Final

Avril 2006

Responsable

François Sarrazin

Université Pierre et Marie Curie
Laboratoire Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations
UMR 5173 MNHN-CNRS-UPMC



ASPECTS ADMINISTRATIFS ET OBJECTIFS DES RECHERCHES

Titre du projet

ROLE DES RAPACES NECROPHAGES DANS LA GESTION DE L'EQUARRISSAGE.

Convention de recherche :

N° CV03000006

Responsable

François Sarrazin
Université Pierre et Marie Curie
Laboratoire Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations
UMR 5173 MNHN-CNRS-UPMC
61 rue Buffon, 75005 PARIS
TEL (33) 01. 40. 79. 57. 61.
FAX. (33) 01. 40. 79. 38. 35.
mél: sarrazin@mnhn.fr

Participants au projet :

- *Responsable de l'étude sociologique sur les systèmes d'équarrissage en France et leurs incidences dans la relation qu'ils ont aux nécrophages.*

S. Bobbé. Centre d'Etudes Transdisciplinaires, Sociologie, Anthropologie, Histoire (CETSAH) Unité de l'EHESS (ESA 8037), associée au CNRS, 22 rue d'Athènes, 75009 Paris. Associée à l'INRA, équipe MONA 63-65, boulevard de Brandebourg, 94204 Ivry-sur-Seine mél: sbobbe@club-internet.fr

- *Responsable de l'étude économique du fonctionnement de l'équarrissage par les nécrophages*

Pr. J. C. Bureau. UMR 210 Économie publique INRA-INA PG, INRA, Centre Versailles-Grignon, 78850 Thiverval-Grignon. mél: bureau@ecgn.grignon.inra.fr;_Houssein Boumellassa, (DEA)

- *Responsable de l'étude écotoxicologique de l'impact de la qualité des ressources sur les nécrophages*

T. Buronfosse. CNITV - Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon -1, avenue Bourgelat - BP 83 69280 Marcy l'Étoile. mél: cnitv@vet-lyon.fr; Mélanie Texier, étudiante vétérinaire, 4^e année.

- *Responsables de l'étude des conséquences de l'équarrissage sur le comportement alimentaire des nécrophages.*

François Sarrazin (porteur du projet) ; Agnès Gault et Michela Bosè (thèses UPMC)

Ce programme a bénéficié du soutien et de la collaboration de la Ligue pour la Protection des Oiseaux (antennes Grands Causses et PACA) , du Parc National des Cévennes, du Parc National des Pyrénées, du Parc naturel régional du Vercors, de l'association Vautours en Baronnie.

ACTION PUBLIQUE, ASPECT DE LA BIODIVERSITE ET TYPE D'AGRICULTURE CONCERNEE

Les relations entre agriculture et biodiversité sont complexes et souvent envisagées au seul détriment de la biodiversité. Le cas particulier des systèmes d'élevage permettant le maintien de populations de rapaces nécrophages montre que les bénéfices de ces relations peuvent être partagés. Dans ce contexte nous avons souhaité mieux comprendre les relations liant les pratiques pastorales et la présence des vautours au travers de l'équarrissage « naturel » fournit dans certaines régions par ces oiseaux. Ce programme s'est appuyé sur des travaux de conservation menés depuis plusieurs décennies sur le Vautour fauve au travers d'actions de réintroductions et de suivis. Celles-ci font appel à la participation d'éleveurs fournissant par la mortalité naturelle dans leurs élevages, des ressources trophiques importantes pour le maintien de ces populations. En retour, le « service écologique » fournit par ces oiseaux permet l'élimination de cadavres d'animaux sans avoir à faire appel à l'équarrissage institutionnel. Ces cadavres sont en effet déposés sur des charniers par les gestionnaires chargés de la conservation des vautours ou sur des placettes gérées directement par les éleveurs. Le maintien à long terme de ce système étant gage de la viabilité de certaines populations de vautours et de ce service d'équarrissage, il était nécessaire de mieux comprendre son fonctionnement pour l'optimiser. Le programme de recherche a donc compris quatre volets :

- une approche ethnosociologique sur les différents systèmes d'équarrissage existant dans les zones de présence des vautours fauves, les pratiques des éleveurs ainsi que leur perception de l'oiseau.
- une approche économique des différents 'circuits' d'élimination des carcasses (par les éleveurs, par les protecteurs des vautours, par l'équarrisseur officiel) afin de mesurer les coûts et bénéfices pour chaque acteur et optimiser la pérennité du système.
- une approche écotoxicologique permettant d'évaluer l'éventuel impact de certains traitements des cheptels sur les populations de nécrophages.
- une approche éco-éthologique de l'impact de la gestion des charniers sur les méthodes de prospection des vautours, sur leur consommation des carcasses et donc à la fois sur l'efficacité de l'équarrissage et sur la régulation de leurs populations.

Les quatre axes du projet ont été réalisés et certains se poursuivent au delà du cadre du programme DIVA. Dans l'ensemble, ces travaux convergent vers l'intérêt de la mise en place des placettes d'alimentation à l'échelle des exploitations. Celles-ci semblent en effet renforcer le lien positif entre vautour et éleveur en améliorant la représentation de cette espèce. D'un point de vue économique elle paraît être un bon compromis pour permettre la durabilité du système tout en autorisant un désengagement progressif et une réduction des coûts pour les acteurs initiaux que sont les ONG et les espaces protégés impliqués dans la conservation des vautours. Elle ne semble pas affecter de manière significative les capacités de prospection des oiseaux qui demeurent capables de trouver rapidement des ressources spontanées. D'un point de vue vétérinaire, l'étude écotoxicologique montre l'absence de risque majeur pour les oiseaux. Les développements du contexte réglementaire national et européen ont bénéficié de la mise en place du programme de recherche notamment au travers de l'investissement de Thierry Buronfosse et des responsables de la LPO sur ces questions. Après avoir risqué l'abandon de l'équarrissage par les nécrophages pour lutter contre les maladies à prions (ESB, EST) par des dépistages systématiques, une stratégie d'échantillonnage a été obtenue et constitue un compromis efficace entre vigilance sanitaire, coûts économiques et conservation de la biodiversité. Dernièrement, la mise en place en France des marchés publics d'équarrissage a rendu obligatoire l'insertion de cet équarrissage par les nécrophages dans le tissu économique assurant une certaine pérennité à ce système.

MOTS CLES

Agropastoralisme, équarrissage, nécrophages, économie, ethnologie, écotoxicologie, comportement alimentaire, réintroduction, vautour fauve.

I. PRESENTATION DES TRAVAUX

INTRODUCTION

L'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité est le plus généralement considéré de manière négative, l'intensification des pratiques étant actuellement identifiée comme une cause majeure d'uniformisation de la biodiversité exploitée et de réduction de la biodiversité associée aux agrosystèmes (Pullin 2002). Cependant des mesures de gestion nouvelles peuvent mettre en évidence des sources de bénéfice réciproque entre ces deux dimensions de notre environnement afin, certes de préserver la biodiversité mais aussi de maintenir les services écologiques qu'elle produit (Perrings *et al.* 2006). Dans ce contexte, la relation liant les activités agropastorales à la viabilité des populations de plusieurs espèces de rapaces nécrophages, notamment de vautours, peut constituer un exemple fort de convergence entre des objectifs de gestion agricole et de conservation de la biodiversité. A l'échelle internationale, le déclin des décomposeurs et parmi eux des nécrophages entraîne la perte d'un service écologique majeur (Sekercioglu *et al.* 2004). Ainsi, en Asie et en Afrique, le déclin des nécrophages est extrêmement important du fait de la toxicité de certains produits employés sur le cheptel et/ou de la réduction de la disponibilité des ressources trophiques (Green *et al.* 2004, Oaks *et al.* 2004, Sarrazin *et al.* 2004). Ce déclin menace la pérennité du service écologique produit par ces nécrophages et entraîne localement des conséquences sanitaires négatives pour les populations humaines. Dans le même temps, face aux crises récentes dues à l'émergence de maladies à prions ou de la fièvre aphteuse, la gestion de l'équarrissage est devenue un enjeu sanitaire important à l'échelle européenne. Or la situation des populations de rapaces nécrophages y est également très contrastée. Très abondants en Espagne, les vautours risquaient de voir leurs sources d'alimentation disparaître suite aux conséquences de ces crises (Tella 2001). A l'inverse le déclin très marqué des populations de vautours en Europe du sud est imposait de mettre en place rapidement des programmes de restauration incluant une gestion de cet équarrissage naturel.

En France, la restauration et la viabilité à long terme des populations de vautours fauve, moine et percnoptère dépendent en grande partie de leur lien avec l'élevage, notamment ovin, qui fournit par sa mortalité naturelle l'essentiel des ressources consommées par ces oiseaux. Ainsi le Vautour fauve, espèce présente depuis toujours dans les Pyrénées, a été réintroduit dans les Grands Causses dans les années 80, puis plus récemment dans les Baronnies, le Verdon et le Vercors (Terrasse *et al.* 2004, Sarrazin 2005). Du fait de la législation vétérinaire, le dépôt des carcasses ne peut se faire en plein champ mais sur des 'charniers'. La gestion initiale de ce système consistait pour les protecteurs des vautours à collecter les carcasses chez les éleveurs pour les déposer sur les charniers remplissant ainsi un rôle délaissé par l'équarrisseur dans ces zones de moyenne montagne. Plus récemment, des autorisations ont été délivrées permettant la mise en place directe par les éleveurs, et sous contrôle des services vétérinaires, de placettes d'alimentation (Joncour 1999). Ce système se développe actuellement dans les Grands Causses mais ne représente encore qu'un nombre limité d'élevages. Parallèlement, le fonctionnement de l'équarrissage dans les Alpes demeure pour l'instant sous la responsabilité des associations ou espaces protégés qui réintroduisent les vautours avec des modalités de gestion différents suivant les sites. L'expérience acquise en France constitue, donc, de fait, un exemple utile au niveau international pour la restauration des populations de nécrophages.

Dans ce contexte les nombreux partenaires français participant à la gestion de cet équarrissage naturel et à la conservation des populations de vautours ont souhaité la mise en place d'une étude pluridisciplinaire de ce système d'équarrissage faisant appel à des nécrophages, ceci afin d'en évaluer l'efficacité et la pérennité en considérant ses conséquences

pour les éleveurs et pour les espèces concernées. Quatre grands axes ont été engagés afin d'optimiser le fonctionnement de ce système et de le maintenir durablement:

- une approche ethnosociologique de la perception du rôle d'équarrisseur des nécrophages par les différents acteurs (éleveurs, équarrisseurs, DSV, autorités locales, protecteurs) afin de mieux comprendre, entre autres, le passage d'espèce 'nuisible' à espèce 'utile'.
- une approche économique des différents 'circuits' d'élimination des carcasses (par les éleveurs, par les protecteurs des vautours, par l'équarrisseur officiel) afin de mesurer les coûts et bénéfices pour chaque acteur et optimiser, la pérennité du système.
- une approche écotoxicologique permettant d'évaluer l'éventuel impact de certains traitements des cheptels sur les populations de nécrophages.
- une approche éco-éthologique de l'impact de la gestion des charniers sur les méthodes de prospection des vautours, sur leur consommation des carcasses et donc à la fois sur l'efficacité de l'équarrissage et sur la régulation de leurs populations.

Un bilan de chacun de ces axes est présenté ici. Après un rappel de l'historique des populations de nécrophages et de l'équarrissage, les méthodes et les principaux résultats sont présentés, sachant que certains travaux (analyses démographiques, modélisation des comportements de prospections alimentaire) sont encore en cours. Nous synthétiserons les principaux résultats en considérant les intérêts et limites de ces pratiques pour les nécrophages d'une part et pour les éleveurs d'autre part. Sont fournis en Annexes cinq manuscrits soumis ou en préparation ainsi que trois textes réglementaires. Plusieurs rapports de fin d'étude (DEA, Master 1, Master 2) sont disponibles sur demande auprès de François Sarrazin.

CONTEXTE DU PROGRAMME

Présentation et historique des populations de Vautour fauve

En Europe et en France, quatre espèces de Vautours sont présentes, le Vautour fauve (*Gyps fulvus*), le Vautour moine (*Aegypius monachus*), le Vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*) et le Gypaète Barbu (*Gypaetus barbatus*), (Thiollay & Bretagnolle 2004). Ces quatre espèces sont longévives, et donc caractérisées dans des habitats favorables, par de fortes survies et de faibles fécondités. Le Vautour fauve est le plus abondant. C'est un rapace de grande taille pouvant atteindre 2,70 mètres d'envergure pour un poids d'environ 8 kg (Elosegui 1989, Donazar 1993, Mundy *et al.* 1992). Le dimorphisme sexuel est très peu marqué. Le Vautour fauve niche en falaise, le plus souvent calcaire, dans des colonies contenant de quelques couples à plusieurs dizaines de couples. La période de reproduction s'étend de début janvier avec les premières pontes, jusqu'en été avec l'envol des jeunes. Les couples ne pondent qu'un seul oeuf avec une ponte de remplacement en cas d'échec précoce. Cette espèce nécrophage stricte se nourrit en groupes lors de curées sur des cadavres de mammifères de taille moyenne à grande comme des ovins, caprins et bovins. Elle exploite les milieux ouverts et recherche de manière extensive les carcasses d'ongulés dont elle se nourrit. Le Vautour fauve est donc essentiellement cantonné à des milieux de moyenne montagne et de plateaux. Du fait de la variabilité locale de l'abondance des populations de mammifères sauvages, son habitat est modelé par l'agropastoralisme.

Durant les derniers siècles, le Vautour fauve est largement distribué dans le Paléarctique occidental (Sarrazin & Lecuyer 2004). Il décline à la fin du XIX^{ème} siècle pour s'éteindre, en France dans le sud des Alpes, puis disparaître des Grands Causses (sud du Massif Central) en 1945 (Berthet, 1946). Les persécutions directes et indirectes telles que le tir ou l'empoisonnement, conjuguées avec des changements de pratiques agricoles (l'élimination des carcasses, arrêt de certaines transhumances, etc.) jouent un rôle prépondérant dans ce déclin

(Bonnet *et al.* 1990, Lécuyer 2000). Les populations pyrénéennes chutent de manière similaire jusqu'à atteindre 20 à 30 couples nicheurs dans les années 1960. En vallée d'Ossau, seuls 10 couples se maintiennent dans les années 1970. Les individus de cette colonie ainsi que les quelques couples du Pays Basque sont les premiers à bénéficier de mesures de protection intégrant notamment la création de charniers. La colonie d'Ossau augmente ainsi fortement à partir des années 1980. Pour restaurer une population de cette espèce dans les Gorges de la Jonte et du Tarn au cœur des Grands Causses, 86 individus captifs sont rassemblés dans des volières sur les gorges de la Jonte pendant les années 1970, par le Fonds d'Intervention pour les Rapaces, aujourd'hui Mission Rapaces de la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) et le Parc National des Cévennes (PNC). A partir de ce stock captif, 61 individus, dont 40 adultes, sont lâchés de 1981 à 1986. Les individus réintroduits commencent à se reproduire en nature dès 1982 et ensuite, une colonie s'établit dans laquelle entre 130 et 140 couples produisent 106 jeunes en 2005 (LPO Grands Causses, PNC). A la suite du succès de cette opération, plusieurs programmes de réintroduction voient le jour. De 1993 à 1997, 50 oiseaux sont lâchés dans les gorges de la Vis (Hérault) à environ 40 Km au sud du premier site. Malgré quelques tentatives de reproduction, aucune population n'est fixée dans ce secteur, au moins 22 individus rejoignant ceux des Grands Causses à partir de 1998 (Terrasse *et al.* 2004). Plus récemment, trois programmes débutent dans le sud des Alpes. Dans les Baronnies, 61 individus sont lâchés de 1996 à 2001 et on compte 53 couples et 28 jeunes à l'envol en 2005 (données 'Vautours en Baronnies'). De 1999 à 2005, 49 et 91 vautours sont respectivement lâchés dans le Diois par le Parc naturel régional du Vercors (PnrV) et en Haute Provence dans les Gorges du Verdon (LPO PACA). Les premières reproductions ont lieu en 2002 dans le Verdon et en 2005, 17 couples produisent 10 jeunes à l'envol. Pour l'instant, le noyau du Diois ne fixe pas de couples reproducteurs, de nombreux déplacements vers la colonie des Baronnies étant observés (LPO-PACA et Parc naturel régional du Vercors).

En France, le Vautour fauve est donc présent dans les Pyrénées, le Massif Central, et depuis 10 ans dans les Alpes. La population mondiale est mal connue mais supérieure à 100.000 individus (Ferguson-Lees & Christie, 2001). En Europe occidentale (Russie et Turquie exceptées), 19.000-21.000 couples sont présents à la fin des années 90, dont 18.000 en Espagne (Del Moral & Marti 2001). Le Vautour fauve est présent dans de nombreuses régions du Paléarctique et notamment sur le pourtour méditerranéen avec un statut très contrasté entre l'Espagne et la France où il est en croissance, et les populations relictuelles d'Italie, Croatie, Bosnie, Serbie, Grèce, Bulgarie, Turquie, et Israël et celles, probablement proches de l'extinction, en Afrique du Nord. Ces populations sont peu structurées génétiquement ce qui montre de fortes possibilités d'échanges d'individus dispersants (Le Gouar *et al.* en révision). La forte croissance des populations françaises de Vautours fauves s'explique par un bon statut de conservation, le succès des programmes de réintroduction et sans doute l'accroissement exceptionnel des populations espagnoles. A ce jour, peu de cas de destructions directes ou indirectes par le tir ou l'empoisonnement sont documentés. La principale cause de mortalité d'origine anthropique reste l'électrocution ou la collision sur le réseau moyenne tension d'EDF, qui représente plus de 80% de la mortalité non naturelle pour la population caussenarde. Dans ce contexte, même si la préservation des sites de reproduction est importante à long terme, notamment du fait de l'accroissement des sports et activités de pleine nature (escalade, parapente), l'accès aux ressources trophiques constitue l'enjeu majeur de la conservation de cette espèce.

Historique des activités d'équarrissage

Pour comprendre comment ces populations ont réussi à trouver leur place dans les territoires où elles avaient disparu et où l'équarrissage a fait l'objet de multiples réglementations successives, il nous faut resituer le système traditionnel d'équarrissage dans l'évolution des pratiques pastorales.

Gestion des milieux, aménagement du territoire et pratiques pastorales françaises

Au cours du XVIII^e siècle, l'élevage ovin est associé à la polyculture. Les éleveurs utilisent les parcours de proximité comme de grande transhumance pour exploiter au mieux les ressources en herbe des différents espaces. En zone de montagne, leur objectif majeur est la production de fumier, seul engrais disponible pour fertiliser les maigres terres céréalières. Alors que la viande et la laine sont très valorisées, la production laitière est plutôt rare dans les montagnes sèches. Le lait et le fromage sont d'ailleurs principalement fournis par les caprins.

À la fin du XVIII^es et au début du XIX^e siècle, dans les Alpes maritimes, la présence des troupeaux en montagne est uniquement estivale ; ils passent l'hiver sur le littoral dans le Var ou encore en Crau. Le recensement de 1861 dénombre 141.300 ovins dans les Alpes maritimes. Dans les Alpes-de-Haute-Provence, le souci majeur des éleveurs reste le nourrissage hivernal des troupeaux : "Trouver les moyens d'augmenter le nombre de nos bestiaux et surtout de les nourrir en hiver serait pour nous une vraie mine d'or : en augmentant nos bestiaux, nous augmentons nos engrais, nos produits en grains et en laine" (Courrier du sous-préfet, 1837). Rappelons qu'en 1860, l'effectif maximal de la population agricole française est atteint. En 1866, le Var compte 140.500 ovins pour une population de 284.000 habitants (dont 148.000 de profession agricole). À titre de comparaison, en 1991, l'effectif ovin est de 49.400 pour une population de 814.000 habitants (dont 31.200 de profession agricole).

À la fin du XIX^e siècle, l'association polyculture/élevage disparaît progressivement au profit d'une spécialisation du pastoralisme. La taille des troupeaux varie de 200 à 300 têtes, notamment dans les massifs de moyenne montagne et dans les Préalpes. Parallèlement à l'abandon des terrasses cultivées, on assiste à la mise en place progressive de programmes de restauration des terrains de montagne (RTM).

Dans la seconde moitié du XX^e siècle (dans les années 1960), la situation se stabilise : tout ce qui pouvait être abandonné l'a été. À partir des années 1950, le mouvement général d'intensification agricole conduit au repli des pratiques pastorales sur les surfaces mécanisables, plus adaptées aux cultures fourragères, favorisant ainsi un meilleur engraissement des agneaux. Ne pouvant bénéficier des progrès techniques qui permettraient d'atteindre la productivité des zones de plaine, le pastoralisme de montagne régresse – les revenus agricoles sont en montagne inférieurs de 30% à la moyenne nationale ce qui explique en partie l'augmentation de la pluriactivité. Tandis que le nombre d'exploitations diminue, la taille des troupeaux augmente. Pour les années 1979-95, l'évolution du nombre d'exploitations est la même en montagne que pour le reste de la France (-42%) – il faut ici préciser que cette période n'a pas été marquée par une forte déprise agricole en montagne. Dans les départements méditerranéens (notamment dans les Alpes-de-Haute-Provence), subsistent encore la pratique des parcours de proximité, la grande transhumance, et le système d'élevage herbassier (apparenté à un nomadisme dans la mesure où les troupeaux se déplacent durant l'année entière d'un alpage à l'autre).

La mondialisation des échanges commerciaux (et plus précisément la concurrence avec la Nouvelle-Zélande et le Royaume-Uni), l'organisation européenne du marché de la viande ovine (1982) qui anticipe la réforme de la Politique Agricole Commune (généralisée

en 1992) conduisent les pouvoirs publics à intervenir pour assurer le maintien de l'élevage ovin (et plus largement du pastoralisme) notamment dans les zones de montagne. Les mesures gouvernementales (prime compensatrice ovine, prime au monde rural, indemnités compensatrices de handicaps naturels pour les zones de montagne) se multiplient.

Ces nouvelles règles du jeu incitent les éleveurs à accroître la taille de leurs troupeaux – si la plupart des troupeaux comptent entre 500 et 800 bêtes, ceux de 1.000 à 3.000 brebis ne sont pas rares. Pour réduire les coûts de production (et notamment de main d'œuvre), les éleveurs s'orientent vers des pratiques extensives et des regroupements de cheptels. Ces mesures de soutien au pastoralisme s'inscrivent également dans une politique environnementale de préservation des milieux ouverts où le pâturage est présenté comme un recours efficace pour lutter contre l'enfrichement. Il s'agit alors "... de faire une agriculture de zone humide, de sous-bois, ou de montagne, et les animaux, avant d'être destinés à la production, deviennent des éléments contribuant au maintien de milieux ouverts"(Alphandéry, Bourliaud, 1996). Toutes ces mesures n'empêchent pas un réel déclin de l'élevage ovin français lequel entre 1980 et 1999 voit le nombre de ses exploitations divisé par deux (soit la perte d'un million de brebis et 20.000 éleveurs ovins). Ce déclin est particulièrement remarquable dans la production d'ovins viande ; la filière ovine laitière connaissant un certain dynamisme lié à la bonne valorisation des produits fromagers dans les zones bénéficiant d'une forte identité locale (le roquefort, le Pyrénées). Cette filière a progressé de 11% en dix ans alors que le cheptel allaitant s'est réduit de 22% pour la même période (Bailly, 2002).

Aujourd'hui, dans l'arc alpin, le taux moyen de surface pâturée avoisine les 70% des espaces - pour comparaison, il est de 90% dans le Massif Central, le Jura et les Vosges. Les Alpes du Sud, par exemple, comptent 566.000 hectares de surfaces pâturées pour 577.000 ovins tandis que celles du Nord regroupent 300.000 hectares pour 282.000 brebis environ. C'est précisément dans le contexte de l'intensification agricole des années 60 que sont créés les premiers espaces protégés de (moyenne et haute) montagne¹: 3 parcs nationaux (la Vanoise en 1963 avec 52.839ha, les Pyrénées en 1967 avec 45.700ha, les Cévennes en 1970 avec 321.400ha), 2 parcs naturels régionaux (le Vercors en 1970, le Queyras en 1977), et rien que pour les Alpes, 28 réserves naturelles (4 en Hautes-Alpes, 7 en Isère, 6 en Savoie, 9 en Haute-Savoie et 2 dans les Alpes-de-Haute-Provence). Les zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique (ZNIEFF) verront le jour à partir des années 1980.

Cette mosaïque de territoires impose un large éventail de mesures de gestion *ad hoc*. La protection des espèces menacées, des milieux rares, des habitats et aussi des paysages, devient l'objectif premier des mesures agri-environnementales européennes (Alphandéry, Bourliaud, 1996). Toutefois, dès 1968, le rapport Vedel "recommandait déjà aux pouvoirs publics de 'mettre en œuvre une stratégie de mise en réseaux d'une partie importante des terres libérées par les agriculteurs en vue de constituer un patrimoine protégé, lui-même susceptible de valoriser les fonctions de conservation des équilibres naturels, qui sont, plus fondamentalement encore que la production agricole, inhérentes à la mission de l'agriculture'" (cité par Alphandéry, Bourliaud, 1996). Rappelons qu'en 1985, la CEE adopte un règlement censé régir ces mesures agri-environnementales auxquelles s'ajoutent des mesures de protection environnementale². Parallèlement à cela, les réponses proposées, censées assurer le maintien du pastoralisme qui représente l'essentiel de l'activité économique agricole dans les zones de montagne, vont profondément bouleverser les conditions d'exercice des activités agropastorales. Cela n'empêche pas une diminution du troupeau ovin français de 20% en 10 ans, y compris dans un département comme l'Aveyron, premier bassin moutonnier de France avec 724.000 brebis (Bailly, 2002). Les zones de haute montagne, autrefois considérées les plus sinistrées et à l'origine de la politique agricole de la montagne,

¹ La loi française de 1960 concerne les parcs nationaux, celle de 1976 les réserves naturelles.

² Pour une analyse approfondie des mesures agri-environnementales (Alphandéry, Bourliaud, 1996).

sont finalement moins touchées au regard des hauts plateaux (Massif Central et certaines zones de piémont) qui ont développé plus tardivement leurs activités touristiques.

Pratiques historiques d'équarrissage

Jusqu'au début du XX^e siècle, l'équarrissage ne fait pas encore l'objet d'une réglementation très contraignante sinon lorsque des maladies contagieuses apparaissent dans un troupeau obligeant l'enfouissement des animaux morts³. Le reste du temps, l'éleveur caussenard incinère le cadavre, l'enterre ou encore le jette dans un aven, à l'instar de nos ordures ménagères sur les décharges municipales à ciel ouvert, au profit des sangliers, renards, corbeaux, chiens et autres opportunistes. Jusqu'au lendemain de la seconde guerre mondiale, les vautours fauves sont de la partie. Mais la lutte pluriséculaire contre les prédateurs et les campagnes de destruction orchestrées par l'État (empoisonnement et piégeage) leur sont fatales. Un grand nombre de rapaces strictement nécrophages meurent ainsi de l'ingestion de cadavres empoisonnés.

La loi du 2 février 1942 du *Code rural* qui interdit les charniers sauvages ne met pas fin pour autant à cette habitude d'abandonner les bêtes mortes dans un aven, habitude très répandue dans les zones de pastoralisme de montagne. Pour endiguer tout risque sanitaire pour les santé humaine et animale par la pollution des nappes phréatiques, la loi du 31 décembre 1975 (n° 75-1336) vient conforter les dispositions existantes et oblige l'éleveur à faire appel, contre rémunération, à l'équarrisseur. Mais dans cette région de moyenne montagne où se pratique l'élevage extensif, la rentabilité de l'équarrissage industriel est problématique - les distances à parcourir sont importantes, les coûts sont souvent élevés, et l'équarrisseur ne se déplace pas pour une seule carcasse. Pour faciliter le retrait de ces déchets agricoles d'origine animale, la loi du 26 décembre 1996 (n° 96-1139), votée en pleine période de crises de l'encéphalopathie spongiforme bovine et de la fièvre aphteuse, intègre l'équarrissage dans les missions du service public. Dans ce contexte, la gestion de l'équarrissage devient un enjeu majeur à l'échelle française (comme au niveau communautaire), les questions de santé publique sont plus que jamais à l'ordre du jour⁴. L'équarrissage public, effectif dès 1997, n'en demeure pas moins problématique en zone de montagne et d'habitats dispersés. Aussi les éleveurs continuent-ils de se débarrasser « discrètement » des bêtes mortes. Dans les années 80, ces cadavres intéressent un nouvel acteur de retour localement, le vautour fauve. En 1998, est obtenu un arrêté interministériel autorisant l'élimination des cadavres d'animaux et le nourrissage des rapaces nécrophages par l'utilisation de charniers et de placettes gérées directement par les éleveurs suivant un cahier des charges préétabli.

MATERIELS ET METHODES

Sites d'étude

Notre étude s'est appuyée sur le suivi et la gestion des 5 populations d'Ossau, des Grands Causses, des Baronnies, du Verdon, et du Diois. Les analyses comportementales et démographiques ont été centrées sur les populations des Grands Causses et d'Ossau. Les analyses vétérinaires se sont basées sur les individus retrouvés morts dans les différents sites. L'étude ethnosociologique s'est basée sur l'ensemble des sites avec un intérêt particulier pour

³ La première loi interdisant les charniers sauvages date de 1903 (loi Martel).

⁴ Surtout si l'on sait que plus de 400.000 tonnes de cadavres sont traitées chaque année en France (dont 133.000 tonnes de cadavres ovins), soit un coût de 1,52 millions d'euros par an dans le seul département de l'Aveyron, cf. *Cahier technique - Placettes d'alimentation*, LPO, 1, 2001 : 9.

les Grands Causses. Enfin l'analyse économique s'est concentrée sur les 4 sites de populations réintroduites faisant appel à la gestion de charniers ou de placettes d'équarrissage.

Ces sites rassemblent une variété d'habitats de moyenne montagne (Ossau, Baronnies), et de plateaux calcaires (Grands Causses, Verdon, Diois). Ils contiennent une forte potentialité de sites de reproduction. Dans les Grands Causses, les gorges de la Jonte, du Tarn et de la Dourbie qui séparent les Causses Méjean, Noir, Sauveterre et Larzac fournissent dans les falaises calcaires plusieurs centaines de sites potentiels. Ces milieux sont globalement ouverts et fournissent des habitats favorables à la faune sauvage tels que sangliers, chevreuils (Grands Causses, Verdon), isards (Ossau), chamois, (Baronnies, Diois). L'abondance de ces ressources potentielles est cependant variable et la présence d'animaux d'élevage est un élément majeur de l'alimentation des Vautours dans ces différentes régions.

Protocoles d'étude

Suivi des populations

Dans les quatre populations réintroduites, les individus lâchés et leurs descendants sont marqués soit avant les lâchers, soit aux nids, par un double marquage : une bague métallique permettant l'identification en main et fournie par le Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'oiseaux du MNHN et une bague plastique codée ou une combinaison de bagues colorées permettant l'identification à distance (environ 400m au télescope de grossissement 60 fois). Ces deux opérations sont réalisées chaque année par chacun des organismes à l'origine des réintroductions. En Ossau des individus sont marqués au nid ou lors de recaptures d'oiseaux en difficultés depuis 1993. Les marquages effectués dans les différents sites depuis 1993 sont accompagnés de mesures biométriques (aile pliée, tarse, longueur de la 5ème rémige primaire et éventuellement poids) ainsi que de prélèvements de plumes en croissance sur les poussins ou de sang sur les individus captifs. Ces prélèvements ont permis de sexer les individus de manière fiable (Ellegren 1996; Griffiths *et al.* 1998, Bosè *et al.* in prep.) et de réaliser des analyses génétiques de structuration de population (Le Gouar *et al.* en révision). Le marquage permet le suivi individuel tout au long de l'année au sein des colonies et l'évaluation des mouvements de certains individus. Il permet notamment d'accéder à des informations précises sur l'âge des individus. Dans nos analyses comportementales, nous avons défini 4 classes d'âge, les individus juvéniles dans leur période post envol (6-7 mois en septembre octobre de leur année de naissance), les individus immatures de 1 à 4 ans, les jeunes adultes de 5 à 9 ans, et les vieux adultes au-delà de 10 ans. Parallèlement, au suivi individuel, les sites de nidification sont référencés et suivis tout au long de la saison de reproduction. L'ensemble de ces informations de marquage individuel est rassemblé dans une base de données commune gérée par l'UMR 5173 contenant début 2006, plus de 31.000 observations d'individus marqués. Enfin, la pose d'émetteurs a été utilisée pour l'étude spécifique des stratégies de prospection alimentaire dans les Grands Causses.

Quantification des ressources disponibles

La quantification des ressources réellement ou potentiellement disponibles pour les Vautours a été envisagée sous différents axes incluant : des recherches bibliographiques, plusieurs rapports et thèses vétérinaires ayant été réalisés par le passé mais devant être réactualisés (Briquet 1987, Chassagne 1998); l'analyse des registres de dépôt des organismes gestionnaires des charniers pour les vautours ; l'analyse des registres des éleveurs gérant des placettes d'alimentation ; des enquêtes vétérinaires, économiques et sociologiques auprès des Directions départementales de l'agriculture et des forêts (DDAF) et des Directions des services vétérinaires (DSV). Des résultats partiels ont été obtenus notamment pour les Grands Causses (Virondeau, 2004) et face à la difficulté d'accès à certaines données, l'antenne LPO

Grands Causses a initié en 2006 le stage de Master 2 Gestion de la Biodiversité (Toulouse) de Sonia Morio. Ses résultats sont attendus en Juillet. Pour discuter les résultats présentés dans ce rapport nous utiliserons les conventions définies par Chassagne (1998) qui standardise les quantités de ressources sous forme d'équivalent brebis (EB) soit 40kg de ressources consommables par les vautours.

Etude ethnosociologique

Pour cette recherche, nous avons entrepris une analyse comparative de 4 terrains français de moyenne montagne où nichent les vautours fauves (Grands Causses, Pyrénées, Verdon, Vercors-Baronnies ; Annexe I). Au début de cette étude, nous avons convenu de privilégier le terrain caussenard de façon à croiser et mettre en cohérence nos données avec celles recueillies par les autres collègues impliqués dans cette recherche (chargés des aspects biologique, épidémiologique et économique). Le caractère inédit de l'expérience caussenarde justifiait un suivi plus resserré. Les trois autres terrains devaient être traités de façon plus légère tout en offrant un contrepoint au terrain caussenard. C'est précisément ce que nous avons fait si ce n'est que, pour des raisons conjoncturelles, le terrain pyrénéen nous a retenu plus que prévu - la situation spécifique méritait un approfondissement, soit plus de temps de missions que prévu au départ de cette recherche. Lors de notre premier terrain pyrénéen, la situation conflictuelle, les rumeurs d'attaques de vautours sur le bétail posaient de véritables problèmes aux gestionnaires comme aux éleveurs. Rappelons qu'à la fin des années 90 le dossier est présenté en séance du CNPN et que le ministère a chargé le préfet des Pyrénées-atlantiques de le gérer. Fut alors créé un observatoire des dégâts au bétail pyrénéen dont nous avons pu suivre les séances de travail, comme la gestion des plaintes et expertises de dégâts⁵. Ce temps investi en Pyrénées le fut au détriment des missions prévues dans le Verdon et le Vercors-Baronnies. Ces travaux de terrains, réalisés entre le printemps 2004 et l'automne 2005, ont été complétés par l'imposante littérature scientifique rédigée dans les années 70 sur les activités agro-pastorales en zone de montagne.

Au cours de nos missions, des entretiens semi-directifs ont été menés auprès des différents acteurs locaux concernés par la présence de ces rapaces nécrophages : parc national (gardes, chargé de mission), parc naturel régional, associations d'éleveurs (et plusieurs de leurs membres), chasseurs et FDC, élus locaux, ONCFS, DDAF, Chambre d'Agriculture, DIREN, DSV, vétérinaires, LPO, IPHB (en Pyrénées). Nous avons volontairement conservé l'anonymat de nos interlocuteurs dans la mesure où il s'agit, pour certains, de témoignages sur leurs pratiques (parfois illicites) et qu'ils restent facilement identifiables pour qui connaît bien les secteurs investis.

Etude économique

La problématique du volet économique s'inscrit dans un double objectif ; la conservation des populations de rapaces nécrophages sur le long terme et le renforcement du lien Agriculture/ Environnement afin de minimiser les dépenses liées à la protection de ces oiseaux particuliers. Le travail a consisté en un travail de recherche bibliographique, et un travail de terrain nécessaire pour recueillir les données (Boumellassa, 2004). Il a compris trois parties : une étude des coûts de l'équarrissage, la valorisation d'un actif naturel, et une réflexion sur les perspectives économiques.

⁵ rassemblant les associations des éleveurs transhumants des 3 vallées, l'association départementale des accompagnateurs en Montagne, des associations de Protection de la Nature (LPO, SAIK, FIEP), deux vétérinaires, le PNP, la DDAF, la FDC, le Centre Départemental de l'Elevage Ovin, des élus, la DIREN Aquitaine, des gestionnaires d'estives.

Les objectifs de l'étude des coûts de l'équarrissage étaient de présenter la filière industrielle et lister les problèmes liés à son financement, de présenter la filière « naturelle » et établir un « intervalle de confiance » pour les dépenses liées à la collecte de carcasses et enfin de comparer les deux systèmes afin d'estimer leurs avantages et leurs inconvénients.

Dans un second temps, nous nous sommes intéressés à la valorisation de l'actif naturel « vautours », en recherchant les composantes de sa valeur économique totale. Ceci a concerné deux aspects : les revenus touristiques et la création d'un marché de protection.

Dans une dernière partie, le système d'équarrissage naturel a été étudié sous l'angle de la perspective en considérant deux aspects : d'une part le succès des réintroductions et ses conséquences sur l'organisation du système actuel, et d'autre part, l'évaluation des contraintes législatives pesant sur le système.

Etude écotoxicologique

L'objectif de l'approche toxicologique était d'évaluer l'utilisation des médicaments antiparasitaires utilisés en élevage ovin (ou caprin) et leur éventuel transfert, lors de la consommation du cadavre de l'animal domestique vers le rapace nécrophage. Par ailleurs, la recherche d'une contamination par des polluants persistants devait être réalisée. La recherche analytique des différents xénobiotiques a été réalisée sur des oiseaux retrouvés morts.

- enquête sur les pratiques sanitaires

Une enquête sur les pratiques sanitaires des élevages ovins a été réalisée dans le département de la Lozère et de l'Aveyron. Cette enquête a été réalisée auprès des Groupements de Défense Sanitaire (GDS) et Groupements Techniques Vétérinaires (GTV) ou auprès de vétérinaires praticiens exerçant leur activité en élevage ovin (Aveyron).

- dosage des composés organochlorés

Les composés organiques organochlorés ont été dosés dans le foie. Après broyage en présence de sodium sulfate et extraction par un mélange hexane/dichlorométhane, les extraits ont été concentrés et injectés dans un système de chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur à capture d'électrons. Les profils obtenus ont été comparés aux étalons lindane, endosulfan, dieldrin et DDE.

- dosage de l'ivermectine

L'ivermectine a été dosée dans le foie. Les échantillons ont été broyés en présence d'acétonitrile, purifiés par une extraction en phase solide puis ont été dérivés. La résolution a été obtenue par une chromatographie en phase inverse (RP18) et la détection a été conduite par spectrofluorimétrie (365 nm-475 nm). La limite de quantification est de 0.2 ng/g.

- dosage de l'albendazole, oxfendazole, fenbendazole, mebendazole

Les benzimidazoles ont été recherchés dans le foie après une extraction en phase liquide. La résolution a été obtenue par une chromatographie en phase inverse avec une détection UV à 292 nm avec une limite de détection de l'ordre de 40 ng/g.

Etude comportementale

L'étude de l'impact de la gestion des ressources trophiques sur le comportement du Vautour fauve s'est appuyée sur deux approches, l'une concernant les comportements de prospection alimentaire, l'autre concernant les comportements d'exploitation en groupe des carcasses

- étude des comportements de prospection

L'étude de la prospection alimentaire constitue le coeur du travail de thèse d'Agnès Gault (UMR5173). Deux protocoles ont été suivis. Le premier d'entre eux a consisté à mesurer les capacités de détection de vautours fauves pour des leurres mimant des carcasses de brebis afin de comparer l'efficacité de prospection en fonction de la prédictibilité de la ressource (charnier lourds, placette d'alimentation ou site aléatoire ; Annexe II). Cette étude a été réalisée en collaboration avec Vincent Bretagnolle (CEBC Chizé) en comparant deux sites: en Ossau, en l'absence de charnier régulier, et dans les Grands Causses où une large partie des ressources est disponible sur charnier ou placette. Cette expérience fut menée en juillet et août 2003 et 2004 dans les Grands Causses et en mai et juin 2004 en Ossau. Les dépôts de deux leurres de brebis furent effectués en fin de matinée ou début d'après midi dans des conditions météorologiques permettant des conditions homogènes et optimales de prospection. En Ossau, 22 dépôts furent effectués sur 11 sites aléatoires: un dépôt de deux leurres, et un dépôt de deux leurres additionné de viande pour tester l'effet des leurres. L'ordre de ces dépôts était tiré aléatoirement. De plus, 4 dépôts de deux leurres sans viande furent effectués sur 4 sites aléatoires différents. Dans les Grands Causses, 47 dépôts de deux leurres furent menés sur 47 sites aléatoires, et 13 dépôts de deux leurres sur placette et charnier lourds. La réponse comportementale des vautours à ces dépôts a été relevée par 3 observateurs selon un protocole standardisé afin de noter la présence des vautours et des autres espèces de nécrophages (corvidés, rapaces) et d'estimer les taux de succès des expériences (arrivée, survol, recrutement d'autres vautours) et les délais d'apparition de ces comportements depuis le dépôt. Les données ont été analysées en utilisant JMP 5.0.1 (SAS Institute 2002) et R 2.1.0 (Ihaka & Gentleman 1996).

Le second protocole a permis l'estimation des domaines vitaux au sein de la population caussenarde et surtout l'évaluation de leur biais éventuel vers l'exploitation préférentielle des charniers et placettes (Annexe III). Afin d'étudier les domaines vitaux des vautours fauves dans un environnement comprenant des charniers et placettes d'alimentation, 29 vautours ont été capturés dans les Grands Causses en utilisant les volières initialement conçues pour la réintroduction, avec le soutien de la LPO Grands Causses et du PNC. Ces oiseaux furent équipés d'émetteurs Biotrack TW3 (Biotrack Ltd, Wareham, Dorset, U.K.) fixés à l'aide de harnais selon la technique de Bögel (1994). Un enregistreur d'activité permettait de savoir si l'individu était en vol ou posé. La portée maximale des émetteurs au sol était de 12 Km et pouvait dépasser 30 Km en contact air air. Trois méthodes de tracking furent utilisées, des transects en avion, des transects au sol et des points fixes. Vingt-sept vols de 2 heures furent effectués en 2003 et 2004 à une altitude d'environ 500 m sur des transects de 30km espacés d'environ 3 ± 0.5 km. Certaines zones (terrain militaire du Larzac, zone centrale du PNC) ne pouvant être survolées, des transects au sol ont été effectués par la route en bordant ou pénétrant ces zones selon autorisation. Enfin, 26 points de télémétrie furent réalisés sur des sites aléatoires dans la zone de prospection aérienne. La zone totale de tracking était estimée à 203074 ha. L'étude des domaines vitaux fut menée à partir de 22 individus contactés plus de 27 fois en utilisant la méthode des kernels fixes (Worton, 1989, 1995) et celle des polygones convexes pour éviter une trop forte pondération par la présence centrale de la colonie. Ces 22 individus provenaient soit des lâchers initiaux soit de leurs descendants avec un âge de 5 à 25 ans. Les effets de l'âge et du sexe des individus furent testés à l'aide de modèles linéaires généralisés. Au delà de la simple estimation du domaine vital, nécessairement biaisée par les limites de la zone de recherche dues à la logistique de cette recherche, nous nous sommes attaché à évaluer si la distribution spatiale des individus suivis était influencée par la présence des charniers lourds ou des placettes d'alimentation.

Pour cela nous avons calculé l'indice de Jacobs dont la valeur comprise entre -1 à +1 mesure l'évitement ou l'attraction vers des points donnés, en l'occurrence ici les places d'alimentation (option 'Location-point distance' du logiciel Range 6, Kenward *et al.*, 2003). Afin de compléter ces analyses, nous avons testé si la localisation des placettes d'alimentation affectait la stratégie de prospection des oiseaux, en comparaison avec la distance à la colonie et aux charniers qui lui sont très proches (logiciel R spatstat, Baddeley & Turner, 2005). Les effets principaux testés dans cette analyse étaient donc l'effet 'colonie', l'effet 'placette', ainsi que l'effet 'transect' qui pouvait résulter de la projection des localisations réelles sur les transects lors de la récolte des données par avion. Ces effets étaient comparés à un modèle 'aléatoire' considérant une distribution au hasard des individus et faisant ici office de contrôle.

Parallèlement aux approches de terrain, la modélisation de l'impact possible de la distribution spatiale des ressources sur le comportement de prospection alimentaire des vautours est actuellement en cours et constitue le sujet de stage de Master 2 « Ecologie Biodiversité Evolution » de Chloé Deygout (INAPG). Ce stage est encadré par Carmen Bessa-Gomes au sein du Laboratoire d'Ecologie des Populations et Communautés EPC (INAP-G) dirigé par le Pr. Roger Arditi. L'objectif de cette étude est d'analyser l'impact de la gestion des charniers sur la valeur sélective de l'approvisionnement social et ces conséquences sur la dynamique des populations. Des modèles individu-centrés spatialement explicites sont utilisés pour examiner la valeur sélective de l'approvisionnement social. Le modèle est développé à l'aide du logiciel Swarm (programmation en Object C) et est basé sur un modèle générique de l'effet de la prévisibilité et de la fréquence des ressources sur le succès de trois stratégies d'approvisionnement social en cours de développement par Carmen Bessa-Gomes. Le modèle présente deux classes d'agents : les ressources (charniers prévisibles dans l'espace et à forte probabilité de ressources disponibles, ou ressource spontanée et aléatoire) et les vautours. On distingue différentes stratégies d'approvisionnement avec différents degrés de comportement social pour les vautours (recherche au hasard ou en routine, association ou non avec les congénères...). Ce modèle générique sera décliné en un « Modèle Causses », spatialement explicite, où les paramètres « ressources » et « recherche » seront fournis par les travaux sur le terrain d'Agnès Gault pour la population de vautours fauves dans les Grands Causses. L'articulation entre ces différents modèles permettra d'évaluer l'efficacité des réponses possibles face au caractère non prédictible des ressources exploitées, et d'affiner nos interprétations de terrain.

- étude des comportements d'exploitation

Les comportements d'exploitation des ressources ont été étudiés dans les Grands Causses afin de bénéficier des informations de marquage individuel. Des curées avaient été observées en 1996 (n=7 en septembre), 1999 (n=18 de septembre à mi octobre) et en 2000 (n=6 en septembre) sur le charnier principal. Si ces observations étaient antérieures au programme, leur analyse et interprétation ont été rendues possible par le programme DIVA et constituent le travail de thèse de Michela Bosè (UMR5173). Ces périodes d'observation en début d'automne ont été choisies du fait de la présence de toutes les classes d'âges, y compris des juvéniles de l'année et du fait de la relative diminution des ressources disponibles en cette saison. Le déroulement des curées a été enregistré sur support vidéo depuis le dépôt d'une ou plusieurs carcasses au départ du dernier individu. Pour chaque enregistrement le nombre et la nature des carcasses étaient notés. Un échantillon d'individus participant à la curée était identifié en utilisant un télescope 20x60. Seul les individus situés dans un rayon de 10 mètres autour de la ressource étaient considérés. L'identité, la position, le comportement des individus échantillonnés étaient enregistrés. Une première analyse a concerné 98 individus différents (28 vieux adultes, 20 jeunes adultes, 27 immatures, 23 juvéniles) durant 24 curées réparties

sur 3 ans ($n=30$ en 1996, $n=32$ en 1999, $n=36$ en 2000 ; Annexe IV). Parmi ces oiseaux, 54 furent sexés (23 femelles et 31 mâles). Trente cinq individus avaient été réintroduits et 63 étaient nés libres. Pour éviter toute pseudo réplication, chaque individu ne fut considéré qu'une fois. Pour évaluer les effets de la gestion des ressources sur le comportement alimentaire, 52 individus ont été échantillonnés aléatoirement. Au sein de chaque année 13 individus ont été échantillonnés lors de curées avec 1 EB et 13, lors de curées avec 3 ou 4 EB. Chaque sous-groupe comprenait un nombre égal d'adultes et de jeunes.

Pour chaque individu seule une séquence comportementale d'environ 11.6 ± 16.57 min était retenue. Les comportements furent enregistrés suivant la méthode du focus sampling (Altmann 1974). Les analyses vidéo furent conduites en utilisant "The Observer Video-Pro" (Noldus Technology 1990-2002, Noldus *et al.* 2000). Trois classes de comportements ont été définies: des états, des interactions et des postures, chacune de ces classes regroupant plusieurs comportements. Suivant les méthodes de Balph (1977) et Goss-Custard *et al.* (1984), nous avons considéré le taux d'alimentation (temps passé à s'alimenter sur le temps de présence), le taux d'interactions (nombre d'interactions sur le temps de présence ; le taux d'agressivité (nombre d'attaques initiées sur le temps de présence) ; la dominance (nombre d'attaques gagnées sur le temps de présence), et le taux de postures (nombre de postures d'intimidations sur le temps de présence). Les corrélations entre comportements ont été testées ainsi que les effets des taux de dominance et de posture sur le taux d'alimentation (GLM SAS, 1999-2001) et les effets de l'âge, de l'origine et du sexe sur la dominance (MIXED SAS, 1999-2001).

Parallèlement à ces analyses comportementales, la dynamique des groupes s'alimentant lors des curées a été étudiée dans les mêmes conditions (Annexe V). Pour cela 40 curées ont été considérées ($n=4$ en Juillet et $n=7$ en Septembre 1996; $n=18$ de Septembre à mi Octobre 1999; $n=7$ en Mai, et $n=4$ en Septembre 2000). Durant ces curées toutes les entrées et sorties d'individus furent notés. L'agrégation initiale des individus quand plusieurs carcasses étaient disponibles ($n=23$ événements) et la dynamique des groupes en fonction des heures de dépôt, du délai depuis le dépôt, et de la quantité de ressource furent étudiées. Des individus des quatre classes d'âge précédemment définies furent échantillonnés au hasard afin d'estimer la proportion de leur temps de présence sur la durée de la curée et d'étudier la succession des classes d'âges au cours de la curée. Enfin, l'identité des individus démarrant la curée fut particulièrement notée. Toutes ces analyses furent menées à l'aide de procédures GLM et GENMOD (SAS, 1999-2001).

Dynamique de population

Les données de suivi individuel dans les 5 sites et de suivi de la reproduction menés en continu par les gestionnaires responsables de la conservation des populations de Vautour fauve ont permis l'estimation de paramètres démographiques de survie, reproduction et dispersion. L'estimation des paramètres de survie est obtenue par des analyses de données de Capture Marquage Recapture adaptées à l'utilisation de contrôles visuels et prenant en compte les reprises d'individus morts. Du fait de pertes de bagues plastiques d'identification à distance, des sessions de recaptures ont été organisées dans les Grands Causses à l'automne à partir de 1991 puis très régulièrement à partir de 1998. Afin d'intégrer ces taux de pertes de bagues et de marquage, des modèles multi-strates (Williams *et al.* 2001) ont été utilisés. Ces sessions n'ont pu être organisées en Ossau et dans une première approche, les taux de perte de bague seront supposés égaux entre ces deux populations. Ces paramètres insérés dans des modèles de population structurés en classe d'âge et d'état (Ferrière *et al.* 1996, Caswell 2001) permettent d'estimer les taux de croissance de ces populations et notamment d'évaluer la mise en place de processus de densité dépendance. Ces travaux se poursuivent actuellement et seuls quelques résultats préliminaires sont présentés dans ce rapport.

RESULTATS

Intérêt et limites de l'équarrissage naturel pour les nécrophages

Un des enjeux majeurs de la gestion de l'équarrissage par les nécrophages concerne les conséquences positives ou négatives de ce système pour les vautours eux-mêmes. La disponibilité de leur ressource dépend de leur perception, et de la logistique de cette forme d'équarrissage ce qui peut en retour affecter certains processus comportementaux et, à plus long terme, populationnels.

Aspects ethnosociologiques et économiques

Comme nous le verrons dans la seconde partie de ces résultats, le rôle d'équarrisseur des nécrophages permet assurément l'émergence d'un discours qui leur est plus favorable même si l'on peut constater la coexistence et parfois l'alternance du discours traditionnel, fondé sur l'opposition structurale « utile », « nuisible », et du discours écologique, adossé aux notions de biodiversité, de gestion environnementale ; les modalités du basculement entre ces discours variant suivant l'abondance des populations de vautours et leurs comportements. La mise à disposition de ressources alimentaires pour les vautours dépend et affecte ces discours mais elle est également partiellement conditionnée par le fonctionnement économique des différentes formes d'équarrissage.

Les coûts des dépenses liées à la collecte des carcasses variaient en 2004 de 19 à 25€ suivant les sites et les systèmes. Il s'agit du coût par tête collectée. Cet intervalle a été obtenu de façon empirique, en comparant les différents systèmes mis en œuvre par les associations et les institutionnels. Outre de nombreuses différences mises au jour, il résulte de la comparaison entre les deux systèmes que la filière nécrophage n'est pas excessivement coûteuse, comparée à la filière industrielle (qui bénéficie de programmes d'optimisation et d'économies d'échelles importantes). De plus, la filière la plus économique en terme de mise en place et de coût pour l'utilisateur est clairement celle faisant appel aux placettes gérées par les éleveurs.

Une évolution récente des financements de l'équarrissage a cependant modifié le contexte économique sans remettre en cause l'intérêt des placettes gérées par les éleveurs. Rappelons que le code rural (art L. 226-2) interdit l'enfouissement de cadavres d'animaux de plus de 40 kg. Ces animaux doivent être dirigés vers un équarrissage dont la mission est collecter, de transformer et d'éliminer ces cadavres de façon à assurer une protection de l'environnement et à empêcher la transmission de maladies animales ou zoonotiques dans un délai habituel de 48 heures. Jusqu'à récemment l'équarrissage fonctionnait sous un régime de réquisition et le service public d'équarrissage (SPE) était financé par une taxe d'équarrissage acquittée pour toute vente de viande ou de produits dérivés (taxe sur les achats). Ceci permettait d'assurer un service gratuit pour l'ensemble de la profession agricole, le consommateur étant l'élément moteur du paiement de cette taxe. Parce que cette taxe a été jugée par la Commission Européenne comme non-concurrentielle et inéquitable, car appliquée également aux carcasses importées ne générant que peu de déchets, et que le mode de réquisition ne permettait pas un libre accès à la concurrence, le SPE a été réformé en 2004. Une taxe d'abattage a ainsi été créée, ce qui permet, en association avec la dotation prévue par la loi des finances pour "l'élimination des déchets et des co-produits d'animaux" de maintenir la gratuité de service pour les agriculteurs (le service est payant pour les autres : hôpitaux, abattoirs, vétérinaires, animaux de cirque ou de particuliers...). Ainsi, la taxe d'abattage fixée en fonction de l'espèce et en fonction du tonnage abattu doit forcer les abattoirs à diminuer la quantité de déchets orientés vers la filière SPE (tri des déchets organiques). Les abatteurs ont

la possibilité de répercuter cette taxe sur la distribution et le consommateur si ces derniers jouent le jeu. Ainsi, la filière viande évite de payer les coûts engendrés par le traitement des déchets. Enfin, en 2005, les prestations de collecte, de transformation et d'élimination de cadavres d'animaux relevant du service public de l'équarrissage ont fait l'objet pour leur exécution d'un marché public de services (CCAP N° EQUAR-2005-19 ; Annexe VI). Les prestations faisant l'objet du marché sont réglées par application aux quantités réellement collectées, du prix unitaire unique couvrant l'ensemble des prestations relevant du présent marché. Cette ouverture du SPE aux marchés publics et la quasi absence du mode de réquisition ont entraîné un changement important dans les modalités de fonctionnement de l'équarrissage dit "naturel". En effet, la collecte des cadavres de petits ruminants par les parcs ou les associations de protection de la nature étaient considérés, dans le mode réquisitoire, comme un acteur de l'équarrissage et cette activité pouvait être indemnisée (LPO Grands Causses, Vautours en Baronnies, PnrV et PNC). Par exemple, la LPO Grands Causses était indemnisée à hauteur de 23 euros par cadavre collecté (arrêté préfectoral 2002-353-8). Dans le cadre de l'appel d'offre, il apparaît que les prétendants doivent assurer à la fois la collecte, la transformation et l'élimination des cadavres. Les acteurs de l'équarrissage "naturel" ne pouvant assurer que la collecte et l'élimination partielle des déchets se trouvaient de facto exclus de cette offre. Cette situation risquait de mettre en concurrence les collecteurs de cadavres pour les vautours et la société qui aurait remporté le marché dans la zone géographique correspondante. Il a pu être obtenu de la Direction des Politiques Economiques et Internationales (DPEI) que soit ajouté, au cahier des charges des postulants au SPE, une mention les obligeant à reconnaître les équarrisseurs "naturels" comme partenaire obligatoire et de leur restituer une indemnité pour leur activité de collecte. Dans un premier temps, la LPO Grands Causses et l'association Vautours en Baronnies ont pu être incluses au cahier des charges. Cette liste a été complétée secondairement par l'ajout du PNC et du PnrV. Ainsi, sur cette base, les équarrisseurs naturels sont censés pouvoir être indemnisés sur la base du prix défini à l'article 7.1 du CCAG/FCS.

Par ailleurs au delà des circuits d'équarrissage, une approche de la valorisation de l'actif naturel 'vautour' a été menée par une étude ponctuelle en 2004 dans les Baronnies (Boumellassa 2004). Ces résultats ont été obtenus en appliquant la méthode des coûts de déplacement. Le but était d'évaluer s'il existe une demande d'existence des vautours et si cette demande se matérialise par des venues sur un site particulier. Ces déplacements engendrent des coûts pouvant être assimilés à la valeur que les acteurs peuvent donner aux oiseaux nécrophages. Cette étude a fait appel à une enquête de terrain et à un questionnaire. Assez clairement la demande de présence des vautours est effective. Cependant, elle est décroissante suivant la distance qui sépare le lieu de résidence de la zone d'installation des vautours. Enfin cette demande est synonyme de revenus touristiques pour les sites concernés.

Aspects sanitaires

Parallèlement aux aspects strictement économiques de l'équarrissage et à la perception des vautours par les éleveurs, sur laquelle nous reviendrons, l'orientation de la réglementation sanitaire constitue assurément une pression de sélection majeure pour l'évolution de ce système d'équarrissage naturel. Jusqu'alors, l'arrêté du 7 août 1998 définissait un cadre législatif strict au nourrissage des rapaces nécrophages et instituait cette activité en filière autorisée d'élimination des cadavres d'animaux, en fixant des prescriptions de nature à éviter la dispersion des pathologies (Annexe VI). Ce cadre réglementaire permettait notamment de mettre à disposition des oiseaux nécrophages des cadavres de petits ruminants domestiques issus de l'activité d'élevage dans les zones endémiques de rapaces nécrophages sous la responsabilité directe des opérateurs locaux (parcs nationaux ou régionaux, milieu associatif...) et sous l'autorité des services vétérinaires.

La décision européenne du 2003/332/CE du 12 mai 2003, portant application du règlement (CE) n°1774/2002 du Parlement européen et du Conseil au regard de l'utilisation de matières de catégorie 1 pour l'alimentation de certains oiseaux nécrophages a mis en péril l'usage même des charniers et des placettes individuelles d'alimentation. Ce règlement imposait de nouvelles règles de gestion de l'équarrissage au regard des matériels à risques spécifiés (MRS). Il prévoyait la destruction systématique des cadavres par les services publics d'équarrissage et la prise en compte des plans de dépistage des maladies à prions.

La décision du 12 mai 2003 prévoyait en effet que les carcasses de bovins âgés de plus de 24 mois, et les carcasses d'ovins et de caprins âgés de plus de 18 mois, ne pouvaient plus être utilisées pour l'alimentation des rapaces nécrophages avant que celles-ci n'aient fait l'objet d'un dépistage préalable et d'un résultat négatif pour les Encéphalopathies Spongiformes Transmissibles (EST). Cette exigence particulière revenait, dans les faits, à interdire l'usage de ce type de carcasse puisqu'il était inconcevable d'imaginer décapiter les animaux (dépistage sur le tronc cérébral) et de conserver le reste du cadavre jusqu'au résultat. Parce qu'il nous semblait que cette décision était de nature à mettre en péril le programme engagé ainsi que la restauration et la sauvegarde des vautours nécrophages, différentes actions ont donc été entreprises pour permettre de faire perdurer l'alimentation des rapaces nécrophages à partir de carcasses de ruminants dans le nouveau contexte réglementaire et sanitaire.

Cette bataille réglementaire, qui a impliqué les responsables des services vétérinaires locaux (directeurs des DSV), la Direction Générale de l'Alimentation (DGAL), l'Agence Française pour la Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA), la DPEI, le Ministère de l'environnement (MEDD), la Direction Générale de la Santé du Consommateur (DGSANCO) et son homologue pour l'environnement à Bruxelles a duré plus de 2 ans. Un argumentaire visant à minimiser les risques de transmission et de diffusion des agents des EST a été rédigé et présenté à la DGSANCO et à l'AFSSA. Une motion de censure a été déposée à la Commission Européenne et action a été entreprise auprès du MEDD pour qu'il s'oppose à la signature de l'arrêté de transcription en droit français, mettant ainsi la DGAL dans une situation propice à l'engagement des négociations. En novembre 2004, la DGSANCO accepte notre proposition d'instaurer un quota de dépistage des animaux destinés au nourrissage naturel sur la base des plans officiels de surveillance. En décembre 2004, une chèvre ardéchoise est déclarée infectée par un agent prion d'origine bovine, ce diagnostic annule tous les compromis obtenus. En novembre 2005, les DSV de l'Ardèche, de la Lozère et de l'Aveyron demandent l'arrêt de l'utilisation des placettes individuelles et la fermeture des charniers. Le 25 novembre 2005, nous obtenons l'amendement 2005/830/(CE) qui abroge la décision 2003/332/(CE) qui instaure un quota de dépistage de 4% sur les cadavres de Petits Ruminants mis à la disposition des rapaces nécrophages et conserve le dépistage systématique et obligatoire des bovins de plus de 24 mois (Annexe VI). Actuellement, nous sommes dans l'attente de la traduction et de la mise en application de cette décision. Ainsi, cet engagement a donc permis la révision d'un règlement européen et le maintien d'un cadre législatif favorable au nourrissage des populations de rapaces nécrophages réintroduites ou renforcées et donc au maintien de cette biodiversité.

Pour compléter le contexte réglementaire, il convient de signaler que les plans de dépistage systématique des EST chez les Ruminants ont mis en évidence l'existence de plusieurs formes de la maladie et de sa transmission, ce qui a conduit les Services Vétérinaires à proposer un cadre réglementaire non obligatoire dont l'objectif est l'éradication de la tremblante chez le mouton. Ainsi, l'arrêté du 1^{er} juillet 2004, relatif au Contrôle Sanitaire Officiel des échanges de reproducteurs ovins et caprins au regard de la tremblante, impose des contrôles systématiques des ovins – caprins morts dans les élevages inscrits dans des programmes CSO tremblante (Certification Sanitaire Ovine). Même si les éleveurs sont libres

d'adhérer ou non à ce programme de sélection, il est renforcé par des avantages économiques (label à l'exportation pour les AOC) qui stimulent les éleveurs. Ces programmes sont une nouvelle menace pour la pérennité des placettes individuelles puisque, en fonction des régions, de 15 à 40% des éleveurs adhèrent à ces programmes de sélection. En Aveyron, un éleveur a déjà annoncé la fermeture de sa placette pour cette raison. Ainsi, ses programmes sont une nouvelle préoccupation pour le maintien à l'équilibre de la mise à disposition de la ressource alimentaire aux vautours. Donc, une démarche équivalente à celle présentée précédemment a déjà été entreprise mais elle se heurte à l'argumentaire économique.

Aspects ecotoxicologiques

- enquête sur les pratiques sanitaires

Des enquêtes ont été initiées au niveau des Groupements de Défense Sanitaire ou des groupements ovins. L'enquête montre que, sur 54 élevages (43 ovins, 11 caprins), le nombre moyen de traitements annuels est de 1,24 traitement, le nombre maximum ne dépassant pas 2. Sept pour cent des éleveurs déclarent ne faire aucun traitement. Les traitements sont faits de manière raisonnée (analyses coprologiques) et non systématiquement. Environ 60% des traitements antiparasitaires sont effectués en automne contre 40 % au printemps. Les produits utilisés sont les milbémycines (13% des traitements), les avermectines (12 %) et les benzimidazoles (75%). Les traitements effectués avec des milbémycines ou des avermectines ont souvent pour vocation le traitement et la prévention des gales, ce qui limite donc l'usage d'organophosphorés (autorisés) ou d'organochlorés (interdits mais cependant encore parfois utilisés). Le lévamisole pouvant présenter une toxicité non négligeable (usage autorisé) n'a été utilisé qu'une seule fois. La grande majorité des traitements utilisés sont donc faiblement rémanents et faiblement toxiques.

- recherche d'antiparasitaires et de composés organochlorés

Les échantillons analysés sont les oiseaux retrouvés morts. Cette approche entraîne des difficultés méthodologiques importantes car le nombre d'oiseaux récupérés est faible, leur état de conservation variable et des différences importantes dans le recrutement entre les sites sont observées. Ainsi, 37 oiseaux ont été collectés avec 35 vautours originaires des Grands Causses (nombreux oiseaux anciens et déjà autopsiés), 1 des Baronnies et 1 du Verdon. Parmi ces échantillons 10 ont été analysés.

Aucune présence d'albendazole, de fenbendazole, de mébendazole ou d'oxfendazole n'a pu être mise en évidence au-dessus de la limite de détection. Ces composés bénéficient d'un effet de premier passage marqué et d'une clairance métabolique importante si bien que leur temps de persistance dans l'organisme n'excède pas une semaine. Cette élimination rapide des tissus de l'ovine et/ou du vautour rendent les probabilités de détection après transfert faibles. Un seul animal a présenté des traces d'ivermectine (0.4 ng/g), l'antiparasitaire n'a pas été détecté chez aucun autre oiseau.

La présence de composés organochlorés a été évaluée dans le foie. Les concentrations tissulaires en lindane s'échelonnaient de la limite de détection (0.01 ng/g) jusqu'à un maximum de 21 ng/g. Les concentrations en DDE retrouvées étaient dans une gamme de 0.01 à 0.9 ng/g. Les concentrations en dieldrin restaient en dessous de la limite de quantification (0.01 ng/g).

Aspects comportementaux et populationnels

Les approches expérimentales utilisées au cours du programme nous apportent un certain nombre d'éléments permettant de mieux comprendre les comportements alimentaires de cette espèce et d'évaluer l'impact potentiel de la gestion en charnier de ses ressources trophiques.

Dans un premier temps le dépôt de leurres s'avère être une méthode efficace pour tester les capacités de détection des vautours aussi bien en Ossau, colonie d'origine naturelle et dont la gestion ne fait pas appel à l'utilisation de charnier, que dans les Grands Causses, colonie issue d'une réintroduction et comprenant des charniers lourds et des placettes gérées par les éleveurs (Annexe II). Les vautours observés en vol répondent à la présence des leurres par des changements de direction, des survols et dans certains cas un atterrissage et une tentative d'alimentation sur les leurres. La présence de viande n'influence pas ces comportements. Plus étonnamment, la présence d'autres charognards (corvidés, milans, vautour percnoptère) n'a pas d'influence significative sur le succès et les délais de détection. De même ni la distance des dépôts à la colonie la plus importante et la plus proche, ni la présence environnante de troupeaux ne semblent influencer les succès et délais de détection des ressources. Globalement le taux de succès de détection de ressources déposées aléatoirement (hors charnier ou placette) est le même dans les Grands Causses et en Ossau même si une légère tendance à un succès plus important apparaît en Ossau. Les premiers oiseaux sont observés plus rapidement après le dépôt en Ossau ce qui peut traduire une densité globale plus forte des prospecteurs ou une répartition plus homogène dans l'espace des vautours en prospection. Cependant les délais de survol et de recrutement ne sont pas significativement différents et montrent une capacité intacte des oiseaux des Grands Causses à détecter et s'intéresser aux ressources spontanées. Ils sont de 37.9 +/- 26.1 min dans les Grands Causses et de 33 +/- 32.7 min en Ossau ce qui traduit la remarquable efficacité de ces nécrophages. Dans les Grands Causses, le niveau de prédictibilité des ressources, lié à leur dépôt sur des charniers lourds, des placettes gérées par les éleveurs ou des sites aléatoires affecte leur détectabilité par les vautours. Plus les sites sont prédictibles dans l'espace et le temps, plus le succès de la détection est grand. Les délais de première observation des vautours sont également plus long sur les sites les plus aléatoires ce qui semble traduire une densité plus forte d'oiseaux à proximité des sites plus régulièrement approvisionnés. Les délais entre première observation et survol suivent le même processus. Par contre aucune différence n'est détectée pour les délais entre survol et recrutement des congénères. Pour les sites choisis aléatoirement en dehors de charniers et placettes, la proximité avec ces derniers influence le comportement des oiseaux. En effet, plus le site aléatoire est proche d'un site régulier, plus le succès de détection est important et plus les délais d'observation et de survol sont réduits.

Dans un second temps, les données de télémétrie obtenues dans les Grands Causses ont permis une première estimation des domaines vitaux et une évaluation de l'attractivité des charniers et placettes pour les vautours (Annexe III). Les données de télémétrie par avion et au sol ne mettant pas en évidence de biais de détection, nous avons pu les rassembler. Le taux de détection des individus est de 88,6 +/- 9,4 % et n'est pas dépendant de l'âge des individus. Globalement, 84 % des contacts concernent des oiseaux en vol, les autres contacts étant principalement localisés sur la colonie. Les domaines vitaux individuels n'étant pas corrélés au nombre de localisation leur estimation ne souffre pas d'un sous échantillonnage. Le domaine vital moyen est de 70.775 +/- 18.368 ha. Bien que limitées par la zone d'étude, ces valeurs correspondent à celles mesurées pour le Vautour moine par Carrete et Donazar (2005). Les domaines vitaux sont centrés sur la colonie et sont très largement chevauchants. La taille du domaine vital est négativement corrélée à l'âge. L'indice moyen d'association de Jacobs aux placettes et charniers est de 0,666 (+/- 0,100, $n = 22$). L'association aux deux charniers principaux proches de la colonie est légèrement plus forte mais la simple présence à la colonie peut influencer ce lien apparent. En retirant ces charniers de l'analyse, le lien vers les placettes et charniers extérieurs à la colonie reste important (+ 0,507 +/- 0,154). Les vieux adultes montrent une plus forte association que les jeunes aux deux charniers proches de la colonie. Les jeunes adultes sont plus associés aux sites situés à l'extérieur de la colonie et ont

globalement plus de placettes et de charniers situés dans le cœur de leurs domaines vitaux (l'espace où les vautours passent 50% de leur temps) que les vieux adultes. Enfin, la fréquence de visites aux charniers est plus élevée que celle aux placettes. Elle est affectée par la distance à la colonie pour les placettes et charniers situés à plus de 10km de la colonie. Ces résultats sont dans l'ensemble confirmés par l'analyse complémentaire des effets distance à la colonie, distance aux placettes et transects utilisant R Spatat.

Ces comportements de prospection sont à mettre en relation avec les comportements d'exploitation des ressources au charnier. Les observations menées au charnier principal de la population caussenarde entre 1996 et 2000 apportent ainsi plusieurs éléments permettant de mieux comprendre les modalités de compétition chez cette espèce et les conséquences de la gestion en charnier sur cette compétition (Annexes IV et V).

Dans la majorité des cas où plusieurs carcasses sont disponibles sur le charnier, les individus s'agrègent de façon non homogène durant les premières minutes (à l'opposé des prédictions d'une distribution libre et idéale (Fretwell, 1972), traduisant, au-delà des processus de compétition aux ressources, l'existence de processus de coopération, soit pour la vigilance, soit pour l'ouverture de la carcasse.

La durée moyenne des curées est de 67 ± 47 minutes. Plus le dépôt est tardif dans la journée plus la curée est rapide. La taille des groupes d'alimentation sur les curées a été mesurée par deux variables, l'effectif maximal présent en même temps et l'effectif maximal potentiel calculé à partir des entrées et sorties d'individus en considérant que chaque individu est différent. Les moyennes de ces deux mesures atteignent respectivement $51,55 \pm 19,8$ et $162,1 \pm 81,25$ individus. Ces deux mesures de taille de groupe sont positivement corrélées à la quantité de ressources disponibles. Cependant si l'on considère une consommation moyenne d'1kg de viande par individu, en réponse à des besoins alimentaires de 500g/jour (Mendelsohn & Leshem 1983) et une alimentation 1 jour sur deux, on peut estimer l'effectif potentiel d'individus pouvant être nourris en fonction des ressources disponibles. Il apparaît alors que le nombre maximum d'entrées sur le charnier est toujours très supérieur à cet effectif potentiel alors que l'effectif maximum présent reste inférieur à l'effectif potentiel quand les ressources dépassent 1 EB.

En automne, on observe par curée sur le charnier principal ($n=29$), $34\% \pm 15\%$ de vieux adultes, $26\% \pm 15\%$ de jeunes adultes, $28\% \pm 13\%$ d'immatrices et $11\% \pm 10\%$ de juvéniles. A l'échelle individuelle, les vieux adultes sont revus plus souvent d'une curée à l'autre que les immatures ou les juvéniles traduisant une certaine fidélité à ce site d'alimentation. De plus, ce sont eux qui démarrent préférentiellement la curée, l'ordre d'arrivée sur le charnier étant négativement corrélé avec l'âge. Enfin sur les 40 événements de curée enregistrés, 15 individus, majoritairement de vieux adultes ont initié la curée, certains d'entre eux étant très régulièrement dans les trois premiers individus sur le charnier.

Les taux d'interactions et d'agressivité sont clairement corrélés avec la dominance et cette dominance apparaît forte pour les vieux adultes. Les individus plus jeunes (jeunes adultes, immatures et juvéniles) présentent des taux de dominance plus faible même si le taux d'alimentation est élevé chez les jeunes adultes. Aucun effet du sexe n'est détecté. Le taux d'alimentation moyen est affecté à la fois par la quantité de ressource disponible sur le charnier et par la taille de groupe. Le taux d'alimentation mesuré ici comme le temps passé à s'alimenter sur le temps de présence au charnier ne semble pas affecté dramatiquement par l'âge mais l'arrivée tardive des jeunes individus ne leur donne accès qu'à des ressources de faibles quantité et qualité.

Concernant la dynamique des populations, la synthèse et le traitement des observations de suivi individuel et de suivi de nid recueillies dans les Grands Causses avaient permis dix ans après le début de la réintroduction d'estimer les paramètres démographiques de survie et de reproduction (Sarrazin *et al.* 1994, 1996, Sarrazin 1998). Ces paramètres ont été réactualisés

en privilégiant la comparaison entre les paramètres de la population caussenarde et ceux des autres populations réintroduites et de la population d'Ossau. Les analyses moléculaires menées au laboratoire d'Ecologie de l'UPMC puis au Service de Systématique Moléculaire (SSM) du MNHN sur les échantillons de plumes ou de sang récoltés dans chaque population depuis 1993, montrent que le sexe ratio des naissances est équilibré dans les colonies d'Ossau et des Grands Causses et ne varie pas selon les années (Bosè *et al.* in prep). Nous n'avons pas détecté de différence entre sexes dans les mesures biométriques prises sur les poussins lors du baguage. De plus, la mortalité et la dispersion des individus ne semblent pas biaisées entre les sexes.

La comparaison des taux de survie à long terme des individus nés libres dans les Grands Causses et en Ossau a également été initiée. Les résultats préliminaires font apparaître une grande stabilité à long terme de la survie au delà de trois ans (> 0.95). La survie des jeunes oiseaux apparaît légèrement différente entre les deux sites, celles des individus de 2 ans semblant plus faible en Ossau ce qui pourrait être lié à de la dispersion à cet âge. Concernant les effets densité dépendant, nous faisons l'hypothèse que pour cette espèce longévive présentant une forte sensibilité du taux d'accroissement à la survie adulte, la régulation de ces populations devrait se faire d'abord par une baisse des autres paramètres démographiques (Gaillard *et al.* 1998). Les analyses démographiques se poursuivent donc actuellement et visent notamment à tester l'éventuel effet de la densité sur la survie juvénile. Elles devront prochainement faire intervenir les estimations de ressources disponibles dont la réactualisation est attendue pour les Grands Causses. En ce qui concerne la reproduction, si le succès reproducteur a augmenté dans les Grands Causses, il subit déjà depuis quelques années l'effet de la densité en Ossau (Virondeau, 2004, Gault *et al.* in prep). L'intégration de ces processus à l'échelle populationnelle devra permettre de modéliser la compétition entre classes d'âge et d'intégrer des processus de densité dépendance liés à la compétition pour les ressources alimentaires.

Intérêt et limites de l'équarrissage naturel pour les éleveurs et les collectivités

Diversité des systèmes d'équarrissage en France en zone de montagne.

À la fin de la seconde guerre mondiale, les vautours fauves ont disparu de toutes les régions d'élevage excepté en Pyrénées atlantiques où une petite population est parvenue à se maintenir. Avant les effets désastreux de la lutte pluriséculaire (et les nombreuses campagnes de destruction par empoisonnement et tir), ces vautours bénéficiaient des rebuts de l'élevage d'autant que l'équarrissage n'était pas réellement réglementé. Dans les années 40, pour prévenir les risques de pollution des nappes phréatiques, les premières lois en la matière obligent les éleveurs à recourir au service d'un équarrisseur⁶. Mais dans les régions éloignées et difficiles d'accès où se pratique l'élevage extensif, le ramassage des carcasses n'est guère rentable pour l'équarrisseur et bien souvent l'éleveur doit gérer seul ce problème. Il fallut attendre les années 90 pour qu'en pleine crise sanitaire (l'encéphalopathie spongiforme bovine et de la fièvre aphteuse), l'État décide d'intégrer l'équarrissage dans les missions du service public (loi du 26 décembre 1996, n° 96-1139).

Parallèlement, plusieurs opérations de réintroduction de vautours fauves ont lieu dans les Grands Causses, le Vercors et le Verdon. Pour assurer l'installation et la reproduction de ces petites populations, des campagnes de nourrissage sont organisées par les responsables des réintroductions. Des restes récupérés dans les abattoirs locaux et lors de collectes chez les éleveurs permettent d'alimenter des charniers lourds sur lesquels les vautours viennent se

⁶ La loi du 31 décembre 1975 (n° 75-1336) vient conforter les dispositions existantes (loi du 2 février 1942 du *Code rural*) oblige l'éleveur à faire appel, contre rémunération, à l'équarrisseur.

nourrir. C'est ainsi que le soutien aux vautours va progressivement modifier le système d'équarrissage tel qu'il existait avant le retour des nécrophages, offrant ainsi aux éleveurs une alternative à l'équarrisseur industriel comme à l'abandon sauvage et illégal des cadavres⁷. Malgré l'organisation de ces collectes, la pratique coutumière des éleveurs (se débarrasser discrètement de leurs bêtes mortes) perdure. Étroitement inféodés aux cadavres de la faune, comme nous l'avons vu précédemment, les vautours se montrent très efficaces pour éliminer les bêtes mortes abandonnées par les éleveurs.

Des systèmes, des situations contrastées

- les Grands Causses

Pendant la première moitié du XX^e siècle, l'ancien système agro-pastoral caussenard se caractérise par la polyculture (céréales) et l'élevage (surtout pour l'apport de fumier). L'installation de la première laiterie par l'industrie de Roquefort sur le Méjean en 1899, incite les éleveurs à s'orienter vers un élevage laitier. Durant les années 1920-30, on assiste à un développement de cette production. Au cours des années 1950-60, les élevages comptent 100 à 150 bêtes en moyenne. La stagnation du prix du lait entraîne une reconversion en élevage ovin viande. La modernisation des techniques d'élevage et de culture se poursuit jusque dans les années 70 (traite mécanique, aliments concentrés, motorisation...), permettant ainsi une productivité accrue (50-60 litres/brebis/an en 1950 contre 159 litres/brebis/an en 1991). Cette intensification de la production et la modernisation des systèmes d'élevage permettent le maintien des exploitations, ce qui n'est pas le cas dans les Cévennes où l'on observe un déclin des activités agropastorales. Même si le Méjean a exceptionnellement bien résisté à la crise économique, il n'en demeure pas moins que, comme les autres milieux ruraux et agricoles de faible densité de population humaine, le nombre des exploitations agricoles a chuté de 12% en une décennie (passant de 93 à 56 entre 1970 et 1991). Sur le Causse Méjean, on a longtemps eu affaire à une « quasi-monoproduction ovine » qui intéresse la quasi-totalité du plateau (33.000 hectares) qui compte 10% de zones cultivables et peu de pelouses riches, ce qui oblige les éleveurs à réaliser de grands parcours (Evrard, 1979). La diminution du nombre d'exploitations s'est accompagnée d'une augmentation de la taille des troupeaux ovins (de 199 à 341 pour la période 1970-91) - la hausse du coût des intrants et la baisse du prix de la viande incitant les éleveurs à accroître l'effectif et/ou la productivité des animaux.

Aujourd'hui les deux tiers des éleveurs du Méjean investissent la filière viande avec des brebis « Blanches du Massif Central » (BMC), tandis qu'un bon tiers traite des brebis de race Lacaune pour les fromageries (Roquefort, Fédou). Les troupeaux comptent environ 300-400 brebis (on trouve quelques GAEC de 900 brebis ; Cohen & Petit, 1993). Les éleveurs du Méjean peuvent bénéficier de la labellisation « Agneau de parcours » mis en place par le Parc national des Cévennes qui garantit l'utilisation des ressources pastorales. Les élevages caussenards se distinguent de ceux des autres massifs par la taille de leurs troupeaux ovins. Aujourd'hui 20% des exploitations caussenardes développent une pluriactivité (notamment l'écotourisme) ce qui correspond à la moyenne nationale (22%).

Si la plupart des données ici rapportées concernent essentiellement le Causse Méjean, cela tient au fait que, depuis les années 60, celui-ci a fait l'objet de nombreuses recherches ce qui ne fut pas le cas pour le Causse Noir et le Sauveterre. Cette disparité d'informations empêche une analyse comparative approfondie des activités agropastorales pratiquées sur les trois Causses. Précisons toutefois que les éleveurs du Causse Noir sont essentiellement tournés vers la production de viande ovine. On note en revanche que les éleveurs récemment installés se lancent dans la production laitière.

⁷ En dessous de 40kg de carcasse, la législation française autorise l'éleveur à enfouir le cadavre.

Dans les Grands Causses, trois systèmes d'équarrissage offrent de réelles alternatives aux éleveurs : l'équarrisseur industriel, la collecte organisée par le PNC et la LPO, et l'installation de placette individuelle d'alimentation (nous y reviendrons dans le chapitre suivant).

L'accès des vautours à cette ressource dépend du système d'équarrissage de l'éleveur. Bien que les éleveurs apprécient ce système car les brebis mortes sont retirées dans les 24 heures, ils ne sont que 116 (soit 43 pour le PNC et 73 pour la LPO) vivant « ... sur la zone des vautours, à faire appel à l'un de ces 2 gestionnaires, ce qui est bien peu⁸ » (agent LPO). Beaucoup d'éleveurs préfèrent garder leur distance avec l'autorité administrative comme avec le discours militant des associations de protection de la nature pour ceux qui dépendent du terrain d'action de la LPO. Du côté des gestionnaires, il est primordial de parvenir à impliquer les exploitants agricoles dans le nourrissage de ces nécrophages. Si cette collecte se poursuit aujourd'hui auprès d'une soixantaine d'éleveurs, elle n'est plus le seul moyen dont disposent ces derniers pour se débarrasser de leurs bêtes mortes.

Comme nous l'avons vu, depuis 1998, un troisième système voit le jour (ANNEXE VI). La création de placettes d'alimentation individuelles fait l'objet d'une autorisation préfectorale reconduite tacitement tous les ans sauf modification majeure (changement de propriétaire, cessation d'activité). Pour fixer les conditions d'utilisation de la placette et assurer son suivi par les gestionnaires du programme de conservation des rapaces nécrophages, une convention de gestion est signée entre l'éleveur et la LPO.

- le Vercors drômois

Depuis la réintroduction des vautours dans le Vercors drômois, le PnrV, auteur de ces opérations, a mis en place un système de collecte des cadavres chez les éleveurs de brebis élevées pour leur viande (troupeau de 200-300 Mérinos) sur 25 communes (soit deux cantons dont celui de la Chapelle-en-Vercors). Cette collecte mobilise un salarié à mi-temps et permet d'approvisionner les charniers (installés sur la commune de Chamaloc). Soixante-dix éleveurs sont partie prenante dans cette collecte qui représente 1300 brebis/an environ. Lorsque l'effectif des bêtes collectées dépasse les besoins, celles-ci sont mises au dépôt réfrigéré à Die (les restes non consommés par les vautours sur les charniers sont transportés tous les 7 jours dans ce dépôt). Les éleveurs qui ne souhaitent pas bénéficier de cette collecte ont toujours la possibilité d'appeler la société d'équarrissage qui œuvre dans la région (SARIA)⁹ : « Si normalement l'équarrisseur passe, il ne vient pas pour une seule bête ». Avant la réintroduction, l'équarrisseur ramassait 200 brebis/an ; après les lâchers, le parc collecte 1000 brebis/an. Cette information permet d'évaluer le nombre considérable de cadavres qui étaient jetés dans des grottes.

Les éleveurs locaux comme la dizaine d'éleveurs transhumants venus du Royan, de la Crau et du Vaucluse (soit 17.000 à 20.000 brebis) avaient l'habitude de jeter les bêtes mortes dans les grottes sur les Hauts Plateaux du Vercors où ils estivent du 15 juin au 10 octobre. Au début de l'opération de réintroduction des vautours fauves, ces éleveurs ont exprimé le souhait que leurs cadavres soient récupérés par les collecteurs du parc. L'isolement et parfois l'éloignement des bêtes mortes sur les estives, ont conduit les agents de la réserve à inciter à déposer les cadavres sur des emplacements accessibles aux vautours (afin d'éviter tout risque de pollution de la nappe phréatique). Lorsque les troupeaux locaux montent en alpage, les vautours survolent quotidiennement la réserve des Hauts Plateaux (17.000ha) : « ils font un

⁸ Le PNC estime collecter chez 20% des éleveurs vivant dans son périmètre d'action.

⁹ Le PNR du Vercors a répondu au marché public d'équarrissage et va rentrer en sous-traitance avec l'équarrisseur choisi par la DSV départementale (Saria ou la société Point).

tour pour repérer et nettoyer les carcasses »¹⁰. En été, pour compenser la baisse du nombre de bêtes collectées sur les exploitations, des carcasses sont récupérées dans les conteneurs réfrigérés pour alimenter les charniers et la quarantaine de jeunes vautours en volière. Si l'efficacité des vautours est aujourd'hui par tous reconnue, elle pose parfois quelques problèmes notamment lorsque les causes de la mort des brebis nécessitent une enquête. Ce fut le cas en 2005, lorsque les gardes venus constatés des dégâts de loups (arrivés en 1998) ne purent effectuer leur travail d'expertise car les cadavres des bêtes attaquées avaient été préalablement consommés par les vautours (c'est souvent le cas lorsque les attaques des loups ont lieu la nuit).

- *le Verdon*

Dans le Verdon, les éleveurs qui ont des troupeaux de 500 à 1.000 brebis élevées pour la viande, ont le choix de faire appel à l'équarrisseur industriel ou la LPO PACA qui a mis en place une collecte dès les premiers lâchers de vautours fauves. Sur les 75 éleveurs potentiellement concernés, 64 font régulièrement appel à la LPO. Cette collecte concerne principalement les éleveurs des communes de Rougon, de Castellane et de la Palud sur Verdon (qui vivent dans le périmètre prospecté par les vautours). Elle ne représente que 15% de la masse totale mise à disposition des vautours. Parallèlement à la collecte, 4 conteneurs réfrigérés sont installés dans un rayon de 50km autour du site actuel de réintroduction. Ces conteneurs réfrigérés drainent les cadavres d'un certain nombre d'éleveurs, situés principalement dans les vallées. Seule une « placette individuelle d'alimentation » pour les vautours fauves a été récemment créée ; 4 ou 5 nouveaux projets de placettes sont à l'étude et plusieurs autres demandes sont adressées à la LPO¹¹ qui ne manque pas de souligner que « le contexte local de la transhumance des troupeaux le justifie totalement ». Depuis les premiers lâchers de vautours fauves en 1999, ce double système a permis d'éliminer naturellement près de 100 tonnes de cadavres d'ongulés domestiques en les mettant à disposition des vautours libres et captifs. Reste que dans cette région très touristique, il faut parfois composer avec les autres usagers du territoire, qu'il s'agisse des grimpeurs qui s'activent souvent trop près des nids créant des dérangements problématiques en période de reproduction ou des locaux qui investissent également le territoire pendant leur temps libre : « Un éleveur membre de l'association Vautours en Provence voulait en installer une chez lui mais cela pose des problèmes car les chasseurs locaux sont contre car l'emplacement pressenti serait trop près de la piste qu'ils empruntent... et puis il y a un projet de ball-trap pas loin de là » (membre LPO Antenne Verdon). Pour résoudre les éventuels conflits d'usage et faciliter une concertation entre les acteurs, un schéma des activités de pleine nature a été élaboré (escalade, activités en eau vive). Malgré les panneaux installés sur deux voies équipées informant les grimpeurs de la présence des vautours et la gêne que l'escalade peut parfois représenter pour les oiseaux, les tensions sont réelles.

- *Ossau*

Au regard des situations de l'équarrissage dans les régions précédemment évoquées, le terrain pyrénéen diffère dans la mesure où les vautours n'ont jamais été réintroduits. Autre différence majeure, depuis 1997, date de l'arrêt du nourrissage des vautours fauves, il n'y a plus d'alternative légale à l'équarrissage industriel – la collecte ayant été de fait interrompue. Celle-ci avait été mise en place en vallée d'Ossau en 1969 par l'association *Le Signal*

¹⁰ Jean Cogne, garde sur la réserve des Hts Plateaux du Vercors.

¹¹ Dans les Alpilles, il existe 2 placettes expérimentales pour les vautours percnoptères. Dans le parc naturel régional du Lubéron, 8 placettes d'alimentation ont été installées pour les vautours percnoptères.

*d'Ossau*¹², soit deux ans après la création du Parc National des Pyrénées (PNP), pour soutenir la dernière colonie française de vautours fauves qui était alors estimée à 17 couples. Constatant une concurrence entre le vautour fauve et le gypaète, le PNP a décidé d'y mettre un terme. Aujourd'hui, en cas de mortalité dans son troupeau, l'éleveur fait appel à l'équarrisseur industriel ou décide de placer le cadavre dans un emplacement accessible aux vautours y compris hors période d'estive. Rappelons que les Pyrénées-Atlantiques et les Hautes-Pyrénées accueillent de nombreux troupeaux transhumants : l'été 2000, en Pyrénées-Atlantiques, 333.000 ovins, 34.500 bovins, 6.300 équins ont transhumé.

Il arrive même que « certains éleveurs transportent les cadavres sur l'emplacement de l'ancien charnier » (agent PNP). D'autres encore choisissent de s'en débarrasser sans se soucier des vautours. En été, les éleveurs laissent les cadavres sur l'estive, à la disposition des vautours.

La population s'accroît, comme le confirme les données démographiques en cours d'analyse, ce qui inquiète les éleveurs surtout pendant les 4 ou 5 mois en hiver où leurs bêtes ne sont pas en estive : « Au rythme actuel, hors immigration, le service scientifique du parc estime qu'elle doublera dans les dix prochaines années »¹³, ce qui fait écho au discours d'un valléen qui, lui aussi, constate la présence accrue des vautours : « il y a 50 ans, on ne voyait pas les vautours aussi bas dans les vallées ». En Pyrénées, pour reprendre les termes de Michel Terrasse, il faudrait que ce ne soit plus uniquement « la loi de la montagne qui prévaut ».

De l'éleveur à l'équarrisseur : un jeu sur la distance

Autant de systèmes, autant d'alternatives, autant de modalités de gestion de la mort animale. Plusieurs paramètres (non exclusifs les uns des autres) permettent de distinguer les pratiques en cours dans les cinq régions étudiées :

- le caractère légal ou illégal,
- la gestion directe de l'élimination des cadavres ou sa médiatisation par un tiers,
- la prise en compte de l'identité du bénéficiaire des restes (équarrisseur industriel ou équarrisseur animal),
- l'acceptation (ou non) d'un contrôle de la part des services de l'État (DSV).

Si les modalités de gestion de la mort animale varient d'une région à l'autre, les choix du mode d'équarrissage varient également en fonction des éleveurs (de leur organisation sur l'exploitation, de leur rapport à la mort animale, de l'acceptation de la présence des rapaces nécrophages). Une alternative est toujours possible. Parmi les éleveurs rencontrés, nombreux sont ceux qui recourent à deux systèmes selon le nombre de bêtes mortes, le lieu de la mort, la période de l'année. Sachant que les bêtes déposées sur une placette officielle d'alimentation ne peuvent excéder un total de 300kg, l'éleveur doit recourir à un autre système (généralement la collecte) lorsque le total des pertes dépasse ce seuil. Dans la plupart des cas, il préférera solliciter les gestionnaires de la réintroduction des vautours fauves – ceux là même qui ont participé à la procédure d'installation de la placette chez l'éleveur (LPO, parc national des Cévennes, parc naturel régional du Vercors) plutôt que l'équarrisseur industriel.

- Gestion directe de la mort animale

Parmi les éleveurs qui prennent eux-mêmes en charge l'élimination du cadavre, tous ne pratiquent pas de la même façon. On repère deux catégories qui se distinguent par le caractère légal ou illégal de leurs pratiques.

¹² Créée par des naturalistes très engagés dans la protection des vautours.

¹³ C. Arthur. Cf. *Le point sur les relations vautour fauve/bétail domestique*, document inédit exposé au CNPN en 2002.

Les éleveurs qui optent pour la gestion directe de l'élimination de leurs brebis mortes dans un cadre légal sont dans une logique de recyclage direct des déchets. Sur les cinq zones étudiées, ils ne sont qu'un faible nombre (environ 18 exploitants) à rentrer dans cette catégorie, c'est-à-dire à s'inscrire dans une démarche officielle de création d'une « placette individuelle d'alimentation » sur leur exploitation accréditée par les services de l'État (Grands Causses et Drôme). Parmi ceux qui gèrent seuls l'élimination de leurs bêtes mortes, on trouve également la technique de la dépose, couramment pratiquée par les éleveurs transhumants qui, isolés sur les estives, n'ont d'autres solutions que de placer le cadavre dans un endroit dégagé permettant aux nécrophages de le repérer rapidement : « Moi je vois bien que cela marche. Ils sont là en moins d'une demi-heure », ce qui correspond à nos observations expérimentales (Annexe II). Dans ce cas, l'éleveur enregistre l'animal comme « mort en montagne » dans ses registres.

Tous les autres éleveurs, soit la quasi-totalité de ceux qui gèrent seuls l'équarrissage de leurs bêtes, le font en-dehors de tout cadre légal. Précisons toutefois que cela ne signifie nullement qu'ils agissent de façon anarchique et inconsidérée, loin de là. Certes, une poignée d'individus, malgré les risques sanitaires, continuent d'abandonner de façon sauvage le cadavre en le jetant dans un aven ou en l'enfouissant (y compris lorsqu'il dépasse le poids légal autorisé, soit 40kg). Bien qu'il ne nous soit pas possible de chiffrer leur nombre, ils ne sont fort heureusement pas représentatifs de l'ensemble de la communauté. L'éleveur qui agit ainsi n'a pas bonne réputation ; il jette le discrédit sur l'ensemble de la profession. Ayant choisi de se débrouiller seuls, les autres éleveurs optent pour une dépose que nous pourrions qualifier de raisonnée et responsable. En fait, ils agissent toute l'année comme le font leurs collègues en été sur les estives, c'est-à-dire qu'ils installent le cadavre sur un emplacement à découvert pour les vautours. Seule différence avec les transhumants : l'emplacement réservé à la dépose des cadavres se trouve sur leur exploitation, soit dans un espace proche du « domus » ou dans les espaces intégrés à ce que les historiens des systèmes agraires désignent par l'« ager » (prés pâturés par le bétail)¹⁴. On voit bien que pour eux, il n'est nullement question d'abandonner le cadavre n'importe où, mais bien de gérer la mort animale dans l'« entre-soi » et, qui plus est, chez soi. Bien que leurs emplacements de dépose ne soient pas accrédités par les services de l'État, ces éleveurs (surtout les caussenards et les drômois) les désignent par le terme « placette » (terme retenue pour nommer les placettes individuelles d'alimentation installées sous le contrôle de la DSV). C'est la raison pour laquelle nous avons choisi de conserver cette appellation vernaculaire tout en la qualifiant d'officieuse pour la distinguer des officielles.

Entre la poignée d'irréductibles qui pratiquent l'abandon sauvage, et les éleveurs qui ont une placette officieuse, on note que les premiers sont dans une logique d'abandon d'un déchet comme d'autres jettent leurs poubelles sur la voie publique. Au contraire de ces derniers, les autres s'inscrivent très clairement dans une logique de recyclage. Au même titre que celui qui sépare papier, plastique, aluminium et restes périssables, ce sont en citoyens écologiquement responsables que ces éleveurs pratiquent le tri sélectif de leurs déchets

¹⁴ Dans la tradition occidentale, selon la typologie mise au point par les historiens des systèmes agraires, l'espace anthropisé se structure comme une succession de cercles concentriques (« hortus », « ager », « saltus », « sylva ») gradués du plus domestique au plus sauvage. Il est légitime de s'interroger sur le caractère opératoire de ce découpage typologique. Essayons de l'appliquer au contexte local en analysant la fréquentation par bêtes et gens de l'espace anthropisé. De ce point de vue, le cercle le plus proche du « domestique » regrouperait les habitations humaines et animales ainsi que les lieux de conservation des récoltes. Il inclurait également les potagers et vergers (« hortus »), contigus à la maison. Opposé au précédent, le cercle le plus éloigné (le « sauvage ») comprendrait les territoires non cultivés et la forêt (« sylva »). Entre ces deux pôles, un espace intermédiaire (que l'on pourrait qualifier d'« entre-deux » ou de « familial »), rassemblerait les terrains cultivés (« ager ») et les prés pâturés par le bétail à la mi-saison. Ce sont le plus souvent des terrains visibles depuis le lieu de résidence.

agricoles. Notons que les éleveurs qui ont suivi la procédure légale n'ont rien fait d'autre que d'officialiser une placette officieuse existante (d'ailleurs dans les Grands Causses, avant d'arrêter le choix du lieu d'installation de la placette, la LPO recommande souvent de tester un emplacement de dépose¹⁵).

- Gestion semi directe de la mort animale

La dépose des carcasses, nous l'avons vu, se pratique généralement au sein de l'exploitation (sur une placette ou dans un champ où l'éleveur laisse pâturer ses brebis). Bien qu'ils soient éloignés des maisons et qu'ils ne fassent pas partie du décor quotidien des éleveurs, les prés pâturés en été ("*saltus*") sont également pensés comme des enclaves du "domestique" dans l'espace "sauvage". Rappelons que les éleveurs pyrénéens pratiquent la transhumance locale (souvent ils occupent la même estive pendant des décennies)¹⁶.

La dépose peut également se faire hors de tout espace domestique. C'est notamment la solution proposée aux éleveurs du Verdon qui apportent les cadavres dans des conteneurs réfrigérés mis à leur disposition dans les vallées à 50km en moyenne du site d'installation des vautours. Ainsi ont-ils la possibilité d'y poser les bêtes mortes toute l'année. À la différence de leurs collègues qui pratiquent la dépose sur une placette, l'équarrissage des bêtes via les conteneurs réfrigérés n'a donc pas lieu au sein de l'exploitation et l'élimination des cadavres est médiatisée par un tiers. À mi-chemin entre la dépose sur son territoire et la collecte du cadavre sur son exploitation par un tiers, ce système hybride relève du tri sélectif des déchets.

- Gestion indirecte de la mort animale

Le troisième mode de relation à la mort des bêtes pourrait être qualifié d'indirecte dans la mesure où l'élimination et le recyclage ne sont pas pris en charge par le propriétaire (ou le gardien) du troupeau mais sont confiés à un tiers. C'est le mode d'équarrissage le plus fréquemment utilisé. Sur chacun des terrains concernés par cette recherche, les éleveurs ont la possibilité de recourir à la collecte via l'équarrisseur industriel. Dans les Grands Causses, le Vercors et le Verdon, ils peuvent également faire appel à la LPO (Antenne Grands Causses, Antenne PACA), au PnrV ou au PNC (selon leur lieu d'implantation). Les charniers sont approvisionnés grâce à la collecte effectuée par ces organismes. Ceux qui choisissent cette solution ne conçoivent pas que leur exploitation soit le cadre du traitement de la mort animale. Bien au contraire, ils veulent être au plus vite débarrassés des cadavres.

Ceux qui recourent à la collecte de façon exceptionnelle le font contraints et forcés lorsque leurs pertes excèdent 300kg. Ils craignent souvent la contamination de leur élevage par le passage sur leur exploitation d'un véhicule (transportant des carcasses) qui circule de l'une à l'autre. Lorsqu'il fait appel à l'équarrisseur industriel, l'éleveur sait que ses bêtes ne seront pas destinées au nourrissage des vautours ce qui n'est pas le cas lorsqu'il s'adresse à la LPO ou aux administrations des espaces protégés gestionnaires des vautours qui collectent pour approvisionner les charniers lourds ou les volières.

- Statut de l'animal mort

Le mode d'équarrissage retenu illustre bien la représentation que l'éleveur a de sa bête morte. Il a le choix de la donner (en se préoccupant ou pas de son devenir) ou de l'abandonner. Ainsi la bête morte peut être pensée comme utile à d'autres êtres vivants (en l'occurrence les

¹⁵ Il faut néanmoins préciser que la décision finale de l'emplacement retenue revient à la LPO (antenne locale) et la DSV départementale.

¹⁶ La perception des transhumants extérieurs au département est quelque peu différente. Loin de la Crau pour ceux qui vont sur les Hauts-Plateaux du Vercors, ou du Gers et de l'Aveyron pour ceux qui estivent en Pyrénées, ils mêlent espace domestique (la cabane) et espace de travail (l'estive). Les Pyrénées atlantiques et aujourd'hui les Hautes-Pyrénées accueillent de plus en plus de troupeaux transhumants.

vautours), ou comme un déchet dont le devenir importe peu – c'est la logique de ceux qui font intervenir l'équarrisseur industriel. Bien souvent ces éleveurs justifient leur démarche par le fait qu'ils ne souhaitent pas voir « traîner une bête morte sur leur exploitation », et encore moins de s'occuper de l'entretien d'une éventuelle placette (veiller à enlever la peau et les os). Pratique et efficace, la solution de l'équarrisseur industriel leur convient parfaitement.

Reste que, parmi tous ceux qui veulent se débarrasser rapidement de leurs bêtes mortes, certains ne considèrent pas pour autant ces cadavres comme de simples rebuts. Bien au contraire, souvent ils préfèrent à l'équarrisseur industriel les collecteurs-gestionnaires (des opérations de réintroduction des vautours) qui œuvrent pour le bénéfice des vautours. Ils savent que les « dons » profiteront aux oiseaux. Au même titre que ceux qui pratiquent la dépose (officielle ou non) sur une placette ou dans un conteneur, ils sont dans une logique de recyclage dans laquelle : « rien ne se perd, tout se transforme ». Conscients de participer à pérenniser la population de vautours nécrophages, ils ne recherchent pas pour autant une relation de nourrissage directe des rapaces.

Relations éleveur/vautour

Par la diversité de ces façons de faire, on le voit, l'éleveur s'installe dans un rapport à l'équarrisseur naturel qui va d'une franche sympathie à une totale indifférence. En s'inscrivant dans une relation de commensalisme avec les vautours, les premiers reconnaissent leur utilité. Par un acte volontaire (dépose sur une placette officielle ou non, ou dans un conteneur), ils deviennent pourvoyeurs de nourriture. Ce faisant, ils intègrent le nécrophage dans leur système pastoral, au même titre que le chien de protection ou le chien de conduite. Si, comme ces derniers, le vautour est reconnu dans son rôle d'auxiliaire de l'homme, il se différencie des chiens de travail dans la mesure où il ne génère aucun coût financier. En nourrissant les vautours, en appréciant sa fonction d'équarrisseur, c'est bien dans une logique de recyclage au sein de l'exploitation que se place l'éleveur.

Par ailleurs, on constate que les éleveurs qui possèdent une placette officielle comme ceux qui recourent à la collecte des gestionnaires sont bien informés des plans de conservation et de gestion des vautours réintroduits. Sans pour autant devenir militant d'une association de protection de la nature, ils sont soucieux du devenir des oiseaux. Ils reconnaissent volontiers apprécier le spectacle d'une curée, sans pour autant chercher à développer des connaissances ornithologiques fines. Plusieurs mettent en avant l'esthétisme de l'animal en vol, le caractère impressionnant des oiseaux à la curée. Parmi ceux qui ont des placettes (officielle comme officieuse) et qui pratiquent la pluriactivité (ferme auberge, gîte, table d'hôtes, vente à la ferme), il arrive que certains utilisent la présence des vautours comme argument touristique. Tous se disent conscients de la valeur patrimoniale de ces oiseaux comme de leur rôle dans le développement touristique de la région.

Reste que lorsque l'effectif de la population n'est pas officialisé, lorsque l'information ne circule pas, on constate une tendance à revenir à une représentation sinon négative mais ambivalente de l'oiseau. C'est précisément le cas en Pyrénées où l'inquiétude face à l'augmentation de l'effectif, et l'apparition de comportements jusqu'ici inconnus alimentent des tensions entre les différents partenaires concernés. Les éleveurs demandent des comptes et se tournent vers les gestionnaires de cette espèce protégée. Si nous n'avons pas souhaité développer ce dossier dans cette recherche, il n'en demeure pas moins que celle-ci fera l'objet d'une étude approfondie au-delà de ce contrat.

Relations gestionnaire/vautour

Acteurs et responsables des opérations de réintroduction, les gestionnaires (LPO, PNRVercors, Vautours en Baronnies, PNC) se chargent du suivi des vautours dans le cadre des programmes scientifiques et veillent au bon état sanitaire des oiseaux. Ils assurent

également la collecte des cadavres sur les exploitations comme dans les conteneurs réfrigérés (dans le Verdon). Ce faisant, ils ont un rôle de nourrisseur des oiseaux, et de médiateur entre le pourvoyeur de nourriture (l'éleveur) et les oiseaux bénéficiaires qu'ils protègent. Ils profitent généralement des curées sur les charniers lourds pour collecter des données et assurer notamment le suivi individuel par la lecture de bagues.

Grâce à la collecte des cadavres sur les exploitations, les gestionnaires maintiennent une relation régulière avec les professionnels du pastoralisme : ils poursuivent leur mission de sensibiliser sur les vautours, comme sur l'intérêt d'une placette individuelle d'alimentation. La limite de la solution adoptée dans le Verdon (conteneur réfrigéré) ne permet pas de resserrer les liens avec les éleveurs. Contrairement au système de collecte, les éleveurs n'ont pas le sentiment d'un service rendu par les gestionnaires.

Reste à comprendre le faible nombre de demandes d'installation de placettes officielles. On l'a vu la grande majorité des éleveurs ne souhaitent pas officialiser leur placette, non par désintérêt pour les équarrisseurs naturels mais essentiellement par crainte de contrôles accrus de la part des services de l'État. Ils redoutent le regard policé, et les contraintes qui pourraient leur être imposées. En optant pour la dépose officieuse sur leur exploitation, en agissant « pour la bonne cause », ils savent qu'ils n'ont aucun compte à rendre, qu'ils ne donnent prise à aucun contrôle sur leur mode de fonctionnement. Certains éleveurs disent ne pas souhaiter avoir des relations avec les gestionnaires des espaces protégés ou les militants des oiseaux. Précisons que c'est bien « dans le cadre du suivi scientifique de la réintroduction ou de la sauvegarde de certaines espèces animales menacées... » que l'autorisation pour la réalisation d'une placette peut-être demandée (article 1 de l'arrêté interministériel du 7 août 1998 ; Annexe VI). En refusant le système « placette », ils ont le sentiment de garder les mains libres, de n'être pas redevable d'un service rendu.

Précisons que si les éleveurs rencontrés évoquent sans retenue les coups durs (catastrophe sur le troupeau), ils sont en revanche peu diserts lorsqu'il s'agit de parler du nombre de pertes courantes. Entre voisins et collègues, le système d'équarrissage est souvent évoqué. Reste qu'ils n'aiment pas ébruiter une perte de bêtes sur leur exploitation. Mais curieusement ils ne considèrent pas l'arrivée puis le rassemblement de vautours sur leur placette pour une curée sauvage comme un indice qui informerait les voisins d'une mortalité dans leur cheptel. Lorsqu'auprès d'eux on s'en étonne, ils répondent que ce pourrait tout aussi bien être « une bête sauvage crevée » près de chez eux qui expliquerait la venue des vautours.

DISCUSSION– PERSPECTIVES

Si la gestion de l'équarrissage faisant appel aux nécrophages présente des formes variées suivant les régions et les situations, il apparaît que des bénéfices réciproques peuvent être identifiés sans que des désavantages majeurs puissent être mis en évidence à l'échelle de cette étude.

Concernant les conséquences comportementales et populationnelles de la gestion des ressources en sites prédictibles, les résultats obtenus par l'observation des comportements au charnier montrent qu'à une échelle très locale il est sans doute préférable de disperser les ressources dans l'espace et / ou le temps plutôt que de les regrouper sur un site. Par ailleurs il semble apparaître clairement que les individus adultes profitent prioritairement des ressources immédiatement disponibles près de la colonie, les jeunes oiseaux étant contraints de prospecter en périphérie. Cette compétition entre classes d'âge pourrait être un facteur de régulation des populations par la densité ce qui entraînerait à terme une augmentation relative des pertes de jeunes oiseaux sans que cela n'affecte pour autant la viabilité de ces populations. La concentration des ressources sur quelques sites proches de colonies augmenterait cette compétition alors que sa dispersion favoriserait la survie des jeunes. Pour des raisons

logistiques et pour éviter de trop forts dérangements nous n'avons pu multiplier les observations hors du charnier principal dans les Grands Causses et notamment sur des placettes gérées par les éleveurs. De la même manière, le suivi par télémétrie a concerné essentiellement des individus adultes et le comportement des très jeunes oiseaux mériterait d'être mieux compris. De nouvelles techniques de localisation par GPS, encore en phase de mise au point au moment du lancement du programme, permettraient d'accéder à des informations plus fines sur les déplacements à petite et grande échelle de ces oiseaux afin d'estimer les budgets temps passés à prospecter sur et hors charnier. Les processus de distribution spatiale et de compétition observés à ce jour semblent néanmoins relativement robustes et cohérents avec le contexte évolutif correspondant aux traits d'histoire de vie de cette espèce longévive et coloniale. Le travail réalisé sur ces différents aspects doit se poursuivre et bénéficier très prochainement de la réactualisation des quantités de ressources disponibles, permettant ainsi de tester leurs effets sur les paramètres démographiques. Parallèlement, les travaux de modélisation des comportements de prospection permettront de mieux interpréter les résultats expérimentaux déjà acquis. Leur comparaison avec d'autres espèces proches (Vautour moine, Vautour percnoptère) mais non coloniale permettrait également de mieux comprendre l'intérêt des charniers et placettes pour des espèces ne s'alimentant pas nécessairement en groupe.

De la même manière, l'étude écotoxicologique a été confrontée à un problème d'échantillonnage si bien que les animaux analysés proviennent principalement d'un seul site géographique. Parmi les échantillons exploitables, les premiers résultats montrent que le transfert de médicaments antiparasitaires depuis le mouton traité vers les rapaces nécrophages, s'il apparaît possible, reste très limité et très vraisemblablement sans incidence sur la santé des individus et des populations. Les organochlorés rémanents restent également peu représentés dans le foie des oiseaux étudiés. En effet, si quelques traces résiduelles de lindane peuvent être détectées, ces concentrations sont basses et restent, ainsi que pour les autres composés chlorés analysés, dans les limites inférieures à ce qui est décrit chez les vautours africains (van Wyk *et al.*, 2001)

Dans tous les cas, si l'intérêt d'un apport régulier pour fixer des populations semble indéniable, ce système doit pouvoir évoluer vers une distribution plus aléatoire des ressources trophiques. La multiplication des sites d'alimentation par la mise en place ou la simple officialisation des sites de dépôt chez les éleveurs est une voie permettant de restaurer une plus grande variabilité spatio-temporelle dans l'apparition des ressources. La réduction des charniers lourds à un simple appui aux programmes de réintroduction ou de restauration pour les populations les plus menacées, ou leur maintien pour gérer les carcasses en provenance d'élevage ne pouvant pas accueillir de placette pour des raisons techniques est donc envisageable si le développement des placettes par les éleveurs est assuré. Les dernières tendances dans les Grands Causses semblent montrer une augmentation des demandes d'installation de placette auprès de la LPO. Par ailleurs, les contraintes de suivi individuel des cheptels devraient à court terme réduire les pratiques de dépôt officieux et probablement encourager la mise en place de placettes. En effet si la placette est économiquement la plus rentable tant pour la société que pour l'éleveur concerné, on constate que certains sont conscients de cet avantage sans pour autant être prêts à officialiser leur pratique responsable de dépôt sur une placette officieuse. Lorsqu'il n'a pas les conditions qui l'y obligent - trop de bêtes mortes par exemple, ou une mortalité non naturelle -, l'éleveur recourt au collecteur ou à l'équarrisseur. Tout en reconnaissant la valeur patrimoniale de l'oiseau (esthétique et l'attrait touristique qu'il représente) comme son efficacité à nettoyer les carcasses, il cherche à se maintenir dans un système responsable mais coutumier - il rechigne à officialiser sa pratique d'équarrissage naturel car il craint tout nouveau contrôle de son exploitation.

Si l'on veut parvenir à augmenter les placettes officielles, il faut nécessairement prendre en compte cette « frilosité ». Il se peut également que pour les éleveurs qui ne souhaitent pas se rapprocher des gestionnaires d'un espace protégé (parc national), ou militants des associations de protection de la nature (LPO), le fait que le collecteur appartienne à cette institution ou à la LPO peut ralentir le développement des placettes. Une réflexion devrait être menée sur un rapprochement et un éventuel partenariat avec la DDAF ou les Chambres d'Agriculture concernées (en prenant en compte la réglementation).

Sur les terrains conflictuels (Ossau) et sur les terrains où les réintroductions et les programmes sont en cours, la collecte par les institutions peut permettre un travail de sensibilisation, d'information scientifique sur l'éthologie du vautour. Ce lien peut permettre d'une part de développer le système d'équarrissage naturel adossé à une relation directe éleveur/oiseau et, d'autre part, de renforcer les relations entre le monde agricole et le monde des gestionnaires des espèces et espaces protégés.

Ce système semble donc bien constituer un exemple utile de restauration d'un lien entre agriculture et biodiversité au bénéfice mutuel de ces deux entités, tels que proposé par Perrings *et al.* (2006). La question du maintien voire du développement à long terme de ces pratiques est donc posée. Peuvent-elles durer ? Sont-elles réversibles ?

Il est incontestable que la viabilité à long terme de ce système est d'abord dépendante du contexte législatif et socio économique de l'équarrissage. Nous avons fait l'expérience en grandeur réelle au cours du programme d'un changement de ce contexte suite à la tentative de mise en place par l'Europe de contrôles systématiques pour les ESB et EST chez les ovins et caprins destinés en partie à l'équarrissage par les nécrophages. Ce système imposant le prélèvement de la tête de l'animal et la conservation du corps en l'attente des résultats aurait rendu de fait impossible son dépôt pour les vautours et ce quel que soit la bonne volonté de certains éleveurs et gestionnaires. L'obtention, fin 2005, d'un compromis obligeant l'échantillonnage d'une partie (4%) des animaux morts en élevage mais tolérant le dépôt des autres pour les nécrophages, a levé cette contrainte aussi bien au niveau français que pour les pays du pourtour méditerranéen dont les populations, en dehors de l'Espagne, demeurent largement menacées. Cette évolution récente et rapide s'est encore amplifiée avec la mise en place début 2006 des marchés d'équarrissage instituant la prise en compte des organismes responsables de la conservation des vautours et donc de l'approvisionnement de charniers dans les réponses à ces appels d'offres. Cette situation, à notre connaissance spécifique à la France, apporte symboliquement une reconnaissance au plus haut niveau du rôle des rapaces nécrophages dans la gestion de l'équarrissage et modifie le paysage économique pour cette pratique. Non pas qu'elle représente un volume significatif par rapport aux flux usuels de l'industrie de l'équarrissage mais parce qu'elle pérennise, au-delà de subventions nécessairement limitées, le financement des coûts liés aux transports et aux dépôts des carcasses pour des structures (ONG, espaces protégés) dont les fonds propres ne le permettaient pas. Ce fonctionnement continuant d'être neutre pour l'éleveur, les contraintes économiques liées à l'équarrissage sensu stricto ne devraient pas, au moins à court terme, poser de problème majeur.

Néanmoins, si la situation actuelle semble favorable, certains écueils potentiels méritent d'être suivis dans la mesure où leur influence future sur ce système est encore difficile à évaluer.

Le premier d'entre eux reste du domaine économique et réglementaire. Comme nous l'avons vu, la mise en place d'une Certification Sanitaire Ovine (CSO) – Tremblante pour l'utilisation des ovins pour certaines productions ramène à un test systématique de dépistage des maladies à prion. Les éleveurs intéressés par ce système CSO seraient donc contraints de renoncer au dépôt de carcasses pour les nécrophages. L'imposition de ces contrôles pour l'obtention de certains labels ou l'accès à certains débouchés pourrait donc à nouveau mettre

en opposition activité économique et maintien d'une certaine biodiversité. Dans ce nouveau contexte réglementaire, une poursuite de l'étude ethnosociologique devrait permettre de mesurer les conditions sociales qui fondent l'acceptation, le refus du « système équarrissage naturel ».

Le second point concerne le niveau d'acceptation de la croissance des populations de vautours par les populations humaines locales. Si actuellement cette question se pose d'abord en Ossau, elle est également présente sous une forme moins pressante dans les Grands Causses. Le lien généré par la participation active ou passive des éleveurs à la croissance des populations de vautours y est cependant plus fort et la compréhension du service écologique réel rendu par les vautours vient pondérer ce questionnement. Néanmoins, la situation ossaloise et, plus encore espagnole nous amène nécessairement à considérer cette question sur le long terme. Une approche annexe de cette problématique passerait par l'extension de recherches écotoxicologiques à de nouvelles substances susceptibles d'être utilisées contre les nécrophages. Elle devrait également se doubler d'une étude sociologique approfondie en Ossau permettant de suivre le travail réalisé par « la Commission des dégâts au bétail » et par une analyse des discours sociologique et sémiologique des éleveurs qui se disent victimes d'attaques de vautours.

II. ACQUIS EN TERMES DE TRANSFERT

Les acquis de ce programme en terme de transfert se situent à plusieurs niveaux.

Le premier niveau concerne la mise en place et les méthodes de l'équarrissage par les nécrophages pour les éleveurs et les gestionnaires de nécrophages.

Le fait le plus marquant dans ce programme et le plus bénéfique pour l'avenir a probablement été l'obtention de l'abrogation du règlement européen 2003/322. L'abandon de cette restriction a été permis grâce à la mobilisation de nombreux acteurs dont l'un des partenaires du programme, Thierry Buronfosse, et grâce au soutien constant du MEDD. Il permet de relancer les programmes de construction de placettes individuelles chez les éleveurs ce qui apparaît comme particulièrement bénéfique pour de nombreuses espèces de nécrophages.

Dans ce même contexte, le transfert de l'expérience acquise dans les Grands Causses sur la mise en place des placettes gérées par les éleveurs est envisagé à plusieurs niveaux. Ce système sert actuellement d'exemple pour la mise en place de placette en vue de la conservation de la population de Vautour percnoptère du Sud est de la France, qui rentre dans les cadres respectifs du plan de restauration national mise en place par le MEDD pour cette espèce et le programme LIFE Percnoptère en cours.

Par ailleurs ; dans les Pyrénées, la récente création d'une « Commission des dégâts au bétail » (où siègent des associations d'éleveurs, le PNP, la DIREN, l'IPHB...) pourrait être d'une part le lieu d'une restitution de ce travail et d'autre part, un lieu d'échange sur le « système équarrissage naturel légal » qui est totalement inexistant en Ossau. Par ce biais, des contacts avec les éleveurs (via les représentants du milieu agricole) pourraient se renforcer.

Enfin, l'expérience acquise dans la restauration de cet équarrissage naturel intéresse directement au niveau européen les pays concernés par la conservation des nécrophages, qu'ils y soient abondants comme en Espagne, menacés comme dans les Balkans, ou en cours de réintroduction comme en Italie. En ce sens, l'amendement de la décision européenne décrit plus haut a été accueilli avec grand intérêt par ces partenaires européens. Il est cependant clair que les spécificités locales de l'élevage, des pratiques et des perceptions rendent peu probable une mise en place immédiate et à large échelle du système de placettes caussenard.

Le second niveau de transfert est à destination des gestionnaires de populations de rapaces nécrophages et concerne le suivi de ces populations. Les protocoles établis pour le marquage, le suivi en routine des individus et des sites de reproduction sont coordonnés et repris par les cinq sites de suivi en France. Une base de donnée nationale est maintenant utilisée pour la saisie des observations dans les différents sites et permet l'échange annuel des nouvelles données. Cette base a servi en partie de modèle pour la mise en place d'une base de donnée sur le Vautour percnoptère. De même des protocoles standardisés de récoltes et de conservation d'individus morts ont été diffusés de façon à permettre au-delà du présent programme de maintenir une veille sur les aspects écotoxicologiques pouvant affecter les rapaces nécrophages. Ainsi l'approche d'étude des produits antiparasitaires utilisés et leur éventuel transfert vers les animaux sauvages nécrophages a permis de valider des méthodes analytiques qui sont exploitées pour d'autres programmes (Life Percnoptère, Life Crécerélette).

Ces échanges se sont notamment formalisés au cours des réunions annuelles du Groupe Vautour France réunissant une grande diversité d'acteurs de la conservation de ces espèces. Dans le même esprit, et à titre d'exemple, A Gault est invitée à présenter ses travaux de thèse en Ossau par A. Médevielle maire d'Aste Béon, responsable de la Falaise aux vautours et ce à destination d'un public local concerné par les vautours. Une approche similaire d'échange d'informations techniques concernant le suivi et la gestion des populations se met également en place au niveau européen notamment au sein de l'« European Griffon Vulture Working Group » pour laquelle la structure de la base de donnée française a été traduite et distribuée.

Enfin, l'ensemble des travaux menés est susceptible de concerner les responsables des programmes de conservation d'espèces proches et très menacées en Asie et en Afrique même si le transfert des techniques et des méthodes employées en France y nécessitera des adaptations.

III. LISTE DES PRINCIPALES VALORISATIONS DES RECHERCHES,

- *Articles scientifiques soumis et en préparation.*

- Bobbé, S. Agriculture et biodiversité: des bénéfices partagés. Cinq exemples français d'équarrissage naturel (en préparation)
- Bobbé, S. L'agropastoralisme au service de la biodiversité. Exemple d'un mode d'équarrissage écologique (en annexe du rapport)
- Bobbé, S. Réflexions épistémologiques d'une ethnologue confrontée au caractère illégal des pratiques étudiées (en cours de rédaction)
- Bosè, M. & Sarrazin, F. Competitive behaviour and feeding rates in a reintroduced populations of Griffon vultures (*Gyps fulvus*), (soumis à Ibis, en annexe du rapport)
- Bosè, M. & Sarrazin, F. Dynamics of feeding groups: Competition and cooperation in Griffon vultures (*Gyps fulvus*). (soumis à Behavioral Ecology, en annexe du rapport)
- Bosè, M., Le Gouar, P., Arthur, C., Boisselier-Dubayle, M.C, Choisy, J.P, Henriquet, S., Lécuyer, P., Pinna, J.L, Richard, M., Tessier, C. & Sarrazin, F. No sex effects on biometry, recoveries and movements in wild and reintroduced populations of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*). (en préparation)
- Gault, A., Bretagnolle, V., & Sarrazin, F. Impact of Feeding Stations on Griffon vultures' foraging behavior. (soumis à Journal of Wildlife Management, en annexe du rapport)
- Gault, A., Jiguet, F., Melin, M., Virondeau, A. & Sarrazin, F. Home range of a central place forager, the Griffon vulture *Gyps fulvus*, in response to food management (soumis à Biological Conservation, en annexe du rapport)

Les travaux en ethnologie menés par S. Bobbé donneront lieu à plusieurs articles scientifiques dans l'une des revues suivantes : Nature, Science et Société, Le Courrier de l'Environnement, Ruralia, Terrain, Ethnologie française

- *Articles en projet :*

Bobbé, S. Analyse comparative des mesures de protection et de gestion de deux populations d'une espèce protégée (*Gyps fulvus*).

Sarrazin, F., Bobbé, S., Boumellassa, H., Buronfosse, T. & Gault, A. Linking farmers and biodiversity: the role of vultures as natural scavengers.

Gault, A., Robert, A., Bosè, M., Le Gouar, P., Arthur, C., Lécuyer, P., Pinna, J.L. & Sarrazin, F. Long term dynamics of a natural and a reintroduced population of Griffon vultures.

Les travaux sur les analyses écotoxicologiques seront valorisés par une publication dans une revue de type Chemosphere, Comp. Biochem. Physiol.

- *Participations aux colloques nationaux ou internationaux*

Armstrong D. Sarrazin, F. (2003). Strong inference in reintroduction biology. 3rd Wildlife Management Conference. 1-5 décembre 2003 Christchurch Nouvelle Zelande. Communication orale.

Gault, A., Mersch, D. & Sarrazin, F. (2004). Impact of food resources management on foraging behaviour in a re-introduced species. 10th International Behavioral Ecology Congress, University of Jyväskylä, Finland. Poster

Gault, A. and Sarrazin, F. (2004). Impact of food resources management on Griffon vulture's foraging behaviour. International Symposium on the Black Vulture, Cordoue, Espagne. Communication orale

Gault, A. and Sarrazin, F. (2005). Conciliating conservation and legislation : impact of feeding stations management on a re-introduced population of Griffon vulture. Student Conference on Conservation Science 2005, University of Cambridge, U.K. Poster

Gault, A. and Sarrazin F. (2005). Feeding stations for Griffon vultures: testing a potential threat for human health and birds' natural behaviour. 19th Annual Meeting Society for Conservation Biology, University of Brasilia, Brazil. Students Awards finalist. Communication orale

Sarrazin, F., Bobbé, S., Boumellassa, H., Buronfosse, T. & Gault, A. (2005). Linking farmers and biodiversity: the role of vultures as natural scavengers. 19th Annual Meeting of the Society for Conservation Biology. Brasilia. July 2005. Communication Orale

Sarrazin, F., (2005). Dynamic of Restored Populations of Griffon Vultures in Southern France. International Meeting on "Conservation & Management of Vulture Populations". Thessalonica, Greece. 14-16 November 2005. Communication Orale invitée.

Bessa-Gomes C., Gault, A. and Sarrazin, F. (2006) L'Ecologie comportementale, un outil pour la conservation des espèces menacées? Le Réveil du Dodo II. Journées francophones des Sciences de la Conservation de la Biodiversité. Communication orale

Deygout, C., Bessa-Gomes, C., Gault, A. & Sarrazin, F. (2006). Conséquences de l'approvisionnement social pour la conservation des charognards: la gestion des charniers et la conservation du Vautour fauve. Le Réveil du Dodo II. Journées francophones des Sciences de la Conservation de la Biodiversité. Poster

Le Gouar P., Robert A., Henriquet S., Lécuyer P., Tessier C., Sarrazin F. (2006). Estimation démographique des coûts au lâcher lors des réintroductions : le cas de la restauration des populations de Vautours fauves dans le Sud de la France. Journées Francophones des Sciences de la Conservation de la Biodiversité. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 7-9 mars 2006. Poster

Sarrazin, F., Bobbé, S., Boumellassa, H., Buronfosse, T & Gault, A. (2006). Conservation et services écologiques: le rôle des rapaces nécrophages dans la gestion de l'équarrissage. Le Réveil du Dodo II. Journées francophones des Sciences de la Conservation de la Biodiversité. Poster

Gault, A., Bosè M. and Sarrazin, F. (Août 2006) Restoration or restaurant? The impact of feeding places on vulture's behaviour. 1st European Congress of Conservation Biology. Eger, Hungary. Communication orale

Gault, A., Doca A., Bosè, M. & Sarrazin, F. (Juillet 2006) Restaurants for restoration? Impacts of food predictability on foraging behaviour. 11th International Behavioral Ecology Congress, University of Tours, France. Communication orale

- *Rapports de fin d'étude*

- Boumellassa*, H. 2004. Rapaces nécrophages : Concilier conservation de l'espèce et minimisation des dépenses, vers un renforcement du lien Agriculture – Environnement. D.E.A. Economie de l'Environnement et gestion des Ressources Naturelles. Nanterre. Mémoire Majeur, sous la direction de Monsieur le Professeur Jean-Christophe Bureau.
- Virondeau*, A. 2004. Etude du succès de reproduction de deux populations de Vautours fauves en relation avec les ressources alimentaires. Diplôme d'Etudes Supérieures de Sciences, Université Pierre et Marie Curie. Resp. F. Sarrazin, A. Gault, et P. Legouar
- Melin*, M. 2005 Estimation de la taille des domaines vitaux de la population de Vautours Fauves (*Gyps fulvus*) réintroduite dans les Grands Causses. Master 1ère année Sciences de l'Univers, Environnement et Ecologie, spécialité Ecologie-Biodiversité-Evolution. Université Pierre et Marie Curie. Resp. A. Gault et F. Sarrazin.
- Doxa*, A. 2005. Comportement et conservation : étude de la structuration génétique au sein des groupes d'alimentation chez le Vautour fauve. Master 2ème année Sciences de l'Univers, Environnement et Ecologie, spécialité Ecologie-Biodiversité-Evolution. Université Pierre et Marie Curie. Resp. F. Sarrazin, A. Gault et M. C. Boisselier-Dubayle
- Texier, M. 2006 (en préparation). Suivi des molécules anti parasitaires utilisées en élevage ovin chez des vautours dans le cadre d'un équilibre naturel. Thèse vétérinaire Ecole Nationale Vétérinaire Lyon. Resp. T Buronfosse.
- Gault, A. 2006 (en préparation). Prospection alimentaire et impact de la gestion des ressources trophiques chez le Vautour fauve (*Gyps fulvus*). Thèse de doctorat. Université Pierre et Marie Curie.
- Bosè, M. 2006 (en préparation) Comportement d'alimentation en groupe chez une espèce longévive: le cas du Vautour fauve (*Gyps fulvus*). Thèse de doctorat. Université Pierre et Marie Curie.
- Deygout, C. 2006. (en préparation) Conséquences de l'approvisionnement social pour la conservation des charognards : la gestion des charniers et la conservation du Vautour fauve. Master 2ème année Sciences de l'Univers, Environnement et Ecologie, spécialité Ecologie-Biodiversité-Evolution. INAPG. Resp. C. Bessa-Gomes et F. Sarrazin.

* ces rapports sont disponibles sur demande auprès de F. Sarrazin.

- *Articles de vulgarisation, documents techniques, scientifiques*

- Terrasse M., Sarrazin, F. Choisy, J.P., Clemente, C., Henriquet, S., Lecuyer, P., Pinna, J.L., & Tessier, C. 2004. A Success Story: The Reintroduction of Griffon Gyps fulvus and Black Aegypius monachus Vultures in France. In Chancellor, R.D. & B.-U. Meyburg (eds) Raptors Worldwilde. WWGBP: 127-145
- Sarrazin, F., Le Gouar, P., Bosè, M., Gault, A. et Robert, A. 2006. Dynamique à long terme des populations de vautours fauves. LPO. Vautours infos 8 :5-8.
- Sarrazin, F. préparation d'un article sur la restauration des populations de vautours en vue de la publication par le PNC d'ouvrage de restitution des travaux conduits sur le territoire des Causses.
- Bobbé S. préparation d'un article sur les relations éleveurs-vautours en vue de la publication par le PNC d'ouvrage de restitution des travaux conduits sur le territoire des Causses.

L'étude ethnosociologique sera également publiée sous forme d'un article de vulgarisation dans une revue spécialisée (proche de l'Institut de l'élevage).

- *Actions de formation*

- Sarrazin, F., Bobbe, S., Boumellassa, H., Buronfosse, T., Gault, A. & Virondeau, A. (2004). Rôle des rapaces nécrophages dans la gestion de l'équilibre. Séminaire sur les placettes d'alimentation mises en œuvre à l'intention des rapaces nécrophages, dans le cadre du LIFE Vautour Percnoptère.
- Gault, A. 2005. Formation ATEN (Atelier Technique des Espaces Naturels): Suivi des populations d'Oiseaux: intérêts du suivi individuel (bagueage et télémétrie). Formation destinée aux gestionnaires et agents de terrain (parcs naturels régionaux et nationaux, associations...)
- Sarrazin, F. 2006 Séminaire invité "Short and long term dynamics of reintroduced populations: the case of Griffon vultures in Southern France" Université de Berne (Suisse), 31 Janvier 2006

Par ses activités d'enseignement et sa co-responsabilité du Master spécialité Ecologie Biodiversité Evolution, UPMC, UPS, INAG ENS, F. Sarrazin diffuse régulièrement les travaux du programme auprès des étudiants notamment dans le parcours Biologie de la Conservation, Professionnel et Recherche.

- *Communications dans des médias...*

Sarrazin, F. Invité avec J.C. Génot et C. Cibien de l'émission Complément Terre sur Direct 8, le 10 mars 2006

REFERENCES CITEES DANS LE RAPPORT

- Altmann, J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. *Behaviour* 49: 227-267
- Baddeley, A., Turner, R., 2005. Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. *Journal of Statistical Software* 12, 1-42
- Bailly, G., 2002. Rapport d'information sénat - *Avenir de l'élevage : enjeu territorial, enjeu économique*, 138 p.
- Balph, M. H. 1977. Winter social behaviour of dark-eyed juncos: communication, social organization, and ecological implications. *Anim. Behav.* 25: 859-884
- Berthet G. 1946. Les derniers Vautours fauves du Massif Central. *Rev. Soc. For. Franche-Comté* 1-6.
- Bögel, R., 1994. Measuring locations and flight altitudes of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) by an automatic telemetry system., in: Meyburg, B.-U., Chancellor, R.D. (Eds.), *Raptor Conservation Today*. WWGBP / The Pica Press, London, pp. 325-333.
- Bonnet J., Terrasse M., Bagnolini C., and Pinna J.L. 1990. Installation et extension d'une colonie de Vautours fauves, *Gyps fulvus fulvus*, réintroduite dans les Grands Causses du Massif Central. *L'Oiseau Et RFO* 60:181-206.
- Boumellassa, H. 2004. *Rapaces nécrophages : Concilier conservation de l'espèce et minimisation des dépenses, vers un renforcement du lien Agriculture-Environnement*, DEA en Economie de l'Environnement et gestion des Ressources Naturelles, Nanterre, 131p.
- Briquet, R. 1987. *Les ressources alimentaires des Vautours fauves dans la région des Grands Causses*. Paris, Rapport stage enseignement optionnel de 4ème année-E.N.V. Maisons-Alfort.
- Carrete, M., Donázar, J. A., 2005. Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of the cinereous vulture, *Aegypius monachus*. *Biological Conservation* 126, 582-590.
- Caswell, H. 2001. *Matrix population models*, 2nd ed. Construction, Analyses and Interpretation. Sinauer
- Chassagne, M., 1998, *Les vautours, équarrisseurs naturels des Grands Causses*, thèse de vétérinaire, Ecole Nationale Vétérinaire, Lyon, 280 p.
- Cohen, M., Petit, F.-E., 1993. Les pratiques pastorales sur le causse Méjan et leur évolution récente, *Colloque Grands Causses*, Millau, 21-23 octobre 1993 : 1-13.
- Del Moral J.C., and Marti R. 2001. *El Buitre Leonado En La Peninsula Ibérica. III Censo Nacional y I Censo Ibérico Coordinado, 1999*. SEO/Birdlife, Madrid.
- Donázar, J.A. (1993) *Los Buitres Ibericos. Biología y conservación* (ed J.M. Reyero), Madrid.
- Ellegren, H. 1996. First gene on the avian W chromosome (CHD) provides a tag for universal sexing of non-ratite birds. *Proceedings of the Royal Society of London: series B* 263: 1635-1641.
- Elosegui I. 1989. Vautour fauve *Gyps fulvus*, Gypaète barbu *Gypaetus barbatus*, Percnoptère d'Egypte *Neophron percnopterus* : Synthèse bibliographique et recherches. *Acta Biologica Montana* 3:
- Evrard, P. 1979 *L'utilisation des terres peu productives : Le causse Méjan – Recherches économiques et sociales*, Paris, La documentation française, A. Brun, J.-P. Chassany et als, (15) : 343-53
- Ferguson-Lees J., and Christie D.A. 2001. *Raptors of the World*. Ch.Helm, London.
- Ferrière R., Sarrazin F., Legendre S., and Baron J.P. 1996. Matrix population models applied to viability analysis and Conservation : Theory and Practice using the ULM software. *Acta Oecologica* 17: 629-656.
- Fretwell SD. 1972. *Populations in a Seasonal Environment*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Goss-Custard, J. D., Clarke, R. T. & Durell, S. E. A. le V. 1984. Rates of food intake and aggression of oystercatchers *Haematopus ostralegus* on the most and least preferred mussel *Mytilus edulis* beds of the Exe estuary. *Journal of Animal Ecology*. 53: 233-245
- Gaillard JM, Festa-Bianchet M, Yoccoz NG. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology and Evolution* 13 (2): 58-63.
- Green, R.E., Newton, I., Shultz, S., Cunningham, A.A., Gilbert, M., Pain, D.J., & Prakash, V. (2004) Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *Journal of Applied Ecology*, 41, 793-800.
- Griffiths, R., M. C. Double, K. Orr, and R. J. G. Dawson. 1998. A DNA test to sex most birds. *Molecular Ecology* 7: 1071-1075.
- Ihaka, R. and Gentleman, R. 1996. R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5 (3):299-314.
- Joncour, G., 1999. *Les vautours, collaborateurs naturels de l'équarrissage en France*, LPO, Vetarvor, 44 p.
- Kenward, R. E., South, A. B., Walls, S. S., 2003. *Ranges6 v1.2: For the analysis of tracking and location data*. Online manual.
- Lécuyer P. 2000. Évolution des populations de Vautours fauves en France dans la seconde moitié du XX^{ème} siècle. *Ornithos* 7:117-122.

- Mendelsohn, H., Leshem, Y., 1983. Observations on reproduction and growth of Old World Vultures, in: Wilbur, S.R., Jackson, J.A. (Eds.), *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, pp. 214-241.
- Mundy, P. J., Butchart, D., Ledger, D., Piper, S., 1992. *The Vultures of Africa*, Academic Press, London.
- Noldus Technology. 1999-2002. *The Observer – Support Package for Video Analysis*. Version 4.0.
- Oaks, J.L., Gilbert, M., Virani, M.Z., Watson, R.T., Meteyer, C.U., Rideout, B.A., Shivaprasad, H.L., Ahmed, S., Chaudhry, M.J.I., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A., & Khan, A.A. 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427, 630-633.
- Perrings, C., Jackson, L., Bawa, K., Brussard, L., Brush, S., Gavin, T., Papa, R., Pascual, U., De Ruiter, P. 2006. Biodiversity in agricultural landscapes : Saving natural capital without losing interest. *Conservation Biology*. 20 : 263-264.
- Pullin, A. 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press. 345 pp.
- Rocamora G., and Yeatman-Berthelot D. 1999. *Oiseaux Menacés Et à Surveiller En France. Liste Rouge Et Priorités*. Société d'Etudes Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux, Paris,
- Sarrazin, F. 2005. Reintroductions et renforcements de populations: enjeux et perspectives. In Marty, P., Vivien, F.D., Lepart, J. & Larrère, R. (eds) *Les Biodiversité. Objets, théories, pratiques*. CNRS Editions: 157-172.
- Sarrazin F. & Lecuyer P 2004 Vautour Fauve. In *Les Rapaces diurnes nicheurs de France ; Distribution, effectifs et conservation* . LPO. V. Bretagnolle & J.M. Thiollay (eds). Delachaux & Niestlé : 52-55.
- Sarrazin F. 1998. Modelling establishment of a reintroduced population of Griffon vultures *Gyps fulvus* in Southern France. Pages 405-416 In *Holarctic Birds of Prey* (Chancellor R.D., Meyburg B.U., and Ferrero J.J., Eds.). ADENEX – WWGBP,
- Sarrazin F., Bagnolini C., Pinna J.L., and Danchin E. 1996. Breeding biology during establishment of a reintroduced Griffon Vulture *Gyps fulvus* population. *Ibis* 138:315-325.
- Sarrazin F., Bagnolini C., Pinna J.L., Danchin E., and Clobert J. 1994. High survival estimates in a reintroduced population of Griffon Vultures. *The Auk* 111:853-862.
- Sarrazin, F., Virani, M.Z., Gilbert, M., & Khan A. A. 2004 Preliminary population viability analyses for Oriental White-Backed Vulture *Gyps bengalensis* in Punjab province Pakistan. In *Raptors Worldwilde* Chancellor, R.D. & B.-U. Meyburg (eds). WWGBP: 257-262.
- SAS. 1999-2001. Version 8.2. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA
- Sekercioglu, C. H., Daily, G.C., & Ehrlich, P.R. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 101:18042-18047.
- Tella, J. L. 2001. Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature*. 410:408.
- Terrasse, M., Bagnolini, C., Bonnet, J., Pinna, J.-L., & Sarrazin, F. 1994 Reintroduction of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central, France. *Raptor Conservation Today* (eds B.-U. Meyburg & R.D. Chancellor), pp. 479-491. Mountfield, East Sussex World Working Group on Birds of Prey and Owls.
- Terrasse, M., Sarrazin, F., Choisy, J.-P., Clément, C., Henriquet, S., Lecuyer, P., Pinna, J.-L., & Tessier, C. 2004. A success story: the reintroduction of Eurasian Griffon *Gyps fulvus* and Black *Aegypius monachus* Vultures to France. In *Raptors Worldwide* (eds. R. D. Chancellor & B. -U. Meyburg), pp. 127-145. WWGBP & MME Pentti Kft. Budapest.
- Thiollay, J.M. & Bretagnolle, V. 2004. *Rapaces nicheurs de France, Distribution, effectifs et conservation*. Delachaux & Niestlé, Paris.176 pp.
- van Wyk, E., Bouwman, H., van der Bank, H., Verdoorn, G.H., Hofmann D. 2001. Persistent organochlorine pesticides detected in blood and tissues samples of vultures from different localities in South Africa. *Comp. Biochem. Physiol*, 129, 243-264.
- Virondeau, A. 2004. *Etude du succès de reproduction de deux populations de Vautours fauves en relation avec les ressources alimentaires*. Diplôme d'Etudes Supérieures de Sciences, Université Pierre et Marie Curie. Resp. F. Sarrazin, A. Gault, et P. Legouar
- Williams, B.K., J.D. Nichols, & M.J. Conroy. (eds) 2001. *Analysis and management of Animal Populations. Modeling, estimation and decision making*. Academic Press. 817 pp.
- Worton, B. J., 1989. Kernel methods for estimating the utilisation distribution in home range studies. *Ecology* 70, 164-168.
- Worton, B. J., 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *Journal of Wildlife Management* 59, 794-800

Annexe I

**L'agropastoralisme au service de la biodiversité.
Exemple d'un mode d'équarrissage écologique**

Sophie Bobbé

(Article en préparation)

L'agropastoralisme au service de la biodiversité. Exemple d'un mode d'équarrissage écologique

Sophie Bobbé*

On a bien souvent tendance à opposer biodiversité et agriculture à partir des actions et des objectifs respectifs qui les sous-tendent. Cette vision repose en partie sur les rapports coutumiers que les agriculteurs entretiennent avec le sauvage, perçu comme potentiellement dangereux et appréhendé à travers des activités qui relèvent plus de la destruction et de la prédation¹⁷ que de la protection ou d'une relation de commensalisme de bon aloi. Or une récente expérience d'équarrissage naturel avec des rapaces nécrophages nouvellement introduits dans les Grands Causses oblige à repenser le rapport entre protection de la nature et agropastoralisme, très souvent présenté comme antagoniste. Très tôt, les promoteurs de cette expérience postulent l'existence de bénéfiques réciproques et la potentialité d'intérêts partagés pour ces deux champs d'activités.

Comment aborder d'un regard ethnologique l'émergence de cette nouvelle pratique ? D'emblée on serait tenté de la lire à la lumière de l'opposition « tradition/modernité » à l'œuvre dans la plupart des terrains (et des textes ethnologiques) contemporains : d'un côté, les résistances d'une société rurale face au changement, de l'autre, les préoccupations d'un gestionnaire qui, pour légitimer la présence d'une espèce, revendique son utilité dans l'écosystème pastoral. Ici une série de questions s'imposent : Quelles sont les modalités de mise en place de cet équarrissage d'un genre nouveau ? Quel accueil les éleveurs réservent-ils à ce nouvel acteur local, comme à son rôle naturel ? Quelles incidences ce nouveau mode de gestion de la mort animale a-t-il sur les relations que l'éleveur entretient d'une part avec son cheptel et, d'autre part avec la faune sauvage ? Cette pratique modifie-t-elle ces rapports à la nature, rapports traditionnellement pensés selon les catégories « utile/nuisible », au point de porter un regard écocentré sur son rapport à l'environnement¹⁸.

Si, depuis peu, on les présente volontiers comme les nouveaux jardiniers de la nature, force est de se demander, au regard de l'expérience menée depuis une vingtaine d'années, si ces professionnels du monde agricole ne sont pas en passe de devenir les nouveaux protecteurs de la faune sauvage, une faune non ordinaire protégée par les réglementations européennes. Formulée de façon volontairement provocatrice, cette question a néanmoins sa raison d'être lorsque l'on examine de plus près les formes inédites de gestion des déchets agricoles d'origine animale que pratiquent les éleveurs caussenards.

Élevage en terrain caussenard

L'agriculture a toujours constitué la base de l'économie caussenarde et cévenole mais, dans les Grands Causses comme dans les autres zones de montagne, l'agropastoralisme a largement souffert de la mondialisation des échanges commerciaux (et notamment la concurrence avec la Nouvelle-Zélande et le Royaume-Uni), de l'organisation européenne du marché de la viande ovine (1982), entraînant de fait une modification des activités d'élevage. Pendant la première moitié du XX^e siècle, l'ancien système agro-pastoral caussenard se caractérise par la polyculture (céréales) et élevage (surtout pour l'apport de fumier). L'installation de la première laiterie industrielle de Roquefort sur le Méjan en 1899, incite les éleveurs à s'orienter vers un élevage laitier. Durant les années 1920-30, on assiste à un développement de cette production. Au cours des années 1950-60, les élevages comptent 100 à 150 bêtes en moyenne. La stagnation du prix du lait entraîne une

* Anthropologue, chercheure associée au CETSAH (EHESS-CNRS).

¹⁷ notamment Sergio dalla Bernardina, 1996, *L'utopie de la nature*, Paris, Imago ; Anne Vourc'h et Valentin Pelosse, 1988, *Chasser en Cévennes. Un jeu avec l'animal*, Paris, Aix-en-Provence, Édisud/Éditions du CNRS.

¹⁸ Pour une anthropologie générale de l'histoire de nos représentations de la nature, cf. Catherine et Raphaël Larrère, 1997, *Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement*, Paris, Aubier.

reconversion en élevage ovin viande. La modernisation des techniques d'élevage et de culture se poursuit jusque dans les années 70 (traite mécanique, aliments concentrés, motorisation...), permettant ainsi une productivité accrue (50-60litres/brebis/an en 1950 contre 159litres/brebis/an en 1991). Cette intensification de la production et la modernisation des systèmes d'élevage permettent le maintien des exploitations, ce qui n'est pas le cas dans les Cévennes où l'on observe un déclin des activités agropastorales. Même si le Méjean a exceptionnellement bien résisté à la crise économique, il n'en demeure pas moins que, comme les autres milieux ruraux et agricoles de faible densité de population humaine, le nombre des exploitations agricoles a chuté de 12% en une décennie (passant de 93 à 56 entre 1970 et 1991). Sur le Causse Méjean, on a longtemps eu affaire à une « quasi-monoproduction ovine » qui intéresse la quasi-totalité du plateau (33.000 hectares) qui compte 10% de zones cultivables et peu de pelouses riches, ce qui oblige les éleveurs à réaliser de grands parcours¹⁹. La diminution du nombre d'exploitations s'est accompagnée d'une augmentation de la taille des troupeaux ovins (de 199 à 341 pour la période 1970-91) - la hausse du coût des intrants et la baisse du prix de la viande incitant les éleveurs à accroître l'effectif et/ou la productivité des animaux.

Aujourd'hui les deux tiers des éleveurs du Méjean investit la filière viande avec des brebis Blanc du Massif Central (BMC), tandis qu'un bon tiers traite des brebis de race Lacaune pour les fromageries (Roquefort, Fédou). Les troupeaux comptent environ 300-400 brebis (on trouve quelques GAEC de 900 brebis)²⁰. Les éleveurs du Méjean peuvent bénéficier de la labellisation « Agneau de parcours » mis en place par le Parc national des Cévennes qui garantit l'utilisation des ressources pastorales. Les élevages caussenards se distinguent de ceux des autres massifs par la taille de leurs troupeaux ovins. Aujourd'hui 20% des exploitations caussenardes développe une pluriactivité (notamment l'écotourisme) ce qui correspond à la moyenne nationale (22%).

Si la plupart des données ici rapportées concerne essentiellement le Causse Méjean, cela tient au fait que, depuis les années 60, celui-ci a fait l'objet de nombreuses recherches ce qui ne fut pas le cas pour le Causse noir et le Sauveterre. Cette disparité d'informations empêche une analyse comparative approfondie des activités agropastorales pratiquées sur les trois Causses. Précisons toutefois que les éleveurs du Causse noir sont essentiellement tournés vers la production de viande ovine. On note en revanche que les éleveurs récemment installés se lancent dans la production laitière.

Équarrissage, entre tradition et modernité

Jusqu'au début du XX^e siècle, l'équarrissage ne fait pas encore l'objet d'une réglementation très contraignante sinon lorsque des maladies contagieuses apparaissent dans un troupeau obligeant l'enfouissement des animaux morts²¹. Le reste du temps, l'éleveur caussenard incinère le cadavre, l'enterre ou encore le jette dans un aven, à l'instar de nos ordures ménagères sur les décharges municipales à ciel ouvert, pour le plus grand plaisir des sangliers, renards, corbeaux, chiens et autres opportunistes. Jusqu'au lendemain de la seconde guerre mondiale (1945), les vautours fauves étaient de la partie²². Mais la lutte pluriséculaire contre les prédateurs et les campagnes de destruction orchestrées par l'État (empoisonnement et piégeage) lui ont fatales. Un grand nombre de rapaces strictement nécrophages sont morts de l'ingestion de cadavres empoisonnés.

¹⁹ P. Evrard, « Lecture », *L'utilisation des terres peu productives : Le causse Méjan – Recherches économiques et sociales*, Paris, La documentation française, A. Brun, J.-P. Chassany et als, 1979 (15) : 343-53.

²⁰ M. Cohen, F.-E. Petit, « Les pratiques pastorales sur le Causse Méjan et leur évolution récente », *Colloque Grands Causses*, Millau, 1993 : 6-13.

²¹ la première loi interdisant les charniers sauvages date de 1903 (loi Martel).

²² Il déclina à la fin du XIX^e siècle pour s'éteindre, en France, dans le Sud des Alpes et disparaître des Grands Causses du Sud du Massif Central en 1945.

La loi du 2 février 1942 du *Code rural* qui interdit les charniers sauvages ne met pas fin pour autant à cette habitude d'abandonner les bêtes mortes dans un aven, habitude très répandue dans les zones de pastoralisme de montagne. Pour endiguer tout risque sanitaire pour les santé humaine et animale par la pollution des nappes phréatiques, la loi du 31 décembre 1975 (n° 75-1336) vient conforter les dispositions existantes et oblige l'éleveur à faire appel, contre rémunération, à l'équarrisseur. Mais dans cette région de moyenne montagne où se pratique l'élevage extensif, la rentabilité de l'équarrissage industriel est problématique - les distances à parcourir sont importantes, les coûts sont souvent élevés, surtout qu'il ne s'agit de faire déplacer l'équarrisseur pour une seule carcasse. Pour faciliter le retrait de ces déchets agricoles d'origine animale, la loi du 26 décembre 1996 (n° 96-1139), votée en pleine période de crises de l'encéphalopathie spongiforme bovine et de la fièvre aphteuse, intègre l'équarrissage dans les missions du service public. Dans ce contexte, la gestion de l'équarrissage devient un enjeu majeur à l'échelle française (comme au niveau communautaire), les questions de santé publique sont plus que jamais à l'ordre du jour²³. L'équarrissage public, effectif dès 1997, n'en demeure pas moins problématique en zone de montagne et d'habitats dispersés. Aussi les éleveurs continuent-ils de se débarrasser « discrètement » des bêtes mortes. Dans les années 80, ces cadavres intéressent un nouvel acteur local d'origine exogène, le vautour fauve (*Gyps fulvus*).

La réintroduction d'une espèce protégée ou l'arrivée d'un équarrisseur potentiel

C'est dans le contexte émergent des nouvelles orientations européennes en matière de protection et de gestion environnementales, et sous les pressions exercées par les milieux scientifique et écologiste, qu'est prise la décision de réintroduire le vautour fauve, inscrit sur la liste des espèces protégées, dans les Grands Causses en Lozère et Aveyron²⁴. Les promoteurs de l'entreprise - le Fond d'Intervention pour les Rapaces (FIR-LPO²⁵) et le Parc National des Cévennes (PNC) - lâchent 61 vautours fauves venus des Pyrénées dans les gorges de la Jonte entre 1981 à 86 dans un contexte social favorable : « On avait la chance d'avoir encore de vieux agriculteurs qui avaient connu les vautours et ils savaient que ce n'était pas des oiseaux agressifs et dangereux. Ça n'empêche qu'ils ne voyaient pas pourquoi on allait dépenser autant d'argent pour les réintroduire, ils ne voyaient pas à quoi cela allait servir. Ils trouvaient que c'était un peu romantique » (agent du PNC). Ces opérations se révélant un véritable succès, d'autres suivront entre 1993 et 97 (50 oiseaux prendront leur envol dans les gorges de la Vis, à environ 40km du premier site)²⁶. En 2005 la population est estimée 130-140 couples environ (et plus de 300 individus) parmi lesquels on dénombre une vingtaine de vautours « fondateurs » des colonies caussenardes.

Ces campagnes successives de réintroduction pourraient aujourd'hui sembler banales si elles ne s'étaient pas très tôt inscrites dans une problématique qui sort du strict cadre protectionniste révélant ainsi leur caractère remarquable. Rappelons qu'au début des années 90, l'État français,

Mis en forme : Police :Times

Mis en forme : Police :Times

Mis en forme : Police :Times

Mis en forme : Police :Times

²³ Surtout si l'on sait que plus de 400.000 tonnes de cadavres sont traitées chaque année en France (dont 133.000 tonnes de cadavres ovins), soit un coût de 1,52 millions d'euros par an dans le seul département de l'Aveyron, cf. *Cahier technique – Placettes d'alimentation*, LPO, 1, 2001 : 9.

²⁴ Quinze ans plus tôt, une première tentative de lâcher de vautours, menée en 1968, n'avait pas porté ses fruits est un échec. Les conditions de l'opération avait suscité la polémique dans le milieu scientifique.

²⁵ En 1998, le FIR fusionne avec la LPO. L'antenne LPO Grands Causses est issue de cette fusion. Aujourd'hui la LPO compte 35.000 membres.

²⁶ M. Terrasse, C. Bagnolini, J. Bonnet, F. Sarrazin, "Re-introduction of Griffon vulture (*Gyps fulvus fulvus*) in the Massif Central-France", *Raptor Conservation Today*, Meyburg, B.-U., & Chancellor, R.D. eds., WWGBP/The Pica Press, 1994 : 479-491.

Mis en forme : Police :Times

fidèle à ses engagements dans les directives européennes (Habitats²⁷) et les Conventions internationales (Berne²⁸ et Bonn en 1990, Rio en 1992), prône le rapprochement entre agriculture et biodiversité (en accord avec la Politique Agricole Commune) en encourageant les pratiques agricoles favorables à la sauvegarde de l'environnement et au développement rural²⁹.

Soucieux de placer leurs actions non seulement dans une politique de restauration de la biodiversité mais aussi dans une réflexion sur les pratiques agropastorales locales, les promoteurs ont toujours pris soin de souligner l'utilité que représentent ces rapaces nécrophages en région d'élevage ovin, véritable alternative écologique au système classique d'équarrissage industriel³⁰. Si le rôle de cet équarrisseur naturel était officialisé et pouvait bénéficier aux éleveurs, ces opérations de réintroduction permettraient alors de rapprocher des acteurs d'origine différente, qui bien trop souvent s'ignorent. Cette opération pourrait ainsi devenir un exemple fort d'actions d'intérêts convergents pour les éleveurs ovins (soucieux de se débarrasser des brebis mortes) et pour les protecteurs des oiseaux (préoccupés par la pérennisation de leurs protégés). Pour qu'une telle expérience se concrétise, il restait à convaincre les décideurs. Ce sera chose faite en 1998 grâce à la ténacité des promoteurs. C'est dans ce contexte que l'éventail des usages en matière d'équarrissage s'est diversifié. L'éleveur caussenard bénéficie de trois procédures de gestion des cadavres, chacune induisant un rapport bien spécifique à la mort animale, à la faune sauvage (notamment au vautour fauve) et aux autres acteurs locaux. Reste une quatrième solution que nous évoquerons également car, bien qu'illicite, elle n'en demeure pas moins répandue.

Polymorphie de l'équarrissage caussenard

A partir de 1975, l'éleveur a obligation de faire appel à un équarrisseur (lorsque ces pertes dépassaient 40kg) qui vient récupérer les cadavres³¹. Pratiqué dans toute la France, ce système est le plus classique. Les grandes firmes interviennent en zone rurale selon leur implantation géographique et un découpage pré-établi. Plusieurs éleveurs des plateaux caussenards continuent d'y recourir même si l'équarrisseur tarde trop souvent à venir, notamment chez ceux installés dans des coins reculés et peu accessibles ou lorsque la distance avec les centres de traitement des déchets est importante³². Pourtant certains éleveurs continuent de considérer cette solution comme satisfaisante, et pas seulement en cas de « grosse casse » (notamment en période d'agnelage de janvier à mars, ou en été lorsque les éleveurs désaisonnalisent les naissances).

Le deuxième système, contemporain avec l'arrivée des vautours fauves, se met en place à la fin des années 80, pour garantir leur pérennité de la colonie. Si les vautours fauves profitent largement des restes de la faune sauvage, ils ont un réel besoin d'apport alimentaire notamment en période de reproduction. Pour assurer le nourrissage artificiel de leurs protégés, avec l'accord des services vétérinaires départementaux (Gard, Lozère, Aveyron)³³, les acteurs de la réintroduction (PNC,

²⁷ La Directive Habitats (21 mai 1992), relative à la conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvages, a pour objectif d'assurer le maintien de la diversité biologique ainsi que le maintien ou le rétablissement des habitats et des espèces.

²⁸ La Convention de Berne, ratifiée par la France en 1979, vise la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe.

²⁹ « Gestion concertée de la biodiversité, agriculture et développement local en montagne », *Montagnes Méditerranéennes*, 18, 2003 : 65-74.

³⁰ G. Joncour, 2000, *Les Vautours, collaborateurs naturels de l'équarrissage en France*, LPO – Vetravor.

³¹ Ferso-Bio est l'équarrisseur qui œuvre dans la région. Généralement il n'y a qu'un équarrisseur par département ; la répartition géographique de leur champ d'action résulte une entente de l'ensemble des entreprises, cf. H. Boumellassa, 2004.

³² Notons que les produits d'équarrissage (comme la graisse et la farine) sont de moins en moins rentables.

³³ 2 sont gérés par la LPO (Viallaret, Cassagnes), un par le PNC.

LPO) installent des charniers lourds qu'ils approvisionnent avec des restes aux abattoirs de Sainte-Afrique. À partir de 1987, ils délaissent cette source de nourriture pour aller chercher les cadavres directement chez les éleveurs selon leurs territoires d'actions. La LPO collecte sur le Causse noir, le Sauveterre et la vallée du Tarn tandis le PNC se charge des Cévennes et du Causse Méjean. Cette collecte représente 80 à 90 jours par an de temps de travail et plus de 7.500km parcourus (PNC), un poste à mi-temps à la LPO. Notons que chaque année, le PNC et la LPO récupèrent au total 700 cadavres environ (250-300 pour le PNC) ce qui est peu au regard des 4.000 brebis et 10.500 agneaux qui meurent chaque année dans les Grands Causses³⁴. L'accès des vautours à cette ressource dépend du système d'équarrissage de l'éleveur. Bien que les éleveurs apprécient ce système car les brebis mortes sont retirées dans les 24 heures, ils ne sont que 20%, vivant « ... sur la zone des vautours, à faire appel au PNC ou LPO, ce qui est bien peu » (agent LPO). Beaucoup d'éleveurs préfèrent garder leur distance avec l'autorité administrative comme avec le discours militant des associations de protection de la nature pour ceux qui dépendent du terrain d'action de la LPO. Du côté des gestionnaires, il est primordial de parvenir à impliquer les exploitants agricoles dans le nourrissage de ces nécrophages. Si cette collecte se poursuit aujourd'hui auprès d'une soixantaine d'éleveurs, elle n'est plus le seul moyen dont disposent ces derniers pour se débarrasser de leurs bêtes mortes

Depuis 1998, un troisième système voit le jour. Grâce à une modification réglementaire³⁵ en matière de retrait des déchets agricoles d'origine animale, les éleveurs sont autorisés à utiliser la présence des rapaces comme outil d'élimination de leurs bêtes mortes. Ce système qui ne nécessite aucun déplacement de la bête (et donc aucun risque de contamination d'un élevage à l'autre) est réalisé à la demande de l'éleveur sous le contrôle des DSV. C'est ainsi qu'est apparue la « placette d'alimentation ». Celle-ci est installée sur l'exploitation de l'éleveur qui en fait la demande³⁶. En 2005, on en dénombre 11 en Aveyron (dont 5 sur le Causse noir, 5 sur le Causse du Larzac et 1 en vallée du Tarn), 2 en Lozère (sur le Causse Méjean), 1 dans le département du Gard (sur le Causse noir).

Mis en forme : Non souligné

Mis en forme : Non souligné

Mis en forme : Non souligné

Mis en forme : Non souligné

Chaque année, une vingtaine de bêtes en moyenne y est déposée (le minimum est de 5 bêtes et le maximum d'une trentaine de cadavres). Chaque dépose ne peut excéder 300 kg ; en cas de surplus, l'éleveur fait appel à l'équarrisseur ou à la collecte locale. Les bêtes déposées sont rapidement consommées. Sur les placettes situées sur les Causses du Larzac, soit à 18km à vol d'oiseau des sites de nidification des colonies, les premiers vautours arrivent une heure après un dépôt de carcasse. Pour les gestionnaires, la placette d'alimentation est "la suite logique des charniers créés au début de ces opérations"³⁷. Le dépôt annuel sur l'ensemble des placettes est estimé à 12 tonnes ce qui est bien peu au regard des 12.000 tonnes de cadavres produits chaque année dans le seul département de l'Aveyron³⁸.

³⁴ Cette biomasse, associée à une répartition régulière des mortalités, pourrait permettre d'entretenir environ 1.700 vautours chaque année. La réalité est bien évidemment différente car les cadavres ne sont pas tous disponibles et la mortalité n'est pas régulièrement répartie sur l'année, cf. Chassagnes, 1998. On observe une augmentation de la mortalité des agneaux lors des mises bas au printemps et l'été lorsque les éleveurs désaisonnalisent l'agnelage.

³⁵ L'arrêté interministériel (ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation de la Pêche et des Affaires rurales, et ministère de l'Ecologie et du Développement Durable) du 07 août 1998 fixe le cadre réglementaire permettant de créer des placettes d'alimentation dans un contexte de conservation à objectifs scientifiques.

³⁶ Un dossier de demande de placette (avec descriptif de l'exploitation, taille, localisation...) est instruit par la DSV. Après la visite du site retenu par un technicien de la DSV, le dossier est transmis à la préfecture par les services vétérinaires.

³⁷ *Placettes d'alimentation*, LPO Grands Causses. Paroles d'Oiseaux – Cahier technique n°1, 2001 : 9.

³⁸ Données fournies par la LPO, 2004.

Parallèlement à ces usages officiels d'équarrissage, depuis l'arrivée des vautours dans la région, on assiste à la résurgence de dépose illégale. Plusieurs éleveurs renouent avec cette pratique ancestrale agissant comme le faisaient leurs parents cinquante ans auparavant lorsque les vautours occupaient encore les falaises caussenardes – notons que les éleveurs nouvellement installés ne pratique jamais ainsi. À la différence des déposes sauvages anarchiques (abandon dans un aven) qui ne bénéficient pas aux vautours, ce type de dépose est organisée, circonscrite dans l'espace (dans le périmètre de l'exploitation) – l'éleveur ayant généralement le souci de voir le cadavre « vite nettoyé ». Bien que totalement illégale, cette dépose s'inscrit parfaitement dans le soutien des rapaces réintroduits. Est-ce la grande visibilité des vautours dans le ciel caussenard ou le sentiment d'œuvrer pour la bonne cause qui les incitent à agir de la sorte ? Apprécient-ils le caractère immédiatement efficace de la dépose ? Pourquoi ne souhaitent-ils pas ou ne jugent-ils pas opportun de faire appel aux agents du parc ou aux membres de la LPO ? Après les entretiens menés dans les Grands Causses, on peut vraisemblablement considérer qu'il n'y a pas une réponse univoque pour expliquer a posteriori des agissements vieux de plus de 20 ans ; chacune des hypothèses formulées dans ces questions a compté à un moment ou un autre dans l'esprit des éleveurs rencontrés. Restent à cerner les logiques associées au mode d'équarrissage retenu. Bien que nos interlocuteurs nous aient parfois parlé de tels comportements anarchiques, nous n'avons pas rencontré d'éleveurs qui revendiquaient l'abandon systématique de bêtes mortes sans se soucier de les rendre accessibles aux vautours.

Les nécrophages, nouvel acteur du système pastoral ?

Au vu du nombre de bêtes collectées par le PNC et la LPO et du faible effectif de placettes individuelles d'alimentation, on serait enclin à conclure que nombreux sont les éleveurs qui recourent au service de l'équarrisseur industriel. Or, sauf en cas de grande nécessité (une « grosse casse » pour reprendre leurs termes), ce système n'a que très rarement leur préférence. Dans ce cas, reste alors à comprendre leurs modes de gestion de la mort de leur bétail. Des entretiens effectués auprès d'une trentaine d'éleveurs, il ressort très clairement une grande réserve, voir même une méfiance, quant à l'arrivée (vécue comme une intrusion) sur leur exploitation d'une personne extérieure. Donner prise au regard de l'autre, rendre des comptes de leurs agissements les rebute. Un contrôle supplémentaire (notamment sanitaire) est toujours vécu comme une menace ce qui explique que le recours à un équarrisseur quel qu'il soit (industriel, PNC ou LPO) est pour beaucoup une solution ultime.

Mis en forme : Police :Gras,
Couleur de police :
Automatique

Bien souvent les éleveurs recourent à deux solutions :

1. Ceux qui ont une placette individuelle d'alimentation apprécient cette autonomie d'actions même s'ils n'hésitent pas à faire appel au PNC ou LPO (suivant leur lieu d'implantation) auquel ils ont déjà eu affaire lors de la procédure de création de leur placette. Généralement en bons termes avec le collecteur-gestionnaire, certains pour des raisons idéologiques (rares sont ceux qui sont membres de la LPO ou de toute autre association de protection de la nature), d'autres pour des raisons strictement pragmatiques (services rendus), apprécient le travail des collecteurs et entretiennent des rapports de confiance avec eux. Ces éleveurs-là conjuguent volontiers le système placette et le système collecte (en cas de grosses pertes) mais rares sont ceux qui font appel à l'équarrisseur industriel.

Rappelons que les propriétaires de placettes individuelles d'alimentation ne sont nullement représentatifs de l'ensemble des professionnels caussenards – ils ne sont qu'une quinzaine. Il n'empêche que les demandes d'installation de placettes, bien que rarement satisfaites, sont de plus en plus fréquentes. La LPO souhaite privilégier les créations de placettes dans la zone de

nidification des rapaces. Si les éleveurs du Méjean, proches de cette zone, ne sont pas demandeurs³⁹ - l'antenne Causse du PNC collecte chez 50% d'entre eux (agent, PNC) -, ceux du Larzac, qui en sont éloignés, sont en revanche très intéressés par cette alternative d'équarrissage : « Côté Aveyron sur le Sauveterre et le Larzac, on a beaucoup de demandes de placettes, parce que cela leur simplifierait la vie. Sur le Larzac où l'équarrisseur industriel se rend sans difficulté, ceux qui demandent des placettes sont plutôt des gens convaincus de l'utilité de l'équarrissage naturel. Côté Causse noir, c'est surtout parce que c'est plus facile » (agent LPO).

2. Ceux qui n'ont pas de placettes individuelles d'alimentation, soit la grande majorité des exploitants caussenards, se divisent en 2 catégories :

La première pour qui la collecte locale de la LPO et du PNC est la solution idéale car elle se révèle pratique et efficace. Outre le fait que ce service a toujours été gratuit, il s'effectue dans les 24 heures ce qui n'est pas toujours le cas lorsque l'on fait appel à l'équarrisseur industriel. Le choix de ces éleveurs est avant tout pragmatique. C'est bien souvent par le bouche-à-oreille qu'ils ont adopté cette solution, abandonnant l'équarrissage industriel. Comme le souligne très justement un technicien de la LPO, l'objectif de ces éleveurs, « ... est de se débarrasser des cadavres. Ils savent qu'on intervient sous 24h alors que l'équarrisseur, il ne viendra jamais jusqu'ici ou au fin fond du Causse noir. Donc c'est plus facile d'appeler la LPO ». Parmi ces éleveurs, certains font systématiquement appel au collecteur : « moi je préfère, c'est plus propre, et on n'a pas à supporter l'odeur d'une bête crevée dans un coin de la cour. Ça pue vite vous savez, surtout en été » (éleveur, Causse noir). « Quand on n'arrive pas à se libérer dans la journée, les gens tiquent. Donc il faut qu'on réponde au plus tôt » (N. Thomas, PNC)

Dans cette catégorie d'éleveurs qui privilégient la collecte locale, plusieurs possèdent un emplacement où ils déposent les bêtes mortes, comptant sur la présence des vautours pour les en débarrasser au plus vite. C'est précisément ceux que la LPO et le PNC tentent d'inciter à officialiser leur placette d'autant qu'ils entretiennent avec eux de bonnes relations : pour décider de « l'emplacement de la placette, on souhaite que l'éleveur fasse un essai avant (une dépose pour voir si les vautours viennent là). Comme souvent ils ont déjà une placette officieuse, alors on installe la placette à cet endroit » (agent LPO).

Parmi les éleveurs qui n'ont pas de placette officielle, une seconde catégorie recourt au service de l'équarrisseur industriel. Ceux-là sont très nombreux à posséder un emplacement que bien souvent ils désignent par le terme « placette » - ce système d'élimination des déchets est connu des gestionnaires des vautours. S'ils ne souhaitent pas officialiser ce usage, c'est avant tout pour éviter tout contrôle ce qu'ils n'ont pas manqué de dire lors des entretiens. Cette placette officieuse leur permet tout à la fois de se débarrasser rapidement des bêtes mortes - ils ont expérimenté l'efficacité du système - notamment lorsqu'il ne s'agit que d'une ou deux bêtes mortes. Ils ne font intervenir l'équarrisseur industriel qu'en cas de lourdes pertes. Parmi eux, nombreux sont ceux qui apprécient la présence des vautours, en profitent et le disent. Ils sont conscients de participer à pérenniser les colonies.

Reste que certains éleveurs ne font jamais appel à l'équarrisseur : « Sur le Méjean, il n'y a pas de tradition d'appeler l'équarrisseur. Quand les premiers vautours ont commencé à voler, après le 2^o lâcher de 1981, nous on avait nos charniers et on faisait la collecte dans les fermes dans un rayon de 50 km. On avait 4-5 charniers. Eux, ils nous ont aidé. Sans demander à personne, ils allaient y

³⁹ Il s'agit de quelques familles, d'une communauté liée pour beaucoup par des relations de parenté et isolée du reste des professionnels caussenards tant par les caractéristiques géophysiques du Causse que par leur état d'esprit. Regroupés en association *Le Méjean*, ils sont surtout préoccupés par leur devenir économique (développement du tourisme vert, ferme auberge...).

déposer leurs carcasses. Aujourd'hui la plupart ont des placettes officieuses. Après 1998, date de la modification de la réglementation de l'équarrissage, on a pu créer des placettes individuelles. Il y a en a qui ont envie d'officialiser la chose, d'autres qui pensent qu'ils sont chez eux donc ils peuvent faire ce qu'ils veulent chez eux et donc ils ne souhaitent pas officialiser leur placette » (agent PNC).

Ainsi, l'opportunisme et le pragmatisme conduisent la grande majorité des éleveurs à jouer sur deux tableaux ; c'est quasiment la norme dans les Grands Causses. Les propriétaires de placette officielle sont les seuls à avoir entrepris une véritable démarche affichant ainsi leur engagement et leur soutien aux mesures environnementales en matière d'agriculture raisonnée soucieuse de la sauvegarde de la biodiversité. Proches des gestionnaires des réintroductions des rapaces nécrophages, c'est bien « dans le cadre du suivi scientifique de la réintroduction ou de la sauvegarde de certaines espèces animales menacées... » que ce système a été promu (article 1 de l'arrêté du 7 août 1998). Cela ne fait pas pour autant de ces éleveurs, des ornithologues patentés, ni des adhérents à des associations naturalistes. Ils apprécient la présence des vautours, y compris sur le plan esthétique - « c'est beau de les voir voler » -, mais ne maîtrise pas un savoir scientifique (ils ne possèdent pas d'ouvrages sur le sujet). Ils aiment les observer au travail. Leurs connaissances sont plutôt empiriques, acquises à force d'observation des curées lors des déposes sur leur placette.

Nourrir, jeter ou abandonner aux vautours

Pour tous les éleveurs caussenards rencontrés, les vautours sont des auxiliaires très efficaces. C'est la raison pour laquelle, lorsqu'ils le peuvent, tous sont prêts à participer au nourrissage de ces équarrisseurs que cela soit dans un cadre légal ou illégal. Dès leur arrivée dans la région, les éleveurs ont su mettre à profit la présence de ces éboueurs.

En associant les rapaces à l'écosystème pastoral caussenard, en leur offrant «la possibilité légale de se nourrir des ressources locales»⁴⁰, les éleveurs intègrent les vautours à leurs pratiques, à leur système de pensée, au recyclage de leurs déchets d'origine animale (ovins). En témoigne la formule souvent utilisée par les éleveurs dans les messages qu'ils déposent sur le répondeur téléphonique de la LPO : « On a une brebis pour les oiseaux » (agent LPO). Ainsi deviennent-ils des pourvoyeurs de nourriture, on pourrait même dire des « nourrisseurs », directs (dans le cas de dépôts sur leurs exploitations) ou indirects (lorsqu'ils font appel à la LPO ou au PNC). Pour ces éleveurs, il s'agit avant tout d'un commensalisme de bon aloi dans la mesure où il repose sur une relation d'utilité réciproque.

Il en va tout autrement lorsqu'ils font appel à l'équarrisseur industriel car les bêtes mortes ne sont jamais destinées aux nourrissages des vautours. Dans ce cas, il s'agit avant tout de se débarrasser des déchets de leur élevage. Ces éleveurs n'intègrent pas le vautour dans le système d'élevage. Il reste une minorité car nombreux sont ceux qui possèdent une placette officielle (sans bien sûr que nous puissions avancer le moindre chiffre). Pour des raisons similaires et tout aussi évidente, il ne nous a pas été possible de vérifier leurs dires, ni de connaître le nombre exact d'éleveurs qui recouraient uniquement au service de l'équarrisseur industriel.

Statut du cadavre et gestion de la mort animale

Les différentes pratiques caussenardes d'équarrissage révèlent deux types de rapport à la mort animale. Dans un cas, la relation « pourvoyeur de nourriture-consommateur » est directe. L'éleveur

Mis en forme : Couleur de police : Automatique

⁴⁰ Placettes d'alimentation, LPO Grands Causses. Paroles d'Oiseaux – Cahier technique n°1, 2001 : 9.

prend lui-même en charge le recyclage de ses déchets (placettes individuelles officielles ou officieuses) ; cette opération se fait au sein de son exploitation, à l'abri des regards et sans intervention extérieure⁴¹. Dans l'autre cas, la gestion des déchets est médiatisée (collecteurs gestionnaires ou équarrisseur industriel), leur destruction est confiée à un tiers et ne bénéficie pas forcément aux colonies de vautours fauves.

Dans les rares cas de dépose sauvage dans un aven, l'éleveur n'intègre pas la présence des nécrophages. Il ne se soucie pas des règles sanitaires ni des risques de pollution éventuels. Pour lui, la bête morte est une immondice, un déchet dont on se débarrasse au plus loin (jamais sur l'exploitation) sans se soucier de son devenir. Jeter dans un gouffre, le cadavre inaccessible aux vautours sera néanmoins consommé par les autres nécrophages.

Outre la valeur utilitaire ou l'intérêt esthétique des vautours, on ne peut manquer d'évoquer l'intérêt économique qu'ils représentent dans cette région très visitée – construit dans les gorges de la Jonte, le belvédère aux vautours (géré par la Société d'Economie mixte de la Lozère) offre aux touristes de mars à novembre, outre la visite du musée, une animation vidéo commentée et la possibilité d'observer à la longue vue les vautours sur les falaises⁴². Très conscients de l'attrait touristique que représentent les vautours, certains éleveurs qui pratiquent l'accueil touristique ont même tenté d'utiliser les rapaces nécrophages dans la promotion de leurs services, offrant à leurs clients le spectacle d'une curée.

Mis en forme : Couleur de police : Automatique

L'équarrisseur naturel, un trait d'union entre les gestionnaires et les éleveurs

Mis en forme : Police : Times

En se substituant à l'équarrisseur industriel, par ailleurs trop souvent absent, la LPO et le PNC ajoutent à leur rôle de réintroduction, celui de nourrisseurs, puis celui d'équarrisseur⁴³ répondant ainsi aux besoins des rapaces nécrophages et des éleveurs. Depuis 2002, la LPO a été déclarée équarrisseur officiel ce qui l'autorise à se rendre, sur simple appel de l'éleveur, dans son exploitation pour récupérer les bêtes mortes⁴⁴.

Au-delà de la nécessité immédiate de fournir des ressources alimentaires aux oiseaux (notamment en hiver), les gestionnaires y ont un autre intérêt. En affichant ouvertement des intérêts convergents, cette collecte permet de renforcer les liens entre une administration publique (le PNC), trop souvent perçue comme contraignante et policée, et une population locale très communautaire. « Pour les autres antennes du PNC qui n'ont pas de ramassage, elles ont plus de mal à connaître les agriculteurs de la zone périphérique comme les nouveaux installés. Si on n'avait pas les vautours et le ramassage, on connaîtrait bien moins les agriculteurs » (Nathalie Thomas, PNC).

Grâce à sa présence régulière auprès des éleveurs, le milieu associatif (la LPO) se rapproche d'une communauté agricole peu familiarisée avec le discours militant naturaliste. Répondre aux questions des plus curieux, convaincre les réticents, se faire connaître en affichant des intentions honorables et bénéfiques pour tous. En retour, les éleveurs, souvent stigmatisés par les militants de la Cause environnementale, deviennent plus fréquentables.

⁴¹ Rappelons que l'éleveur qui possède une placette officielle a la charge de son entretien (brûler les restes, nettoyer la dalle, entretenir la clôture, s'assurer du fonctionnement de la batterie électrique).

⁴² Une liste d'hébergements et de lieux de restauration se trouve sur le site internet du belvédère.

⁴³ En Aveyron, l'arrêté préfectoral du 19 décembre 2002 (n°2002-353-8 2002) réquisitionne une association pour l'exécution du Service Public de l'Equarrissage. La LPO Grands Causes est alors rétribuée au prorata du nombre de carcasses collectées dans la partie aveyronnaise où est réalisée la collecte. En 2003, elle a collecté 314 ovins de plus de 18 mois (30% environ du total de la collecte), soit 22 tonnes. Les éleveurs qui se spécialisent sur l'agneau d'engraissement ne produisent pas de bêtes adultes. Par la suite, le PNC deviendra également équarrisseur officiel.

Si le nourrissage officieux bénéficie totalement aux colonies de vautours, il est clair qu'il échappe à tout contrôle. Et c'est peut-être là que le bât blesse. Ceux qui le pratiquent ne veulent pas être l'objet de contrôle supplémentaire. Si tous reconnaissent le bénéfice des actions menées par les gestionnaires, ils ne souhaitent pas pour autant se retrouver au service de ces derniers. La collecte, comme la placette (officielle ou officieuse) c'est avant tout pour les vautours.

*
* *

On aurait pu penser que la réintroduction d'une espèce sauvage protégée rencontrerait, comme c'est souvent le cas, des réticences, des oppositions et des condamnations. Or l'expérience caussenarde montre qu'il n'en est rien ; les éleveurs n'ont aucune raison de se retourner contre lui d'autant qu'il ne s'agit pas de cohabiter avec un sauvage potentiellement prédateur. Bien sûr cette acceptation repose essentiellement sur l'absence de dangerosité. Si certains éleveurs expliquent le bon accueil réservé au vautour fauve par des arguments d'ordre esthétique ou économique, tous ont fait l'expérience de sa redoutable efficacité au point de l'intégrer dans leur système de travail. Ainsi le vautour est-il rapidement devenu un acteur incontournable, un auxiliaire hors pair dont le rôle n'était pas à remettre en question.

Que l'acceptation des vautours repose sur un opportunisme ordinaire, un engagement idéologique ou une neutralité bienveillante, l'animal est quasiment toujours intégré au système d'équarrissage retenu. Aux systèmes d'équarrissage car les techniques sont multiples et bien souvent elles coexistent au sein d'une même exploitation. La plupart des éleveurs se réserve une alternative officieuse à la solution officielle retenue (les placettes non déclarées sont connues et très répandues). Sauf exception, quasiment tous les éleveurs y ont recours. Certains jouent le jeu des gestionnaires de l'espèce et participent activement au nourrissage de cet équarrisseur naturel en acceptant l'installation de placette individuelle d'alimentation (ils sont peu nombreux), d'autres (qui représente une large majorité) font de même à l'abri des regards indiscrets. Qu'ils choisissent ou non d'officialiser l'emplacement de leur placette d'alimentation, tous ont intégré le vautour comme mode d'équarrissage naturel et efficace, y compris ceux qui choisissent de faire appel aux collecteurs industriels.

La coexistence de ces deux registres de gestion de la mort animale (légale ou illégale) tient en partie aux refus de contrôle administratif et dans une moindre mesure à la distance que certains veulent maintenir avec l'idéologie protectionniste. Si ces derniers n'ont pas envie d'être assimilés à des écologistes, reste que leur rapport à l'oiseau n'a rien à envier à ces derniers. Disons qu'ils sont parvenus à instaurer un commensalisme de bon aloi avec ce sauvage protégé. Mais la pérennité de cette relation d'intérêt réciproque repose également sur la capacité à gérer l'effectif des colonies. Tous les éleveurs ont connaissance de la situation pyrénéenne et de l'augmentation des vautours, des nombreuses opérations de baguage des vautours, du suivi scientifique des colonies. Il est clair qu'ils ne manqueraient pas de demander des comptes aux gestionnaires des réintroductions et des collectes si la présence des vautours devenait à leurs yeux trop pressante. Ainsi souhaitent-ils vivre en bonne intelligence avec un sauvage potentiellement contrôlable, utile pour leurs activités comme pour le développement économique de la région. On est bien ici en présence d'une nouvelle forme de gestion du sauvage, un sauvage maîtrisable au service d'une pratique agricole écologiquement raisonnée.

Éléments bibliographiques

- Bailly, G., 2002, *Rapport d'information sénat - Avenir de l'élevage : enjeu territorial, enjeu économique*, 138 p. + annexes.
- Bobbé, S., « Gestions faunistiques, cultures des sauvages et brouillage des catégories », *Communications. - Nouvelles figures du sauvage*, Sophie Bobbé (éd.), 76, 2004 : 203-20.
- Boumellassa, H., *Rapaces nécrophages : Concilier conservation de l'espèce et minimisation des dépenses, vers un renforcement du lien Agriculture-Environnement*, DEA en Economie de l'Environnement et gestion des Ressources Naturelles, Nanterre, 2004, 131p.
- Brun, A., Chassany, J.-P., et als, 1978, *Le Causse Méjan*, 5 tomes, Montpellier, INRA.
- Chassagne, M., 1998, *Les vautours, équarrisseurs naturels des Grands Causses*, thèse de vétérinaire, Ecole Nationale Vétérinaire, Lyon, 280 p.
- Cohen, M., Jollivet, M., Lardon, S., Cohen, M., *Usage des sols, pratiques d'éleveurs, représentations de la nature et dynamique des milieux et des ressources*, Projet de recherche, Programme PIR-CNRS, 54p.
- Cohen, M., Petit, F.-E., « Les pratiques pastorales sur le causse Méjan et leur évolution récente », *colloque Grands Causses*, Millau, 21-23 octobre 1993 : 1-13.
- Jollivet, M., « Etre éleveur sur un causse : le Méjan », *Annales du PNC*, Observatoire Causses-Cévennes, 4, 283p.
- Joncour, G., 1999, *Les vautours, collaborateurs naturels de l'équarrissage en France*, LPO, Vetarvor, 44 p.
- Langlet, A., Flamant, J.-C., Molénat, G., & Osty, P.-L., *Les parcours des Grands Causses : contraintes et possibilités techniques d'une mise en valeur par l'élevage ovin. Utilisation par les ruminants des pâturages d'altitude et parcours méditerranéens*, INRA, Versailles, INRA-SEI, 1979 : 257-332.
- Larrère, R., « Gestion concertée de la biodiversité, agriculture et développement local en montagne », *Montagnes Méditerranéennes*, 18, 2003 : 65-73.
- Le pastoralisme en France à l'aube des années 2000*, André Bornard, Catherine Brau-Nogué (eds), Montpellier, Association française de pastoralisme (*Pastum*), éd. De la Cardère, 2000.
- Lhuillier, C., 1993, *Observer pour agir, pastoralisme, environnement et développement sur le Causse Méjan*, Observatoire du Causse Méjan, Région Languedoc-Roussillon, 93p.
- Mazoyer et Roudart, 1997, *Histoire des agricultures du monde - Du néolithique à la crise contemporaine*, Paris, Seuil.
- Micoud A., « Vers un nouvel animal sauvage : le sauvage 'naturalisé' vivant ? », *Natures, Sciences, Sociétés*, n° 1 (3), 1993, pp. 202-210.
- Osty, P.-L., « Pratiques d'élevage et paysages du Causse Méjan », *Economie Rurale*, 1978 (128) : 15-22.
- Osty, P. L., 1978, *Elevages et éleveurs en 1975. Le Causse Méjan*, A. Brun, J. P. Chassany, F. Petit & P. L. Osty (eds), Paris, INRA-ESR.
- Osty, P. L., Auricoste, C., « Une image des élevages du Causse : évolutions récentes (1975-1983) et questions pour l'avenir », *Annales du PNC*, 1989 (4) : 15-54.
- Valentin Pelosse, « (Ré)introduction d'espèces et agriculture : de l'anthropisation à l'artificialisation », *Économie rurale*, n° 208-209, 1992, pp. 101-105.
- Parc national des Cévennes, 1989, *Etre éleveur sur un causse. Le Méjan*, Observatoire Causes-Cévennes, CNRS/PIREN-UNESCO MAB.
- Petit, F.-E., « Défrichement et remise en valeur des terres : des pratiques anciennes pour des besoins actuels », *Annales du PNC*, Florac, 1989 (4) : 91-109.

Petit, F.-E., « Défricher dans les Causses : la continuité d'une pratique », *Du rural à l'environnement. La question de la nature aujourd'hui*, Paris, eds. ARF-L'Harmattan, 1989 : 131-7.

Raffin J.-P., « Réflexions sur les conditions écologiques des réintroductions et des renforcements de populations animales en France », *Réintroductions et renforcements de populations animales en France*. - *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)*, Jacques Lecomte, Martine Bigan, Véronique Barre (eds.), n° 5, 1990 : 27-38.

Sauvage et domestique. - *Études rurales*, Valentin Pelosse, André Micoud (eds), janv-juin, n° 129/130, 1995, pp. 107-116.

Veyret, P., 1951, *Géographie de l'élevage*, Paris, Gallimard.

Vialles N., *Le sang et la chair. Les abattoirs de l'Adour*, Paris, éd.Mission du Patrimoine Ethnologique.

Annexe II

Impact of Feeding Stations on Griffon vultures' foraging behavior

Agnès Gault, Vincent Bretagnolle & François Sarrazin

(Article soumis à Journal of Wildlife Management)

IMPACT OF FEEDING STATIONS ON GRIFFON VULTURES' FORAGING BEHAVIOR

AGNES GAULT⁴⁵, UMR 5173 MNHN-CNRS-UPMC, Species Conservation,

Restoration and Population Survey (CERSP), 61 rue Buffon, 1^{er} étage, 75005, Paris,

France

VINCENT BRETAGNOLLE, CEBC-CNRS, 79360, Beauvoir-sur-Niort, France

FRANCOIS SARRAZIN, UMR 5173 MNHN-CNRS-UPMC, Species Conservation,

Restoration and Population Survey (CERSP), 61 rue Buffon, 1^{er} étage, 75005, Paris,

France

Abstract: Feeding stations are largely used and recommended in recovery programs of many species. In Europe, sanitary laws impose feeding stations for the conservation of scavenging raptors. However, providing spatially predictable food might affect birds' abilities to detect randomly distributed food patches. In this experimental study, we assess the consequences of feeding stations on the foraging strategies of Griffon vultures. We conducted a behavioral study in 2 French populations of Griffon vultures where food distribution is contrasted. In the reintroduced population of the Causses, vultures find 60 % of their food on feeding stations. Conversely, in the Ossau population, vultures feed mainly on carcasses of wild and domestic mammals found in mountainous areas. In the Causses, food is mainly predictable; in Ossau mainly unpredictable. Using dummies of sheep, we experimentally manipulated food supply in both populations to investigate the effects of food patches predictability on foraging behavior. In the Causses population, vultures showed higher attraction for feeding stations than for random patches and foragers aggregated preferentially in the vicinity of feeding stations. Nevertheless, they were as efficient as vultures in Ossau to detect random patches. Thus, no strong negative effects of feeding stations were observed. We argue that the extensive use of lightly supplied feeding stations is an efficient compromise between few, heavily managed feeding stations and random patches. In the context of sanitary legislation constraints, we strongly recommend the direct management of individual feeding stations by farmers for the benefit of both vultures and local human populations.

Key words: conservation, ecological service, feeding stations, food management, food predictability, foraging behavior, France, Griffon vultures, *Gyps fulvus*, sanitary legislation, scavengers.

The development of evidence-based conservation is necessary to increase the effectiveness of conservation plans and to ensure their funding (Sutherland et al., 2004). However, while many conservation programs have been carried out within the last 10 years, the consequences of conservation actions remain largely undocumented (Pullin et al. 2004), and in particular for

⁴⁵ Corresponding author e-mail : gault@mnhn.fr

reintroductions (Sarrazin and Barbault 1996). Supplementary feeding is commonly used in such programs, to ensure the survival of endangered or newly reintroduced animals (raptors, passerines, mammals) and favor their reproduction (e.g. Powlesland and Lloyd 1994, Britt et al. 2000, Snyder and Snyder 2000). Supplementary feeding generally involves the use of feeding stations, i.e., locations where food is artificially provided. However, presence, availability and accessibility of food may also impact on feeding behavior (e.g., Schmidt and Hoi 1999) and possibly on demographic performances. Indeed, providing spatially predictable food resources could induce a dependence of the animals to these sites as well as an alteration of natural searching behavior. To our knowledge, no study has yet estimated the impact of feeding stations on population foraging behavior. Bird extinctions and population reductions may disrupt ecosystem processes and services of potential importance to society (Chapin et al. 2000, Luck et al. 2003). In particular, scavenging birds are important in the recycling of nutrients and in limiting the spread of diseases to human communities as a result of slowly decomposing carcasses. Currently, nearly all scavenging birds are considered as threatened species (from vulnerable to critically endangered; Şekercioğlu et al. 2004). Since the late 1960s, concerns about the decline of several species of scavenging raptors (e.g., Bearded vulture *Gypaetus barbatus*, California condor *Gymnogyps californianus* and Andean condor *Vultur gryphus*), have led to the establishment of recovery programs that involved the use of feeding stations (Pringle 1967, Wilbur 1974, Wallace and Temple 1987) and the establishment of “restaurants” to protect scavenging birds is recommended worldwide: in South Asia, in reaction to the collapse of 3 species of *Gyps* vultures (Prakash et al. 2003, Green et al. 2004, Sarrazin et al. 2004), in Africa (Benson 2000, Scott et al. 2000) and in European countries (Tella 2001, Camiña 2004). In France, Griffon vultures (*Gyps fulvus*) have been almost extirpated, due to direct and indirect persecutions as well as changes in agropastoralism practices. The French Pyrenean population declined from the beginning of the 20th century and was reduced to a few pairs in the 1960s (Terrasse 1977). Thanks to protection measures the population seems now secure. In the Massif Central however, Griffon vultures disappeared in 1945 from the Grands Causses area. Reintroduction was conducted in the 1980s (Sarrazin et al. 1994; Terrasse et al. 1994, 2004). From 1981, 3 feeding stations have been supplied by managers, with carcasses collected from the natural mortality of livestock in various farms. These stations were first supplied to improve the settlement and survival of reintroduced birds. For sanitary reasons, they now are the only ‘official’ way to make carcasses of dead domestic mammals available for vultures, although there is still, for practical reasons, an important (though hardly quantifiable) amount of carcasses that farmers traditionally leave in the wild to be consumed by vultures. Between 1998 and 2004, 13 official feeding stations were supplied directly by farmers from their own farms. On these stations, deposits occur less frequently and in lower quantity than on sites supplied by managers. Although spatially stable and predictable, they show temporal unpredictability.

Our work aimed at investigating the effects of food resources management on the foraging behavior of scavengers, with the Griffon Vulture as a case study. We conducted an experimental study in summers 2003 and 2004 in the population of the Grands Causses, and in late spring 2004 in the population of the Ossau Valley, on the French side of the Pyrenees. In the Grands Causses, birds can find about half of their need on the 16 feeding stations that are scattered around the main breeding colony, within a 25 km range, and their food supply is mainly predictable. The main colony of the Ossau Valley is located at about 30 km North of the Spanish border. There are no more feeding station on the French side of the Pyrenean chain and vultures feed on carrions of wild animals and on abundant domestic mammals found dead on pasturelands; their food supply is mainly unpredictable. Although vultures may use feeding stations in Spain (in Aragón and Navarra), this is less likely in late spring (A. Camiña, unpublished results) than in winter, when domestic animals are kept indoor.

Therefore, at the time of our experiments and within a radius of 35 km, both populations were facing different gradients of food predictability in space and time. In both areas, experimentally, we offered food supply at sites with different levels of food predictability: feeding stations that were spatially and temporally predictable, feeding stations that were only spatially predictable, and random sites (no feeding station). We then compared the foraging behavior of birds with respect to detection rate and attendance behavior to those experimental sites. We made the following predictions : (i) dependence of vultures to feeding stations should reduce their original foraging abilities, resulting in longer delays in random food patches discovery; (ii) habituation to feeding stations should result in shorter latency of food discovery on these sites than on random sites; (iii) spatial distribution of foraging birds should be less homogeneous in the population relying mostly on feeding stations, i.e. in the Grands Causses, than on random food, i.e. in Ossau, with higher local densities of birds next to feeding stations.

STUDY AREA

The Ossau Valley (Fig. 1a.) is located in the South-West of France, in the mountain range of the Pyrenees. It hosted the biggest colony of the French Pyrenees, with 125 breeding pairs recorded in 2004, and one other much smaller colony. The Ossau Valley is surrounded by 2 parallel valleys (Aspe and Ferrière) hosting about 140 pairs scattered in multiple colonies. The Grands Causses region (Fig. 1b.) is located in the Southern Massif Central. Griffon vultures were reintroduced between 1981 and 1986 by managers from the LPO (Birdlife France) and the Parc National des Cévennes. The area prospected by vultures covered at least 4 limestone plateaus (*Causses Méjean, Noir, de Sauveterre and du Larzac*; unpublished data, A. Gault), separated by 3 rivers. Nest sites were distributed along the Jonte and Tarn gorges, within a continuous colony that hosted 120 breeding pairs in 2004, and an estimated number of 60 non-breeding adults and 170 immature birds (see Ferrière et al. 1996 for demographic parameters estimated in the Causses) and 3 much smaller ones. The Ossau Valley and the Grands Causses are separated by a distance of about 280 km, both of them show similar altitude ranges (500-1700 m in Ossau, with peaks at 2880 m; and 350-1250 m in the Grands Causses).

METHODS

Study Species

Griffon vultures are long-lived (Newton 1979), colonial and necrophagous raptors. They feed in large groups on mammal carrion. *Gyps* vultures have reduced olfactory abilities and detect food by vision (Bang 1968, Donazar 1993). In Europe, Griffon vultures can be considered as commensal with humans, and even though they can feed on wildlife carrion, their food source is largely provided by dead domestic animals, mainly sheep and cattle.

Food Resources in study sites

In Ossau in spring and summer, Griffon vultures fed mostly on dead livestock (sheep, cows and horses) that they found on hardly accessible pasturelands, as well as on wild animals such as isards (*Rupicapra rupicapra pyrenaica*). In 2002 (no data are available for 2003 and 2004), it was estimated that livestock mortality on French pasturelands could feed

between 800 and 1700 Griffon vultures during the 6 months of spring and summer. During winter, livestock was kept indoors and dead animals were collected by an official slaughterer. Vultures then relied more on wild mammals and on the intensive use of feeding stations in Spain, especially one and 2-year old immature birds (A. Camiña, unpublished results). In the Grands Causses, carcasses of pigs, goats and cows were rare, and the few wild animal carcasses vultures could feed upon were mostly found in forests, hidden from view and thus inaccessible to them. Vultures fed mostly on dead sheep that were deposited on the 16 feeding stations distributed in an area of about 550 km² around the main colony (Fig. 1b.). Feeding stations were usually fenced to prevent vultures from pulling carcasses out of the station and to prevent the access of scavenging mammals. Farmers deposited an average of 2.5 ± 1.6 sheep per month on each of the 13 individual feeding stations between 2001 and 2003, compared to 12 ± 7 sheep for the 3 feeding stations supplied by managers (5 times more). Given this contrast in the quantity of carrion deposited on individual and managers' feeding stations, we labeled feeding stations supplied by farmers as "light" feeding station, in contrast to "heavy" feeding stations supplied by managers. In all, about 52 tons of food were deposited on both heavy and light feeding stations in 2003. Given that the individual food requirement was at least 500g/day/capita (Mendelssohn and Leshem 1983), this quantity could only feed about 286 of the estimated 487 vultures present in the colony at that time, that is about 60 % of the total population. The remaining food consisted mainly in random carcasses of sheep found outside official feeding stations.

Experimental Design

We manipulated the spatial availability of food items in both populations. Given the legislation, we could not use real carcasses. Since Griffon vultures do not detect carcasses by smell, we made 2 dummies out of sheep skin and wool, sowed and stuffed with straw. They had the size of an adult sheep. Fake blood stains were painted on their bellies and they were deposited lying on their side, as if they were dead animals. These dummies were used for all experiments to homogenize the experimental design.

We conducted our experiments in summer 2003 (10 Jul to 23 Aug) and 2004 (22 Jul to 11 Aug) in the Causses, and in late spring 2004 in Ossau (21 May to 8 Jun). All experiments were run in the late morning and in the afternoon, when the foraging activity of vultures is maximal. Experiments were conducted under dry and warm weather conditions, i.e. when flight conditions were optimal.

As opposed to official and permanent feeding stations, we considered as "random" sites all experimental deposits made in Ossau and those that were made outside feeding stations in the Causses (Fig. 1). Location of experimental site was selected at random by throwing stones on a map and recorded in the field using GPS.

In Ossau, we made 2 kinds of deposits: either i) 2 dummies, or ii) 2 dummies plus about 15 kg of butchery waste. Addition of meat was used to test the efficiency of dummies, by comparing vultures' behavior according to the presence or absence of meat. We first made 3 attempts using the 2 dummies alone and one attempt using the 2 dummies associated with meat. Each of these deposits were made at different sites. After this preliminary validation ($n = 4$), we tested if butchery waste would actually increase detection rate by vultures (further tests of the appropriateness of dummies in our experimental design were performed during the analysis of data and are showed in the results). We thus randomly selected 11 different sites and used a paired experimental design (one deposit of 2 dummies, and one with the 2 dummies plus butchery waste (i.e., $n = 22$ in total), on different days; Table 1). The order of deposits on a given site (with, or without meat) was randomly chosen, allowing us to test for the effect of order on vultures' responses.

In the Causses, 2 dummies without meat were deposited on 21 random sites and on 4 feeding stations (2 light and 2 heavy) in 2003. Since we detected no effect of the presence of meat on the responses of vultures in Ossau, we increased the number of experimental sites in 2004, by using a single trial per site, either with meat or without (Table 1). Thirteen deposits with meat and 13 without meat were therefore performed, thus maintaining a balanced design across the 2 colonies. To allow comparison between random and spatially predictable sites, we also deposited the dummies on light ($n = 6$) and heavy ($n = 3$) feeding stations.

Quantifying Response by Vultures

One observer in Ossau and 3 in the Causses, including the Ossau observer, conducted the experiments. Observations were fully standardized to minimize bias: once dummies were in place, the observer stayed 400 m away, with the best possible circular view of the skyline, during 2 hours. We recorded the presence and moves of every vulture observed to the naked eye. We also reported the presence of other scavenging birds and of flocks of sheep and herds of cows and horses next to the deposit area.

Pennycuik (1971) described the behavior of vultures after food detection: the first bird starts circling over the carcass staying at the same altitude, then descending to the ground. Other vultures detect this behavior and converge from all directions to the site (see also Houston 1974, Buckley 1996), as a form of local enhancement (Turner 1964, Pöysä 1992, Giraldeau and Caraco 2000). We split response variables into “success rate” and “delay” variables. Success rates included: occurrence of at least one observation of vultures (S_o), occurrence of flying-over (S_f) and occurrence of recruitment (S_r). Flying-over was defined as any vulture (i) flying directly to the deposit, (ii) circling over the deposit, or (iii) suddenly changing flight direction towards the ‘food’, within a range of 300 meters from the deposit. Recruitment corresponded to the arrivals of conspecifics joining the vultures that were already on-site. Delay variables included: latency between deposit and first observations of a vulture (D_{do}), time elapsed between first observation and first flying-over the dummies (D_{of}), and time elapsed between first flying-over and first recruitment of other vultures (D_{fr}). D_{do} may be interpreted as an index of vulture density in the vicinity of the deposit site, while D_{of} and D_{fr} are indicators of the attraction for the site and food. When added, $(D_{do} + D_{of})$ equals the time between deposit of food and flying-over (D_{df}), which is a reliable index of foraging vultures’ efficiency.

Data Analysis

To identify confounding factors, we took into account, besides the food management context in the 2 populations (i.e. Causses versus Ossau) and the nature of the experimental feeding site (i.e. the type of deposit, random, light or heavy feeding stations), the observer, the distance of the experimental site from the breeding colony, year, and the presence of meat associated to dummies. For experiments conducted in Ossau, we also considered the order of these deposits (dummies alone versus dummies and meat) on a given site. Additionally, we considered the time since first experiment within each field season to test if vultures showed habituation to the dummies. The effects of the presence of other necrophagous birds on-site and the proximity of sheep, cows or horses were also tested.

In the Causses, nesting cliffs are spread along rivers. To calculate the distance separating the experimental sites to the main colony, we took the historical reintroduction site as the centre of the colony (one experimental site was not considered due to missing GPS coordinates). In Ossau, nests were more aggregated and we used the barycentre of the main colony.

We used JMP 5.0.1 (SAS Institute 2002) and R 2.1.0 (Ihaka and Gentleman, 1996) softwares for statistical analyses. We performed contingency analyses to test for the effect of a single nominal factor on success rate variables, and Generalised Linear Models (GLMs) to test the effects of several factors. The model was then a binomial response with a logit link. Kolmogorov-Smirnov tests were used to test the normality of delay data distributions and to compare distributions of distance between random sites and the main colony across the 2 study sites. Delay data were not normally distributed, and commonly used transformations were not successful. We used Wilcoxon rank sum tests to test the effect of a single nominal factor on delay variables. Mixed models were not appropriate since we wanted to compare 2 contrasted regions where the food was mainly managed (Causses) versus mainly non-managed (Ossau), and 3 different types of deposits, i.e. random, light feeding station and heavy feeding station. All other explanatory variables were also to be taken as fixed factors, even the 'year' variable because we had only 2 years in our data set and we primarily wanted to test for a potential difference between 2003 and 2004 in the Causses to allow a comparison with data collected in Ossau in 2004. Moreover, since the value of delays had an important biological meaning, we did not want to discretize the delays variable. We therefore used GLMs with a negative binomial distribution of errors and a log link function to test the effects of several factors on delay variables.

The statistical significance was set at $P < 0.05$. Values are presented as mean \pm SD.

RESULTS

Vultures' Behavior Towards the Dummies

The deposits on random sites of the 2 dummies without meat in the Causses and in Ossau induced various behaviors (Table 2). We observed birds flying in the vicinity of the experimental site suddenly changing direction towards the dummies, birds flying-over the dummies, circling and descending above them, landing sometimes a few meters away (Fig. 2a) and even ripping them, starting at the anal region, as they would have done to open real carcasses (Fig. 2b). We made similar observations when meat was deposited with the dummies. These behaviors were consistent with what should have been expected with real carrion (see for example Pennycuik 1971).

Presence of meat had no effect in any study populations. There was no habituation of the vultures to the unrewarding dummies either. Indeed, we did not detect any statistical effect of the 2 variables – presence of meat and time since first experiment, and their interaction – on success rates of the experiment (GLMs; all $P > 0.328$, $n = 52$). We found the same results for delays. Moreover, in Ossau, there was no significant effect in the order of the trial with regard to the presence of meat (i.e. meat deposited with the dummies at the first or at the second experiment on the same site) success rates (GLMs; all $P > 0.387$, $n = 11$). Again, we found similar results for delays.

Confounding Factors

In 2004, experiments on random sites in the Causses were performed by 2 different observers. Success rates were similar whoever the observer was (contingency test; S_o : $\chi^2 = 0.26$, $df = 1$, $P = 0.61$; S_f : $\chi^2 = 40.04$, $df = 1$, $P = 0.85$; S_r : $\chi^2 = 1.8$, $df = 1$, $P = 0.18$, $n = 26$).

Similar results were obtained with delay variables (Wilcoxon rank sum tests; D_{do} : $\chi^2 = 0.12$, $df = 1$, $P = 0.73$, $n = 20$; D_{of} : $\chi^2 = 2.47$, $df = 1$, $P = 0.12$, $n = 16$; D_{fr} : $\chi^2 = 1.65$, $df = 1$, $P = 0.2$, $n = 11$). We therefore pooled all data for subsequent analyses.

Distances separating random experimental sites from the colony showed similar ranges in Ossau (from 4.5 to 25 km) and in the Causses (from 5 to 24 km), but the distributions differed significantly (Kolmogorov-Smirnov Test; $D = 0.47$, $P < 0.002$, $n = 69$). However, year, distance from the colony and their interaction, had no statistical effects on success rates of the experiments (GLMs; all $P > 0.45$, $n > 85$), nor on delays (GLMs; all $P > 0.277$, $n > 41$). In order to assess a possible attraction of foraging vultures for livestock (i.e. potential preys, see Houston, 1974), we checked that the presence of sheep, cows or horses nearby the deposits did not affect delays (GLMs; all $P > 0.18$, $n > 11$).

In Ossau, the presence of other necrophagous birds prior to Griffon vultures (Common ravens *Corvus corax*, Black and Red kites *Milvus migrans* and *M. milvus* and Egyptian vultures *Neophron percnopterus*) did not affect S_f and S_r (contingency test; S_f : $\chi^2 = 0.490$, $df = 1$, $P = 0.484$; S_r : $\chi^2 = 0.027$, $df = 1$, $P = 0.870$, $n = 25$). The delays D_{of} and D_{fr} were not affected either (Wilcoxon rank sum tests; all $P > 0.88$, $n > 13$). Similar results were obtained in the Causses for success rates S_f and S_r (contingency test; S_f : $\chi^2 = 0.952$, $df = 1$, $P = 0.329$; S_r : $\chi^2 = 1.626$, $df = 1$, $P = 0.202$, $n = 20$) and D_{of} and D_{fr} variables (Wilcoxon rank sum tests; all $P > 0.138$, $n > 11$).

As none of these confounding factors significantly affected the outcome of the experiment, we pooled all data for subsequent analyses.

Vultures' Attraction for Randomly Provided Food

We compared the attraction for food deposited on random sites in the 2 differently managed populations. Success rates were similar (GLMs; S_o : $\chi^2 = 0.68$, $df = 1$, $P = 0.41$; S_f : $\chi^2 = 1.03$, $P = 0.31$; S_r : $\chi^2 = 0.93$, $P = 0.33$; $n = 73$), even though the values were lower in the population with feeding stations (Fig. 3). The delay D_{do} was significantly longer in the Causses (33.1 ± 25 min) than in Ossau (19.2 ± 24.1 min; GLM; $F = 4.05$, $df = 1$, $P = 0.049$, $n = 58$), reflecting a lower density of vultures in the vicinity of random sites in the Causses than in Ossau. Conversely, D_{of} and D_{fr} did not significantly differ between the 2 populations (Wilcoxon rank sum tests; $\chi^2 = 0.021$, $df = 1$, $P = 0.885$, $n = 42$ and $\chi^2 = 0.164$, $df = 1$, $P = 0.685$, $n = 31$, respectively) showing a similar attraction for random food. The difference observed in D_{do} was absorbed when D_{do} and D_{of} were added. We found similar D_{df} in the Causses (37.9 ± 26.1 min) and in Ossau (33 ± 32.7 min, Fig. 4). Therefore, the management of food did not affect the vultures' efficiency to find random food patches.

The only differences between the 2 populations concerned landings. These occurred on random sites less frequently in the Causses (2 cases out of 46) than in Ossau (8 cases out of 26; Fisher's exact test: $P = 0.014$).

Vultures' Attraction for Feeding Stations Versus Random Sites in the Causses Population

In the Causses, we considered a gradient of food predictability from random sites, spatially predictable light feeding stations, to spatio-temporally predictable heavy feeding stations. We detected a significant effect of the level of food predictability on success rates within the 2 hours of experiment (GLMs; S_o : $\chi^2 = 6.02$, $df = 2$, $P = 0.049$; S_f : $\chi^2 = 8.89$, $P = 0.01$; S_r : $\chi^2 = 11.56$, $P = 0.003$; $n = 60$). As predicted, success rates increased from random sites to heavy feeding stations (Fig. 3). A more complex pattern emerged with delay variables: D_{do} was

significantly different between the 3 treatments (GLM; $F = 7.33$, $df = 2$, $P = 0.002$, $n = 49$; Fig. 3), with D_{do} being higher (GLM; $F = 6.624$, $df = 1$, $P = 0.014$, $n = 41$) on random sites than on heavy feeding stations (where observations of vultures were immediate after deposit), which suggested that bird density was highest next to heavy feeding stations and lowest next to random sites. D_{do} had an intermediate duration on light feeding stations ($19.7 \text{ min} \pm 29.4$; Fig. 4). Similarly, D_{of} differed between random sites, light and heavy feeding stations (GLM; $F = 23.974$, $df = 2$, $P < 0.001$, $n = 37$), being much longer on random sites than on feeding stations, where flying-over almost immediately followed first observations (Fig. 4). Conversely, no such effects were detected on D_{fr} (GLM; $F = 1.647$, $df = 2$, $P = 0.214$, $n = 28$; Fig. 4).

We further examined the impact of the proximity of a feeding station (either light or heavy), on the response of vultures and their density, on a random site. For each random deposit, we estimated its distance to the closest feeding station. Success of flying-over S_f and success of recruitment S_r were significantly higher when the distance to the closest feeding station was reduced (S_f : $Wald \chi^2 = 4.578$, $df = 1$, $P = 0.032$, $n = 47$; S_r : $Wald \chi^2 = 7.98$, $df = 1$, $P = 0.005$, $n = 47$; Fig. 5a. and 5b.). Furthermore, D_{do} on random sites tended to increase when the distance to the closest feeding station increased ($F = 3.607$, $df = 1$, $P = 0.066$, $n = 36$). $D_{do} + D_{of}$, i.e. the time elapsed between deposit of the 'food' and flying-over, was significantly affected by this distance ($F = 5.517$, $df = 1$, $P = 0.0264$, $n = 29$; Fig. 6).

DISCUSSION

We assessed the consequences of food predictability on Griffon vultures' foraging behavior by the way of experiments ran in 2 populations where food was either mainly predictable (i.e. the Causses), versus mainly unpredictable (i.e. Ossau).

The use of dummies for our experiments has proved very efficient in the framework of this study which aimed at testing food detection abilities and inferring spatial distribution patterns of foraging birds. Given that the eyesight of Griffon vultures is widely assumed to be extremely sharp, the birds might have been expected to detect the dummies as such from a distance, and to remain uninterested by our lures. Yet, the experiments with the 2 dummies alone proved that vultures could indeed be attracted by dummies. In our study, the dummies alone were attractive enough to permit the recruitment of conspecifics through local enhancement in 37.5 % of experiments. We observed about 50 birds landing close to the dummies in the Causses and in Ossau. Lastly, vultures showed no habituation to the dummies throughout the field studies, which confirms the lasting efficiency of the method. However, it is likely that the dynamic of joining conspecifics may have been altered by the use of fake carcasses, and there is no doubt that the process would have lasted longer with real carcasses, but recruitment dynamic and feeding behavior was not the scope of this study.

Unpredictable Food Detection

Experimental food deposits on random sites were similarly successful in the 2 populations, either in terms of the presence of at least one bird, or of food detection and foragers recruitment efficiency. Our first prediction was therefore refuted: no significant difference appeared in vultures' foraging abilities between the 2 populations when food was provided randomly. Vultures in the Causses thus did not reveal any negative impact on their natural foraging abilities due to the usual predictability of food resources. This efficiency may be partly explained by the fact that the amount of carcasses supplied on feeding stations over the summer does not cover the needs of the total population. Consequently, vultures have to maintain some foraging outside feeding stations to meet their food requirements.

Still a difference was noticed between the 2 populations: landings on random sites were less frequent in the Causses (2 cases out of 46) than in Ossau (8 cases out of 26). Since there was no habituation of vultures to the unrewarding dummies, as well as no effect of the presence of other scavenging species on the vultures' behavior, the reduced frequency of landings could be due to an increase of caution towards unusual food location. At the time of the study, heavy feeding stations had existed in the Causses for about 22 years, and light ones for about 7 years. In this region, predation is fairly unlikely but interference with Golden eagles (*Aquila chrysaetos*), Red foxes (*Vulpes vulpes*) or feral dogs may occur. The preferential use of safe feeding stations may have induced reluctance towards unusual food patches. However, despite this difference in landing frequency, no major alteration of detection and foraging abilities seems induced by long-established feeding stations.

Predictable Food Detection in the Causses Population

In the Causses, success rates of vultures observations, flying-over and recruitment were highest when food was deposited on heavy feeding stations, intermediate on light feeding stations and lowest on random sites. Feeding stations attract the birds more rapidly than random sites. If habituation to heavy feeding stations was expected, we also found that vultures easily located light feeding stations, and that they used them efficiently as safe sources of suitable food. Thus, it seems that a mean deposit of 2.5 ± 1.6 carcasses per month is enough for the birds to memorize the spot and get used to feeding there, provided that the light feeding station was localized within the colony's home-range. Such an efficient memorization may be consistent with the longevity and the coloniality of this species. Our second prediction that food discovery delay would be quicker on predictable sites than on unpredictable ones was thus confirmed.

Spatial Distribution of Vultures

Under stable environmental conditions, the use of past experience with a patch is likely to have a predominant role in the assessment of future profitability (Kamil and Yoerg 1985, Moody et al. 1996), and is particularly likely to enhance fitness (Shettleworth 1984, Bell and Baum 2002). As an example, Smith and Dawkins (1971) found that birds searched longer in areas where they previously encountered high food densities than in areas that had contained low food density. Thus, in a context of optimal foraging (MacArthur and Pianka 1966, Schoener 1971, Stephen and Krebs 1986), we expected the vultures to maximize their energy intake by searching for food on feeding stations in priority and to be aggregated in their vicinity. According to our predictions, although habituation to heavy and light feeding stations did not alter the vultures' original foraging abilities, there were significant differences in spatial distribution of foraging vultures depending on the site where the dummies were deposited. First observation delays were shorter on predictable feeding stations and probabilities of food detection and recruitment of conspecifics were higher. Vultures' density and food detection probability decreased when the distance from a feeding station increased. Our third prediction was thus confirmed: vultures dispersed less in an environment where an important part of food resources was predictable in space. The decision to explore in priority areas where the probability to find food is high may lead to a passive aggregation of vultures independently of conspecifics behavior.

Impact of Local Management Context

Given Griffon vultures' flying abilities (Pennycuick 1972, 1979; Ruxton and Houston 2002), movements of Griffon vultures between Spanish populations, Ossau and the Causses can occur (Elósegui and Elósegui 1977, Le Gouar et al. unpublished results). The presence of vultures that are not used to the local management context might have brought some noise in

our experiments, but our protocol was carried out close to the nest sites and the proportion of exogenous birds is likely to be negligible. Vultures in the Causses adapted to the local food management context, while still optimizing food detection wherever it was.

Information obtained from the farmers themselves and from local veterinarians brought evidence that a non-negligible part of the carcasses that vultures consumed outside of official feeding stations were probably spatially predictable due to non-official deposits or mortality along regular routes in pasture lands. This questions the definition we gave of 'random' food for any carrion available outside official feeding stations. The habit of extensively searching for food on numerous official and non-official light feeding stations could explain that the vultures remained so efficient at finding real, stochastic food. Nevertheless, the marked aggregation of birds around official feeding stations and the continuous decrease of birds density with distance to these sites would not have appeared so contrasted if the plateaus had been punctuated with spatially predictable non-official stations only. Therefore, especially for immature birds, patches of stochastic food probably remain, due to lost livestock and wildlife that vultures may find close to the colony or during longer and more occasional trips outside the colony.

MANAGEMENT IMPLICATIONS

The extinction rate of avian guilds such as scavengers (as well as frugivores, herbivores, nectarivores and piscivores) is predicted to be greater-than-average compared to other bird species. By 2100, about 20 % of scavenging birds are expected to go extinct, and about 30 % to be functionally deficient due to 'substantial declines in abundance and /or extent or occupancy of geographical range' (Şekercioğlu et al. 2004). Investments in conservation and reintroduction programs prove worthwhile for this entire guild which provides ecosystem services of societal importance.

Reintroductions aim to restore a viable population in its historical area after local extinction (Griffith et al., 1989; IUCN, 1998). In the long-term, the new population should survive, reproduce, disperse and behave like a natural population in a restored habitat, i.e. without additional support (Sarrazin and Barbault 1996). The restoration of the original habitat is not always possible particularly when humans and the target species have apparently diverging interests. The management of scavenging species is exemplary of the complex relationship linking biodiversity, agricultural practices and public health which is of first importance for both medical and conservation issues.

Because sanitary legislation prevents contamination by potential carrion pathogens, the conservation and restoration of declining populations of scavenging raptors now implies a long-term management of their food resources. Feeding stations will therefore be part of the scavenging raptors' environment in most of their distribution area, at least in Western Europe. Additionally, in the late 90s, following the threats due to Transmissible Spongiform Encephalopathies, stricter European regulations on carcass management were set up. Carcasses of more than 2-year-old bovines were excluded from necrophagous conservation programs to limit the spread of prions and make sure that infected animals would not escape control through vulture consumption. Similarly, sampling of ovine carcasses has become obligatory to assess the sanitary status of livestock and detect scrapie disease but there are no other restrictions on their use for vultures.

Requests for official light feeding stations are increasing among farmers (7 more stations are planned for the end of 2006). Since July 2006, abattoirs have to apply for regional markets and they must involve the organizations responsible for the management of feeding places.

This new legislation now formalizes the role of vultures as natural scavengers by including them in the local economic system, thus acknowledging their preponderant ecological role and ensuring their future as part of the local biodiversity.

However, it is feared that providing predictable food patches by means of feeding stations might cause, in the long-term, an alteration of foraging strategies and cautious behavior (Archibald 1978). In the Causses though, as this study has proved, the foraging performances of vultures were not altered, although the food was largely predictable. Light feeding stations thus appear to be a good means of respecting sanitary laws, while preserving vultures' original behavior and efficiency. Indeed, in both populations, it took about 38 minutes for Griffon vultures to fly over unpredictable food patches. These delays are extremely short compared to the 7 days' delay for the destruction of carcasses imposed by French veterinary services (G. Joncour, unpublished report).

Light feeding stations are less predictable for food than heavy ones; moreover, they are more widely scattered forcing vultures to keep searching around and thus reducing alienation risks. At the same time, they potentially limit competition and interaction compared to heavy feeding stations where such behaviors are likely to increase. Light feeding stations also maintain a sustainable system with reciprocal benefits for both farmers and vultures. The involvement of farmers in the management of these feeding stations results in an awareness of the ecological services provided by vultures to society. The local consumption of carcasses is the best way to reduce economical and environmental costs of transport for both farmers and managers. Additionally, local consumption of carcasses would limit the export of organic matter outside these ecosystems and avoid soil degradation in an area of intensive grazing.

Therefore, we strongly recommend the use of light feeding stations, restricting the supply of heavy feeding stations by managers for the farms whose location is not favorable (e.g., because the farm is steep-sided, or close to a large road or to overhead wires). Such an achievement would be a successful example of "reconciliation ecology" (Rosenzweig 2003).

Acknowledgements

This study was conducted within a collaborative framework that involved the Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO, Birdlife France), the Parc National des Cévennes, the Parc National des Pyrénées, the Réserve Naturelle d'Ossau and the UMR 5173. We would especially like to thank A. Virondeau, D. Mersch and M. Melin for their valuable help in the field, as well as T. Buronfosse, O. Duriez, D. Pinaud, D. Peyrusqué and M. Robert. Many thanks to D. Desmots for her training in the software R, to M. Massot for helping with statistical analyses, and to T. Monnin and C. Bessa-Gomes for comments on the manuscript. This study was funded by the Ministry of Ecology and Sustainable Development (Program DIVA).

LITERATURE CITED

- ARCHIBALD, G. W. 1978. Winter feeding programs for cranes. Pages 141-148 in S. A. Temple, editor. *Endangered birds: management techniques for preserving threatened species*. University of Wisconsin Press, Madison, USA.
- BANG, B. G., AND S. COBB. 1968. The size of the olfactory bulb in 108 species of birds. *The Auk*. 85:55-61.
- BELL, K. E., AND W. M. BAUM. 2002. Group foraging sensitivity to predictable and unpredictable changes in food distribution: past experience or present circumstances? *Journal of the Experimental Analysis of Behavior*. 78:179-194.
- BENSON, P. C. 2000. Causes of Cape Vulture *Gyps coprotheres* mortality at the Kransberg colony: a 17 year update. Pages 77-86 in R. D. Chancellor, and B.-U. Meyburg, editors. *Fifth World Conference on Birds of Prey*. Midrand, Johannesburg, South Africa.
- BRITT, A., A. KATZ, AND C. WELCH. 2000. Project Betampona: Conservation and re-stocking of Black and White Ruffed Lemurs (*Varecia variegata variegata*). Pages 87-94 in T. L. Roth, W. F. Swanson, and L. K. Blattman, editors. *Seventh World Conference on Breeding Endangered Species*. Cincinnati, Ohio, USA.
- BUCKLEY, N. J. 1996. Food finding and the influence of information, local enhancement, and communal roosting on foraging success of North American vultures. *The Auk*. 113:473-488.
- CAMIÑA, A. 2004. Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish Vulture populations. Pages 27-44 in R. D. Chancellor, and B.-U. Meyburg, editors. *Sixth World Conference on Birds of Prey and Owls*. MME / Birdlife Hungary, Budapest.
- CHAPIN, F. S., E. S. ZAVALA, V. T. EVINER, R. L. NAYLOR, P. M. VITOUSEK, H. L. REYNOLDS, D. U. HOOPER, S. LAVOREL, O. E. SALA, S. E. HOBBIE, MACK M.C., AND D. S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*. 405:234-242.
- DONÁZAR, J. A. 1993. Los Buitres Ibéricos. *Biología y conservación*. Reyero, J.M., Madrid, Spain. [In Spanish.].
- ELOSEGUI, J., AND R. ELOSEGUI. 1977. Desplazamientos de buitres comunes (*Gyps fulvus*) pirenaicos. *Munibe*. 29:97-104. [In Spanish.].
- FERRIÈRE, R., F. SARRAZIN, S. LEGENDRE, AND J.-P. BARON. 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation: Theory and practice with ULM software. *Acta Oecologica*. 17:629-656.
- GIRALDEAU, L.-A., AND T. CARACO. 2000. *Social foraging theory*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- GREEN, R. E., I. NEWTON, S. SHULTZ, A. A. CUNNINGHAM, M. GILBERT, D. J. PAIN, AND V. PRAKASH. 2004. Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *Journal of Applied Ecology*. 41:793-800.
- GRIFFITH, B., J. M. SCOTT, J. W. CARPENTER, AND C. REED. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*. 245:477-480.
- HOUSTON, D. C. 1974. Food searching in Griffon vultures. *East African Wildlife Journal*. 12:63-77.
- IHAKA, R., AND R. GENTLEMAN. 1996. R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*. 5:299-314.
- IUCN. 1998. *Guidelines for Re-introductions*. IUCN (World Conservation Union), Gland and Cambridge.

- KAMIL, A., AND S. YOERG. 1985. The effects of prey depletion on the patch choice of foraging blue jays (*Cyanocitta cristata*). *Animal Behaviour*. 33:1089-1095.
- LUCK, G. W., G. C. DAILY, AND P. R. EHRLICH. 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*. 18:331-336.
- McARTHUR, R. H., AND E. R. PIANKA. 1966. On the optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*. 100:603-610.
- MENDELSSOHN, H., AND Y. LESHEM. 1983. Observations on reproduction and growth of Old World Vultures. Pages 214 - 241 in S. R. Wilbur, and J. A. Jackson, editors. *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA.
- MOODY, A. L., A. HOUSTON, AND J. MCNAMARA. 1996. Ideal free distribution under predation risk. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 38:131-143.
- NEWTON, I. 1979. Population ecology of raptors. T. and A. D. Poyser, Berkhamsted.
- PENNYCUICK, C. J. 1971. Control of gliding angle in Rüppell's Griffon Vulture *Gyps rüppellii*. *Journal of Experimental Biology*. 55:39-46.
- PENNYCUICK, C. J. 1972. Soaring behaviour and performance of some East African birds observed from a motor glider. *Ibis*. 114:178-218.
- PENNYCUICK, C. J. 1979. Energy costs of locomotion and the concept of 'foraging radius'. Pages 164-184 in A. R. E. Sinclair, and M. Norton-Griffiths, editors. *Serengeti: Dynamics of an Ecosystem*. Chicago University Press, Chicago, USA.
- POWLESLAND, R. G., AND B. D. LLOYD. 1994. Use of supplementary feeding to induce breeding in free-living kakapo *Strigops habroptilus* in New Zealand. *Biological Conservation*. 69:97-106.
- PÖYSÄ, H. 1992. Group foraging in patchy environments. *Ornis Scandinavica*. 23:159-166.
- PRAKASH, V., D. J. PAIN, A. A. CUNNINGHAM, P. F. DONALD, N. PRAKASH, A. VERMA, R. GARGI, S. SIVAKUMAR, AND A. R. RAHMANI. 2003. Catastrophic collapse of Indian white-backed *Gyps bengalensis* and long-billed *Gyps indicus* vulture populations. *Biological Conservation*. 109:381-390.
- PRINGLE, J. A. 1967. The Lammergeyer: its protection and observation. *African Wildlife*. 21:280-285.
- PULLIN, A. S., T. M. KNIGHT, D. A. STONE, AND K. CHARMAN. 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation*. 119:245-252.
- ROSENZWEIG, M. L. 2003. *Win-win ecology: how the earth's species can survive in the midst of human enterprise*. Oxford University Press, New York.
- RUXTON, G. D., AND D. C. HOUSTON. 2002. Modelling the energy budget of a colonial bird of prey, the Rüppell's griffon vulture, and consequences for its breeding ecology. *African Journal of Ecology*. 40:260-266.
- SARRAZIN, F., C. BAGNOLINI, J.-L. PINNA, E. DANCHIN, AND J. CLOBERT. 1994. High survival estimates of griffon vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in a reintroduced population. *The Auk*. 111:853-862.
- , AND R. BARBAULT. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 11:474-478.
- , M. Z. VIRANI, M. GILBERT, AND A. A. KHAN. 2004. Preliminary population viability analyses for Oriental White-Backed Vulture *Gyps bengalensis* in Punjab province, Pakistan. Pages 257- 262 in R. D. Chancellor, and B.-U. Meyburg, editors. *Sixth World Conference on Birds of Prey and Owls*. Budapest, Hungary.
- SCHMIDT, K. T., AND H. HOI. 1999. Feeding tactics of low-ranking red deer stags at supplementary feeding sites. *Ethology*. 105:349-360.

- SCHOENER, T. W. 1971. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 2:369-404.
- SCOTT, H. A., R. M. SCOTT, AND A. F. BOSHOFF. 2000. The farming community and the conservation of the Cape Griffon vulture *Gyps coprotheres* in the Western Cape, South Africa. Pages 231-238 in R. D. Chancellor, and B.-U. Meyburg, editors. Fifth World Conference on Birds of Prey. Midrand, Johannesburg, South Africa.
- SEKERCIOGLU, C. H., G. C. DAILY, AND P. R. EHRLICH. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 101:18042-18047.
- SHETTLEWORTH, S. 1984. Learning and behavioural ecology. Pages 170-194 in J. R. Krebs, and N. Davies, editors. *Behavioural ecology: An evolutionary Approach*. Second edition. Blackwell, Oxford, UK.
- SMITH, J., AND R. DAWKINS. 1971. The hunting behavior of individual great tits in relation to spatial variations in their food density. *Animal Behaviour*. 19:695-706.
- SNYDER, N., AND H. SNYDER. 2000. *The California Condor*. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- STEPHENS, D. W., AND J. R. KREBS. 1986. *Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton N.J, USA.
- SUTHERLAND, W. J., A. S. PULLIN, P. M. DOLMAN, AND T. M. KNIGHT. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 19:305-308.
- TELLA, J. L. 2001. Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature*. 410:408.
- TERRASSE, J.-F. 1977. The situation of Birds of Prey in France in 1975. Pages 103-107 in R. D. Chancellor, editor. *World Conference on Birds of prey*. Report of Proceedings, Vienna, Austria, 1975. I.C.B.P, Basinstoske.
- , SARRAZIN, F., J.-P. CHOISY, C. CLÉMENTE, S. HENRIQUET, P. LÉCUYER, J.-L. PINNA, AND C. TESSIER. 2004. A success story: the reintroduction of Eurasian Griffon *Gyps fulvus* and Black *Aegypius monachus* vultures to France. Pages 127-145 in R. D. Chancellor, and B.-U. Meyburg, editors. Sixth World Conference on Birds of Prey. Midrand, Johannesburg, South Africa.
- TERRASSE, M., C. BAGNOLINI, J. BONNET, J.-L. PINNA, AND F. SARRAZIN. 1994. Reintroduction of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central, France. Pages 479-491 in B.-U. Meyburg, and R. D. Chancellor, editors. *Raptor Conservation Today*. Mountfield, East Sussex, World Working Group on Birds of Prey and Owls.
- TURNER, E. R. A. 1964. Social feeding in birds. *Behaviour*. 24:1-46.
- WALLACE, M. P., AND S. A. TEMPLE. 1987. Releasing captive-reared Andean condors to the wild. *Journal of Wildlife Management*. 51:541-550.
- WILBUR, S. R., W. D. CARRIER, AND J. C. BORNEMAN. 1974. Supplemental feeding program for California condors. *Journal of Wildlife Management*. 38:343-346.

TABLES AND FIGURES

Table 1. Number of experimental food deposits in the 2 study colonies.^a

Table 2. Main behaviors observed during the experiments ran in the populations of the Causses and Ossau. Italics numbers stand for counts and standard numbers stand for number of cases.

Fig. 1. Map of the 2 study areas and locations of experimental sites. On the left (a), the Ossau colony. On the right (b), the Grands Causses colony.

Fig. 2a. Griffon vultures gathered around a dummy during an experiment in Ossau. No meat was involved in this experiment.

Fig. 2b. Dummy of sheep after an experiment ran in Ossau. The dummy had been ripped out by Griffon vultures. The vultures opened the dummy starting from the ventral posterior region of the 'body'.

Fig. 3. Success rates of food manipulation experiments. NMP: non-managed population (Ossau); MP: managed population (Causses). S_o : Success of observations of Griffon vultures; S_f : Success of flying-over of food; S_r : Success of conspecifics' recruitment. Significance codes: '***': $0.01 \leq p \leq 0.001$ and '*': $0.01 < p \leq 0.05$.

Fig. 4. Delay variables during food manipulation experiments. NMP: non-managed population (Ossau); MP: managed population (Causses). D_{do} : delay between deposit of food and first observation of Griffon vultures; D_{of} : delay between first observation and flying-over the food; D_{fr} : delay between flying-over and first recruitment of conspecifics. Significance codes: '***': $0 < p < 0.001$; '**': $0.01 \leq p \leq 0.01$ and '*': $0.01 < p \leq 0.05$.

Fig. 5. Cumulative logistic probability plots of flying over (a) and recruitment (b) success for random deposits in the Causses depending on distance to the closest feeding station. At each value of distance, the probability scale in the y direction is partitioned into probabilities for each response category (success or not, i.e. 'yes' or 'no'). The probabilities are measured as the vertical distance between the curves, with the total across all Y category probabilities sum to 1.

Fig. 6. Delay between deposit on random site and flying over depending on the distance to the closest feeding station.

Table 1.

Colony	Year	Random sites (nb of experiments)	Light feed. stations (nb of experiments)	Heavy feed. stations (nb of experiments)
Causses	2003	21 (single)	2	2
	2004	26 (single)	6	3
Ossau	2004	11* 2 (paired) + 4 (single)		
Total		73	8	5

^a In the managed population of the Causses, we made 47 deposits of 2 dummies on 47 different random sites (i.e. single deposits), and 13 deposits of 2 dummies on feeding stations. In the non-managed population of Ossau, we made, on different days, 4 deposits of 2 dummies on 4 different random sites (i.e. single deposits), and 22 deposits consisting in either (i) 2 dummies or (ii) 2 dummies + meat on 11 sites (i.e. paired deposits).

Table 2.

Behavior	Causses		Ossau	
	dummies + meat	dummies alone	dummies + meat	dummies alone
	(2003 + 2004)			
N	13	21 + 13	12	14
Flying over	9	9 + 7	9	9
Recruitment	8	7 + 3	7 ^b	8
GV landing	1	0 + 1	8	2
Nb max of GV on the ground	30	0 + 50	90	52
GV ripping out the dummies	0	0 + 0	2	1
GV eating the meat	1		4	

^b In one experiment, one bird flew over the dummies, descended, and landed, but recruitment did not happen

Figure 1

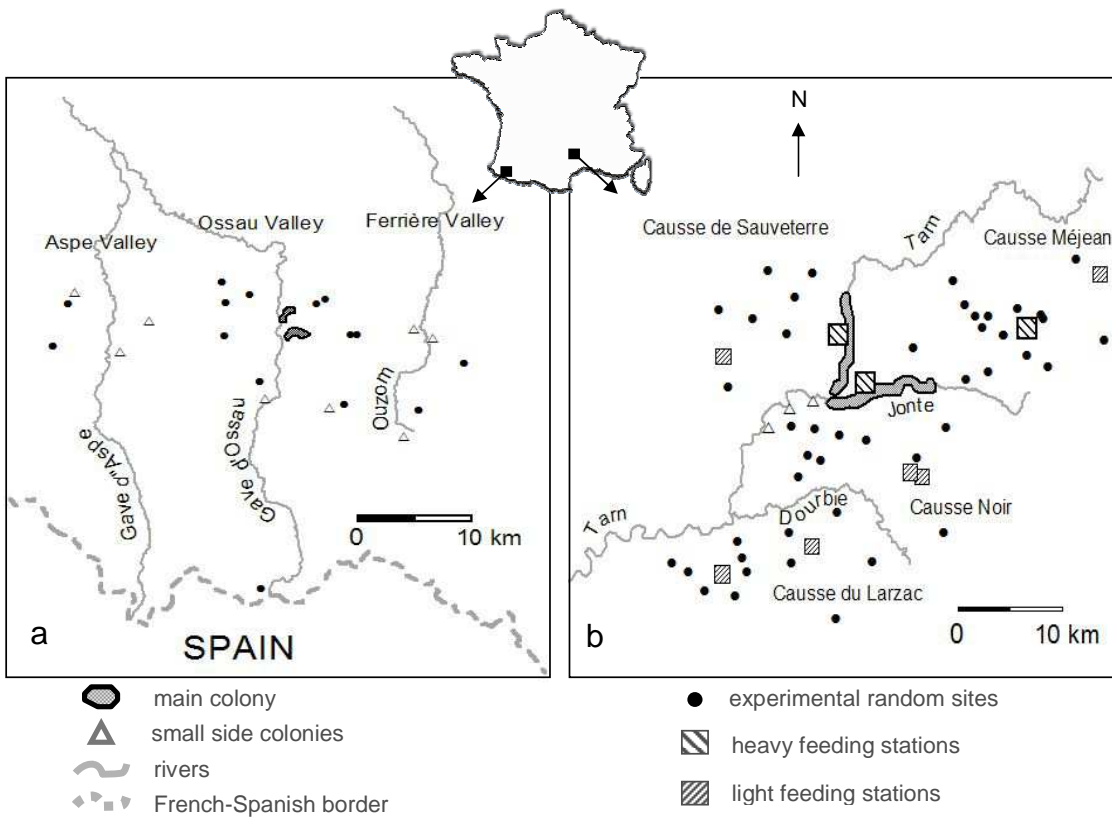




Figure 2a



Figure 2b

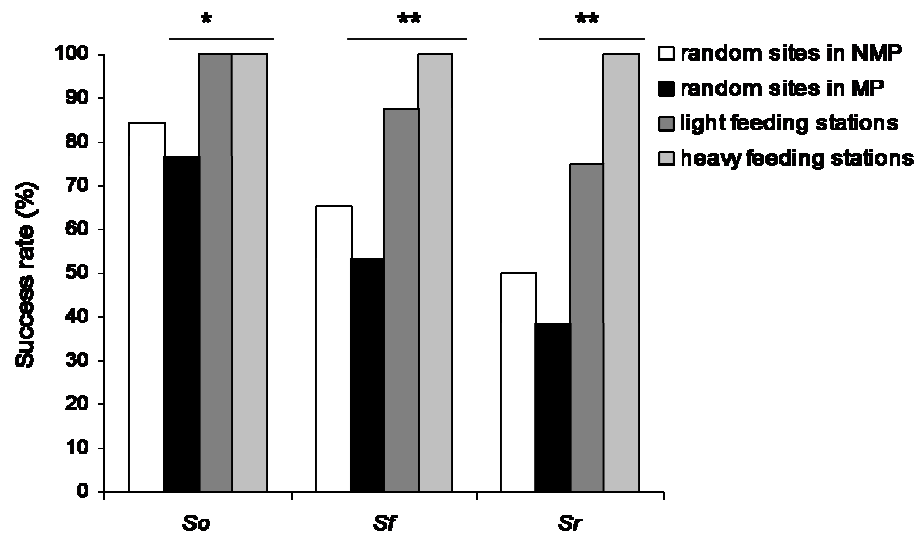


Figure 3

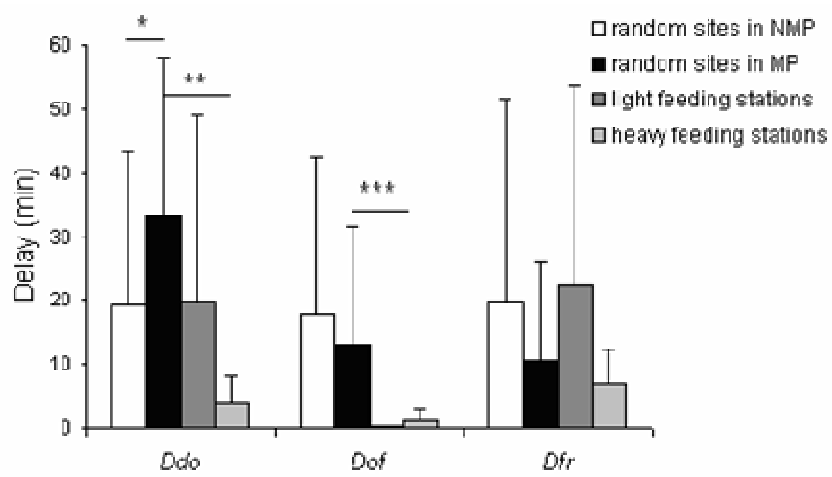


Figure 4

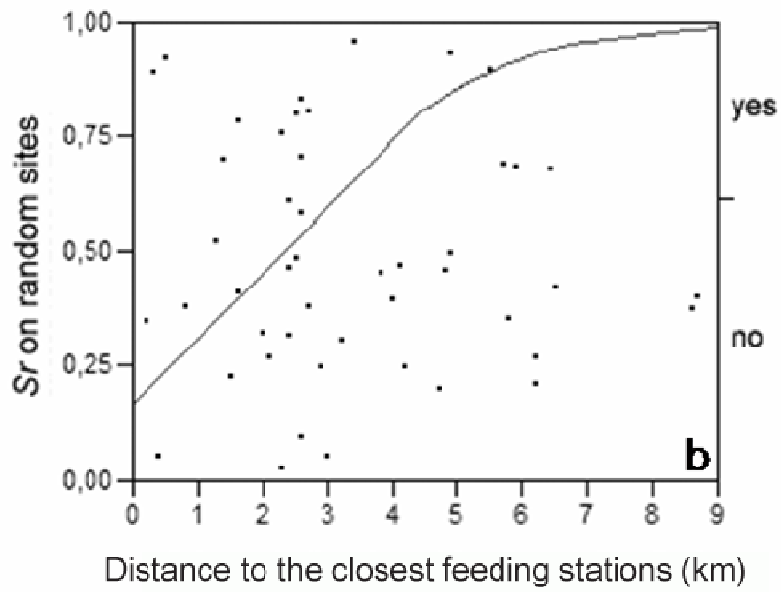
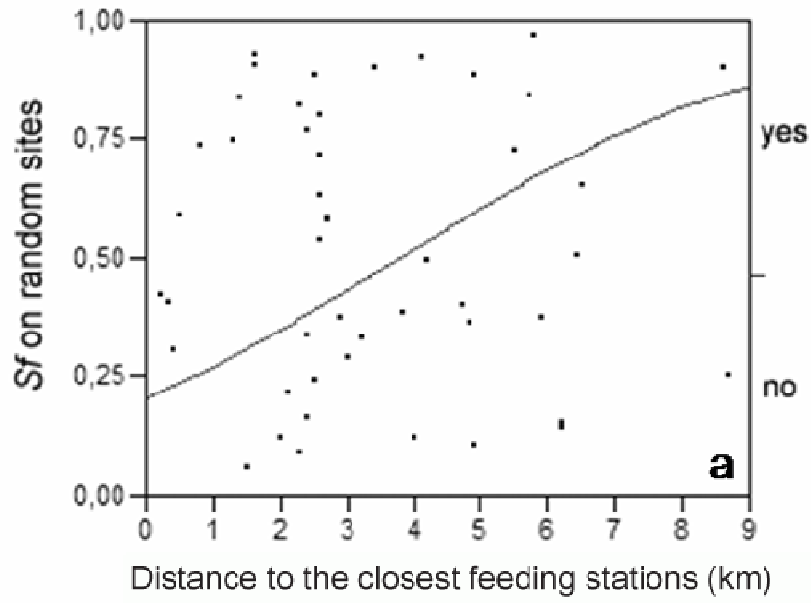


Figure 5

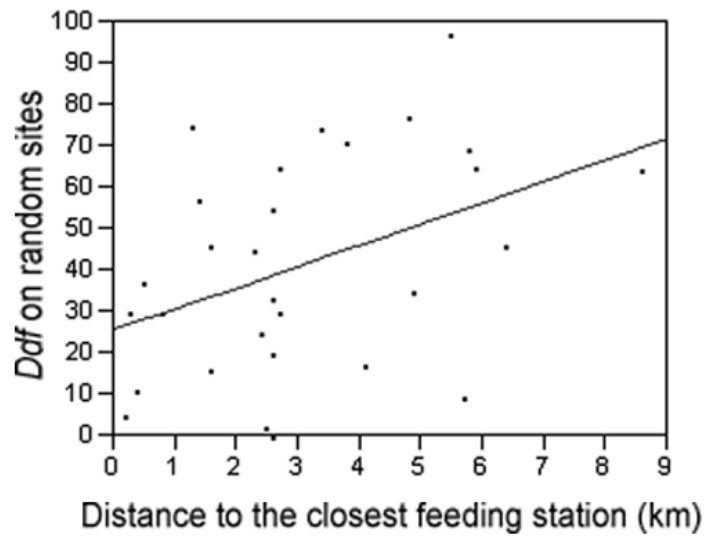


Figure 6

Annexe III

**Home range of a central place forager, the Griffon vulture *Gyps fulvus*, in response to
food management**

Agnès GAULT, Frédéric JIGUET, Marie MELIN,

Anthony VIRONDEAU, & François SARRAZIN

(Article soumis à Biological Conservation)

Home range of a central place forager, the Griffon vulture *Gyps fulvus*, in
response to food management

Agnès GAULT^a, Frédéric JIGUET^b, Marie MELIN^a, Anthony VIRONDEAU^a and François
SARRAZIN^a

a. UMR 5173 MNHN-CNRS-UPMC, Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des
Populations (CERSP), 61 rue Buffon, 1^{er} étage, 75005, Paris, France

gault@mnhn.fr

marie.melin@free.fr

antho_skua@hotmail.com

sarrazin@mnhn.fr

b. UMR 5173 MNHN-CNRS-UPMC, Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des
Populations (CERSP), Case postale 51, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France

fjiguet@mnhn.fr

Corresponding author: Agnès GAULT

address : UMR 5173 MNHN-CNRS-UPMC, Conservation des Espèces, Restauration et Suivi
des Populations (CERSP), 61 rue Buffon, 1^{er} étage, 75005, Paris, France

Tel : +33 (0)1 40 79 57 64

Fax : +33 (0)1 40 79 38 35

ABSTRACT

Feeding stations are commonly used in conservation program, especially for the greatly endangered guild of scavengers. Providing spatially predictable food resources might have a significant impact on foraging behavior (e.g. by increasing intra-specific competition), might affect the animals' adjustment abilities to potential changes and further alter the population's dynamics. We studied a population of Griffon vultures in France which has been relying on feeding stations during the last 20 years. We radio-tracked 29 vultures during the summers 2003 and 2004. Locations were used to build spatial point pattern models and assess how the distribution of feeding stations was affecting the spatial distribution of foraging vultures. Through the study of home ranges, we also investigated the effects of age, sex and dominance on the birds' foraging strategies. We showed a significant association of the vultures to feeding stations. However, they also kept foraging outside of the feeding stations, showing that their original abilities to forage for randomly distributed carcasses were not altered. The use of feeding stations differed with age and was dependent on the distance of the station to the colony. Older birds had small home ranges and limited their prospection in the vicinity of feeding stations located close to the colony. Younger, less dominant, birds had to forage farther from the colony, and depended mostly on peripheral feeding stations. We found no effect of sex. We used the results to provide general recommendations for the management of scavenging species.

Key words: food distribution, home range modeling, reintroduction, scavengers, telemetry

1. Introduction

The distribution and abundance of animals largely depend on food availability. The way resources are organized or become available in time and space constitutes a major environmental constraint on foraging success and is an important selective pressure on efficiency in foraging behavior. The optimal foraging theory predicts that animals should forage so as to maximize net energy gain per time unit (MacArthur and Pianka, 1966; Schoener, 1971; Stephen and Krebs, 1986). At the scale of an animal's foraging area, food resources are generally patchily distributed (Kotliar and Wiens, 1990), in limited quantity and submitted to spatial and temporal unpredictability. Therefore, decisions about which patch to exploit probably depend on a weighed assessment of many environmental variables (Lefebvre, 1983; Templeton and Giraldeau, 1996). Foraging animals can improve their efficiency when they have the opportunity to learn where the best patches are located in their environment. Depending on the degree of environmental stability, past experience with food patches is therefore likely to be a key component of this assessment that can influence foraging strategies (Bell and Baum, 2002). In many cases, the predictability of trophic resources is linked to ecosystem management. In an unpredictable environment, the optimal strategy for a forager should rely on a combination of past experience with present foraging success, and to adjust rapidly to the current resource availability (Bell and Baum, 2002). Under more stable environmental conditions, the use of past experience with a patch is likely to have a predominant role in the assessment of future profitability (Kamil and Yoerg, 1985; Moody et al., 1996), and is particularly likely to enhance fitness (Shettleworth, 1984; Bell and Baum, 2002). As an example, Smith and Dawkins (1971) found that birds searched longer in areas where they previously encountered high food densities than in areas that had contained low food density.

Species that do not defend food resources within breeding territories, and moreover colonial species that share their breeding site with numerous conspecifics, face even more constraints to develop optimal foraging strategies. Central place foragers, such as colonial birds, forage in an area geographically separated from their roosts or nests sites. Such animals often exploit food resources far away from the central place. Therefore they face a trade-off between instantaneous energetic intake and distance covered, in order to maximize the energy gained per round-trip. Profitability may be partly based on individual efficiency. For example, foraging strategy and efficiency can depend also on both age and experience of the forager, the exploitation of patchily distributed food probably involving learning processes (Kacelnik and Krebs, 1985). Moreover, strategy can differ with the individual rank in a social hierarchy, especially in group-living species. Subordinate animals may be constrained to forage further from their central place than dominant ones.

While many conservation programmes have been carried out within the last 10 years, the consequences of conservation actions remain largely undocumented (Pullin *et al.* 2004). The use of supplemental feeding is a common practice to ensure the survival of endangered or newly reintroduced animals and improve their reproduction (e.g. Powlesland and Lloyd, 1994; Britt et al., 2000; Snyder and Snyder, 2000; González et al., 2006). Feeding stations, where supplemental food is provided, are, in essence, spatially predictable food sources that animals are expected to localize and use. Animals will first benefit from this way of finding food as feeding stations diminish foraging costs, and individuals can therefore allocate more energy to survival and reproduction. But such conservation measures might also have negative impacts likely to darken the success of protection plans. Indeed, feeding stations may increase inter- and intra-specific encounter rates, and might further alter foraging strategies and animals' adjustment abilities to potential changes and thus affect population dynamics. Behaviour in itself is therefore worth conserving (Sutherland, 1998). Nevertheless, besides demographic studies showing the short-term benefits of feeding stations on breeding success and survival, the impact of this practice on behavior, and especially foraging behavior, has

rarely been investigated (but see Gilchrist and Otali, 2002). Feeding stations are widely used in the context of necrophagous raptors' conservation programs. In some countries, it has become the only way of providing regular resources (i.e. non supplementary food), following sanitary legislation meant to prevent carrion deposit in the wild. However the study of the potential costs of feeding stations on birds' foraging behavior has hardly been documented. A recent paper on the conservation of the cinereous vulture *Aegypius monachus*, Carrete and Donázar (2005) showed the importance of maintaining foraging habitats, contrasting with the most widespread conservation measure consisting mainly in "the creation of 'vulture restaurants' for artificial food supply without a clear understanding of this role in the conservation of the species".

Our study aimed at assessing the effects of food predictability on animals' foraging strategies through the study of home ranges. Home ranges are generally defined as the minimum area necessary to provide the key resources (i.e. food, shelter and mates) required by an individual (Burt, 1943) for a specific time interval (Powell, 2000). The availability of food is therefore likely to be a primary determinant of home range size. Thus, home range size should be a good index of how animals deal with food distribution. We worked on a population of Griffon vultures (*Gyps fulvus*) reintroduced in Southern France in the early 1980s and that now consists of mostly wild-born birds (Sarrazin et al., 1994, Sarrazin et al., 1996; Terrasse et al., 2004). Due to veterinary legislation, no carrion weighing more than 40 kg can be left in the field. In such a context, feeding stations are a necessary compromise to maintain vulture populations in the long-term. Since the beginning of the project, three 'heavy' feeding stations have been supplied by managers with carcasses provided by natural mortality from various local farms in order to improve the settlement and survival of reintroduced birds. Since 1998, 13 additional 'light' feeding stations have been created and supplied directly by farmers from dead domestic animals in their own farms. We investigated the relationships between the spatial distribution of feeding stations and the birds' foraging behavior mirrored by their modeled home ranges. We aimed at understanding how food management might alter the birds' behavior, through interactions between dominance, age or sex. We particularly focused on the respective impacts of heavy and light feeding stations.

A recent experimental study conducted with non-identified birds showed that the long-term use of feeding stations in the Grands Causses did not alter Griffon vultures' foraging abilities (Gault et al., submitted). Nevertheless, it appeared that the density of birds was higher in the vicinity of feeding stations. However, this previous study was not based on individually identified birds.

The present work investigates whether the spatial distribution of vultures is linked to the distribution of feeding stations and varies with individuals' age and sex. We radio-tracked 29 individuals to obtain spatial locations which would be used further as a basis to model home ranges. In a non-managed environment, vultures would be expected to search randomly through large areas because of the spatio-temporal unpredictability of their food resources. However, this might be most unlikely in the Grands Causses because of the large amount of food provided on feeding stations. First, we expected individual home ranges to be closely linked to the spatial distribution of feeding stations. Secondly, we expected that younger, less competitive, un-experienced birds would have wider home ranges than older vultures, and that they would be more dependent on feeding stations located farther from the colony. We also investigated possible differences in the attraction of vultures to heavy and light feeding stations.

2. Methods

2.1. Study species

The Griffon vulture is a colonial, long-lived necrophagous raptor which nests and roosts in cliffs. It is monomorphic, and sexual maturity is reached at about four years old (Sarrazin et al., 1996). Like other Old World vultures, Griffon vultures have reduced olfactory abilities and detect their food by vision (Bang, 1968; Houston, 1974; Donázar, 1993). They feed in groups on carcasses of large mammals.

Soaring flight is essential for scavengers such as vultures, because it entails a low energy expenditure (Ruxton and Houston, 2004). Griffon vultures soar between thermals to perform their foraging trips.

2.2. Study site and food management

In France, the Griffon vulture was almost extirpated in the mid 20th century, due to the decrease of agropastoralism as well as direct and indirect persecutions. While the Pyrenean populations were drastically declining, the Grands Causses population (Southern Massif Central, Fig. 1) went extinct in 1945, but a later reintroduction scheme succeeded in restoring a local breeding population there since the early 1980s. Sixty-one vultures were released from 1981 to 1986 (Terrasse et al., 2004), and the population counted about 120 pairs in 2004. Using previously estimated demographic parameters (Sarrazin et al., 1994; Sarrazin et al., 1996; Ferrière et al., 1996), the population included about 50 non-breeding adults and 170 immature birds. The topography of the Grands Causses consists in four limestone plateaus ('causses') delimited by the Tarn, Jonte and Dourbie rivers (Fig. 1). Griffon vultures nest on cliffs along the River Jonte and the River Tarn. Nests are aggregated in neighboring cliffs in one large colony and three much smaller nesting groups. The highly accidental relief, with many gorges and cliffs, provides during summer numerous thermals all over the area. The plateaus consist in a mosaic of pine woods, cultivated parcels and large grassy areas where domestic mammals, mostly sheep, graze during summer. Carrion of wild mammals, such as wild boar *Sus scrofa*, deer *Cervus elaphus*, and roe deer *Capreolus capreolus*, occur mostly in forests, and remain therefore inaccessible to vultures. Thus, most of the available food comes from the natural mortality of domestic animals in farms. Three 'heavy' feeding stations are supplied by managers with carcasses collected from about 30 local farms situated within a maximum range of 40 km from the colony. Additionally, 13 individual 'light' feeding stations submitted to sanitary controls are supplied directly by farmers. The farthest light feeding station is located 25 km away from the colony (Fig. 1). Deposits on these light feeding stations occur less frequently (2.5 +/-1.6 sheep per month and per feeding station) and in lower quantity (5 times less per year) than on sites supplied by managers (12 +/- 7 sheep per month and per feeding station). About 52 tons of food were deposited on both heavy and light feeding stations in 2003. Given that the individual food requirement is at least 500g/day/capita (Mendelsohn and Leshem, 1983), this quantity could only feed about 286 of the estimated 487 vultures present in the colony at that time, that is about 60 % of the total population. These 16 feeding sites are distributed on the four plateaus (Fig. 1). Requests by farmers willing to own a feeding station on their lands are more and more numerous, and the settlement of 7 more individual feeding stations is expected in 2006. Until the use of individual feeding places becomes common, ancestral practices consisting in leaving carcasses in the wild will persist. Occasional feeding events on carrion found outside of

official feeding stations are known to occur, and cannot be ignored in the prospect of a better understanding of the birds' behavior and the population's dynamics.

2.3. Field procedures

2.3.1. Capture and radio tag equipment

The vultures were captured in an aviary settled a few meters away from the heavy feeding station H1 (Fig. 1). We baited the vultures with sheep carcasses. During the autumns of 2002 and 2003, we captured 29 Griffon vultures that were fitted with radio-transmitters (TW3 heavy potted backpack tags; Biotrack Ltd, Wareham, Dorset, U.K.) fit with harnesses. Because of molting, transmitters fixed by harnesses were preferred to tailmounted transmitters, allowing us to radio-track the birds during the two consecutive years 2003 and 2004. Harnesses were made according to Bögel's technique (1994): a silicon string threaded in a 6 mm large Teflon ribbon to ensure both elasticity and resistance. Harnesses were tried on captive vultures to make sure they did not hurt the birds. The extremities of the harnesses were tied with a rubber joint : this weak link being meant to deteriorate and break to free the vulture from the transmitter in case the bird was not re-captured. Total device weighed 118 g, representing less than 2 % of the individual body weight, and thus well below the recommended loading limit of 5 % of animal weight (Brander and Cochran, 1971; Cochran, 1980). No adverse effects of the harness were reported and observations of flying, copulating, breeding and feeding birds equipped with harnesses confirmed that the device did not affect the birds' behavior. By the end of 2005, at least 10 harnesses had been lost or removed. Each transmitter had a position sensor that allowed us to determine if the birds were flying or not. The transmitters could be detected at long ranges. Constructors estimated the line of sight range (air to air) of radio-tags to be of 30-60 km, and the above ground range of 6-12 km.

2.3.2. Radio-tracking protocols

We used three tracking methods to collect information on spatial locations of the 29 vultures. Aerial radio-tracking allowed us to search for them over a large area of about 1 400 km² in a limited time, providing us with an 'instantaneous picture' of the birds' spatial distribution. We conducted 8 telemetry flights in 2003 (between 2 July and 29 July) and 19 in 2004 (between 5 July and 8 August). Three vultures were followed during both summers 2003 and 2004, while the 26 others were radio-tracked only during summer 2004. We used a Robin DR400 aircraft equipped with a three-element Yagi antenna attached on the visit hatch under the fuselage. Altitude flight was about 500 meters above ground (4 500 feet above sea level), speed was 140 km per hour. Vultures' locations were taken along 10 east-west transects. Transects were about 30 km long and separated by 3 km (+/- 0.500). Locations were recorded thanks to a GPS (eTrex, Garmin). For economic (flying costs), practical (lots of birds to track in a large area within limited time in 2004) and safety reasons (risks associated with low altitude flights and possible collision with birds), circling and descending to locate birds with high accuracy was only achieved in 2003. Flights lasted about 2,1 hours in 2003 and 1,7 hours in 2004. We distributed flight times when vultures' activity was supposed to be highest, i.e. between 10:00 and 18:00. Flight schedules were submitted to climatic conditions and plane availability. When an individual was contacted several times during a flight, we retained only the location where the signal was the strongest. Risk of autocorrelation between locations was thus avoided. If aerial telemetry appeared efficient, vultures' detection rates

may have been biased by the flying pattern. Indeed, due to flight area restrictions, we had to avoid the core area of the Cévennes National Park and a military camp (Fig. 2).

These constraints made it advisable to use complementary protocols to obtain more bird locations in 2004. If it was impossible to enter the military zone, we could still drive along its borders. As for the Central Zone of the National Park, there was free access by car as long as we stayed on tarred roads, which were rare in certain areas. To avoid autocorrelation between locations, tracking by car was realized at times different from aircraft protocols. In order to complete our data set, telemetry was also performed at randomly chosen sites. Telemetry at random sites ($n = 26$) lasted 2 hours during which the observer recorded the presence of birds. Only locations of the same individual separated by more than 2 hours (within the same protocol or between two different protocols) were kept. To avoid detection rate being confounded with protocol effects, tracking by car and telemetry from random sites were performed within the borders of the aerial protocol area.

Among air and ground radio-tracking protocols, the maximum location error (resolution) occurred in aerial radio-tracking in 2004. With transmitters hidden on the ground or left in the plane we estimated the mean location error as 5 225 meters (+/- 2 209). We kept this tracking resolution of 5 225 m for all range analyses. The total area covered by tracking was an estimated of 203 074 ha, considering an outside buffer equal to the resolution location of 5 225 m (Fig. 2).

2.4. Data analysis

2.4.1. Home range

We gathered the locations obtained from the three radio-tracking designs. We restricted our analyses to 22 birds that were located ≥ 27 times (mean number of locations: 35.1 +/- 5.8) throughout the tracking period (summers 2003 and 2004). The resulting data set comprised 772 locations (Fig. 2), with 392 locations obtained from aerial telemetry and 380 locations from ground telemetry. Home range estimates were obtained using the software Ranges6 (Kenward et al., 2003).

We used the fixed kernel method (Worton, 1989, 1995) to provide an estimate of individual home ranges. This method, which allows for aggregation in the locations, gives the most accurate estimates of home range sizes with the smallest variance (see Powell, 2000).

Only one of the 22 equipped birds was not already ringed when it was captured, we therefore lacked information of its age. Among the 21 individuals that could be identified, nine had been released for the reintroduction program (we could only give a minimum age for five of them) and 12 had been ringed as wild-born nestlings. Ages of the tracked birds ranged from five to 25. Twenty birds could be sexed by molecular techniques (Bosè et al., unpublished protocol) and were identified as 14 males and 6 females. To test for age and sex effects on individual foraging home range sizes, we used the 95 % minimum polygon convex method. This method was chosen because polygons are sensitive to extreme data points, and ignore all information provided by interior data points. Being colonial, all individuals were expected to spend a lot of time at the colony. Still, we predicted younger birds to be constrained to forage more often at longer distances from the colony. Conversely, older birds were expected to spend more time close to the colony. We therefore aimed at using a home range estimate that would not account for location density to test the effects of sex and age on home range size. Normality of MCP home ranges distribution was tested with a Shapiro-Wilk test ($W = 0.955$, $p = 0.398$, $n = 22$). Age classes were not homogeneously represented among males and females (ANOVA, $F = 22.583$, $df = 1$, $p = 0.0002$). Younger birds were mainly males (mean age for males: 12 +/- 5 years old) and older birds mainly females (mean age for

females: 24 +/- 2 years old; Table 1). Therefore, we built linear generalized models to test the effect of age, sex and their interaction on home ranges estimates. We selected the best model according to the AIC criterion.

2.4.3. Attraction towards feeding stations

Optimal central place foragers are expected to organize their search routes so as to concentrate on profitable sites, and to make a compromise between the distance covered and the energy gained during a foraging trip. In the Causses, feeding stations are scattered around the colony, except the heavy feeding stations H1 and H2, that are located within the colony, about 500 m away from the closest nesting cliffs.

We first used the 'location-point distances' option of the Ranges6 software to estimate how the birds' spatial distribution was influenced by the presence of the feeding stations. This routine compares the distances of birds' locations to the nearest feeding stations with the estimated distances of random locations to the nearest feeding stations. The random locations were confined within a user-defined envelope that we fixed as being the total area covered by all tracking protocols. The comparison between the observed distances and those estimated from a randomisation process was based on Jacobs's Index (Jacobs, 1974). The most consistent index was based on the geometric mean distances (Walls and Kenward, 2001). Jacobs's index ranges from -1 and +1. A value of 0 would indicate that the locations of an individual are random with respect to the nearest feeding station. A negative value would reveal an avoidance of the birds for the stations, and a positive value an association between birds and stations. As this analysis largely depends on the size of the user-defined envelope (the smaller the envelope, the weaker the association will seem), we re-estimated Jacobs' indexes within the smaller, 100 % minimum convex polygon, that included all radio-tracking locations. We obtained similar results in both analyses.

Secondly, we estimated the frequency of the vultures' visits to the feeding stations depending on the distance to the colony. We defined as 'visit frequency' the percentage of birds that visited each of the 16 feeding stations. This percentage was estimated by listing, for each of the radio-tracked bird, the feeding stations that were included within their home range. Here, home ranges were estimated with the core weighing method, a method that de-emphasizes the importance of isolated locations and focuses on core areas where density of locations is the highest.

2.4.2. Model fitting of the foragers' spatial distribution

We further explored to what extent the location of feeding stations was a predictor of the birds' foraging strategy, compared to the distance to the colony and its two associated heavy feeding stations. We used the R spatstat package (Baddeley and Turner, 2005) for a two-dimensional point pattern analysis to model the spatial distribution of foraging vultures, and to test the significance of the feeding stations and colony effects on their distribution patterns. A general method of residual analysis and model diagnostics for such spatial point process models was recently developed by Baddeley et al. (2005), by using an analogy between spatial residuals and the usual residuals for non-spatial generalized linear models.

We defined eight simple models fitted to the locations of each of the 22 birds within their individual 100 % MCP home ranges. For home ranges which included the military camp, we excluded this zone – considered as a 'hole in the working window' (Baddeley and Turner, 2005) – since this area had not been explored by radio-tracking. Besides testing the effects of the colony and of feeding stations on birds' spatial distribution, we also took into account the plane transects as a potential methodological factor influencing our data. Indeed,

in 2004, all radio-tracking flights were conducted along transects. Although these transects were not rigorously identical at each flight for technical and meteorological reasons, aerial locations appeared linearly distributed along them. This bias was considered when modeling the vultures' distribution. Given that one transect passed above the Dourbie gorges (Fig.1) and that two transects flanked the Jonte gorges, the effect of the gorges as sources of thermals and/or nest and roost sites was partly confounded with the transect effect.

The 'random' model assumed that locations within the tracking area were randomly distributed and described the birds' patterns as a stationary Poisson process, with no spatial trend and no covariates. The 'stations' and the 'colony' models were flexible models assuming that the birds' patterns were either a smooth function of the distance from the nearest feeding station or from the center of the colony, respectively. The spatial trends were smooth spline functions of the distances to colony and feeding stations respectively. The 'transects' model defined the birds' patterns as a smooth function of the distance from the nearest transect, defined as a segment and not a single point such as the center of the colony or the nearest feeding station. Lastly, we combined the three covariates in four other models: the 'stations + colony' model, the 'stations + transects' model, the 'colony + transects' model and the 'stations + colony + transects' model. We performed diagnostic plots for spatial trend and covariate effects to assess the 'goodness-of-fit' of our models. The diagnosis function developed by Baddeley and Turner (2005) for spatial trend provided a mark plot based on Pearson residuals. The mark plot consists of a pixel image where the spatial trend chosen and the points plotted according to their residual masses are represented. Non-zero residuals suggested a lack of fit; the larger the radius of the circle corresponding to a location, the further from the spatial trend fitted. The diagnosis function also provided contour plots that gave a kernel-smoothed version of the residual measure. If the fitted model was correct, the smoothed field should be flat, and its height close to 0. Finally, the diagnosis function gave two "lurking" variable plots (Baddeley and Turner, 2005) of the residuals against the x- and y-coordinates, to assess whether the true spatial trend differs from that specified by the fitted model.

We compared models with a deviance analysis developed for spatial point pattern fitted models (Baddeley and Turner, 2005). All statistical analyses were performed using R (Ihaka and Gentleman, 1996).

3. Results

Mixing locations obtained by ground and aerial radio-tracking could have biased home range estimates because of possible differences in bird detection rates between the methods. To test for a possible effect of the tracking method, i.e. air vs. ground, we removed locations obtained by ground telemetry outside the aerial radio-tracking area. We then compared the 95% minimum convex polygons we obtained by each of the two methods. We found that both data sets provided similar estimations of home range sizes (ANOVA, $F = 0.865$, $df = 1$, $p = 0.36$, $n = 44$). Therefore, we could mix all locations obtained by radio-tracking, whatever the protocol.

3.1. Spatial distribution of vultures and age effect

Activity records showed that 84% of the contacts concerned flying vultures. Cases of birds lying on nests, and thus likely to be assimilated to flying birds, were probably rare in summer when breeding was over. Vultures lying on the ground after feeding were observed on very

few occasions at H1, but this behavior may be considered to be closely linked to foraging behavior. Vultures that were detected as ‘sitting’ were mainly located within the colony area. Estimated home range size and number of locations used to obtain these estimates were not related, whether we used the 95% fixed kernel method (ANOVA, $F = 3.643$, $df = 1$, $p = 0.07$, $n = 22$) or the 95% MCP method (ANOVA, $F = 3.422$, $df = 1$, $p = 0.08$, $n = 22$). Therefore, we assumed that there was no bias due to undersampling.

Mean individual home range, estimated with the 95% fixed kernel method, was 70 775 +/- 18 368 ha (range 37 667 – 117 610 ha, table 1). Home ranges were centered on the colony and were greatly overlapping (mean overlap 78 %). The most distant locations from the kernel center ranged between 12.7 and 32.3 km with a mean of 24.6 +/- 4.4 km ($n = 22$ individuals). Detection rate (Table 1) was not affected by age (mean detection rate: 88.6 +/- 9.4 %; ANOVA, $F = 1.68$, $df = 1$, $p = 0.21$, $n = 21$). According to the AIC criterion, home ranges (estimated with the 95 % MCP method) were correlated to age but not to sex. The younger the birds, the larger their home range (ANOVA, $F = 4.656$, $df = 1$, $p = 0.044$, $n = 21$; Fig. 3 and 4). In our sample, older birds were vultures that had been released during the reintroduction program, while younger were wild-born vultures. We still found a tendency of home ranges to be larger for younger wild-born vultures (ANOVA, $F = 3.57$, $df = 1$, $p = 0.091$, $n = 11$). We found no effect of the interaction between age and origin (i.e. released versus wild-born; GLM, $F = 1.227$, $df = 1$, $p = 0.283$, $n = 21$) on home range size, and no effect of the origin either (GLM, $F = 1.101$, $df = 1$, $p = 0.308$, $n = 21$). Age alone had a significant effect on the size of home ranges.

3.2. Association of vultures with feeding stations and age effect

The locations of the birds covered 135 567 ha. The surface was about 2.5 times larger than the minimum area including all feeding stations, i.e. 54 454 ha. Nevertheless, the mean association index of birds to feeding stations had a high value of + 0.666 (+/- 0.100, $n = 22$) when all feeding stations, heavy and light, were considered. All indices were positive (Table 1). Since the use of the two heavy feeding stations H1 and H2 could not be discriminated from the presence in the colony, we re-estimated the index without these feeding sites. We could not exclude individual locations close to H1 and H2 (which we did later when we analyzed the models), since the number of remaining locations was too low in 10 cases for Jacob’s index to be estimated using Ranges6. Our analysis was nevertheless conservative, since excluding locations associated with H1 and H2 could only but increase the association indices with other feeding stations. Jacobs’s index was then a little lower than previously (+ 0.507 +/- 0.154), but still revealed an association of birds to feeding sites.

Association indices for H1 and H2 (mean association index: + 0.673 +/- 0.102, $n = 22$) were significantly stronger than for the other feeding stations (ANOVA, $F = 17.808$, $df = 1$, $p = 0.001$, $n = 44$). Older birds showed a much stronger association than younger ones to H1 and H2 (ANOVA, $F = 11.342$, $df = 1$, $p = 0.0032$, $n = 21$, Fig. 5). Conversely, younger birds showed a stronger association than older ones to the feeding stations outside of the colony (i.e. H3 and all light feeding stations; ANOVA, $F = 5.879$, $df = 1$, $p = 0.026$, $n = 21$; Fig. 5). Younger birds tended to have more feeding stations included in the 50 % fixed kernel core area than older ones (ANOVA, $F = 4.256$, $df = 1$, $p = 0.0531$, $n = 21$; Fig. 6).

We built a GLM to test whether the visit frequency of feeding stations was affected by the distance to the colony, the type of feeding station (heavy or light), and by their interaction. The distance and type of feeding station were not correlated (logistic fit, $\chi^2 = 2.11$, $df = 1$, $p = 0.15$, $n = 16$), and we checked that the residuals of the model were normally distributed with a Shapiro-Wilk test ($W = 0.950$, $p = 0.48$). The interaction between the type of station and the

distance was not significant ($F = 3.126$, $df = 1$, $p = 0.102$, $n = 16$). Visit frequency to the feeding stations significantly depended on the distance to the colony ($F = 136.021$, $df = 1$, $p < 0.0001$, $n = 16$; Fig. 7). Visit frequency was similar for stations located within a 10 km range from the colony. More distant feeding stations were visited less often. Heavy stations were significantly more attractive than light ones ($F = 4.797$, $df = 1$, $p = 0.047$, $n = 16$).

3.3. Model fitting

We have shown that all individuals were, to a certain extent, associated with feeding stations. However, we did not know whether the location of feeding stations was the main effect that induced the foragers' spatial distribution. We tested the relevance of the spatial point pattern models previously described, and compared the differential effects of location of feeding stations, distance to the colony and transects on the vultures' distribution patterns.

We first considered all the locations obtained for each vulture. Two birds' patterns were influenced by the transects, but the distance to the colony had a stronger significant effect for both of them. For 17 vultures out of 22, distance to the colony had a major effect on individual patterns (all $p < 0.032$, Fig. 8a); among them, four birds' patterns were dependent on both the distance to the colony and the feeding stations. Conversely, the location of feeding stations alone could explain the patterns of three young adults aged 5, 7 and 10 (all $p < 0.009$). Additionally, the distribution pattern of a fourth bird (of unknown age) was significantly affected by the locations of feeding stations, as well as by transects. One vulture was influenced by transects and feeding stations. For only one, 21 year old bird, the transects could explain the bird pattern.

A great majority of birds (77%) thus seemed to behave as central place foragers that is by limiting the distance between the areas explored and their nesting colony. The predominant effect of the distance to the colony may also lie in the fact that the center of the colony corresponded to H1, one of the three heavy feeding stations, that was less than 3.5 km away from a second one, H2, also located in the main nesting colony. Additionally, H1 had been the historical reintroduction center, and the familiarity of reintroduced birds with this station may have favored its use by wild-born vultures. Finally, an aggregation of the birds in the vicinity of the colony center might also be due to the presence of gorges along which vultures could find thermals to gain height.

As it was not possible to discriminate between these possibilities, we ran a second analysis and tested the same models after removing every location within a 5 225 m range of both H1 and H2. We considered that all locations in this area might have corresponded to birds interested in H1 and H2. The number of locations was thus reduced from 14% to 52% per individual. In this analysis, the distance to the colony was never significant. The 'stations' effect proved significant for 13 vultures (all $p < 0.04$, Fig. 8b), for which we had 26.3 +/- 5.6 locations. The number of remaining locations had a significant effect on the nature of the effect that came out significant from the models (Logistic fit; $Wald \chi^2 = 4.001$, $p = 0.045$, $n = 22$). Occurrence of a significant 'stations' effect increased with the number of remaining locations, whatever the age of the vulture ($Wald \chi^2 = 0.007$, $p = 0.93$, $n = 21$). The interaction between age and number of remaining locations was not significant either ($Wald \chi^2 = 0.59$, $df = 1$, $p = 0.44$, $n = 21$). Six birds showed a random distribution. The 'transects' effect came out for the three remaining vultures. For these nine birds, the number of locations was 19.8 +/- 3.7.

4. Discussion

The main aim of this study was to assess to what extent the management of food resources using spatially predictable feeding sites could influence foraging behavior. To explore this question, we took the example of the managed population of Griffon vultures in the Grands Causses, where vultures find about half of their food on feeding stations.

4.1. Methodological matters

Griffon vultures are large soaring raptors. Flying from thermals to thermals and using dynamic winds created by steep relief allow them to gain height quickly and to cover long distances with minimum effort and reduced time (Pennycuick, 1972, 1979; Houston, 1976; Elosegui and Elosegui, 1977). We chose powerful transmitters allowing us to track 29 Griffon vultures on a large area of about 203 100 ha, and probably at a wide range of altitude. The negative trade-off of radio-tracking almost 30 vultures by the use of such powerful transmitters lay in the resolution of the locations. Although the global error we made during the aerial, ground transects and random points protocols were most often below the value we took for our analyses, taking 5 225 m guaranteed that our results concerning association with feeding stations, if significant, would be conservative. In addition to that, our goal was not to provide the most exact value of the vultures' home range, always difficult to obtain from traditional radio-tracking of such species, but to assess tendencies in age differences and aggregation around spatially predictable feeding sites. Even if foraging vultures were attracted by feeding stations, they could not be expected to stay on the stations or to be flying right above them, all the more so as the food found on these sites was not sufficient for the whole population. We nevertheless ran additional analyses with Ranges6 with a 500 m resolution: all results concerning the age effect on home range size and feeding stations association were confirmed, and mean home range size was not significantly different than what we have presented here.

Another problem could have lain in the aerial protocols in 2004, when transects were followed. We showed that in a minority of cases, the pattern of birds' locations was significantly affected by the transects. Nevertheless, our results were conservative since the transects could only but hide a stronger impact of feeding stations on the birds' distribution patterns.

4.1. Home ranges and age effect

The mean home range we estimated was of 70 775.5 ha (+/- 18 368), which was rather small considering the flying abilities of vultures. Rüppell's Griffon vultures, distributed in central Africa, can travel distances exceeding easily 100 km from the nest to feed on carcasses of migratory ungulates in the savanna (Pennycuick, 1972, 1979; Houston, 1976; Ruxton and Houston, 2002). This maximum foraging distance is not comparable to the surface of a home range, but it gives an index of the distance a foraging vulture is able to cover within a day to find food (i.e. about 300 km). The maximum foraging radius we recorded was only 32 km. In our study site, finding food, even outside of feeding stations, seems easier than in African savannas. Low values of home ranges could be partly due to our protocol design. For practical reasons, we could not extend flight durations, and some areas were forbidden; the area where we performed the radio-tracking protocols may have been a limiting factor. Additionally, only mature birds were marked, and whenever immature birds would forage farther, they could not be detected. However, detection rate of the radio-tracked birds reached 89.7 +/- 8 %, and modeling birds' distribution patterns showed that the density of locations decreased with the

distance to the colony. Thus, home ranges of mature birds were probably not too much underestimated. In addition, our values were close to those estimated for cinereous vultures (mean home range of 77 775 +/- 38 365 ha during the non-breeding season) by Carrete and Donázar (2005). Although the biology of Cinereous and Griffon vultures is different, the comparison confirms that we have not found aberrant home range values. The fact that vultures in the Causses travel short distances compared to their natural flying abilities and have rather small home ranges must rather lie in the nature, distribution and predictability of food which are very different from the savannas (e.g. large migrating herds of wild ungulates in Africa versus small, sedentary herds of domestic ungulates in France).

Bosè and Sarrazin (submitted) have studied the dynamic in food access and the intraspecific competition during feeding events. Their study was performed in the Grands Causses as well, on the closest heavy feeding station (H1) from the colony. They showed that old adults were more aggressive than younger birds, and had access to the carcasses in priority, no matter the sex of the individual. The younger and less experienced the birds were, the lower the quantity and the quality of food ingested. In the present study, we found that home ranges were larger for younger vultures than older ones. Young adults were probably forced to forage over wider territories, to escape from dominant birds and to compensate for their lower hierarchical rank. Age and sex effect were partly confounded in our sample but sex alone appeared non significant (which was to be expected for such a monomorphic species), whereas age did affect home ranges.

4.2. Feeding stations and the spatial distribution of foragers

Central place foragers' activities include an outbound journey, a period of searching and then a return journey. Because of travel costs, central place foragers, in the evolutionary context of optimal foraging (Krebs et al., 1978; Stephen and Krebs, 1986), are expected to locate the most profitable patches (Orians and Pearson, 1979) and to prefer 'easily' available food (e.g., Mitchell et al., 1981).

Feeding stations are exemplary 'easy food' sources. As far as an animal's past experience with such sites is positive, it is likely to use them regularly. In the context of a conservation program, the stake of such feeding stations is usually not to provide all the food a population needs but to ensure its viability by giving supplemental food especially in times of food shortage. Target animals are expected to spend more time exploring these sites and to exploit them preferentially, but their natural abilities to find food elsewhere should be preserved.

We verified that the vultures we radio-tracked were not in the majority actually feeding on carrion, which could have explained alone the aggregation on feeding stations. The activity sensors on the transmitters indicated that most of our locations (84%) were obtained from flying birds. When located, vultures could have been foraging for food at the time we localized them, but they also could have been flying back to the colony after a feeding event, or simply gaining height or cooling down (Mundy, 1992) by circling in thermals. Home range modeling showed that the distance from the colony was a priority factor in explaining the distribution pattern of the vultures in the managed population of the Grands Causses. Closest feeding stations were visited in priority, heavy feeding stations being visited more frequently than light ones. Discriminating between a 'central place effect', from which the vultures would not go too far away, and a potentially strong association to feeding stations in the colony vicinity is difficult and would certainly be biologically unrealistic. This 'distance to colony' effect was probably a combined effect of the presence of nest and roost sites, steep relief providing favorable thermals, as well as the presence of two heavy feeding stations, the

one corresponding to the historical reintroduction center being particularly heavily supplied. An additional modeling analysis of the locations situated in the periphery of H1 and H2 showed that, this time, the locations of feeding stations were guiding the bird's foraging strategies, more than the distance to the colony. The analysis of Jacobs's indices also revealed that older birds were mainly foraging in the vicinity of the colony, close to the heavy feeding stations H1 and H2. On the contrary, association indexes of vultures to peripheral feeding stations were higher for younger birds than for older, more dominant ones. Older vultures probably fed mainly on the two heavy feeding stations next to the nesting cliffs. Younger birds also attended these heavy feeding stations that are strategically located close to the colony, but their access to food was limited there. Likewise, they also relied on trips to farther feeding stations.

According to the present results, the mature birds we radio-tracked behaved like central place foragers, their searching routes being oriented to the feeding stations. They probably flew preferentially to the closest feeding stations while maintaining a foraging pressure on their way, to avoid neglecting an occasional and unpredictable source of food, before going farther. The older they were, the more dominant, and the less they had to travel far. Given that we found a continuous effect of the age on home range size and on association indices, it is possible that immature birds might forage much farther away than young adults, staying longer outside of the colony, but we had no data to test this hypothesis.

If vultures had indeed located the feeding stations and identified them as suitable sources of food, the association indices we estimated, although significantly positive, were much lower than the value 1. Vultures did show preferences for feeding stations but were not exclusive and maintained a foraging pressure over other areas. One possible explanation is that food provisioning on feeding stations was probably not sufficient. Indeed, about 230 sheep carcasses were deposited from the 1 July to 31 August 2003 on both heavy and light feeding stations. Given that the individual food requirement is at least 500g/day/capita (Mendelsohn and Leshem, 1983), this quantity could only feed about 300 vultures, i.e. about 60 % of the actual population. The remaining 40 % might come from non-official feeding stations as well as from sporadic carcasses (mostly of domestic animals) found in the wild. Given the rather small home ranges found, this unpredictable food might be available close to the colony. This brought comfort vultures' abilities were not altered and that they remained efficient in finding randomly distributed carcasses.

4.3. Implications for management and conservation

In the Grands Causses, the successful reintroduction and conservation of Griffon vultures has depended, to a great extent, on the awareness of reciprocal benefits between the birds and the local population. Besides the economic benefits due to eco-tourism, vultures provide an important ecological service that people became aware of, partly thanks to a pre-reintroduction education and sensitization campaign (Terrasse, 1994). All the carcasses deposited on feeding stations come from farms whose owners are willing to participate in the conservation program, and requests for light feeding stations are increasing (20 light feeding stations expected in 2006). Farmers acknowledge the direct benefit of vultures' foraging efficiency. Because of evolving sanitary legislation throughout Europe, together with the application of a stricter control on carcasses management, heavy and light feeding stations will soon be the only way to provide food to the vultures (Tella, 2001). In our study, we showed that vultures prospect for food in the vicinity of feeding stations. The fact that feeding stations do not provide enough food for the whole population has probably prevented them from becoming too dependent on these sites. But in the perspective of a more systematic use

of feeding stations in the short-term, there is a major need to understand and anticipate the potential benefits and disadvantages of the systematic use of 'vulture restaurants'.

In long-lived species like Griffon vultures, population viability is more sensitive to adult survival than to juvenile survival (Lebreton and Clobert, 1991; Ferrière et al., 1996; Sarrazin, 1998). In the Causses, old and dominant adults probably have more time than young birds to wander around, to rest and clean, taking advantage of thermals above the gorges to cool down and gain altitude. They also probably could allocate more energy for other purposes than searching for food, such as taking care at the nest of the newly fledged chick or exploring cliffs for a new nest location. Nevertheless, if the magnitude of differences in social status may influence individual decisions, food distribution may balance the relative impact of dominance. The more aggregated the food, the highest the interaction rates. These differences in food access between dominant and subordinate birds, exacerbated by the large but localized supply of heavy feeding stations next to the colony, could be reduced if food was evenly distributed, and hence less defensible (Theimer, 1987; Grant, 1993). Concentrating the carcasses on a few heavy feeding stations close to the colony might favor adults to the detriment of young birds and juveniles. This might lead to an increase in juveniles' and immature birds' mortality, which would in turn slow down the population growth rate, with a limited impact on the population viability. Keeping only light feeding stations and increasing their number would probably favor the colonization of new nesting cliffs, and differences induced by dominance would be smoothed.

We thus recommend the maintenance of the two types of feeding stations. Heavy ones will favor old adults' survival, while light ones will keep on favoring the youngest. In the long-term, and in the perspective of population regulation, returning to a system with only light feeding stations may be considered. On a larger scale this would be a way to restore the scavenger guild and its functional role. Indeed the extinction rate of this group is predicted to be greater-than-average compared to other bird species. By 2100, about 20 % of scavenging birds are expected to go extinct, and about 30 % to be functionally deficient due to 'substantial declines in abundance and /or extent or occupancy of geographical range' (Şekercioglu et al., 2004). Investments in conservation and reintroduction programs prove worthwhile for this entire guild which provides ecosystem services of societal importance.

Acknowledgements

We first gratefully acknowledge the expertise of Adrian Baddeley and Rolf Turner for their advice and valuable help with home range modeling using the spatstat package. Thank you also to our pilot Delphine Muzelle for her commitment in aerial radio-tracking. Ralf Bögel shared his experience with harness devices; Jean Bonnet, Thierry Buronfosse, Olivier Duriez, Philippe Lécuyer and Jean-Louis Pinna assisted with the capture and transmitter equipment. Thank you also to Elizabeth Nguyen-Van and Pascaline Le Gouar for their help with this research project.

This study was conducted within a collaborative framework that involved the Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO, Birdlife France), the Parc National des Cévennes and the UMR 5173. It was funded by the Ministry of Ecology and Sustainable Development (Programme DIVA).

References

- Baddeley, A., Turner, R., 2005. Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. *Journal of Statistical Software* 12, 1-42.
- Baddeley, A., Turner, R., Møller, J., Hazelton, M., 2005. Residual analysis for spatial point processes. *Journal of the Royal Statistical Society, series B* 67, 617-666.
- Bang, B. G., Cobb, S., 1968. The size of the olfactory bulb in 108 species of birds. *The Auk* 85, 55-61.
- Bell, K. E., Baum, W. M., 2002. Group foraging sensitivity to predictable and unpredictable changes in food distribution: past experience or present circumstances? *Journal of the Experimental Analysis of Behavior* 78, 179-194.
- Bögel, R., 1994. Measuring locations and flight altitudes of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) by an automatic telemetry system., in: Meyburg, B.-U., Chancellor, R.D. (Eds.), *Raptor Conservation Today*. WWGBP / The Pica Press, London, pp. 325-333.
- Brander, R. B., Cochran, W. W., 1971. Radio location telemetry, in: Giles, R. H. (Ed.), *Wildlife management techniques*. The Wildlife Society, Washington D.C., pp. 95-103.
- Britt, A., Katz, A., Welch, C., 2000. Project Betampona: Conservation and re-stocking of Black and White Ruffed Lemurs (*Varecia variegata variegata*), in: Roth, T.L. , Swanson, W.F., Blattman, L.K. (Eds.), *Seventh World Conference on Breeding Endangered Species*. Cincinnati, Ohio, pp. 87-94.
- Burt, W. H., 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24, 346-352.
- Carrete, M., Donazar, J. A., 2005. Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of the cinereous vulture, *Aegypius monachus*. *Biological Conservation* 126, 582-590.
- Cochran, W. W., 1980. Wildlife telemetry, in: Schemnitz, S. D. (Ed.), *Wildlife management techniques manual*. Wildlife Society, Washington D.C., pp. 507-520.
- Donazar, J. A., 1993. *Los Buitres Ibéricos*. Biología y conservación, Reyero, J.M., Madrid.
- Elosegui, J., Elosegui, R., 1977. Desplazamientos de buitres comunes (*Gyps fulvus*) pirenaicos. *Munibe* 29, 97-104.
- Ferrière, R., Sarrazin, F., Legendre, S., Baron, J.-P., 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation: Theory and practice with ULM software. *Acta Oecologica* 17, 629-656.
- Gilchrist, J. S., Otali, E., 2002. The effects of refuse-feeding on home-range use, group size, and intergroup encounters in the banded mongoose. *Canadian Journal of Zoology* 80, 1795-1802.
- Gonzalez, L. M., Margalida, A., Sanchez, R., Oria, J., 2006. Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation* 129, 477-486.
- Grant, J. W. A., 1993. Whether or not to defend? The influence of resource distribution. *Marine Behavior and Physiology* 23, 137-153.
- Houston, D. C., 1974. Food searching in Griffon vultures. *East African Wildlife Journal* 12, 63-77.
- Houston, D. C., 1976. Breeding of the White-backed and Rüppell's Griffon vultures *Gyps africanus* and *Gyps rueppellii*. *Ibis* 118, 14-40.
- Ihaka, R., Gentleman, R., 1996. R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5, 299-314.
- Jacobs, J., 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of the foraging ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14, 413-417.

- Kacelnik, A., Krebs, J. R., 1985. Learning to exploit patchily distributed food, in: Sibley, R. M., Smith, R. H. (Eds.), Behavioural ecology. Blackwell, Oxford, UK, pp. 189-205.
- Kamil, A., Yoerg, S., 1985. The effects of prey depletion on the patch choice of foraging blue jays (*Cyanocitta cristata*). *Animal Behaviour* 33, 1089-1095.
- Kenward, R. E., South, A. B., Walls, S. S., 2003. Ranges6 v1.2: For the analysis of tracking and location data. Online manual.
- Kotliar, N. B., Wiens, J. A., 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59, 253-260.
- Krebs, J. R., Kacelnik, A., Taylor, P., 1978. Test of optimal sampling by foraging great tits. *Nature* 275, 27-31.
- Lebreton, J.-D., Clobert, J., 1991. Bird population dynamics, management, and conservation: the role of mathematical modelling, in: Perrins, C. M., Lebreton, J.-D., Hiron, G. J. M. (Eds.), Bird population studies. Oxford University Press, Oxford, UK., pp. 105-125.
- Lefebvre, L., 1983. Equilibrium distribution of feral pigeons at multiple food sources. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 12, 11-17.
- McArthur, R. H., Pianka, E. R., 1966. On the optimal use of a patchy environment. *American Naturalist* 100, 603-610.
- Mendelsohn, H., Leshem, Y., 1983. Observations on reproduction and growth of Old World Vultures, in: Wilbur, S.R., Jackson, J.A. (Eds.), Vulture Biology and Management. University of California Press, Berkeley, pp. 214-241.
- Mitchell, D., Becnel, J. R., Blue, T., 1981. The neophobia-optimality explanation of contrafreeloading in rats: a reassessment. *Behavioral and Neural Biology* 32, 454-462.
- Moody, A. L., Houston, A., McNamara, J., 1996. Ideal free distribution under predation risk. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 38, 131-143.
- Mundy, P. J., Butchart, D., Ledger, D., Piper, S., 1992. The Vultures of Africa, Academic Press, London.
- Orians, G. H., Pearson, N. E., 1979. On the theory of central place foraging, in: Horn, D.J., Stairs, G.R., Mitchell, R.D. (Eds.), Analysis of Ecological Systems. Columbus, Ohio State University Press, pp. 155-177.
- Pennycuik, C. J., 1972. Soaring behaviour and performance of some East African birds observed from a motor glider. *Ibis* 114, 178-218.
- Pennycuik, C. J., 1979. Energy costs of locomotion and the concept of 'foraging radius', in: Sinclair, A. R. E., Norton-Griffiths, M. (Eds.), Serengeti: Dynamics of an Ecosystem. Chicago University Press, Chicago, pp. 164-184.
- Powell, R. A., 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators, in: Boitani, L., Fuller, T. K. (Eds.), Research techniques in animal ecology. Columbia University Press, New York, pp. 65-110.
- Powlesland, R. G., Lloyd, B. D., 1994. Use of supplementary feeding to induce breeding in free-living kakapo *Strigops habroptilus* in New Zealand. *Biological Conservation* 69, 97-106.
- Pullin, A. S., Knight, T. M., Stone, D. A., Charman, K., 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* 119, 245-252.
- Ruxton, G. D., Houston, D. C., 2002. Modelling the energy budget of a colonial bird of prey, the Ruppell's griffon vulture, and consequences for its breeding ecology. *African Journal of Ecology* 40, 260-266.
- Ruxton, G. D., Houston, D. C., 2004. Obligate vertebrate scavengers must be large soaring fliers. *Journal of Theoretical Biology* 228, 431-436.

- Sarrazin, F., 1998. Modelling establishment of a reintroduced population of Griffon vultures *Gyps fulvus* in Southern France., in: Chancellor, R.D., Meyburg, B.-U., Ferrero, J. J. (Eds.), Holartic Birds of Prey. ADENEX-WWGBP, Spain, pp. 405-416.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.-L., Danchin, E., 1996. Breeding biology during establishment of a reintroduced griffon vulture *Gyps fulvus* population. *Ibis* 138, 315-325.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.-L., Danchin, E., Clobert, J., 1994. High survival estimates of griffon vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in a reintroduced population. *The Auk* 111, 853-862.
- Schoener, T. W., 1971. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2, 369-404.
- Şekercioğlu, C. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101, 18042-18047.
- Shettleworth, S., 1984. Learning and behavioural ecology, in: Krebs, J.R., Davies, N. (Eds.), *Behavioural ecology: An evolutionary approach* (2nd edn.). Blackwell, Oxford, UK, pp. 170-194.
- Smith, J., Dawkins, R., 1971. The hunting behavior of individual great tits in relation to spatial variations in their food density. *Animal Behaviour* 19, 695-706.
- Snyder, N., Snyder, H., 2000. *The California Condor*, Academic Press, San Diego, CA.
- Stephens, D. W., Krebs, J. R., 1986. *Foraging Theory*, Princeton University Press, Princeton N.J.
- Sutherland, W. J., 1998. The importance of behavioural studies in conservation biology. *Animal Behaviour* 56, 801-809.
- Tella, J. L., 2001. Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature* 410, 408.
- Templeton, J., Giraldeau, L.-A., 1996. Vicarious sampling: The use of personal and public information by starlings foraging in a simple patchy environment. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 38, 105-114.
- Terrasse, J.-F., Sarrazin, F., Choisy, J.-P., Clémente, C., Henriquet, S., Lécuyer, P., Pinna, J.-L., Tessier, C., 2004. A success story: the reintroduction of Eurasian Griffon *Gyps fulvus* and Black *Aegypius monachus* vultures to France, in: Chancellor, R.D., Meyburg, B.-U. (Eds.), 6th World Conference on Birds of Prey. Midrand, Johannesburg, South Africa, pp. 127-145.
- Terrasse, M., Bagnolini, C., Bonnet, J., Pinna, J.-L., Sarrazin, F., 1994. Reintroduction of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central, France, in: Meyburg, B.-U., Chancellor, R.D. (Eds.), *Raptor Conservation Today*. Mountfield, East Sussex, World Working Group on Birds of Prey and Owls, pp. 479-491.
- Theimer, T. C., 1987. The effect of seed dispersion on the foraging success of dominant and subordinate dark-eyed juncos, *Junco hyemalis*. *Animal Behaviour* 35, 1883-1890.
- Walls, S. S., Kenward, R. E., 2001. Spatial consequences of relatedness and age in buzzards. *Animal Behaviour* 61, 1069-1078.
- Worton, B. J., 1989. Kernel methods for estimating the utilisation distribution in home range studies. *Ecology* 70, 164-168.
- Worton, B. J., 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *Journal of Wildlife Management* 59, 794-800.

Captions

Table 1. Home range estimates of Griffon vultures and Jacobs' indices of association to feeding stations.

Figure 1. Map of the Grands Causses showing the four plateaus separated by the Tarn, Jonte and Dourbie rivers, the main colony and the locations of heavy and light feeding stations.

Figure 2. Map of the Grands Causses showing the total area covered by radio-tracking and the birds' locations.

Figure 3. Locations and 95 % Minimum Convex Polygon home ranges of two vultures aged 5 (ind 17) and 25 (ind 23)

Figure 4. Age effect on home range estimated with 95% Minimum Convex Polygon.

Figure 5. Age effect on association of vultures to feeding stations.

Figure 6. Locations and 50 % fixed kernel core areas of two vultures aged 5 (ind 17) and 25 (ind 23).

Figure 7. Effect of distance to the colony on heavy and light feeding stations visit frequency.

Figure 8. Examples of diagnosis plots of the 'stations' model for individual 18: a) all bird locations and feeding stations were considered; b) Only peripheral bird locations and feeding stations (i.e. without H1 and H2) were considered. Plots based on Pearson residuals (top left) show the residual masses. Empirical plots (solid lines) are provided together with their expected values assuming the model is true (dashed lines). The dotted lines correspond to the pointwise two-standard-deviation limits. These limits have the usual interpretation of significance. Contour plots (bottom right) are relatively flat and have very small values. Finally, plots of the residuals against the x- (bottom left) and y- (top right) coordinates indicate that the model is significant.

TABLES

ID	AGE	SEX	Nb. of locations	Detection rate (%)	Home range estimates (ha)		Jacobs' indices	
					95% fixed kernel	95% MCP	All stations	Without H1 and H2
1	24	M	34	89.5	72 359	89 810	0.713	0.560
3	12	M	41	96.3	48 766	66 826	0.750	0.314
6	25	F	40	92.6	61 205	76 887	0.635	0.408
8	21	?	29	94.7	68 519	101 970	0.646	0.254
9	7	M	48	100	76 900	107 732	0.742	0.639
11	7	M	32	73.7	84 228	103 750	0.765	0.736
12	20	F	30	73.7	85 336	104 231	0.660	0.610
13	9	M	31	89.5	73 933	87 981	0.516	0.418
14	12	F	32	94.7	60 523	81 121	0.717	0.608
16	9	M	35	100	58 863	81 755	0.529	0.415
17	5	M	43	100	117 610	146 233	0.745	0.632
18	15	M	43	94.7	89 162	116 642	0.755	0.676
19	11	M	36	78.9	70 653	75 538	0.748	0.742
20	?	F	30	89.5	76 627	97 064	0.764	0.668
21	24	F	32	84.2	65 564	68 887	0.675	0.491
22	21	M	30	84.2	83 203	90 625	0.474	0.261
23	25	F	27	78.9	37 667	57 163	0.537	0.334
24	10	M	28	84.2	43 681	88 362	0.516	0.438
25	17	M	34	94.7	51 290	72 114	0.839	0.527
26	27	F	34	89.5	60 758	88 582	0.612	0.331
27	10	M	41	94.7	98 256	116 186	0.615	0.450
28	11	M	44	94.7	71 958	88 940	0.699	0.647

Table 1

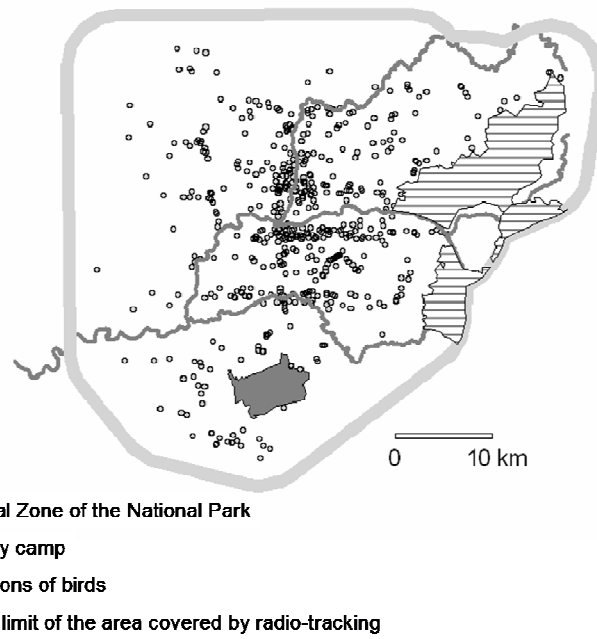
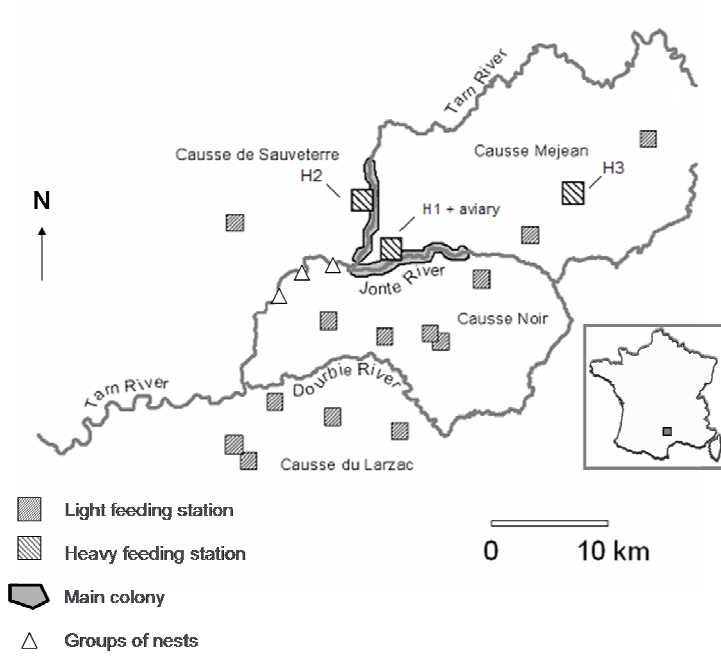


Figure 1

Figure 2

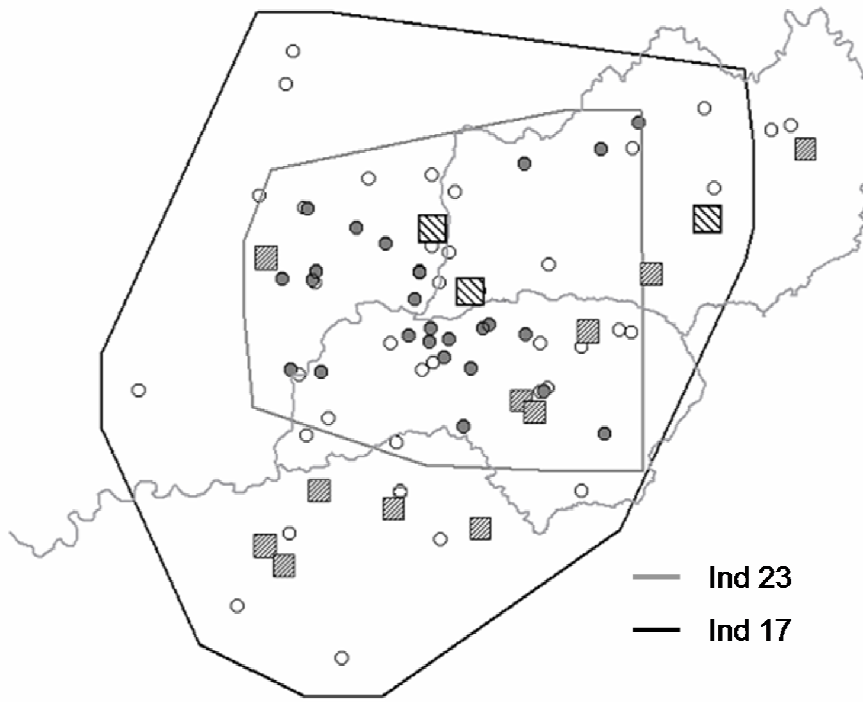


Figure 3

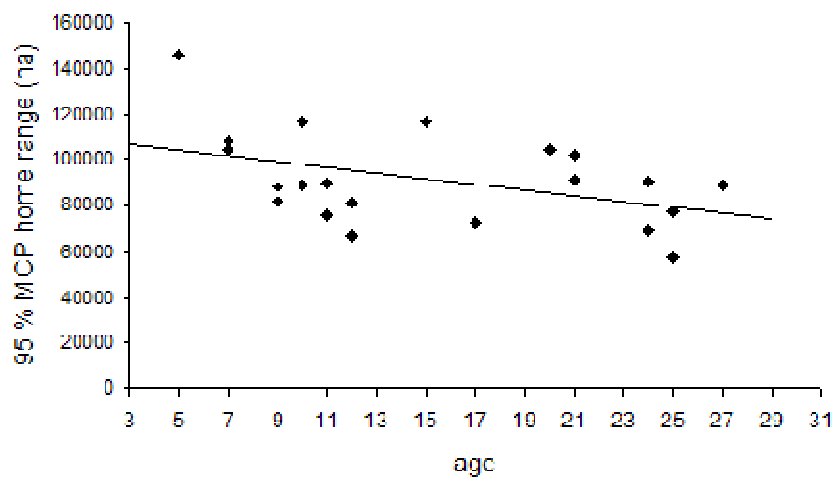


Figure 4

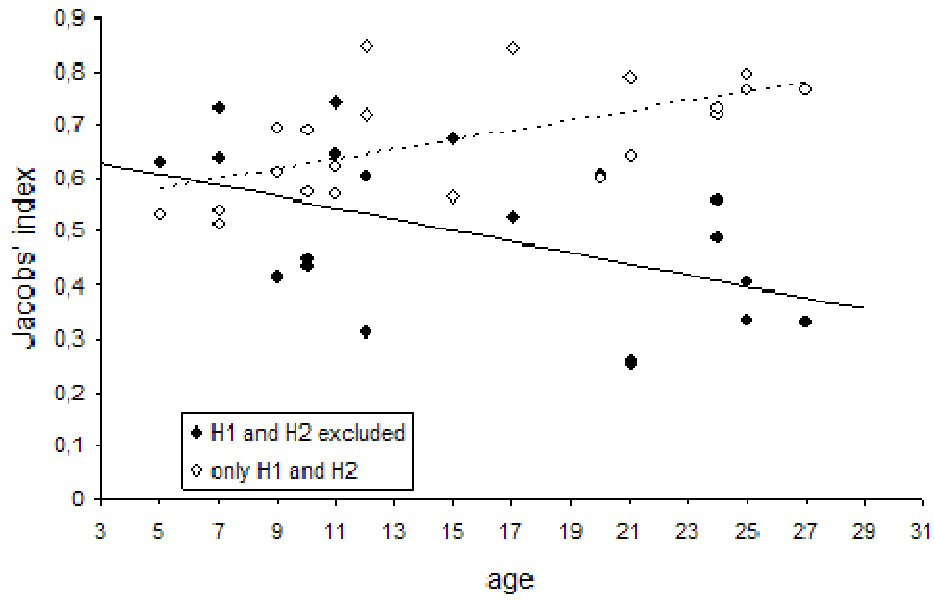


Figure 5

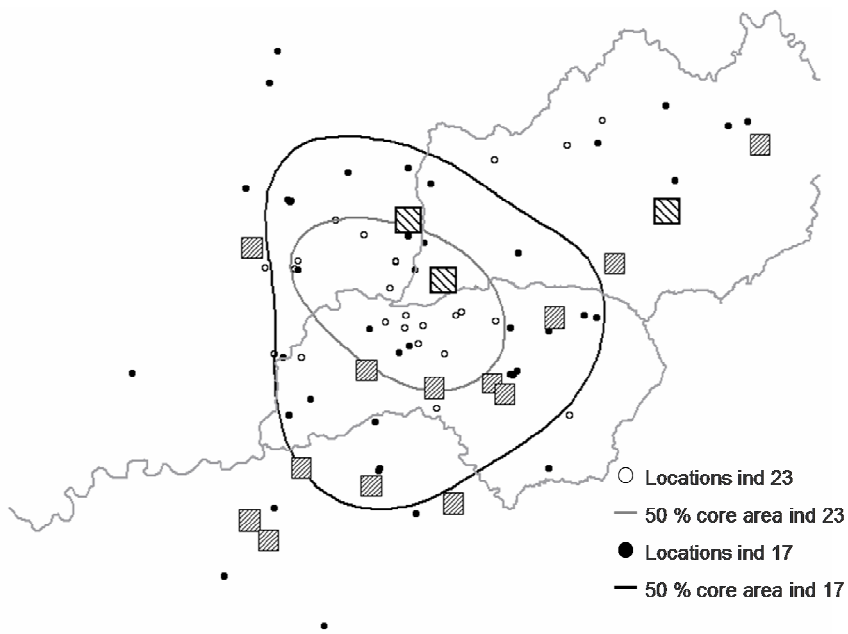


Figure 6

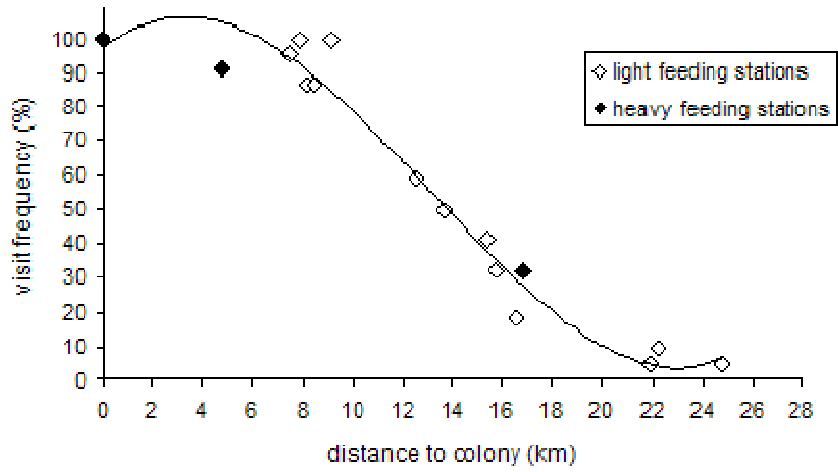


Figure 7

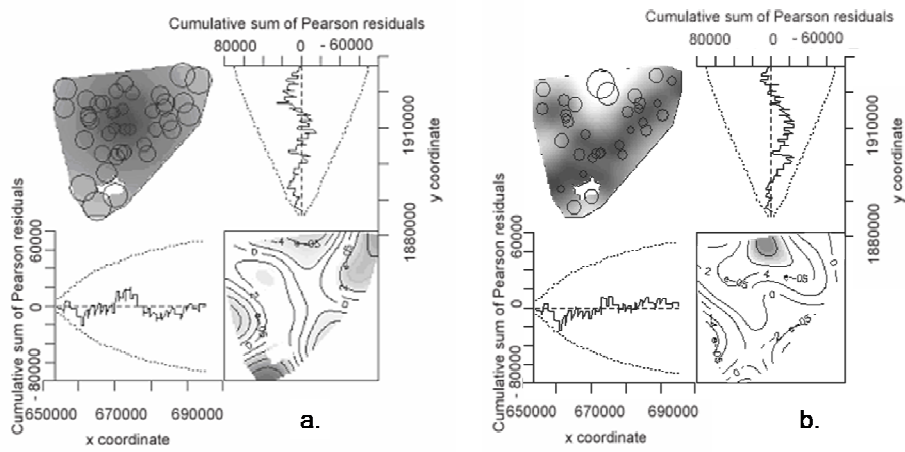


Figure 8

Annexe IV

**Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of Griffon
Vultures (*Gyps fulvus*)**

Michela Bosè, & François Sarrazin

(Article soumis à Ibis)

**Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of
Griffon Vultures (*Gyps fulvus*)**

MICHELA BOSE' & FRANÇOIS SARRAZIN*

Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations,
Université Pierre et Marie Curie, Muséum National d'Histoire Naturelle,
UMR 5173 MNHN-CNRS-UPMC,
61 rue Buffon, 75005 Paris, France

* Corresponding author: sarrazin@mnhn.fr

SUMMARY

Intraspecific competitive behaviours were studied in a reintroduced population of Griffon Vulture in order to i) describe the pattern of competition between ages and sexes, ii) assess the effect of reintroduction on competitive behaviour and iii) study the potential consequences of food management on competition.

i) There was no evidence for a difference in feeding or display rates between age classes. However interaction rates, aggressiveness and dominance were higher in old adults than in the other age classes. No difference in the pattern of competition was found between sexes.

ii) There was no difference in the competitive ability (feeding rate and dominance) of reintroduced and wild-born individuals.

iii) Feeding rates increased with resource availability. Group size also increased with food mass, but was lower than the theoretical maximum number of birds. This may be evidence of competition by interference where some individuals are able to increase their feeding rate by the exclusion of others. An increase in both the number of carcasses and the number of feeding sites is thus recommended to induce dispersal and reduce this competition.

INTRODUCTION

Most reintroduction studies have been dedicated to reintroduction strategies, but few studies have focused on the long-term assessment of reintroduction success (e.g. Nicoll *et al.* 2003; Armstrong *et al.* 2005). This is partly due to the difficulty in designing relevant success criteria (Cade & Temple 1995; Pavlick 1996). Sarrazin & Barbault (1996) strongly advocate considering the dynamic process of population viability as an indication of success. This necessarily has to be defined on a time scale determined by a compromise between ecological and management constraints. Indeed, for many reintroduced populations, active management of released individuals (including training, or more often, food supplementation or provisioning) occurs during the settlement period (Beck *et al.* 1994). These actions have to be reduced in order to see the “natural” regulation of population size on the long term. This type of population regulation is a basic component of viability. In this context, understanding the ecological and behavioural processes that regulate population size and assessing the consequences of reintroduction on these processes are necessary to insure the success of reintroduction programs. For some species, however, the long-term viability of reintroduced populations depends on human actions, e.g. to enhance food availability. This is particularly true for scavenging species. Indeed, both natural and reintroduced populations rely on carrion, whose availability in many countries is regulated by national sanitary legislation.

In this paper, we focus on the intraspecific competitive behaviour for food in a population of Griffon Vulture, a long-lived colonial scavenger that feeds in groups. After its local extinction in 1945, this species was reintroduced to Southern France in the 1980s (Terrasse *et al.* 2004). Detailed behavioural observations of marked individuals were performed at the main feeding site of this colony from 1996 to 2000 in order to i) describe the pattern of competition between various classes of individuals (age, sexes), ii) assess the effect of reintroduction on competitive behaviour, and iii) study the potential consequences of food management on competitive behaviour.

First, we described the pattern of competition with a two-step approach. In a first step, the relationships between interaction rate, aggressiveness, dominance, display and feeding rate were studied. According to Kruuk (1967), and Houston (1988), we hypothesized that dominance increases with aggressiveness. We also hypothesized that feeding rate increases with dominance and display rate. In a second step, we investigated the difference in behaviours between ages and sexes. According to preliminary field observations, we hypothesized that the feeding rate and the dominance status are higher in adults. On the contrary, no difference between the sexes was expected, since the species is monomorphic and both sexes apparently invest equally in reproduction (Roselaar 1979, Mendelsohn & Leshem 1983).

Second, we tested for any difference in behaviour between wild born individuals and birds released 10 years before. We predicted that after such a long time released birds should have restored behaviour and feeding efficiency similar to wild born birds.

Finally, we assessed the influence of food management and group size on behaviour and feeding activities. At the scale of a feeding event, we predicted that an increase in food availability would induce an increased feeding rate and a decrease in competitive interactions. Similarly, we predicted that feeding rate decreases and interactions increase in larger groups.

METHODS

Reintroduction context

We studied a population of Griffon Vultures reintroduced to the Grands Causses region (Massif Central, Southern France) in the early 1980s by the Parc National des Cévennes (PNC) and the Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO Birdlife France; Terrasse *et al.*

1994, Terrasse *et al.* 2004). Breeding pairs nest along the cliffs of the Tarn and Jonte canyons. These two canyons separate three limestone plateaus, i.e. Causses Méjean, Noir and Sauveterre. Most nesting and feeding sites are located on the Causse Méjean.

After the release of 61 individuals from 1981 to 1986, the population of the Causse Méjean showed continuous growth with 116 pairs in 2000 (Fig. 1) and more than 130 in 2005. Moreover, from 1993 to 1997, 50 individuals were reintroduced in the locality of Navacelles, on the Causse Larzac, 30 km away from the Causse Méjean. Since 1998, at least 22 of these individuals have joined the colony of Causse Méjean (Terrasse *et al.* 2004). However, since 1975, legislation prohibits carcasses weighing more than 40 kg to be left in the field. Thus carcasses resulting from the natural mortality of sheep and goats are collected by the PNC and LPO in local farms and laid on three main feeding stations. However, in 1998, the Department of Veterinary Services allowed farmers to create and manage their own feeding sites. This led to an increase in the number of available feeding sites in 2000. It should be noted that some feeding might occur outside these stations. The Causse Méjean population was monitored from the beginning of the reintroduction program. All released and wild-born individuals are marked with a metal ring and an identification mark, i. e. a combination of four coloured rings or a unique engraved ring.

Griffon Vultures can live in captivity for more than 30 years (Newton 1979). In 2000 the Causses colony contained at least nine birds that were more than 20 years old and one bird that was more than 29 years old. We defined four age classes: juveniles that were 6-7 months old, immature that were 1-4 years old, young adults 5-9 years old, and old adults that were 10 years old or older. We defined a threshold value of 10 years for old adults, because between 4 and 9 years old the plumage colour can still change (Mendelssohn & Leshem 1983).

Since 1993, feathers have been collected on each nestling, along with blood samples from some recaptured or captive birds, to enable molecular sexing (Ellegren 1996, Griffiths *et al.* 1998, Bosè unpubl. data).

Feeding events and data sampling

We observed feeding events in 1996 (n=7 in September), 1999 (n=18 from September to mid October) and 2000 (n=6 in September) on the main feeding site. We made our observations in these months because all age classes were present and it was the period in which individuals might suffer higher competition, due to the lower resource availability. In the Grands Causses 130,000 – 150,000 sheep were present, producing 15,000 carcasses per year (4,000 adults and 11,000 juveniles, Chassagne 1998, Terrasse *et al.* 2004). But the livestock mortality, and then the biomass deposited in the three main feeding stations, decreased from May to November (Fig. 2). One “sheep unit” (SU, Chassagne 1998) corresponds to 40 kg, the average mass of a sheep carcass. Most of this biomass was placed at the observed site, i.e. 64.1% in September 1996, 62.4% in September 1999, 83.7% in October 1999 and 49.8% in September 2000. No information about deposited carcasses in the farmers’ feeding sites or on naturally available carcasses were available for the same period. However, considering that a vulture needs 500g of meat per day on average (Komen 1992, Komen & Brown 1993), the available resources in the three main feeding sites were scarce compared to the needs of the population during this period. Indeed, the number of vultures that could be satiated by the deposited biomass was clearly lower than the actual number of vultures breeding in the colony, i.e. less than the total population (Fig. 3).

Using a Panasonic ADP-200 SVHS camcorder, we recorded 31 complete feeding events: from the deposit of one or several carcasses to the departure of the last individual. For each video record we noted the number and nature of carcasses. During video recording, we identified a sample of marked individuals using a 20X60 telescope. We considered only birds located on the ground within 10 meters around the carcass. We voice recorded on the

videotape the identity, position and behaviour of the marked individuals in order to identify them during video analysis. An index of group size was provided by the maximum number of individuals present at the same time on the feeding site.

To analyze the competition pattern, we sampled 98 different individuals (28 old adults, 20 young adults, 27 immature, 23 juveniles) during 24 feeding events over the three years ($n=30$ in 1996, $n=32$ in 1999, $n=36$ in 2000). Among these birds, 54 were sexed (23 females and 31 males), including only two old adults. Thirty-five individuals were reintroduced birds, 63 were wild-born. We randomly chose to analyze one feeding event per individual to avoid pseudo-replication. The number of identified individuals per feeding event varied from 1 to 11.

To assess the effect of food management on feeding behaviour, we randomly sampled 52 different individuals, 26 in 1999 and 26 in 2000. Within each year, 13 individuals were sampled at feeding events with 1 SU and 13 at feeding events with 3 or 4 SU. Only one feeding event per individual was considered to avoid pseudo-replication. Each sub-group was constituted by an equal number of old adults and young (immature or juveniles).

Due to the vegetation cover and the topography of the site that hid some individuals around the feeding site, actual entries or departure of identified individuals were often difficult to record. For each individual, we extracted only one sequence of mean length 11.6 ± 16.57 min. We recorded their behaviour by focus sampling (Altmann 1974), suspending observation when individuals were hidden by vegetation or other birds. Only observations in which the bird was clearly identified and monitored were considered. Video analyses were run using "The Observer Video-Pro" (Noldus Technology 1990-2002, Noldus *et al.* 2000).

We defined three classes of behaviour: a) states; b) interaction and c) display. Each class contained several behaviours, as observed in the field (Table 1). The kinds of interactions and displays were very similar to those described in the literature (Valverde 1959, Alvarez *et al.* 1976). The focal individual was considered the winner if the event led to a change in the position or activity of the opponent (e.g., it stopped eating...). The individual was considered a loser if it changed its position or activity after a reply by the opponent. We considered the outcome as a draw if neither competitor changed position or activity after the interaction. Due to the distance at which observations were made, it was not possible to read individual identity rings on the video. For interactions and displays, we rarely knew the identity of the opponent of the monitored individual or the directionality of the encounters, and thus we could not establish the hierarchy among the individuals. We considered the duration of feeding activity as a measure of food gain, since it was not possible to quantify either the decline of the resource or the ingested food (Table 1). Following the methods of Balph (1977) and Goss-Custard *et al.* (1984), we took into account the feeding rate (ratio of feeding time on total duration of presence; t_f/t_p), the interaction rate (number of interactions on total duration of presence; n_i/t_p), the aggressiveness or attack rate (number of attacks on total duration of presence; n_a/t_p), the dominance (number of attacks won on total duration of presence; n_w/t_p), and display rate (number of displays on total duration of presence; n_d/t_p).

Pattern of competition and effect of the reintroduction

The number of individuals used in the analysis along with information on their origin, age class and sex are provided in Table 2. First, we tested the correlation among behaviours across the whole sample. We then tested the effect of display rate and dominance on the feeding rate using a simple regression model (GLM SAS, 1999-2001). We incorporated age class, sex and origin as explanatory variables. Second, we tested the effects of feeding event, age, origin and sex on dominance, with the feeding event as random variable (MIXED SAS, 1999-2001). For the feeding rate and the display rate, the effect of feeding event could not be

estimated as a random variable. We therefore considered it as a fixed variable in GLM analyses (GLM SAS, 1999-2001).

Consequences of food management on feeding behaviour

First, we tested the correlation between food mass and group size for all feeding events. Second, for the 52 individuals sampled in 1999 and 2000, we tested the effect of food mass and group size on individual behaviour (GLM SAS, 1999-2001).

RESULTS

Pattern of competition and effect of the reintroduction

All behavioural parameters were positively correlated, but stronger correlations were found between interaction rate, aggressiveness and dominance (Table 3). In the regression model, only the interaction between display rate and origin was significant ($n=98$, $F_{23, 93}=5.14$, $P=0.0265$). We repeated the test for each origin class separately and the regression between display rate and feeding rate was only significant for wild-born birds ($n=63$, $F_{15, 62}=5.33$, $P=0.0254$) (Fig. 4, A). Among wild-born birds, only young adults ($n=8$) had a feeding rate that was typically greater than 0.4. The feeding rate of young adults was higher on average in wild-born ($n=8$) than in released birds ($n=11$, Fig. 4, B).

In a second step, we tested the full models for dominance, display rate and feeding rate on the 53 sexed individuals. In the absence of a sex effect, we tested the effect of feeding event, age class and origin on the whole sample ($n=98$). Dominance ($n=72$, $F_{3, 71}=4.15$, $P=0.0091$), interaction rate and aggressiveness were significantly higher in old adults than in other classes (Fig. 5). The interaction rate and aggressiveness are both strongly correlated with the dominance (table 3, Fig. 6), thus explaining the predominance of these variables in old adults. The display rate was significantly higher ($n=54$, $F_{1, 53}=7.67$, $P=0.0077$) in females ($n=23$; 0.0085 ± 0.01) than in males ($n=31$; 0.0028 ± 0.004). Finally no significant effect was found for feeding rate.

Consequences of food management on feeding behaviour

Group size was significantly correlated with food availability ($n=23$, $r=0.4$, $P<0.0001$). However, when more than 1 SU was available, the group size was always lower than the theoretical maximum size if birds eat an average of 1 kg at each feeding event (Fig. 7). Indeed, a Griffon Vulture ingests from 0.5 to 1.5 kg of food per meal if fed one or more times a week (Mendelsohn & Leshem 1983). In terms of different behaviours, only the feeding rate (Fig. 8) was significantly affected by the tested variables: there was a significant effect of both food mass ($n=47$, $F_{3,46}=8.01$, $P=0.007$) and group size ($n=47$, $F_{3,46}=8.61$, $P=0.0053$) on this behaviour.

DISCUSSION

Previous studies of competition for food in Old World (Accipitridae) and New World (Cathartidae) Vultures largely considered only interspecific competition (Kruuk 1967, Houston 1974, 1975, 1984, 1988, Alvarez *et al.* 1976, König 1983, Prior & Weatherhead 1991, Mundy *et al.* 1992). Some studies of intraspecific competition in Griffon Vultures and related species used unmarked individuals, without accurate analyses of dominance, competitive behaviour and feeding efficiency for different classes of individuals (Valverde 1959). In our study only a few birds of other species were observed at the feeding site. A small population of Black Vultures (*Aegypius monachus*) was present in the Causses region but an average of only 2.8 ± 2.3 individuals were observed at the feeding site with Griffon

Vultures. Therefore, we focussed on intraspecific competition and we were able to analyze the feeding habits of a large group of marked Griffon Vultures of known age, sex and origin.

Pattern of competition

In a demographic context, the competitive ability of different age classes might have an effect on their survival or dispersal and thus on the structure and regulation of the population. Indeed, in long-lived species, the growth rate can be very sensitive to adult survival compared to juvenile survival or fecundity (Ferrière *et al.* 1996, Sarrazin 1998). In this case, the assessment of competitive ability may be of primary importance in order to predict the population dynamics.

In other families of birds (Balph 1977, Goss-Custard *et al.* 1984, Bekoff & Scott 1989) and in other raptors (Garcelon 1990), the relationships between individuals of different age classes and sex, and between migrants and residents have been analyzed. In vultures, differences in dominance ranks were shown to occur between migrant and resident species (Kirk & Houston 1995), as well as between age classes within a species (Wallace & Temple 1987). Mundy *et al.* (1992) carried out dominance analyses on Griffon Vultures and reported a dominance of adults over young.

In our case, feeding rates were equivalent in all age classes. However, interaction rate, aggressiveness and dominance were all higher in old adults compared to the other classes. Preliminary unpublished results indicated that old adults began feeding events and were followed by young adults and immature, whereas juveniles arrived later (Bosè unpubl. data). Old adults therefore had access to the totality of the resource and could spend time interacting. Younger birds, especially juveniles, arrived when group size was larger and suffered competition by interference and exploitation. They remained isolated from conspecifics, staying at the boundary of the feeding site and eating in small groups on small pieces of flesh or the remains of carrion. Even if this competition reduces juvenile survival, it should have only minor consequence for the population growth rate because of its low sensitivity to this parameter.

Donazar *et al.* (1999) observed that male Andean Condors (*Vultur gryphus*) dominated females due to their bigger size and that within each sex, older individuals dominated younger ones. Garcelon (1990) found a difference in dominance between sexes in Bald Eagles (*Haliaeetus leucocephalus*). Females were 29% heavier than males just prior to fledging and were more dominant. In our study, female Griffon Vultures had a higher display rate than males, but it did not influence dominance, that was similar in both sexes, in agreement with our predictions.

In African species and in the New World Black Vulture (*Coragyps atratus*), the individual that initiates an encounter is generally the winner (Kruuk 1967, Houston 1988). In our case, the relationship between aggressiveness and dominance confirms that individuals typically only engage in an encounter when they are sure of its outcome. In the past, several studies have pointed out that dominance in a social group is related to a greater access to resources (Ens & Goss-Custard 1984, Prior & Weatherhead 1991, Donazar *et al.* 1999). In our case, however, we did not find an effect of dominance or aggressiveness on feeding rate. As discussed above, there was a significant effect of the display rate on the feeding rate in wild-born birds, i.e. young adults, immature and juveniles. No quantitative studies have been carried out on displays in scavengers, but it is likely that they play a major role in communication. When displaying, an individual can signal its competitive ability to conspecifics, showing its size by opening its wings or its strength by displaying its claws. As seen above, the first birds arriving at the feeding site were old reintroduced adults. Wild-born birds, arriving later, when the group size was larger, suffered more competition than old

adults. These individuals may have needed to display more in order to access the carcass and feed.

Reintroduction effect

Griffon Vultures were released from 1981 to 1986 in the Causse Méjean, and from 1993 to 1997 in the nearby Navacelles site. Then, both reintroduced and wild-born individuals made up the population at the time of this study. We found no difference in competitive ability of adults of different origins. However, as discussed above, the feeding rate increased with the display rate in wild-born individuals only. Among wild-born birds, only young adults had feeding rates higher than $0.4 t_p/t_p$ and significantly greater than immature and juveniles (Fig. 4, A). The feeding rates of reintroduced young adults was similar to that of wild-born immature or juveniles. Moreover in this class, many of the reintroduced birds were released at the Navacelles site and then immigrated to the Causse Méjean. Both recent reintroduction and immigration could induce a lack of experience compared to wild-born and resident birds. More detailed analyses will show if this difference depends on the time of presence during feeding event or on the identity and number of competitors actually present when they are displaying.

Consequences of food management on feeding behaviour

Due to the legislation and in order to avoid disturbance at the feeding stations newly setup by farmers, we focused our study on the most frequented feeding site. Because of the difficulty in measuring food depletion during feeding, we could only test the effect of the initial amount of food available. For the same reason, we could only test the effect of the maximal group size on competitive behaviour. Therefore it is likely that individuals competed under different conditions of resource availability and conspecific density during our observations, and that the influence of food and group size depended on their timing and the duration of their presence. As discussed above, additional analyses are currently being performed to assess the possibility of this type of exploitation (Bosè unpubl. data). In this context, and in agreement with our predictions, we found that feeding rate was significantly affected by food mass and group size. It should increase with food mass, but decrease with group size. Despite a correlated increase in group size, feeding rates were higher in the case of 3-4 SU than when only 1 SU was available. This could suggest that food mass has a greater effect than group size in determining individual feeding rates. For 1 SU, group size fit, and even sometimes exceeded, the theoretical maximum number of birds that could feed on the deposited resource (Fig. 7). However for more than 1 SU, the group size was lower than the expected value. Because of the presence of non-identified birds and due to the continuous turnover of birds over time, it is possible that the theoretical maximum value was actually reached during the feeding event and that we were unable to measure it. However, such a discrepancy between food availability, population size (from 56 to 75 breeding pairs) and observed group size may indicate that when several carcasses are concentrated at a feeding station, the density of birds attracted to it is enough to saturate the access for other birds. Indeed, as the probability of simultaneous food availability at several feeding sites is low during the autumn due to reduced livestock mortality, the local carrying capacity may result from an interaction between the number of carcasses available and the size of the feeding station. This may be evidence for interference competition with a gain in feeding rates for some individuals due to the exclusion of others. Food supplementation for conservation should be used to increase the net gain for all individuals of the population. In the case of vultures, when more carcasses are available, managers have three possible strategies that will affect the degree of intraspecific competition. They could put all carcasses at a single site. This would permit a turnover of individuals, but may increase interference competition. They could put each carcass out on a

different day, but interference and exploitation competition may also occur. Finally, they could put the carcasses in several different feeding sites simultaneously to induce dispersal and reduce interference competition. This last strategy may however be costly and logistically difficult to carry out. The direct management of carcasses by farmers using their own feeding sites is therefore likely the best compromise to reduce both conservation costs and competition processes. An additional study has recently shown that this approach may also help to maintain the foraging efficiency of the vultures (Gault *et al.* submitted). These recommendations might be useful for the conservation and management of other *Gyps* species. In South Africa, Cape Griffon Vultures *Gyps coprotheres* partly rely on feeding sites (Mundy *et al.* 1992, Piper *et al.* 1999, Piper 2004). In Pakistan and India, Oriental White-backed Vultures *G. bengalensis*, Indian Long-billed *G. indicus* and Slender-billed Vultures *G. tenuirostris* populations are strongly declining due to reduced food quality induced by the use of veterinary products (Green *et al.* 2004, Oaks *et al.* 2004, Sarrazin *et al.* 2004). Their recovery should involve the ban of these products, together with captive breeding programs (Green *et al.* 2004) and the temporary use of feeding stations (Satheesan 2000). The conservation and reintroduction of other scavengers such as the California Condor *Gymnogyps californianus* in North America (Kiff 2000), the Black Vulture *Aegypius monachus* (Tewes *et al.* 2004, Terrasse *et al.* 2004) and the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* (Gallardo & Kobierzycki 2004) in Europe also includes the use of feeding stations. Although these species feed in smaller groups than Griffon Vulture, the consequences of food management on their behaviour should be assessed to improve conservation strategies.

CONCLUSIONS

We reported a difference in dominance between classes of individuals, but dominance did not influence feeding rates. In the same way, reintroduction did not seem to affect feeding behaviour on the long term. However, additional analyses on the dynamics and the structure of the feeding groups will complement these first results (Bosè unpubl. data).

According to previous studies, the management of food resources is likely to affect the behaviour of reintroduced individuals and may thus also affect the long-term regulation of the population through density dependence. Indeed, we found an influence of food management on feeding rates of individuals. Group size increased with food mass, but individual feeding rates also increased. Some suggestions to managers were provided concerning the deposits of carcasses. Finally, this study emphasizes the importance of accurately monitoring reintroduced populations to assess the long-term processes involved in their regulation and viability. Such monitoring programs may help reduce their long-term management needs. It also provides the possibility to learn more about species in general and about population processes that are rarely studied in the field (Sarrazin & Barbault 1996).

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the Parc National des Cévennes and the Ligue pour la Protection des Oiseaux. We especially thank Jean Louis Pinna and Philippe Lécuyer for their collaboration during field work. We are grateful to Malvina Arthaud, David James, Albertine Leitao and Claire de Mazancourt for help with field work and data sampling. We thank Sebastien Barot, Claudie Doums, Thibaud Monnin, Gabriele Sorci and Karen McCoy for suggestions about statistics and helpful comments on the manuscript. This work was

supported by the French Ministry in Charge of the Environment and the French Ministry of Research.

REFERENCES

- Altmann, J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. *Behaviour* **49**: 227-267.
- Alvarez, F., Arias de Reyna, L. & Hiraldo, F. 1976. Interactions among avian scavengers in Southern Spain. *Ornis Scand.* **7**: 215-226.
- Armstrong, D. P., Davidson, R. S., Perrott, J. K., Roygard, J. & Buchanan, L. 2005. Density-dependent population growth in a reintroduced population of North Island saddlebacks. *J. Anim. Ecol.* **74**: 160-170.
- Balgh, M. H. 1977. Winter social behaviour of dark-eyed juncos: communication, social organization, and ecological implications. *Anim. Behav.* **25**: 859-884.
- Beck, B. B., Rapaport, L. G., Stanley Price, M. R. & Wilson, A. C. 1994. Reintroduction of captive-born animals. In *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals* (eds. P. J. S. Olney, G. M. Mace, & A. T. C. Feistner), pp. 265-286. Chapman and Hall, London, UK.
- Bekoff, M., & Scott, A. C. 1989. Aggression, dominance and social organization in evening grosbeaks. *Ethology* **83**: 177-194.
- Cade, T. J. & Temple, S. A. 1995. Management of threatened bird species: evaluation of the hands-on approach. *Ibis* **137** (Suppl. 1): 161-172.
- Chassagne, M. 1998. *Les vautours, équarisseurs naturels des Grandes Causses*, Thèse de l'école vétérinaire de Lyon, France.
- Donazar, J. A., Travaini, A., Ceballos, O., Rodriguez, A., Delibes, M. & Hiraldo, F. 1999. Effects of sex-associated competitive asymmetries on foraging group structure and despotic distribution in Andean condors. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **45**: 55-65.
- Ellegren, H. 1996. First gene on the avian W chromosome (CHD) provides a tag for universal sexing of non-ratite birds. *P. Roy. Soc. Lond B* **263**: 1635-1641.
- Ens, B. J., & Goss-Custard, J. D. 1984. Interference among Oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, feeding on mussels, *Mytilus edulis*, on the Exe estuary. *J. Anim. Ecol.* **53**: 217-231.
- Ferrière, R., Sarrazin, F. Legendre, S. & Baron, J. P. 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation: theory and practice using the ULM software. *Acta Oecol.* **17**: 629-656.
- Gallardo, M. & Kobierzycki, E. 2004. Vautour percnoptère. In *Rapaces nicheurs de France*. (eds. J. M Thiollay & V. Bretagnolle), pp. 48-51. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Garcelon, D. K. 1990. Observations of aggressive interactions by bald eagles of known age and sex. *Condor* **92**: 532-534.
- Goss-Custard, J. D., Clarke, R. T. & Durell, S. E. A. le V. 1984. Rates of food intake and aggression of oystercatchers *Haematopus ostralegus* on the most and least preferred mussel *Mytilus edulis* beds of the Exe estuary. *J. Anim. Ecol.* **53**: 233-245.
- Green, R. E., Newton, I., Shultz, S., Cunningham, A. A., Gilbert, M., Pain, D. J. & Prakash, V. 2004. Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *J. Appl. Ecol.* **41**: 793-800.
- Griffiths, R., Double, M. C., Orr, K., & Dawson, R. J. G. 1998. A DNA test to sex most birds. *Mol. Ecol.* **7**: 1071-1075.

- Houston, D. C. 1974. The role of Griffon Vultures *Gyps africanus* and *Gyps ruppellii* as scavengers. *J. Zool. Lond.* **172**: 35-46.
- Houston, D. C. 1975. Ecological isolation of African scavenging birds. *Ardea* **63**: 55-64.
- Houston, D.C. 1984. A comparison of the food supply of African and South American Vultures. In *Proceedings of the Fifth Pan-African Ornithological Congress*, pp. 249-262.
- Houston, D. C. 1988. Competition for food between Neotropical Vultures in forest. *Ibis* **130**: 402-417.
- Kiff, L. 2000. The California Condor Recovery Programme. In *Raptors at risk*. (eds. R. D. Chancellor & B.-U. Meyburg), pp. 307-320. WWGBP and Hancock House Publishers LTD.
- Kirk, D. A., & Houston, D. C. 1995. Social dominance in migrant and resident turkey Vultures at carcasses: evidence for a despotic distribution? *Behav. Ecol. Sociobiol.* **36**: 323-332.
- Komen, J. 1992. Energy requirements of adult Cape Vultures *Gyps coprotheres*. *J. Raptor Res.* **26**: 213-218.
- Komen, J. & Brown, C. J. 1993. Food requirements and the timing of breeding of a Cape Vulture colony. *Ostrich* **64**:86-92.
- König, C. 1983. Interspecific and intraspecific competition for food among Old World Vultures. In *Vulture Biology and Management* (eds. S. R. Wilbur & J. A. Jackson), pp. 153-171. University of California Press.
- Kruuk, H. 1967. Competition for food between Vultures in East Africa. *Ardea* **55**: 171-191.
- Mendelssohn, H., & Leshem, Y. 1983. Observations on reproduction and growth of Old World Vultures. In *Vulture Biology and Management* (eds. S. R. Wilbur, & J. A. Jackson), pp. 214-241. University of California Press.
- Mundy P., Butchart, D., Ledger, J. & Piper, S. 1992. Foraging, feeding and socialising. In *The Vultures of Africa*, pp. 235-286. Academic Press.
- Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T&A.D.Poyser. Berkhamsted.
- Nicoll, M. A. C., Jones, C. G. & Norris, K. 2003. Declining survival rates in a reintroduced population of the Mauritius kestrel: evidence for non-linear density dependence and environmental stochasticity. *J. Anim. Ecol.* **72**: 917-926.
- Noldus Technology. 1999-2002. *The Observer – Support Package for Video Analysis*. Version 4.0.
- Noldus, L. P. J. J., Trienes, R. J. H., Hendriksen, A. H. M., Jansen, H. & Jansen, R. G. 2000. The Observer Video-Pro: New software for the collection, management, and presentation of time-structured data from videotapes and digital media files. *Behav. Res. Meth. Instr.* **32**(1): 197-206.
- Oaks, J. L., Gilbert, M., Virani, M. Z., Watson, R.T., Meteyer, C. U., Rideout, B. A., Shivaprasad, H. L., Ahmed, S., Chaudry, M. J. I., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A. & Khan, A. A. 2004. Diclofenac residues as the cause of population decline of vultures in Pakistan. *Nature* **427**: 630-633.
- Pavlick, B. 1996. Defining and measuring success. In *Restoring Diversity*. (eds D. A. Falk, C. I. Millar & M. Olwell), pp. 127-155. Island Press, Washington, US.
- Piper, S. E. 2004. Vulture Restaurants – Conflict in the midst of Plenty. In *Raptors Worldwide* (eds. R. D. Chancellor, & B. –U. Meyburg), pp. 341-349. WWGBP & MME Penti Kft. Budapest.
- Piper, S. E., Boshoff, A. F. & Scott, H. A. 1999. Modelling survival rates in the Cape Griffon *Gyps coprotheres*, with emphasis on the effects of supplementary feeding. *Bird Study* **46** (Supplement) S230-S238.

- Prior, K. A., & Weatherhead, P. J. 1991. Competition at the carcass: opportunities for social foraging by Turkey Vultures in southern Ontario. *Can. J. Zool.* **69**: 1550-1556.
- Roselaar, C. S. 1979. *The birds of the Western Palearctic* (eds. S. Cramp, & R. E. L. Simmons). **Vol. 2**, Oxford: Oxford University Press.
- Sarrazin, F. 1998. Modelling establishment of a reintroduced population of Griffon Vultures *Gyps fulvus* in Southern France. In *Holarctic Birds of Prey* (R. D. Chancellor, B. -U. Meyburg, & J. J. Ferrero), pp. 405-416.
- Sarrazin, F., Virani, M. Z., Gilbert, M. & Khan, A. A. 2004. Preliminary Population Viability Analyses for Oriental White-Backed Vulture *Gyps bengalensis* in Punjab province, Pakistan. In *Raptors Worldwide* (eds. R. D. Chancellor & B. -U. Meyburg), pp. 257-262. WWGBP & MME Penti Kft. Budapest.
- Sarrazin, F., & Barbault, R. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *TREE* **11** (11): 474-478.
- SAS. 1999-2001. Version 8.2. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- Satheesan, S. M. 2000. Vultures in Asia. In *Raptors at risk*. (eds. R. D. Chancellor & B.-U. Meyburg), pp. 165-174. WWGBP and Hancock House Publishers LTD.
- Terrasse, M., Bagnolini, C., Bonnet, J., Pinna, J.-L. & Sarrazin, F. 1994. Reintroduction of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central, France. In *Raptor Conservation Today* (eds. B.-U. Meyburg, & R. D. Chancellor), pp. 479-491.
- Terrasse, M., Sarrazin, F., Choisy, J.-P., Clémente, C., Henriquet, S., Lecuyer, P., Pinna, J.-L., & Tessier, C. 2004. A success story: the reintroduction of Eurasian Griffon *Gyps fulvus* and Black *Aegypius monachus* Vultures to France. In *Raptors Worldwide* (eds. R. D. Chancellor & B. -U. Meyburg), pp. 127-145. WWGBP & MME Penti Kft. Budapest.
- Tewes, E., Sanchez Artés, J. J. & Ramirez, P. 2004. Status and conservation of the European Black vulture *Aegypius monachus* in Europe. In *Raptors Worldwide* (eds. R. D. Chancellor & B. -U. Meyburg), pp. 177-184. WWGBP & MME Penti Kft. Budapest.
- Valverde, J. A. 1959. Moyens d'expression et d'hierarchie chez le vautour fauve. *Alauda* **27** : 1-15.
- Wallace, M. P. & Temple, S. A. 1987. Competitive interactions within and between species in a guild of avian scavengers. *Auk* **104**: 290-295.

1 Table 1. Definition of the Griffon Vulture (G.V.) ethogram during feeding events: states; performed or received interaction and display.

2

3

Class	Behaviour	Description
State	Waiting	G.V. is at feeding site, but not feeding. It can be still, moving or looking around.
	Feeding	G.V. enters its head into the carcass or clearly eats a piece of flesh.
Interaction	High intensity	G.V. jumps towards the opponent or falls upon its back. It peaks its head or neck or back. It can start fighting.
	Low intensity	G.V. just peaks slowly the opponent, or pulls its feathers or displaces it from its place.
Display	Open wings	G.V. opens wings
	Claws	G.V. lifts its leg and directs the spread claws toward the opponent
	Approach	G.V. walks or jumps in a straight line towards the receiver, often elongating the neck and showing claws

4

5

6

7

8

9 Table 2. Sample sizes for the analysis on the differences in behavioural patterns. Number of released (R) and wild-born (W) birds for each age
10 class and sex are detailed.

11

12

	Old adults			Young adults			Immature			Juveniles		
	male	female	unsexed	male	female	unsexed	male	female	unsexed	male	female	unsexed
R	0	2	21	8	3	1	0	0	0	0	0	0
W	0	0	5	1	2	5	13	12	2	9	4	10

13

14

15

16

17

18 Table 3. Spearman correlation coefficients relating different behavioural parameters for the 98 followed individuals. All correlations were highly
 19 significant at $P < 0.0001$. Bold type highlights the strongest correlations.

20

	Feeding rate	Interaction rate	Aggressiveness	Dominance	Display rate
Feeding rate	1	0.34	0.26	0.28	0.26
Interaction rate		1	0.69	0.56	0.26
Aggressiveness			1	0.76	0.36
Dominance				1	0.45
Display rate					1

FIGURE LEGENDS

Fig.1. The number of birds reintroduced in the Causse Méjean and Navacelles regions, and the population growth (breeding pairs) in the Causse Méjean, from the beginning of the reintroduction project (LPO and PNC unpublished data).

Fig.2. Monthly biomass of livestock carcasses deposited at the main feeding sites over the different observation years. The number of deposited carcasses has been converted into “sheep units” (SU, Chassagne 1998).

Fig.3. Number of birds that could be satiated by the biomass deposited at the main feeding sites during the months of observation (black line) and number of actual breeders in the population during the same year (grey line).

Fig.4. Variation in feeding rate with display rate in wild-born birds, by age class (A). Relationships between display rate and feeding rate in released and wild-born young adults (B).

Fig.5. Interaction rate was significantly higher in old adults than in immature and juveniles. Aggressiveness was significantly higher in old adults than in all other age classes and dominance was significantly higher in old adults than in juveniles and young adults.

Fig.6. Correlation between dominance and aggressiveness in the sampled vultures including all individuals.

Fig.7. Increase of group size with food mass. The linear shows the maximum number of birds that might feed with the laid mass of food. Because of the low mortality of livestock in September, the number of feeding events with only 1 sheep unit was higher than for 2 or more.

Fig.8 Relationships between the feeding rate and the available food mass (A) and between the feeding rate and the group size (B).

Figure 1

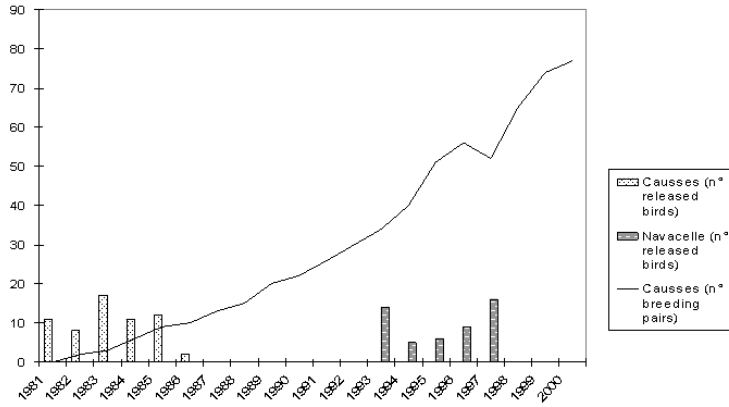


Figure 2

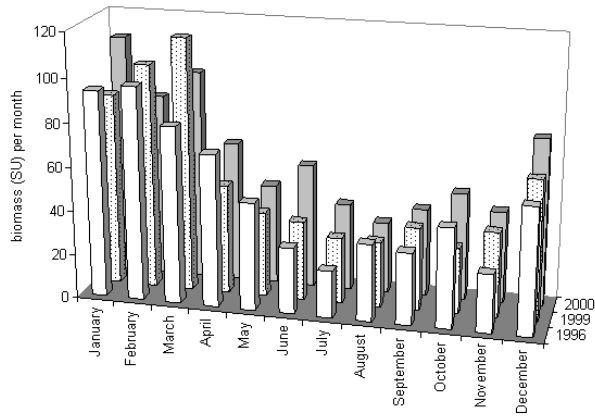


Figure 3

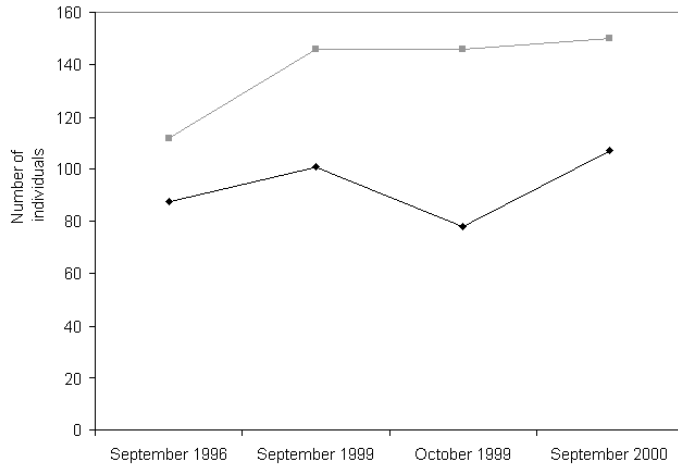


Figure 4

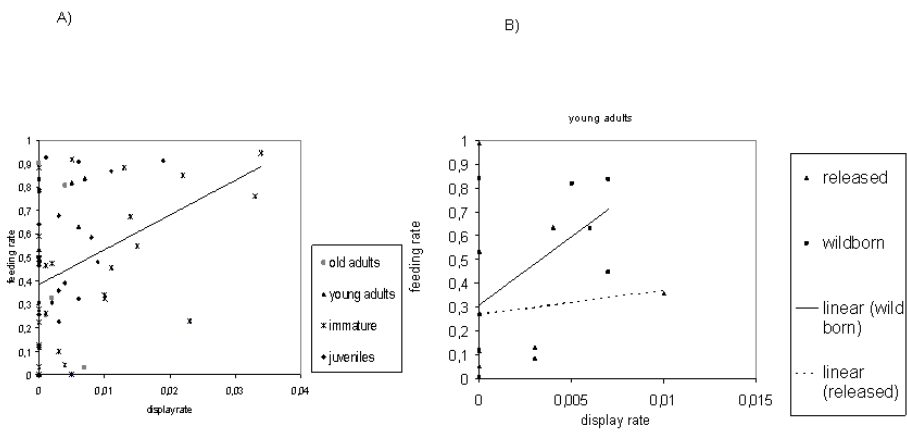


Figure 5

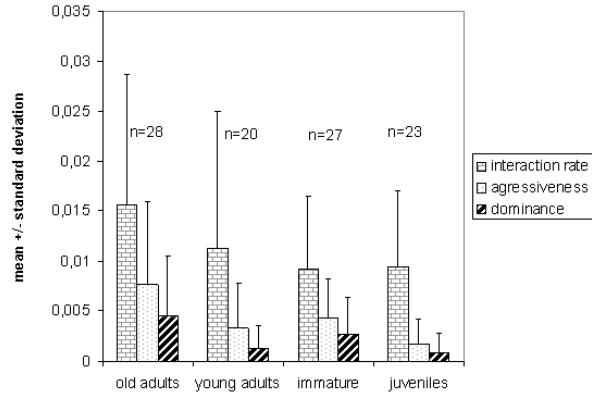


Figure 6

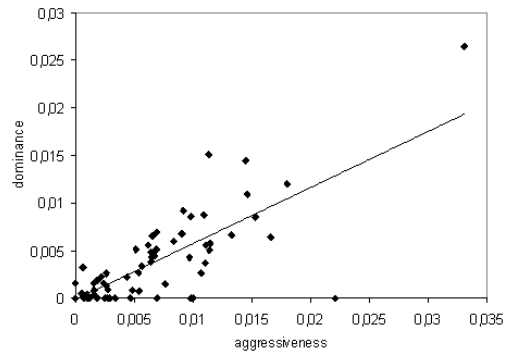


Figure 7

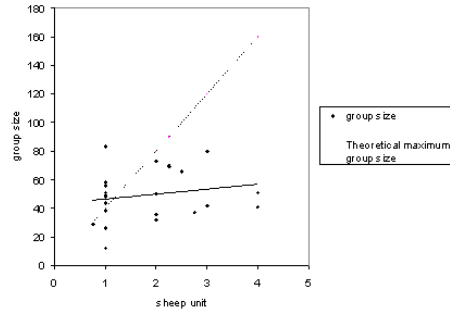
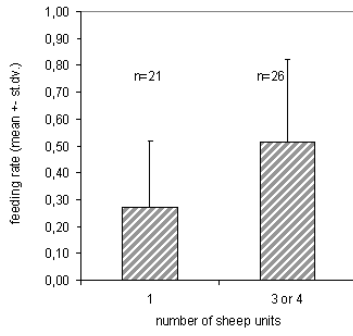
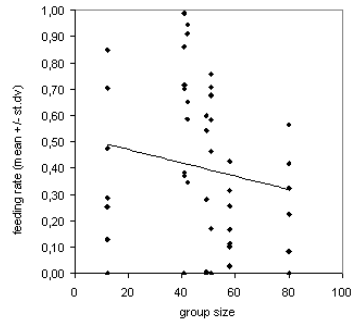


Figure 8

A)



B)



Annexe V

**Dynamics of feeding groups:
Competition and cooperation in griffon vultures (*Gyps fulvus*)**

Michela Bosè & François Sarrazin

(Article soumis à Behavioral Ecology)

Dynamics of feeding groups:

Competition and cooperation in griffon vultures (*Gyps fulvus*)

MICHELA BOSE & FRANÇOIS SARRAZIN*

Conservation des Espèces Restauration et Suivi des Populations, Université Pierre et Marie Curie, Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR 5173 MNHN-CNRS-UPMC, 61, rue Buffon, 75005 Paris, France

* Corresponding author:

E-mail: sarrazin@mnhn.fr

Telephone: 33 1 40 79 57 61

Short Title: Competition and cooperation in griffon vultures

Abstract

Intraspecific competition for food affects life history traits and population dynamics. In long lived species, behaviors maintaining high adult survival are predicted. In that context, we explored the cost and benefits of group feeding behavior, in a population of griffon vultures (*Gyps fulvus*) in Southern France. The unpredictable and patchy nature of their resource potentially leads to competition between individuals. We studied the dynamics of the feeding events and the difference in competitive patterns among age classes and sexes. When several carcasses were available, the distribution of birds at the beginning of the feeding event was generally different from an ideal free distribution. However, when the biomass of carcasses strongly differed, the proportion of birds on each item reflected the proportion of available resource. A potential group size was estimated according to food availability. The maximum group size observed in the feeding site was always lower than this potential size. However the number of entries increased with food mass and was always higher than the potential size, in accordance with the stable group size hypothesis. The timing of arrival and departures of individuals differed with respect to their age, with old adults arriving and leaving before the arrival of other age classes. Younger birds thus probably acceded to a lower quantity and quality of resources. Some birds, mostly old adults, regularly started the feeding events first. They had a lower interaction rate, aggressiveness and dominance than other old adults.

Keywords: Age classes, aggregation, food availability, group size, long-lived scavengers

Introduction

Cost and benefits of foraging and feeding in groups have been widely investigated, experimentally (Cresswell, 1998; Glück, 1986; Williams et al. 2003) and theoretically (Milinski and Parker, 1991; Ranta et al. 1993). They depend on the spatial distribution of individuals, the group size (Giraldeau, 1988), the joining strategies (Giraldeau, 1988; Giraldeau and Beauchamp, 1999) and the structure of the group (Krause and Ruxton, 2002). Their relationship with abundance and distribution of resource (Milinski and Parker, 1991; Slobodchikoff and Schulz, 1988) and with the competitive ability of individuals has been analyzed (Caraco et al., 1989; Fretwell, 1972; Parker and Sutherland, 1986; Sutherland, 1983). As patchiness of resource increases, higher group sizes are expected, with each member suffering for more direct competition. Individuals can suffer from exploitation competition or interference, when the depression of individual instantaneous feeding rate is seen as the result of proximity of others (Krause and Ruxton, 2002). They can also suffer from contest competition, when they have to fight to obtain and defend access to the resource. Moreover contest and aggressions might occur for other reasons than finding food (e.g. the maintenance of dominance hierarchies; Krause and Ruxton, 2002). At the same time a benefit may be obtained in accessing and defending the resource through cooperation (Slobodchikoff and Schulz, 1988), leading to the increase of the average individual feeding rate (Clark and Mangel, 1986). Moreover, in social groups, the time individually spent in vigilance toward competitors decreases with increasing group size (Clark and Mangel, 1986). At the population level, intraspecific competition for food at the population level is known to affect the demographic parameters. In long lived species, although population growth rate (i.e. a measure of fitness) is primarily sensitive to adult survival, Galliard et al. (1998) showed that density dependent population regulation is mostly due to reduction in recruitment, breeding rates and immature survival. It might thus be predicted that for such species, density dependant patterns of competition between age classes should be detected.

In birds, many theoretical works on cost and benefits of social feeding were carried out on passerine species (Balph, 1977; Heinrich, 1988; Inman, 1990), oystercatchers (Ens and Goss-Custard, 1984; Goss-Custard et al., 1984), swans (Milinski et al., 1995) or mallards (Harper, 1982). However, because of the difficulty to make regular monitoring, only punctual field observations were carried out on long-lived scavengers such as vultures (e.g. Houston, 1974a, b, 1975, 1984, and 1988; Kruuk, 1967). Their typical group feeding behavior on a resource that is clumped and unpredictable in space and time make them an interesting model to complement our understanding of competition and cooperation. Some studies focused on foraging behavior (Houston, 1974b) and inter and intraspecific competition but not on marked individuals (Attwell, 1963; König, 1983; Mundy, 1992; Prior and Weatherhead, 1991; Valverde, 1959;). On the contrary few quantitative data are available on the dynamics of feeding events (Houston, 1974b) and on the density dependence of intraspecific interactions in relation with food availability.

We studied the dynamic of feeding groups in a population of Griffon vultures restored in Southern France. Because of the large number of available breeding sites, food was considered as the main limiting factor. By observing groups of marked birds, we obtained data about social dominances and competition. After food supplementation, we could observe feeding events with different quantities and qualities of food as well as different delays between deposits. We particularly focused on the effect of food availability on: i) the aggregation of birds when several food items are provided simultaneously; ii) the group dynamics and iii) the age and sex structure of the group.

According to the “ideal free distribution” (Fretwell, 1972), in a patchy habitat, individuals are expected to go to patches providing the highest gain and their intake rate at

equilibrium should be equal across patches and between competitors. However, the presence of competitors *per se* (i.e. “mutual indirect interference”, Driessen and Visser, 1997), the individual heterogeneity in competitive weight (Caraco et al., 1989; Holmgren, 1995; Parker and Sutherland, 1986; Sutherland, 1983), and familiarity or kinship (Höjesjö et al., 1998) may influence this distribution. Moreover if the resource is unpredictable, individuals have to use the previous pay-off to estimate its availability and to make decisions (Hakoyama, 2003). Since vultures feed on large and thick-skinned carcasses, a preference for gathering on the same one, even if several ones were available, was supposed to facilitate the feeding. With the increase of number of birds and food depletion, individuals should then move following an ideal free distribution (Fretwell, 1972).

Group sizes larger than the optimal size have been observed in various taxa in nature (Avilés and Tufiño, 1998; Caraco and Wolf, 1988). The maximum group size, i.e. the “stable” group size (Sibly, 1983), corresponds to the threshold value above which the fitness of an individual staying in the group is lower than if it feeds alone. In that case, if an individual decides to stay alone, a second sub-group is expected. Indeed for individuals being in the first oversized group, it becomes advantageous to join solitary birds. It is likely that then both groups reach a size much closer than optimal (Kramer, 1995). In preliminary analyses on Griffon vultures we found that group sizes increased with food mass and that the feeding rate was negatively linked to the group size (Bosè and Sarrazin submitted paper). We checked these relationships for a larger set of observations and we predicted that the size of groups should increase with the delay between feeding events. Moreover feeding events were supposed longer for larger groups, owing to the turnover of individuals. Finally, the time of deposit should affect the dynamic of feeding events, due to variation of flight conditions through the day.

The assortment of individuals can have an influence on group stability (Conradt and Roper, 2001) and size (Krause and Ruxton, 2002). Conradt and Roper (2001) argued that individuals have a higher fitness if they performed an activity synchronously. In heterogeneous groups, behavior and priorities vary between individuals and the groups are less stable than homogeneous ones. Additionally, heterogeneity in dominance affects group size because dominants tolerate higher costs of grouping than subordinates that prefer smaller groups to reduce competition. The group structure (i.e. age, sexes, origins) can enhance competition in case of competitive asymmetry between classes (e.g. feeding intake, duration and order of access to the resource). We hypothesized that vultures suffer from contest competition, when fighting to access the carcass. Furthermore, in this long lived species, adults should be highly dominant on younger birds. We consistently found that old adult Griffon vultures were more aggressive and dominant than younger individuals, while pay-off (i.e. feeding rate computed as the time spent feeding on the time of presence) was equal for all age classes (Bosè and Sarrazin, submitted paper). We hypothesized that young were less numerous than adults and arrived later, when only remains of carcass were available. By consequence, they should suffer “pseudo-interference” (Free et al., 1977), i. e. a reduction in food gain related to the use of poor quality patches. We predicted that the proportion of young should increase with 1) the increase of food mass and 2) the increase of the delay between feeding events. On the contrary, because no difference was found in competitive behavior between males and females (Bosè and Sarrazin, submitted paper), no difference in their occurrence in the feeding event is expected. We also assessed the habit of some individuals to start feeding first. We compared age, dominance, reproductive activity and success between these “pioneers” and other individuals in the feeding group.

Methods

HISTORY OF THE POPULATION

We worked in the Grands Causses region (Massif Central, Southern France), where a population of griffon vultures (*Gyps fulvus*) was reintroduced at the beginning of the 1980s by the Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO, Birdlife France) and the Parc National des Cévennes (PNC) (Terrasse et al., 1994; Terrasse et al., 2004). After the release of 61 individuals from 1981 to 1986, the population reached 77 breeding pairs in 2000 and averaged 120 pairs in 2005. Food supplementation was guaranteed by the LPO and the PNC that collected carcasses resulting from the natural mortality of mostly sheep or goats in local farms. Since 1975 veterinary laws imposed that carcass weighing more than 40 kg should not be left in the field. Carcasses were mainly laid on three feeding stations. Nevertheless spontaneous feeding might additionally occur outside these stations, e.g. starting in 1998, some farmers were allowed to manage their own stations. Because of the monthly variation of mortality in livestock, the availability of resource for vultures fluctuated and decreased from May to November (Fig. 1).

All released and wild born birds were marked with a metal ring and a combination of four colored rings or a unique engraved ring. We considered four age classes only for identified birds: juveniles that were born in the year of observation, immature 1 to 4 years old, young adults 5 to 9 years old, and old adults from 10 years old onwards (Bosè and Sarrazin submitted). Moreover, molecular techniques were used to sex all nestlings born since 1993 as well as some recaptured birds (Ellegren, 1996; Griffiths et al., 1998; Bosè unpublished data).

DATA SAMPLING

We recorded 40 feeding events in 1996 ($n=4$ in July, $n=7$ in September), 1999 ($n=18$ from September to mid October) and 2000 ($n=7$ in May, $n=4$ in September) on the main feeding site, from the time of deposit of one or several carcasses to the time of departure of the last individual. The feeding site was defined as an area about 15x15m around the carcasses. Using a Panasonic ADP-200 SVHS camcorder we voice-recorded on the tape the position and the behavior of a sample of marked individuals, identified using a 20X60 telescope, since the marks were not easily recognized on a video screen. Some birds could not be identified since they were unmarked or they had lost their color or engraved rings. For each video record we noted the number and nature of carrions. Sixty-two percent ($n= 52$) of deposited carcasses were sheep and 29% were lamb, while calf ($n=1$), goats ($n=2$) and ram ($n=2$) represented 9% of carcasses. This number was then converted into “sheep units” (SU; 1 SU = 40kg, Chassagne, 1998; Bosè and Sarrazin submitted) to easily quantify food availability. However, it was not possible to measure the actual intake rate of individuals and thus to quantify the food depletion rate. We also noted the time of deposit (t_d) and the time elapsed from the last deposit (d_d). Finally we measured the delay between the deposit and the first entry in the feeding site (d_e). During the video analysis, all entries and leaving times of both marked and unmarked individuals were also noted. We identified 63 birds in 1996, 119 birds in 1999 and 116 birds in 2000 during feeding events.

To analyze the aggregation of individuals on carcasses, we considered 23 events for which several carcasses were deposited. For each carcass we noted if it was already open or not. Then we counted the number of birds present on each carcass every 20 seconds during the first 5 minutes of the feeding event.

DATA ANALYSIS

AGGREGATION OF INDIVIDUALS ON CARCASSES

Because of the absence of strong interactions during the first minutes of observations, we did not consider that interferences influence aggregation. Finally because of the low number of identified birds in these first minutes, we could not estimate their competitive ability (Bosè and Sarrazin submitted). In 15 events, carcasses were different while in the others only sheep or only lambs were deposited. In these events, we tested if the number of birds on each carcass varied through time and according to the type of carcasses (GLM for repeated measures, SAS, 1999-2001). Afterwards, we tested the effect of time and carcass on the whole data set ($n=23$). To verify if the effect of carcass was not related to the type of carcass we repeated this test for events with only sheep. Finally we considered feeding events in which both open and entire carcasses were present ($n=6$) and we tested this effect on birds' aggregation.

GROUP SIZE DYNAMICS

The feeding site was located at the bottom of perching rocks surrounded by trees. To measure group size, we did not take in account individuals perched on trees and rocks. We observed a turnover of birds entering and leaving during feeding events. However, because of the difficulty to identify individuals during recording and video analyses, we did not know how many times each individual came out and went back after its arrival to the feeding site. Thus we measured the maximal number of individuals present at the same time (m_p) and the maximal number of entered individuals, estimated as if each bird entered only once (m_e). The duration (t) of each feeding event was calculated as the time difference between the last leaving and the first entry in feeding site. Overall, the dynamics of the feeding event generally included two phases of increase (I) and decrease (II) of group size (Fig.2). The limit between the two phases was the time t_m at which m_p was reached. Moreover two indexes of speed were defined: v_1 : the ratio between m_p and t_m , and v_2 : the mean delay between entries during the phase I.

First, we tested the correlation between all these variables and food mass, d_d and d_e . We tested also the effect of the season on food mass, d_d and t_d . Data on total deposited food mass per month or year in all feeding sites were available. We also tested the seasonal variation of food between months of observation and the effect of this index of resource availability on the food mass deposited per event and d_d .

Second we calculated the mean values m_p , m_e , t , t_m , v_1 , v_2 and d_e . For all these parameters we tested the effect of season, t_d , food mass and d_d .

STRUCTURE OF FEEDING GROUPS

Using all identified birds, we calculated the proportion of each age class per feeding event. Autumn and spring/summer events were analyzed separately since juveniles were present only in autumn. We tested the effect of season, t_d , t , m_p , m_e , d_d and food mass on the proportion of each age class and on sex ratio i.e. the ratio between the number of males and females.

To analyze the dynamics of the feeding group structure, we randomly sampled 20 individuals, i.e. five in each age class. For each individual, we sampled four or five feeding events in September and October 1999. All records were obtained from 16 feeding events and the number of records per feeding event varied from 1 to 15. For each individual we noted its entry and leaving times in each feeding event. We then computed the proportion of these times on the duration of the feeding event. When actual entries or departure were not observed, e.g. because of the vegetation cover, the first and last observations times were considered for the analysis. In a previous work made on a sample of 98 birds, we could not observe the entry for 31% and the leaving for 43% of them (Bosè and Sarrazin submitted).

The duration of presence and its proportion relative to the total duration of the feeding event were also computed. Among the 20 individuals, 12 were sexed (males $n=8$; females $n=4$). We then tested the effect of age class, sex, feeding event, food mass, d_d , and t_d on the proportion of starting and leaving times and duration of presence of individuals.

The identity of “pioneers”, i.e. the first three birds arriving on the feeding site, was noted when possible. Each year we calculated the proportion of “pioneers” for each age class among birds identified during recorded feeding events of that year. For each “pioneer” we counted during how many years it was observed and the number of its entries as “pioneer”. We compared the competitive behavior (Bosè and Sarrazin submitted) between pioneers and other birds of the same age class. We particularly focused on the feeding rate (ratio of feeding time on duration of presence), the dominance (number of won attacks on duration of presence), and the display rate (number of displays on duration of presence). We also tested the difference of reproductive success between “pioneers” and other birds of the same age class. We estimated the reproductive success as the ratio of the number of successful breeding events on the number of breeding attempts for the whole period 1982-2000.

All statistics were run using PROC GLM or GENMOD for proportion data (SAS, 1999-2001).

Results

AGGREGATION OF INDIVIDUALS ON CARCASSES

We compared the average number of birds feeding on different types of carcasses through time during the first five minutes of feeding events. It was similar on calf, goats, ram and sheep but significantly lower on lambs ($n=790$, $F_{16, 789}=9.48$, $P<0.0001$, Fig. 3, a). We also found a significant effect of feeding event ($n=790$, $F_{14, 789}= 5.01$, $P<0.0001$), of time ($n=790$, $F_{1, 789}= 240.84$, $P<0.0001$) and of interaction between time and feeding event ($n=790$, $F_{14, 789}= 5.17$, $P<0.0001$).

In the whole data set, the number of birds on each carcass was generally different between feeding events ($n=1150$, $F_{398, 1149}=90.63$, $P<0.0001$), between carcasses within each event ($n=1150$, $F_{398, 1149}=29.48$, $P<0.0001$) and through time ($n=1150$, $F_{398, 1149}=47.91$, $P<0.0001$). Similarly in events with only sheep we found an effect of feeding event ($n=300$, $F_{6, 299}=123.24$, $P<0.0001$), carcass ($n=300$, $F_{13, 299}= 46.35$, $P<0.0001$), and time ($n=300$, $F_{14, 299}= 12.00$, $P<0.0001$). In feeding events in which similar carcasses were deposited, we observed four types of distributions: i) constantly different between carcasses ($n=8$), ii) aggregated on only one carcass during the whole five minutes period ($n=1$), iii) aggregated on only one carcass at the beginning and more homogeneous later ($n=2$) and iv) homogeneous during the whole five minutes period ($n=3$). Thus a majority of feeding events started with distributions differing from Ideal Free Distribution. Finally more individuals were averagely counted on open carcasses than on other ones ($n=315$, $F_{99, 314}=45.21$, $P<0.0001$; Fig. 3, b).

GROUP SIZE DYNAMICS

M_p and m_e were positively correlated, as well as t and t_m , and t , food mass and m_e (Table 1, Fig.4, a, b). No significant correlation was found between d_d and d_e ($n=31$, $r=-0.088$, $P=0.63$). No effect of season was found on food mass (average 1.85 ± 1.125 SU), d_d (average 2.4 ± 1.26 days), and t_d (average $14:33 \pm 1:53$). On the contrary monthly food mass deposited in all feeding sites varied significantly between seasons ($n=40$ $F_{2, 39}= 72.59$, $P<0.0001$; spring = 47 ± 3.9 S.U.; summer = 21.2 ± 5.5 S.U.; autumn = 35.6 ± 3.5 S.U.). The variation of monthly food mass did not have any effect on the delay between deposits (d_d), while food mass per event increased with the monthly food mass ($n=40$, $r=0.328$, $P=0.0386$).

During feeding events 51.55 ± 19.8 birds were averagely present at the same time and 162.1 ± 81.25 entries were recorded per event. M_e varied significantly with food mass (Fig. 5).

M_p increased with food mass from 0.5 to 1.5 sheep units ($n=22$, $F_{9,17}=4.66$, $P=0.0206$) but not for higher amount of food (Fig. 5). Considering that a vulture can eat on the average 1 kg of meat per feeding event we could estimate a potential group size that the deposited food mass could satiate (Fig. 5). The maximum number of entries appeared generally higher than the potential group size.

M_p was significantly higher in summer (80.5 ± 30.9 individuals) than in spring (49.8 ± 11.6 individuals) and in autumn (47.9 ± 16.8 individuals; $n=35$, $F_{3,34}=7.63$, $P=0.0020$). It also increased with t_d ($n=35$, $F_{3,34}=4.78$, $P=0.00365$, Fig. 6, a). The mean duration of a feeding event (t) was 67 ± 47 minutes; it increased with m_e ($n=34$, $F_{2,33}=17.68$, $P=0.0002$; Fig. 4, a) and decreased with t_d ($n=34$, $F_{2,33}=5.70$, $P=0.0233$; Fig. 6, b). The mean t_m was 13.8 ± 12.3 minutes and also decreased with t_d ($n=34$, $F_{1,33}=4.88$, $P=0.0345$; Fig. 6, b). Both speed indexes showed that the later the deposit the faster the feeding event. The ratio between m_p/t_m averaged 0.12 ± 0.12 ns⁻¹ and increased with t_d ($n=34$, $F_{1,33}=5.22$, $P=0.0290$; Fig. 6, c); the mean delay between entries averaged 10.54 ± 7.3 seconds and decreased with t_d ($n=34$, $F_{3,33}=10.86$, $P=0.0025$; Fig. 6, d).

STRUCTURE OF FEEDING GROUPS

In autumn we averagely observed a proportion of 0.34 ± 0.15 old adults, 0.26 ± 0.15 young adults, 0.28 ± 0.13 immature and 0.11 ± 0.10 juveniles per event ($n=29$ feeding events including 25.7 ± 13.7 identified birds). In spring and summer these proportions reached 0.38 ± 0.13 old adults, 0.27 ± 0.09 young adults and 0.35 ± 0.16 immature per event ($n=11$ feeding events including 32 ± 8.9 identified birds). The proportion of old adults decreased ($n=34$, $\chi^2=6.63$, d.f. = 1, $P=0.01$) and the proportion of immature ($n=34$, $\chi^2=6.57$, d.f. = 1, $P=0.0104$) increased with the increase of m_e (Fig. 7, a). No effect was detected for young adults, while the proportion of juveniles in autumn increased with food mass ($n=22$, $\chi^2=3.95$, d.f. = 1, $P=0.0467$, Fig. 7, b). Sex-ratio did not significantly differ from equilibrium (mean = 1.15 ± 0.68 ; $n=26$, $\chi^2=16.97$, $P=0.88$). Season, t_d , t , m_p , m_e , food mass and d_d did not affect sex-ratio during feeding event.

The number of feeding events recorded per individual was significantly different with respect to age class ($n=107$; $F_{3,106}=4.73$, $P=0.0039$). Old adults (5.63 ± 2.52 events) were recorded more often than immature (3.64 ± 2.93) and juveniles (2.75 ± 1.82). Young adults (4.18 ± 2.60) had a number of records not significantly different from the other age classes. Old adults entered significantly earlier into the feeding site than other age classes ($n=96$, $\chi^2=17.26$, d.f. = 3, $P=0.0006$; Fig. 8). Moreover the younger the individuals the later they left the feeding site ($n=96$, $\chi^2=46.33$, d.f. = 3, $P<0.0001$; Fig. 8). On the average old adults left before individuals of other classes arrived, i.e. at 25% of duration of feeding event. From 35% to 59% of duration of feeding event, young adults, immature and juveniles were present, while after 59% only immature stayed in the site. The duration of presence was significantly different between old adults and immature and between old adults and juveniles ($n=96$, $\chi^2=32.36$, d.f. = 3, $P<0.0001$; Fig. 8). Leaving time significantly increased with food mass ($n=96$, $\chi^2=5.24$, d.f. = 1, $P=0.0221$) especially for immature and juvenile (Fig. 9). Sex, d_d and t_d did not affect these parameters.

During the 40 feeding events recorded in the three years of study, we identified 15 “pioneer” individuals (10 old adults, two young adults, one immature and two juvenile). Old adults pioneers were 22% of identified old adults ($n=18$) and 4.3% of identified birds ($n=93$) in 1996; 22.7% of identified old adults ($n=22$) and the 3.6% of identified birds ($n=138$) in 1999; 31% of identified old adults ($n=16$) and the 3.7% of identified birds ($n=133$) in 2000. Three of them were old adults and “pioneers” during two or three years. Two of them respectively represented 27% ($n=16$) and 32% ($n=19$) of entries. The dominance ($n=26$; F_1 ,

$z_5=5.50, P=0.027$) was lower in old adults “pioneers” than in other old adults but there was no difference for feeding and display rates and reproductive success (Table 2).

Discussion

AGGREGATION OF INDIVIDUALS ON CARCASSES

In feeding events with sheep and lambs (i.e. about 0.25 SU), we counted exactly four times as many birds on sheep than on lambs. The proportion of birds thus reflected the proportion of available resource and was consistent with an “ideal free distribution”. This strong difference was observed only at the beginning of the feeding event. Thereafter, due to the following food depletion on sheep, number of birds feeding on lambs increased.

Nevertheless, even when only one type of carcass was available, we rarely observed a homogeneous distribution. A bias toward one (see in Results, types ii and iii) or several carcasses (see in Results, type i) was observed, showing that other factors than the heterogeneity of food mass played a role in the distribution of groups.

It is possible that at the beginning, when few individuals are present, little groups or isolated individuals could be less efficient in opening carcasses than one large group. In the same way, vigilance might be less costly in larger groups (Clark and Mangel, 1986). Once the carcass is open and with increasing group size, the individual benefit would decrease because of lower access to resources, resource depletion by competitors and increase in costly interactions. According to Kramer (1995), part of the group could decide to leave the first carcass and form more sub-groups. In our case, after the initial group reached a stable size (7 to 8 on a sheep and 3 to 4 on a lamb; Fig. 3a), individuals scattered on all carcasses, probably because of a decrease of their net gain. Due to the low rate of interferences, the decrease of individual fitness at this stable size should be more related to resource depletion. When only one carcass was present, groups of twice or more individuals (from 15 to 20 birds) than in the previous case were observed, probably leading to lesser net gain. Presumably because of the unpredictability of this resource and the cost of searching, the individuals preferred to stay and suffer competition. In most cases all carcasses were touched and the number of birds on carcasses varied continuously through time. Moreover we observed some birds moving very often between carcasses, while others stayed on one carcass. That difference in behavior could be related to the individual heterogeneity including familiarity or kinship (Höjesjö et al., 1998) or dominance (Caraco et al., 1989). However our sample sizes of identified individuals were not sufficient to test such effects during the first five minutes of each feeding event.

Finally, when open and entire carcasses were available at the same time, the bird's distribution was also biased towards one carcass, usually the open one. In this case less cooperation is needed but an open carcass is probably an attractive resource, easily accessible and providing an immediate food gain. Indeed, the mean group size on open carcasses (from 10 to 12 birds; Fig. 3 b) was higher than on other carcasses (from 5 to 6 birds) during the same feeding event and also higher than on entire sheep in other feeding events (from 7 to 8 birds; Fig. 3 a).

GROUP SIZE DYNAMICS

In the observed site, the food mass deposited per event and the delay between deposits were similar through seasons. Observations were made during the low mortality period, but a slightly higher amount of food was available in spring when the increase in cattle mortality allowed supplementary deposits in other feeding sites.

No estimate of feeding group sizes of vultures had been obtained in the past. Mundy (1992) described groups of 100 vultures or more gathering near one carcass of 40 kg. Houston reported (1974b) 150 vultures and Fernandez (1988) up to 300 individuals. In these cases,

because a vulture can easily eat 1 – 1.5 kg of meat (Mendelssohn and Leshem, 1983), carcasses attracted more individuals than they could satiate. Since all individuals landing around were considered, it is possible that part of them never accessed the carcass.

In our study, we counted an average maximum of 51.55 ± 19.8 birds present at the same time (m_p) on the feeding place. M_p increased with food mass for values lower than 1.5 sheep units (60 kg) and became constant for higher values. When group size was maximal, competition was expected to be maximal and feeding rate minimal, since it decreased with group size (Bosè and Sarrazin submitted). M_p was higher in summer, when a lower food mass was deposited and that might increase the motivation of individuals. Additionally, m_p increased with time of deposit, probably because of reduced flight conditions in late afternoon.

Contrary to m_p , the maximum number of entries (m_e) was consistent with other field studies (Fernandez, 1988; Houston, 1974b; Mundy, 1992) and increased with food mass. Houston (1974b) similarly observed that the number of birds landing near a carcass varied with the available food mass. The maximum was reached when overhead-circling birds stopped landing. He suggested that birds could estimate the chances to obtain food and decide to land or not, depending on the amount of food available and birds already present near the carcass. In our case, birds landing in the external area could observe if it was profitable to join the feeding group. The threat of potential competitors could influence the decision to join the group through mutual indirect interference (Driessen and Visser, 1997). It could also lead individuals to wait or modify their movements on the ground in order to avoid potential aggressor.

M_e was always higher than the potential group size estimated from food availability, according to the hypothesis of stable group size (Sibly, 1983). It is possible that the decision to stay in very big groups with higher competition level was related to the unpredictability of the resource. Contrary to the number of entries, the maximum number of individuals present at the same time was always lower than this theoretical size. It is also possible that the width of the feeding site might be a physical limit for the number of individuals present at the same time.

Robertson and Boshoff (1986) reported for a colony of 60 Cape vultures (*Gyps coprotheres*) a mean duration of feeding events of 3h 42min, with the lowest values found in lambing months, i.e. March and April. All our observations were made out of lambing period. Duration of feeding events did not vary with season and averaged 67 ± 47 minutes. As predicted, it increased with food mass and the number of entries. These three parameters were strongly related. Indeed if more food was deposited, more individuals participated to a turnover and the feeding event was longer. Differences with Robertson and Boshoff (1986) results could be related to a difference in population size or a difference in observation period.

Duration decreased with the hour of deposit. Griffon vultures can spend 7-8 hours in a day to forage (Donazar, 1993). Robertson and Boshoff (1986) observed that Cape vultures were usually far from nesting sites from 9:30 to 15:00, with little seasonal variations. In late afternoon, take off from feeding site could be difficult for these soaring birds because of reduced flight conditions, i.e. absence of thermals, especially if they have recently fed. Feeding events in late afternoon should thus be shorter, since birds tend to return to nest before sunset. Similarly, speed indexes confirmed that feeding events were faster for late deposit and lead to higher values of m_p . We predicted that high speed of recruitment and short duration could lead to exclude individuals arriving later. We recorded a lower entry rate (0.12 ± 0.12 n/s) than Mundy (1992; 61 individual entries in 5 minutes, i.e. 0.2).

STRUCTURE OF THE FEEDING GROUP

In our study we did not quantify interspecific competition. In very exceptional occasions we saw other mammal predators near the feeding site (i.e. foxes). Moreover very few individuals of other bird species (i.e. Black vulture *Aegyptius monachus*, Black kite *Milvus migrans* and Red kite *M. milvus* and Raven *Corvus corax*) shared carcasses with Griffon vultures. At the intraspecific level, to our knowledge no estimate of the proportion of age classes and sexes in vulture's feeding event had been reported in the literature.

Sex ratio was equilibrated and did not vary between feeding events, as predicted. Monomorphism, equal investment in reproduction (Mendelssohn and Leshem, 1983) and equal competitive ability (Bosè and Sarrazin, submitted paper) explained this similarity in feeding habits. In all seasons we found on average a higher proportion of old adults than of young adults and immature. Juveniles, born in the year, were present only in autumn, since they left nest between the end of July and the beginning of August. In autumn the proportions of old adults and immature were lower than in spring and summer, and juveniles represented on the average 11% of the group. Overall the proportion of juvenile appeared lower than expected from the demographic structure of the population (Ferrière et al., 1996). Moreover, adults tend to return to the feeding site in the same season, while immature and juvenile were less often re-sighted. The competition suffered by these young birds might lead them to forage outside the main feeding site.

In feeding events, the proportion of young adults was constant. The proportion of old adults decreased with the increase of m_e due to an increase of the proportion of immature. Old adults were mostly present at the beginning of the feeding event. In longer events, with higher turnover, younger individuals i.e. immature, could easily access and participate in larger number. Then the proportion of older individuals decreased. Finally, juveniles were more numerous in feeding event on higher quantity of resource. They were the latest during feeding event. Indeed in events with less available food mass, juveniles, waiting on trees and rocks, did not access the feeding site because resource was already entirely consumed by older individuals. Many observations have been carried out on arrival sequence of different vulture species (Attwell, 1963; Kruuk, 1967), but few ones on intraspecific differences of arrival and departures. Our results were consistent with Mundy (1992). Old adults arrived and left first, before the arrival of other age classes. Young adults, immature and juveniles arrived later than old adults, but clumped in time, while departures were more gradual with a significant difference between all age classes. Because of the depletion of resource through pseudo-interference, the quantity and the quality of food changed with time. Houston (1974b) described a group of griffon vultures extracting the whole tissue of a gazelle (20 to 50 kg) in 8 minutes. Mundy (1992) observed first griffons emerging with full crops (i.e. 1 to 1.5 kg) in only three minutes. Adults mostly arrived first and could access to full carcasses, while inexperienced immature and juveniles arrived often later and were then unsuccessful. They were observed pecking skeleton and under the skin, without getting food.

As explained by Krause and Ruxton (2002) this arrival sequence could be a sign of the preference of group size and structure. Dominant adults might prefer larger initial groups, while subordinate juveniles might prefer smaller final groups containing only other subordinates birds.

In our case, it was not possible to have a direct measurement of individual intake rate (i.e. ingested food mass by time unit) and of food depletion rate. We could just measure the feeding rate (i.e. the time spent feeding on the total time of presence). To estimate the strength of competition and of pseudo-interference between age classes, we suppose that old adults feed until satiation, i.e. 1kg of meat on average. Similarly to the analysis on timing of entry and departures, we considered the period of September and October 1999, characterized by a

mean deposit of 1.6 SU (63.6 kg) and the average presence of 48.7 old adults (31% of mean group size, $m_e = 157.7$). If old adults ate until satiation, 48.7 kg (76.6% of initial deposit) of meat are depleted when young adults, immature and juveniles arrive. The intake rate of these age classes should thus be lower because of this food depletion and higher group size. Additionally, the duration of presence was different between age classes. This was probably linked to the food quality.

Mundy (1992) observed that first birds landing were often older or breeding birds, but he did not know if they were always the same through feeding events. We could identify most of these “pioneers”. A big proportion of entries concerned few old adults, representing 3.5 to 4.3 % of the identified population. Starting to feed upon a carcass seemed a risky moment during which vultures waited to assess the absence of terrestrial predators and the state of the carrion (Mundy, 1992; pers. Obs.). However some birds started first and were considered as “pioneers” but they were quickly joined by other individuals. Nevertheless they were significantly less interactive, aggressive and dominant than other old adults. They probably tried to feed first to avoid interference with other dominant birds. Nonetheless, no particular phenotypic handicap problem was detected for these individuals. The oldest birds in this population had been released in early 80’s. It is thus possible that the behavior was partly due to their reintroduction history.

POPULATION CONSEQUENCES

The age structure of feeding groups of griffon vultures varied with time, with an exclusion of young at the beginning of feeding events. Strong consequences on their food gain were thus expected because of the fast depletion of resource. In the Causses population, demographic parameters had been estimated for the first ten years following releases (Sarrazin et al., 1994). Population dynamics modeling showed the high sensitivity of growth rate to adult survival (Ferrière et al., 1996; Sarrazin, 1998). Because of the small population size, no density-dependence was detected and considered in these first models and the intrinsic population growth rate was highly positive. However, on the long run, food should be the main regulation factor for such population. The observed pattern of competition between adults and younger birds is evolutionary consistent with a high stability of adult survival in long lived species. It also helps us to predict that whenever the population should regulate through lower juvenile survival or higher dispersal, these parameters should change on a wide range before inducing population stability. Finally, in an applied context, these results will help to manage spatial and temporal food availability.

Acknowledgements

This work was supported by the Parc National des Cevennes and the Ligue pour la Protection des Oiseaux. We especially thank Jean Louis Pinna and Philippe Lecuyer for their collaboration during field work. We are grateful to Malvina Arthaud, Aurélie Olivier, David James, Albertine Leitao and Claire de Mazancourt for help with field work and data sampling. We thank Alexandre Robert for suggestions about statistics and helpful comments on the manuscript. This work was supported by the French Ministry in Charge of the Environment and the French Ministry of Research.

References

- Attwell RIG. 1963. Some observations on feeding habits, behaviour and inter-relationships of Northern Rhodesian vultures. *The Ostrich*, 34, 235-247.
- Avilés L, Tufiño P. 1998. Colony size and individual fitness in the social spider, *Anelosimus eximus*. *Am. Nat.* 152: 403-418.
- Balgh MH. 1977. Winter social behaviour of dark-eyed juncos: communication, social organization and ecological implications. *Anim. Behav.* 25: 859-884.
- Caraco T, Wolf LL. 1988. Ecological determinants of group size of foraging lions. *Am. Nat.* 109: 343-352.
- Caraco T, Barkan C, Beacham JL. 1989. Dominance and social foraging: a laboratory study. *Anim. Behav.* 38: 41-58.
- Chassagne M. 1998. Les vautours équarisseurs naturels des Grands Causses. Thèse de l'école vétérinaire de Lyon.
- Clark CW, Mangel M. 1984. Foraging and flocking strategies: information in an uncertain environment. *Am. Nat.* 123: 626-641.
- Conradt L, Roper TJ. 2001. Activity synchrony and social cohesion: a fission-fusion model. *P. Roy. Soc. Lond. B* 267: 2213-2218.
- Cresswell W. 1998. Relative competitive ability changes with competitor density: evidence from feeding blackbirds. *Anim. Behav.* 56: 1367-1373.
- Donázar JA. 1993. Los Buitres ibéricos. *Biología y conservación*. Madrid, Spain: Reyero JM Editor.
- Driessen G, Visser ME. 1997. Components of parasitoid interference. *Oikos* 79: 179-182.
- Ellegren H. 1996. First gene on the avian W chromosome (CHD) provides a tag for universal sexing of non-ratite birds. *P. Roy. Soc. Lond. B* 263: 1635-1641.
- Ens BJ, Goss-Custard JD. 1984. Interference among Oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, feeding on mussels, *Mytilus edulis*, on the Exe estuary. *J. Anim. Ecol.* 53: 217-231.
- Fernandez C. 1988. Inventariación y valoración de la importancia de los muladares para las aves carroñeras. Informe inédito. Gobierno de Navarra. Pamplona.
- Ferrière R, Sarrazin F, Legendre S, Baron JP. 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation: theory and practice using the ULM software. *Acta Oecol.* 17: 629-656.
- Free CA, Beddington JR, Lawton JH. 1977. On the inadequacy of simple models of mutual interference for parasitism and predation. *J. Anim. Ecol.* 46: 543-554.
- Fretwell SD. 1972. *Populations in a Seasonal Environment*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Gaillard JM, Festa-Bianchet M, Yoccoz NG. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *TREE* 13 (2): 58-63.
- Giraldeau LA. 1988. The stable group and the determinants of foraging group size. In: Slobodchikoff CN, editor. *The ecology of social behaviour*. New York: Academic Press. p 33-53.
- Giraldeau LA, Beauchamp G. 1999. Food exploitation: searching for the optimal joining policy. *TREE* 14 (3): 102-106.
- Glück E. 1986. Flock size and habitat-dependent food and energy intake of foraging Goldfinches. *Oecologia* 71: 149-155.
- Goss-Custard JD, Clarke RT, Durell SEA le V. 1984. Rates of food intake and aggression of oystercatchers *Haematopus ostralegus* on the most and least preferred mussel *Mytilus edulis* beds of the Exe estuary. *J. Anim. Ecol.* 53: 233-245.
- Griffiths R, Double MC, Orr K, Dawson RJG. 1998. A DNA test to sex most birds. *Mol. Ecol.* 7: 1071-1075.

- Hakoyama H. 2003. The ideal free distribution when the resource is variable. *Behav. Ecol.* 14 (1): 109-115.
- Harper DGC. 1982. Competitive foraging in mallards: "ideal free" ducks. *Anim. Behav.* 30: 575-584.
- Heinrich B. 1988. Food sharing in the raven, *Corvus corax*. In: Slobodchikoff CN, editor. *The ecology of social behaviour*. New York: Academic Press. p 285-311.
- Höjesjö J, Johnsson JL, Petersson E, Järvi T. 1998. The importance of being familiar: individual recognition and social behavior in sea-trout (*Salmo trutta*). *Behav. Ecol.* 9: 445-451.
- Holmgren N. 1995. The ideal free distribution of unequal competitors: predictions from a behaviour-based functional response. *J. Anim. Ecol.* 64: 197-212.
- Houston DC. 1974a. The role of griffon vultures *Gyps africanus* and *Gyps ruppellii* as scavengers. *J. Zool. Lond.* 172: 35-46.
- Houston DC. 1974b. Food searching in Griffon vultures. *E Afr. Wildl. J.* 12: 63-77.
- Houston DC. 1975. Ecological isolation of African scavenging birds. *Ardea* 63: 55-64.
- Houston DC. 1984. A comparison of the food supply of African and South American vultures. *Proc. V. Pan-Afr. Congr.* 249-262.
- Houston DC. 1988. Competition for food between Neotropical vultures in forest. *Ibis* 130: 402-417.
- König C. 1983. Interspecific and intraspecific competition for food among Old World Vultures. In: Wilbur SR, Jackson JA, editors. *Vulture Biology and Management*. University of California Press. p 153-171.
- Kramer DL. 1995. Are colonies superoptimal groups? *Anim. Behav.* 33: 1031-1032.
- Krause J, Ruxton GD. 2002. *Living in groups*. Oxford: Oxford University Press.
- Kruuk H. 1967. Competition for food between vultures in East Africa. *Ardea* 55: 171-191.
- Inman AJ. 1990. Group foraging in starlings: distribution of unequal competitors. *Anim. Behav.* 40: 801-810.
- Mendelssohn H, Leshem Y. 1983. Observations on reproduction and growth of Old World Vultures. In: Wilbur SR, Jackson JA, editors. *Vulture Biology and Management*. University of California Press. p 214-241.
- Milinski M, Parker GA. 1991. Competition for resource. In: Krebs JR, Davies NB, editors. *Behavioural ecology: an evolutionary approach*. Oxford: Blackwell. p 137-168.
- Milinski M, Boltshauser P, Büchi L, Buchwalder T, Frischknecht M, Hadermann T, Künzler R, Roden C, Rüetschi A, Strahm D, Tognola M. 1995. Competition for food in swans: an experimental test of the truncated phenotype distribution. *J. Anim. Ecol.* 64: 758-766.
- Mundy PJ, Butchart D, Ledger J, Piper S. 1992. *The Vultures of Africa*. Academic Press.
- Parker GA, Sutherland WJ. 1986. Ideal free distribution when individuals differ in competitive ability: phenotype-limited ideal free models. *Anim. Behav.* 34: 1222-1242.
- Prior KA, Weatherhead PJ. 1991. Competition at the carcass: opportunities for social foraging by turkey vultures in southern Ontario. *Can. J. Zool.* 69: 1550-1556.
- Ranta E, Rita H, Lindström K. 1993. Competition versus cooperation: success of individuals foraging alone and in groups. *Am. Nat.* 142 (1): 42-58.
- Robertson AS, Boshoff AF. 1986. The feeding ecology of Cape vultures *Gyps coprotheres* in a stock-farming area. *Biol. Conserv.* 35: 63-86.
- Sarrazin F. 1998. Modelling establishment of a reintroduced population of Griffon Vultures *Gyps fulvus* in Southern France. In: Chancellor RD, Meyburg BU, Ferrero JJ, editors. *Holarctic Birds of Prey*. p 405-416.
- Sarrazin F, Bagnolini C, Pinna JL, Danchin E, Clobert J. 1994. High survival estimates of Griffon vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in a reintroduced population. *Auk* 111 (4): 851-860.
- SAS. 1999-2001. Version 8.2. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

- Sibly, R. M. (1983) Optimal group size is unstable. *Animal Behaviour*, 31, 947-948.
- Slobodchikoff CN, Schulz WC .1988. Cooperation, aggression and the evolution of social behaviour. In: Slobodchikoff CN, editor. *The ecology of social behaviour*. New York: Academic Press. p 13-32.
- Sutherland WJ. 1983. Aggregation and the 'ideal free' distribution. *J. Anim. Ecol.* 52: 821-828.
- Terrasse M, Bagnolini C, Bonnet J, Pinna JL, Sarrazin F. 1994. Reintroduction of the Griffon vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central, France. In: Meyburg BU, Chancellor RD, editors. *Raptor Conservation Today*. p 479-491.
- Terrasse M, Sarrazin F, Choisy JP, Clémente C, Henriquet S, Lécuyer P, Pinna JL, Tessier C. 2004. A success story : the reintroduction of Eurasian Griffon *Gyps fulvus* and Black *Aegypius monachus* Vultures to France. In: Chancellor RD, Meyburg BU, editors. *Raptors Worldwide*. Budapest: WWGBP & MME Penti Kft. p 127-145.
- Valverde JA. 1959. Moyens d'expression et d'hierarchie chez le vautour fauve. *Alauda* 27: 1-15.
- Williams CK, Lutz RS, Applegate RD. 2003. Optimal group size and northern bobwhite coveys. *Anim. Behav.* 66: 377-387.

Figure legends

Figure 1. Mean and standard deviation of food mass deposited in three feeding stations in the Grands Causses region (LPO and PNC).

Figure 2. Typical dynamic of the feeding event. The limit between both phases I and II is the time (t_m) at which the maximum of present individuals (m_p) is reached.

Figure 3. Mean variation (and standard deviation) through time of the mean number of birds feeding on sheep ($n=32$) and lamb ($n=20$). At the beginning the difference of number of birds reflected the difference in mass between two types of carcasses (lamb / sheep=1/ 4). During time, with the depletion of resource on sheep their difference in mass decreased as well as the difference in number of individuals (a). Mean variation through time of the mean number of birds feeding on open ($n=8$) and not open carcasses ($n=12$; b).

Figure 4. Increase of the duration of feeding event with the maximum number of entries (m_e , a) and the food mass in sheep units (b).

Figure 5. Increase of the maximum number of entries (m_e , grey plain line) with food mass. The maximum number of present individuals (m_p) varied significantly between 0.5 and 1.5 SU (dashed line), but not for higher amount of food (black plain line). The potential group size was the number of individuals that could be satiated by the deposited food mass, considering that a vulture can eat averagely 1 kg of meat.

Figure 6. Effect of time of deposit (t_d) on a) the group size (m_p), b) the duration of feeding event (t , plain line) and duration of phase I (t_m , dashed line), c) the ratio of maximum of present individuals over the duration of phase I (m_p/t_m) and d) the mean delay between entries.

Figure 7. a) Variation of the proportion of old adults (plain line) and immature (dashed line) with the increase of the maximum number of entries (m_e) and b) variation of proportion of juveniles with the food mass (SU).

Figure 8. Variation by age classes of entry, leaving and presence time. All times were calculated as a proportion on the duration of feeding event.

Figure 9. Variation of leaving time with food mass by age class. The leaving time was calculated as a proportion on the duration of feeding event. The increase was slighter for old adults (plain line) and young adults (long dashed line) and stronger for immature (short dashed line) and juveniles (dotted line).

Table 1. Correlation between feeding event characteristics.

	m_p	m_e	t	t_m	SU
m_p	--	$r=0.54$ $P=0.0003$ ($n=40$)	NS	NS	NS
m_e	--	--	$r=0.71$ $P<0.0001$ ($n=39$)	NS	$r=0.48$ $P=0.0016$ ($n=40$)
t	--	--	--	$r=0.68$ $P<0.0001$ ($n=37$)	$r=0.41$ $P=0.0095$ ($n=39$)
t_m	--	--	--	--	NS

m_p : maximum number of individuals present at the same time; m_e : maximum number of entries, allocating each entry to a different bird; t : duration of feeding event; t_m : time at which m_p was reached; SU: food mass.

Table 2. Means (\pm standard deviations) of interaction rate, aggressiveness, and dominance for “pioneers” and other old adults.

	Interaction rate	Aggressiveness	Dominance
“pioneers” (n=9)	0.0077 ± 0.010	0.002 ± 0.003	0.0009 ± 0.002
Other old adults (n=17)	0.019 ± 0.013	0.01 ± 0.0088	0.0064 ± 0.0067

Interaction rate: number of interactions on duration of presence; n_i/t_p ; aggressiveness: number of attacks on duration of presence, n_a/t_p ; dominance: number of won interactions on duration of presence, n_w/t_p .

Figure 1

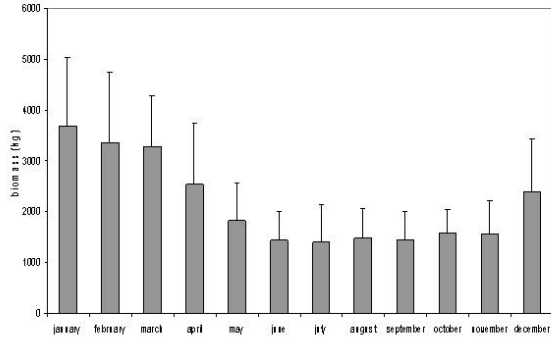


Figure 2

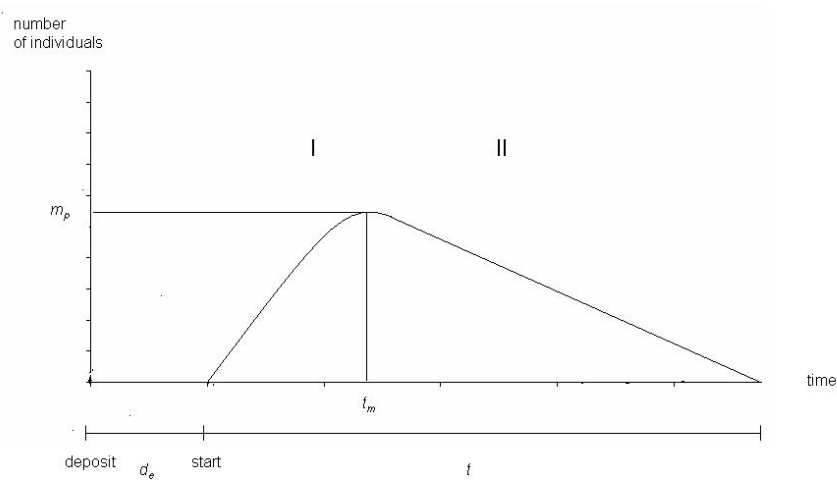


Figure 3

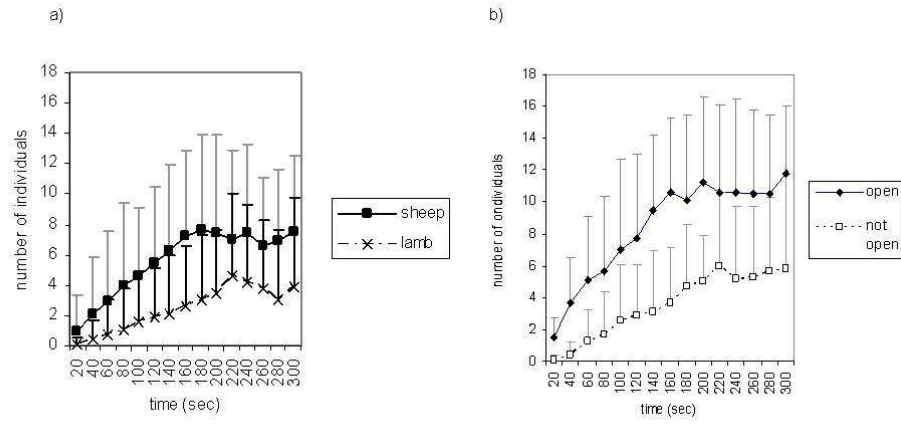


Figure 4

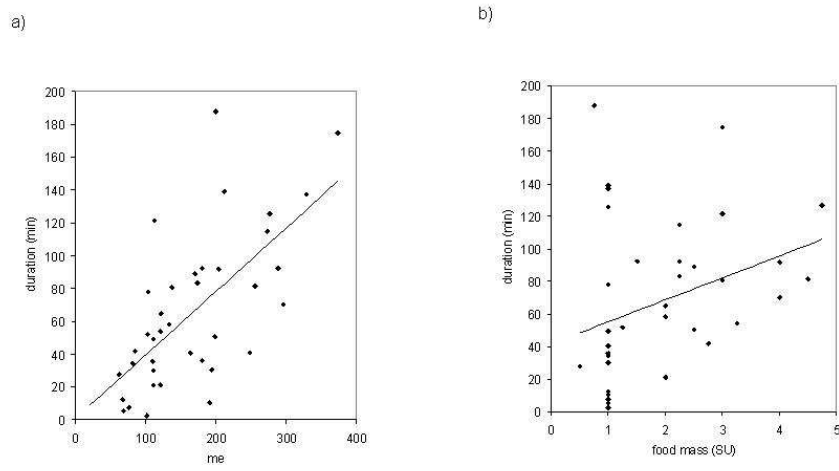


Figure 5

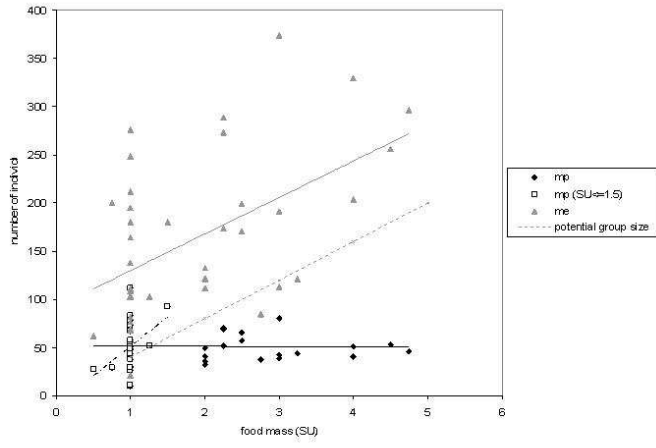


Figure 6

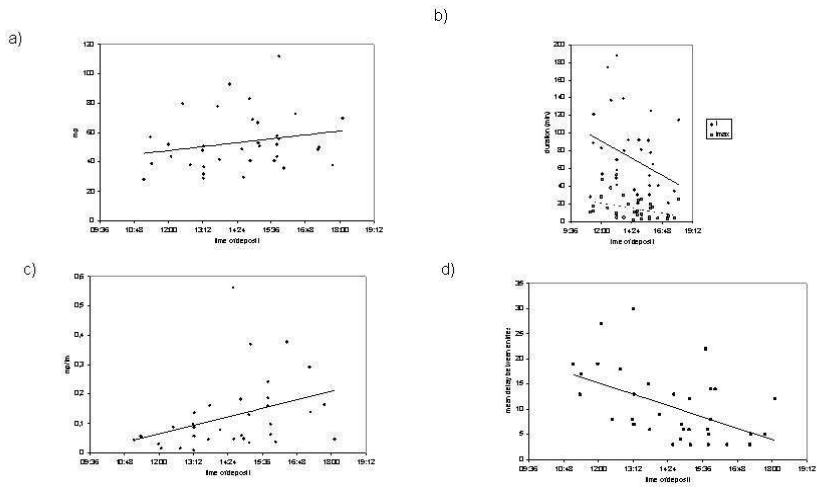


Figure 7

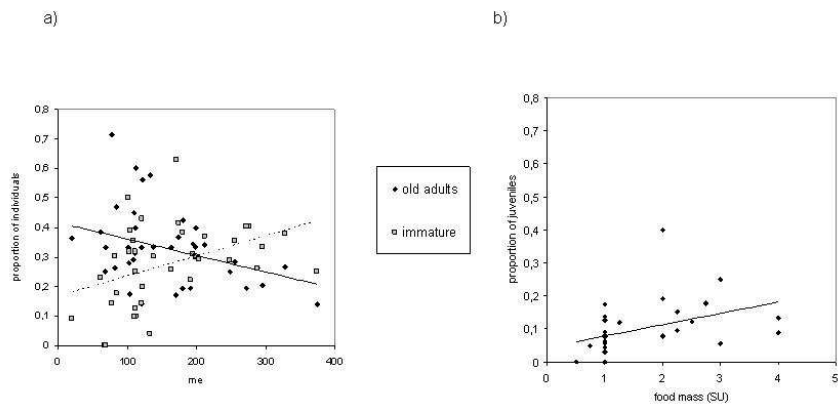


Figure 8

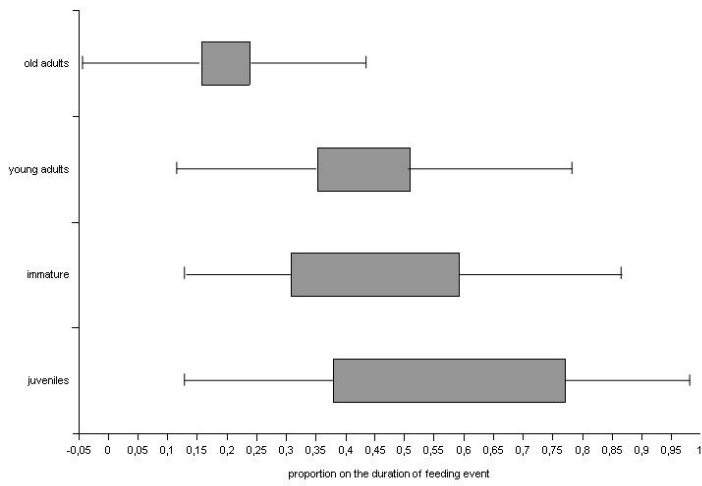
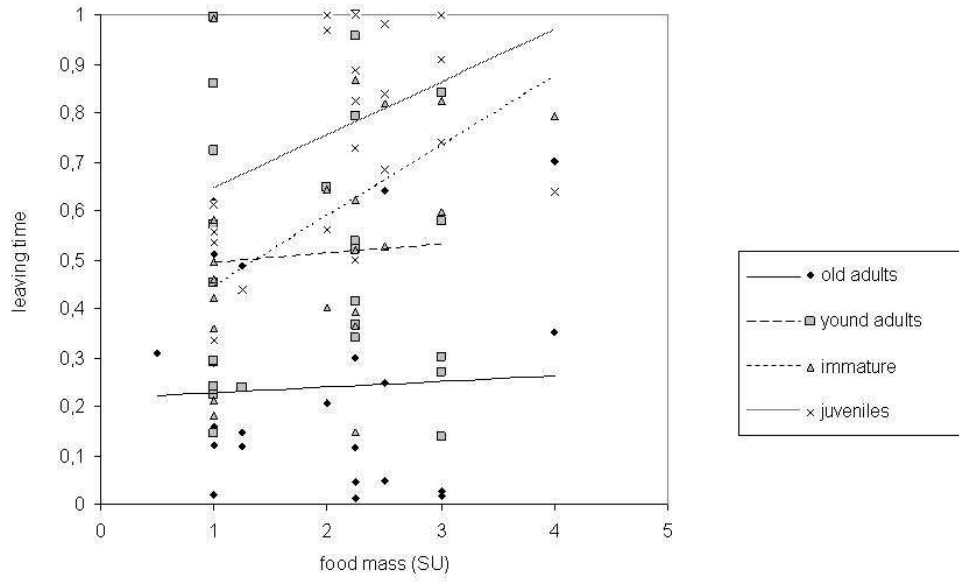


Figure 9



Annexe VI

Textes réglementaires

Arrêté du 7 août 1998
relatif à l'élimination des cadavres d'animaux et au nourrissage des rapaces
nécrophages

Décision de la Commission du 12 mai 2003
portant application du règlement (CE) n° 1774/2002 du Parlement européen et du
Conseil en ce qui concerne l'utilisation de matières de catégorie 1 pour l'alimentation de
certains oiseaux nécrophages

Marché public de services
Prestations de collecte, transformation et élimination de cadavres d'animaux
relevant du service public de l'équarrissage
Cahier des clauses administratives particulières
(CCAP N° EQUAR-2005-19)

ARRETE DU 7 AOUT 1998

relatif à l'élimination des cadavres d'animaux et au nourrissage des rapaces nécrophages
(JO du 20 août 1998)

Le ministre de l'agriculture et de la pêche et la ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement,

Vu le code rural, et notamment ses articles 264 à 271;

Vu la loi no 76-663 du 19 juillet 1976 modifiée relative aux installations classées pour la protection de l'environnement;

Vu le décret no 71-636 du 21 juillet 1971 modifié pris pour l'application des articles 258, 259 et 262 du code rural et relatif à l'inspection sanitaire et qualitative des animaux vivants et des denrées animales ou d'origine animale;

Vu le décret no 77-1133 du 21 septembre 1977 modifié pris pour l'application de la loi no 76-663 du 19 juillet 1976 susvisée et du titre Ier de la loi no 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la lutte contre la pollution;

Vu l'arrêté du 30 décembre 1991 relatif à la transformation des déchets animaux et régissant la production d'aliments pour animaux d'origine animale,

Arrêtent :

Art. 1er - Dans les cas prévus à l'article 266 du code rural, les cadavres d'animaux qui ne peuvent être conduits directement dans une usine de transformation de matières à haut risque ou entreposés dans un centre de collecte titulaires de marchés pour la collecte ou la transformation des cadavres d'animaux sont détruits dans les conditions suivantes :

1. Par enfouissement, conformément aux dispositions prévues pour un foyer de fièvre aphteuse et après avis d'un hydrogéologue afin de définir les périmètres d'enfouissement;

2. Par incinération ou utilisation d'un procédé autorisé.

Toutefois, dans le cadre d'un suivi scientifique de la réintroduction ou de la sauvegarde de certaines espèces animales menacées, est autorisé comme procédé de destruction, dans les conditions du présent arrêté, le dépôt dans un charnier destiné au nourrissage des rapaces nécrophages de cadavres d'animaux visés aux points 1, 2 et 8 de l'annexe I de l'arrêté du 30 décembre 1991 susvisé.

Art. 2 - Un charnier ne peut être implanté :

- à moins de 500 mètres des habitations des tiers et des locaux habituellement occupés par des tiers, des stades, des terrains de camping agréés ainsi que des zones destinées à l'habitation par des documents d'urbanismes opposables aux tiers. Toutefois, par dérogation liée à la topographie et sur décision du préfet, cette distance peut être ramenée à 200 mètres;

- à moins de 200 mètres des puits, des forages, des sources, des aqueducs en écoulement libre, des berges des cours d'eau et de toutes installations souterraines ou semi-enterrées utilisées pour le stockage des eaux, que les eaux soient destinées à l'alimentation en eau potable ou à l'arrosage des cultures.

Art. 3 - L'installation et le fonctionnement desdits charniers sont soumis au respect des dispositions suivantes :

a) L'aire sur laquelle sont déposés les cadavres doit être réalisée de façon à éviter la pénétration dans le sol et le ruissellement des jus d'égouttage provenant des produits entreposés;

b) Elle doit être délimitée par un système permettant de garantir l'impossibilité aux animaux errants de pénétrer ou de sortir des morceaux entreposés;

c) La quantité maximum de cadavres susceptible d'y être déposée doit être inférieure à 300 kilogrammes;

d) Les restes de cadavres doivent être enlevés dans les sept jours suivant leur dépôt;

e) La destruction de ces restes à l'issue de la durée maximale de dépôt doit être réalisée conformément aux points 1 ou 2 de l'article 1er du présent arrêté.

Art. 4 - Le responsable ou le gestionnaire d'un charnier doit tenir à jour un registre mentionnant la date, la nature, le nombre et le poids approximatif des dépôts sur le charnier ainsi que la provenance de chacun d'eux.

Ce registre est tenu à la disposition des services vétérinaires.

Art. 5 - Quiconque se propose de se livrer au nourrissage des rapaces nécrophages dans les conditions prévues par le présent arrêté est tenu d'en demander préalablement l'autorisation au préfet (directeur des services vétérinaires) du département où est implanté le charnier.

Cette demande d'autorisation doit être accompagnée d'un dossier technique indiquant :

L'identité et le domicile du demandeur et, s'il s'agit d'une association, l'identité et la qualité du signataire;

La justification du charnier;

L'emplacement précis du charnier;

Les modalités techniques prévues pour garantir le respect des prescriptions définies à l'article 3, points a et b;

Les modalités techniques d'approvisionnement du charnier;

La nature des produits qui y sont entreposés;

La liste des élevages à partir desquels est mise en place la collecte.

Sur proposition du directeur des services vétérinaires, le préfet délivre une autorisation d'ouverture renouvelable annuellement et tient informé la direction générale de l'alimentation des nouvelles autorisations attribuées dans son département ainsi que de leur retrait.

Art. 6 - L'autorisation prévue à l'article 5 est retirée en cas de non-respect des dispositions ci-dessus définies.

Par ailleurs, le préfet peut suspendre à tout moment et sans délai l'approvisionnement du charnier en cas de nécessité, notamment à la demande du directeur de services vétérinaires dans le cadre de la lutte contre les maladies animales contagieuses transmissibles à l'homme et aux animaux.

Art. 7 - Le directeur général de l'alimentation au ministère de l'agriculture et de la pêche, le directeur de la prévention des pollutions et des risques, le directeur de la nature et des paysages au ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement et les préfets sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté, qui sera publié au Journal officiel de la République française.

Décision de la Commission

du 12 mai 2003

portant application du règlement (CE) n° 1774/2002 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne l'utilisation de matières de catégorie 1 pour l'alimentation de certains oiseaux nécrophages

[notifiée sous le numéro C(2003) 1494]

(Les textes en langues espagnole, grecque, française, italienne et portugaise sont les seuls faisant foi.)

(Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE)

(2003/322/CE)

LA COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES,

vu le traité instituant la Communauté européenne,
vu le règlement (CE) n° 1774/2002 du Parlement européen et du Conseil du 3 octobre 2002 établissant des règles sanitaires applicables aux sous-produits animaux non destinés à la consommation humaine(1), et notamment son article 23, paragraphe 2, point d),
considérant ce qui suit:

- (1) Le règlement (CE) n° 1774/2002 donne aux États membres la possibilité d'autoriser l'utilisation de certaines matières de catégorie 1 pour l'alimentation d'espèces d'oiseaux nécrophages menacées d'extinction ou protégées, après consultation de l'Autorité européenne de sécurité des aliments, par dérogation aux restrictions applicables à l'utilisation de sous-produits animaux fixées dans ledit règlement.
- (2) Les 7 et 8 novembre 2002, le comité scientifique directeur a rendu un avis sur la sécurité des oiseaux nécrophages en tant que transmetteurs possibles d'encéphalopathies spongiformes transmissibles (EST).
- (3) Selon cet avis scientifique, les pratiques d'utilisation de carcasses d'espèces animales présentant un risque d'EST pour l'alimentation d'animaux ne doivent pas se solder par une augmentation artificielle du nombre de sources potentielles de transmission d'EST ni par leur propagation éventuelle. De même, les programmes d'alimentation des espèces sauvages telles que les oiseaux nécrophages ne doivent pas devenir une solution de remplacement pour l'élimination de ruminants trouvés morts présentant un risque d'EST ou de matériels à risques spécifiés.
- (4) Par conséquent, l'utilisation de certaines matières de catégorie 1 pour l'alimentation d'oiseaux nécrophages pourrait être jugée admissible sur la base de l'avis du comité scientifique directeur.
- (5) La Grèce, l'Espagne, la France, l'Italie et le Portugal ont présenté des demandes d'autorisation concernant l'utilisation de matières de catégorie 1 pour l'alimentation de certaines espèces d'oiseaux nécrophages.
- (6) Ces demandes satisfont aux conditions fixées par l'avis scientifique du comité scientifique directeur. Toutefois, une justification supplémentaire devrait être exigée afin de s'assurer que l'utilisation de certaines matières de catégorie 1 est le seul moyen de conserver ces espèces d'oiseaux nécrophages et qu'il ne s'agit donc pas d'une augmentation inutile du nombre de sources potentielles de transmission d'EST.
- (7) Afin de prévenir les risques pour la santé animale ou la santé publique, il est nécessaire d'établir des règles à appliquer pour autoriser l'utilisation de matières de catégorie 1 pour l'alimentation des oiseaux nécrophages en question.
- (8) Les mesures prévues par la présente décision sont conformes à l'avis du comité permanent de la chaîne alimentaire et de la santé animale,

A ARRÊTÉ LA PRÉSENTE DÉCISION:

Article premier

Règles d'application concernant l'utilisation de matières de catégorie 1 pour l'alimentation d'oiseaux nécrophages
En vertu de l'article 23, paragraphe 2, point d), du règlement (CE) n° 1774/2002, la Grèce, l'Espagne, la France, l'Italie et le Portugal peuvent autoriser l'utilisation de cadavres entiers d'animaux morts pouvant contenir des matériels à risques spécifiés visés à l'article 4, paragraphe 1, point b) ii), dudit règlement pour l'alimentation d'espèces d'oiseaux nécrophages menacées d'extinction ou protégées, conformément à la partie A de l'annexe de la présente décision.

Article 2

Autorisation et mesures de contrôle de l'autorité compétente

1. L'autorité compétente peut donner une autorisation à la personne responsable de l'alimentation des oiseaux nécrophages visés à l'article 1er.
2. L'octroi de l'autorisation de l'autorité compétente prévu au paragraphe 1 est subordonné au respect des exigences spécifiques de la partie B de l'annexe.
3. L'autorité compétente prend les mesures nécessaires pour surveiller et contrôler le respect des exigences spécifiques figurant dans la partie B de l'annexe.

Au nombre de ces mesures figurent l'étroite surveillance de l'état de santé des animaux dans la région où s'opère ce type d'alimentation et une surveillance appropriée des EST comprenant des échantillonnages et des examens de laboratoire réguliers. Certains de ces échantillons sont prélevés sur des animaux présentant des symptômes neurologiques et sur des animaux reproducteurs plus âgés.

Article 3

Rapports et révision

1. Avant le 31 octobre 2003, la Grèce, l'Espagne, la France, l'Italie et le Portugal présentent à la Commission les informations prévues à l'article 23, paragraphe 3, du règlement (CE) n° 1774/2002, y compris un rapport:

a) sur les mesures de contrôle prévues à l'article 2 de la présente décision, et
b) justifiant de manière détaillée, pour chaque espèce d'oiseau nécrophage visée par l'article 1er de la présente décision, les raisons de son inclusion et de la nécessité d'utiliser pour son alimentation des matières de catégorie 1 mentionnées dans ledit article et non exclusivement des matières des catégories 2 et 3.

2. La présente décision sera revue à la lumière des rapports présentés conformément au paragraphe 1, si cette révision est jugée nécessaire après une évaluation scientifique appropriée.

Article 4

Respect de la présente décision par les États membres

La Grèce, l'Espagne, la France, l'Italie et le Portugal prennent sans délai les mesures requises pour se conformer à la présente décision et rendent ces mesures publiques. Ils en informent immédiatement la Commission.

Article 5

Applicabilité

La présente décision est applicable à partir du 1er mai 2003.

Article 6

Destinataires

La République hellénique, le Royaume d'Espagne, la République française, la République italienne et la République portugaise sont destinataires de la présente décision.

Fait à Bruxelles, le 12 mai 2003.

Par la Commission

David Byrne

Membre de la Commission

(1) JO L 273 du 10.10.2002, p. 1.

ANNEXE

RÈGLES D'APPLICATION CONCERNANT L'UTILISATION DE CERTAINES MATIÈRES DE CATÉGORIE 1 POUR L'ALIMENTATION D'ESPÈCES D'OISEAUX NÉCROPHAGES MENACÉES D'EXTINCTION OU PROTÉGÉES, CONFORMÉMENT À L'ARTICLE 23, PARAGRAPHE 2, POINT d), DU RÈGLEMENT (CE) N° 1774/2002/CE

A. États membres et espèces menacées d'extinction ou protégées visés à l'article 1er

Les règles d'application prévues à l'article 1er s'appliquent aux espèces suivantes:

- a) dans le cas de la Grèce: vautour fauve (*Gyps fulvus*), gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) et vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*);
- b) dans le cas de l'Espagne: vautour fauve (*Gyps fulvus*), vautour moine (*Aegypius monachus*), vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*), gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*), aigle impérial ibérique (*Aquila adalberti*), aigle royal (*Aquila chrysaetos*), milan royal (*Milvus milvus*) et milan noir (*Milvus migrans*);
- c) dans le cas de la France: vautour fauve (*Gyps fulvus*), vautour moine (*Aegypius monachus*), vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*), gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*), milan royal (*Milvus milvus*) et milan noir (*Milvus migrans*);
- d) dans le cas de l'Italie: vautour fauve (*Gyps fulvus*), gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) et aigle royal (*Aquila chrysaetos*);
- e) dans le cas du Portugal: vautour fauve (*Gyps fulvus*), vautour moine (*Aegypius monachus*), vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*) et aigle royal (*Aquila chrysaetos*).

B. Exigences spécifiques visées à l'article 2

1. L'agrément de l'autorité compétente prévu à l'article 2 est subordonné aux exigences suivantes:

- a) la conservation de l'espèce d'oiseau ne peut être assurée par d'autres moyens;
- b) le programme d'alimentation doit s'inscrire dans le cadre d'un programme de conservation approuvé;
- c) l'alimentation des animaux ne doit pas être utilisée comme un autre moyen d'éliminer des matériels à risques spécifiés ou des ruminants trouvés morts qui en contiennent et présentent un risque d'EST;
- d) un système de surveillance approprié des EST comprenant des tests de laboratoire réguliers sur des échantillons, conformément au règlement (CE) n° 999/2001 du Parlement européen et du Conseil du 22 mai 2001 fixant les règles pour la prévention, le contrôle et l'éradication de certaines encéphalopathies spongiformes transmissibles(1), modifié en dernier lieu par le règlement (CE) n° 260/2003(2), doit être en place;
- e) la coordination entre les autorités compétentes contrôlant le respect des exigences de l'agrément doit être assurée, et
- f) un examen préalable de la situation spécifique et particulière de l'espèce d'oiseau nécrophage concernée et de son habitat dans le pays en question doit avoir été réalisé.

2. L'agrément accordé par l'autorité compétente doit:

- a) mentionner le nom de l'espèce d'oiseau nécrophage effectivement concernée;
- b) détailler la zone géographique dans laquelle l'alimentation sera assurée, et
- c) être suspendu sans délai en cas de:

- i) lien suspecté ou confirmé avec la propagation d'EST jusqu'à ce que le risque puisse être écarté, ou
- ii) violation de toute règle prévue par la présente décision.

3. La personne responsable de l'alimentation des animaux doit:

- a) réserver un espace clos et clôturé à cet effet de sorte qu'aucun animal carnivore autre que les oiseaux ne puisse accéder aux aliments;
- b) s'assurer que les carcasses de bovins âgés de plus de 24 mois et les carcasses d'ovins et de caprins de plus de 18 mois destinées à être utilisées pour l'alimentation des animaux soient soumises, avant leur utilisation en tant qu'aliments pour animaux, à un test de dépistage des EST prévu dans le règlement n° 999/2001 et obtiennent un résultat négatif, et
- c) consigner au moins le nombre, la nature, le poids estimé et l'origine des carcasses d'animaux utilisées pour l'alimentation des animaux, les résultats des tests de dépistage des EST, la date et le lieu d'utilisation pour l'alimentation des animaux.

4. Toutes les autres exigences spécifiques du règlement (CE) n° 1774/2002, et notamment son article 23, paragraphe 2, et son annexe IX doivent être respectées.

(1) JO L 147 du 31.5.2001, p. 1.

(2) JO L 37 du 13.2.2003, p. 7.



Marché public de services

Cahier des clauses administratives particulières (CCAP N° EQUAR-2005-19)

Objet du marché :

**Prestations de collecte, transformation et élimination de cadavres
d'animaux relevant du service public de l'équarrissage**

Personne morale de droit public qui passe le marché :

**Ministère de l'agriculture et de la pêche
DPEI / SDEPA / BIV
3 rue de Barbet de Jouy
75349 PARIS 07 SP**

Le présent CCAP N° EQUAR-2005-19 contient 14 articles et une annexe. Il comprend 1612 pages numérotées de 1 à 12.

Objet du marché et procédure

Objet du marché

Le présent marché a pour objet l'exécution **des prestations de collecte, transformation et élimination de cadavres d'animaux relevant du service public de l'équarrissage (SPE)**.

Les prestations sont décomposées en 92 lots. Le présent cahier des clauses administratives particulières (CCAP) est commun à l'ensemble des lots.

La liste des cadavres d'animaux et prestations relevant du SPE, tel que défini par l'article L.226-1 du code rural et le décret n°2005-1220 du 28 septembre 2005 pris pour son application, et entrant dans le champ du présent marché est précisée à l'article 2 du cahier des clauses techniques particulières (CCTP n°EQUAR-2005-19).

Procédure

Le présent marché est passé dans le cadre d'un appel d'offres ouvert en application des articles 10, 33 et 57 à 59 du Code des Marchés Publics.

Pièces constitutives du marché

Les pièces constitutives du marché, énumérées par ordre de priorité décroissant, sont :

1. l'acte d'engagement et son bordereau des prix unitaires annexé, dont l'exemplaire original conservé dans les archives de la personne publique fait seul foi ;
2. le présent cahier des clauses administratives particulières (CCAP) et son annexe, dont l'exemplaire original conservé dans les archives de la personne publique fait seul foi ;
3. le cahier des clauses techniques particulières (CCTP n°EQUAR-2005-19) et ses sept annexes, dont l'exemplaire original conservé dans les archives de la personne publique fait seul foi ;
4. l'offre technique du titulaire, présentée selon le cadre de réponse, dans ses parties qui précisent ou complètent le CCTP n°EQUAR-2005-19, dont l'exemplaire original conservé dans les archives de la personne publique fait seul foi ;
5. le cahier des clauses administratives générales applicables aux marchés publics de fournitures courantes et services (décret n°77.699 du 27 mai 1977 modifié, édité par le Journal Officiel - fascicule 2014).

Durée du marché

Le marché est conclu pour une durée de trois ans à compter de la date prévue par l'ordre de service prescrivant de commencer l'exécution du marché.

À l'issue de cette période, le marché peut être renouvelé deux fois par reconduction expresse, par période d'un an, à sa date anniversaire.

Ce renouvellement est assujéti à la décision expresse notifiée par la Personne responsable du marché au titulaire par lettre recommandée avec avis de réception postal trois mois avant l'expiration de chacune des périodes.

En application de l'article 15 du Code des marchés publics, le titulaire du marché ne peut pas refuser la reconduction dudit marché.

Modalités d'exécution et de contrôle des prestations

Les modalités d'exécution des prestations sont décrites aux Chapitres 2 et 3 du CCTP n°EQUAR-2005-19.

Les documents et fichiers de données à fournir par le titulaire à la personne publique au titre du contrôle d'exécution des prestations ainsi que les modalités de contrôle des prestations sur site sont précisés au Chapitre 4 du CCTP n°EQUAR-2005-19.

Dispositions en cas de prestataires étrangers

Les correspondances, réunions et discussions relatives au marché se déroulent en français ; il appartient au titulaire de désigner, pour l'exécution du marché, une équipe ayant la maîtrise de la langue française.

En cas de litige, la loi française est seule applicable. Les tribunaux administratifs français sont seuls compétents.

Si le titulaire est établi dans un autre pays de l'union européenne sans avoir d'établissement en France, il facturera ses prestations hors TVA et aura droit à ce que l'administration lui communique un numéro d'identification fiscal.

Il présentera, outre les pièces prévues au code des marchés publics, une déclaration comportant son identité et son adresse, ainsi rédigée :

« J'accepte que le droit français soit le seul applicable et les tribunaux français seuls compétents pour l'exécution du marché n°... du ... ayant pour objet la collecte, la transformation et l'élimination des cadavres d'animaux relevant du service public de l'équarrissage.

Mes demandes de paiement sont libellées en Euro ; le prix restera inchangé en cas de variation de change ».

Sous-traitance

Le titulaire se conformera aux exigences de la loi n°75-1334 du 31 décembre 1975 modifiée et aux dispositions des articles 112 à 117 du code des marchés publics (CMP) relatives à la sous-traitance.

Conformément à l'article 112 du CMP, le titulaire ne peut sous-traiter l'exécution des prestations qu'à condition d'avoir obtenu de la personne responsable du marché l'acceptation de chaque sous-traitant et l'agrément de ses conditions de paiement.

Le titulaire doit adresser à la personne publique pour chacun des sous-traitants présentés, en envoi recommandé avec avis de réception postal ou contre récépissé, un dossier de demande comprenant :

- L'acte spécial (imprimé DC 13 ou un autre imprimé comportant les mêmes rubriques) dûment complété dans toutes ses rubriques ;
- une déclaration du sous-traitant indiquant qu'il ne tombe pas sous le coup des interdictions d'accéder aux marchés publics ;
- les capacités professionnelles et financières du sous-traitant ;
- une attestation sur l'honneur du sous-traitant indiquant qu'il n'a pas fait l'objet, au cours des cinq dernières années, d'une condamnation inscrite au bulletin n°2 du casier judiciaire pour les infractions visées aux articles L 324-9, L 324-10, L 341-6, L 125-1 et L 125-3 du

Code du Travail ;

- une attestation justifiant que le sous-traitant a contracté une assurance garantissant sa responsabilité à l'égard des tiers en cas d'accidents ou de dommages causés par la conduite des prestations ou les modalités de leur exécution.

Ces documents doivent être datés et signés en original par les personnes habilitées à engager leur société.

- La copie des certificats attestant la déclaration et le paiement des impôts, taxes et cotisations sociales, délivrés par les administrations fiscales (liasses 3666 ou P 531/21/23) et organismes compétents, ou l'état annuel DC7 fourni par le Trésorier Payeur Général ou par le Receveur Général des Finances établi au 31 décembre de l'année précédant la date de présentation du sous-traitant.

Il appartient au titulaire de faire savoir au sous-traitant s'il est ou non accepté et ses conditions de paiement agréées.

Conformément à l'article 113 du CMP, en cas de sous-traitance, le titulaire restera seul responsable vis-à-vis de l'exécution des parties sous-traitées. A ce titre, les défaillances des sous-traitants relevant du non respect de leurs engagements ou de la cessation d'activité sont traitées comme des défaillances du titulaire.

Les obligations qui incombent au titulaire dans le cadre du présent marché s'appliquent de droit aux sous-traitants. Le titulaire s'engage à les leur communiquer.

Conformément à l'article 115 du CMP, lorsque le montant de la sous-traitance est supérieur ou égal à 600 € TTC, le sous-traitant sera payé directement dans les mêmes conditions que le titulaire.

Si le titulaire entend recourir aux services d'un sous-traitant étranger, la demande de sous-traitance devra en outre comprendre une déclaration du sous-traitant comportant son identité et son adresse, ainsi rédigée :

« J'accepte que le droit français soit le seul applicable et les tribunaux français seuls compétents pour l'exécution en sous-traitance du marché n°... du... ayant pour objet Prestations de collecte, transformation et élimination de cadavres d'animaux relevant du service public de l'équarrissage.

Ceci concerne notamment la loi n°75-1334 du 31 décembre 1975 relative à la sous-traitance.

Mes demandes de paiement seront libellées en Euro et adressées à l'entrepreneur principal ; leur prix restera inchangé en cas de variation de change. Toutes les correspondances que je pourrai adresser à l'administration seront rédigées en langue française ».

Prix du marché

Contenu des prix

En complément à l'article 7.1 du CCAG / FCS, les prix sont réputés comprendre toutes charges fiscales, parafiscales ou autres frappant obligatoirement les prestations, ainsi que tous les frais afférents aux déplacements des personnels et à la fourniture des informations et documents précisés au CCTP n°EQUAR-2005-19.

Nature et forme des prix

Les prestations faisant l'objet du marché sont réglées par application aux quantités réellement collectées, du prix unitaire unique couvrant l'ensemble des prestations relevant du présent marché et figurant dans le bordereau des prix annexé à l'acte d'engagement.

La rémunération du titulaire est calculée par l'application du prix unitaire à la tonne de cadavres collectés. Il s'agit ici du poids effectif d'enlèvement tel que défini à l'article 4.1.2 du CCTP n°EQUAR-2005-19.

L'offre de prix unitaire se fonde, notamment, sur le coefficient de transformation des cadavres en farines mentionné à l'article 10.2 du CCTP n°EQUAR-2005-19 et tient compte des éventuelles valorisations des sous-produits envisagées par le titulaire.

Ce prix est révisable selon les modalités précisées à l'article 0 ci-dessous.

Révision des prix

Révision annuelle

Le prix unitaire qui figure dans le bordereau des prix annexé à l'acte d'engagement est révisé le 1er janvier de chaque année, à compter du 1er janvier 2007, suivant la formule :

$$P = P_o \times \left[0,20 + 0,80 \left(0,125 \frac{GO}{GO_o} + 0,125 \frac{VU}{VU_o} + 0,375 \frac{SCH1-R}{SCH1-R_o} + 0,250 \frac{ICHTTS1}{ICHTTS1_o} + 0,125 \frac{BT01}{BT01_o} \right) \right]$$

dans laquelle :

- P = le prix unitaire révisé HT ;
- P_o = le prix unitaire HT initial porté au bordereau des prix annexé à l'acte d'engagement ;
- GO = indice du gazole TIPP comprise, valeur du mois d'octobre de l'année précédant l'année de révision ; cet indice est publié au Bulletin Mensuel de Statistique de l'Insee (PVN tableau 21 identifiant 23 20 27) et consultable sur <http://indicespro.insee.fr> à partir du code indice PVIC 2320270000 ;
- GO_o = indice GO, valeur du mois d'octobre 2005 ;
- VU = indice des véhicules utilitaires, valeur du mois d'octobre de l'année précédant l'année de révision; cet indice est publié au Bulletin Mensuel de Statistique de l'Insee (PVN tableau 21 identifiant 34 10 01) et consultable sur <http://indicespro.insee.fr> à partir du code indice PVIC 3410010000 ;
- VU_o = indice VU, valeur du mois d'octobre 2005 ;
- SCH1-R = indice salaires et charges du personnel roulant, activité route, valeur du mois d'octobre de l'année précédant l'année de révision ; cet indice est publié par le Moniteur des travaux publics et du bâtiment et consultable sur <http://www.lemoniteur-expert.com/indices-index/>;
- SCH1-R_o = indice SCH1-R, valeur du mois d'octobre 2005 ;
- ICHTTS1 = indice des coûts horaires du travail tous salariés confondus charges sociales comprises dans les industries mécaniques et électriques, valeur du mois d'octobre de l'année précédent l'année de révision ; cet indice est publié au

Bulletin Mensuel de Statistique de l'Insee (SAL tableau 3 identifiant 2 15 H) et consultable sur <http://www.indices.insee.fr> à partir de l'identifiant 063021506 ;

- ICHTTS1₀ = indice ICHTTS1, valeur du mois d'octobre 2005 ;
- BT01 = index national du prix du bâtiment tous corps d'état, valeur du mois d'octobre de l'année précédant l'année de révision ; cet indice est publié par le Moniteur des travaux publics et du bâtiment et consultable sur <http://www.lemoniteur-expert.com/indices-index/>;
- BT01₀ = index BT01, valeur du mois d'octobre 2005.

Le prix révisé s'applique à partir du 1er janvier de l'année de révision. La facture concernant les prestations du mois de janvier est accompagnée de l'état de révision des prix selon le modèle joint en Annexe du présent CCAP.

Révision exceptionnelle

Il peut être procédé, à la demande de l'une ou l'autre des parties, à une révision exceptionnelle du prix unitaire en sus de la révision prévue à l'article 7.3.1 ci-dessus lorsque les hypothèses de structure des coûts présentées par le titulaire dans son offre sont modifiées pour l'une des raisons suivantes :

- modification de la réglementation relative aux sous-produits relevant du service public de l'équarrissage, à l'exclusion de toute modification de la réglementation fiscale et sociale qui s'applique aux entreprises chargées de l'exécution du présent marché ;
- modification des modes de collectes ou de valorisation des sous-produits ;
- application d'un nouveau coefficient de transformation conformément aux dispositions de l'article 10.2 du CCTP n°EQUAR-2005-19.

Cette révision peut donner lieu à la hausse ou à la baisse du prix unitaire.

Le nouveau prix unitaire est constaté par avenant.

La hausse du prix unitaire est limitée à 4% d'augmentation. Ce pourcentage est calculé par rapport au prix révisé dans le cadre de la dernière révision annuelle.

Lorsque le réexamen est demandé par le titulaire, celui-ci doit fournir l'ensemble des données techniques et économiques démontrant la réalité et l'étendue des modifications des coûts d'exécution de la prestation. La personne publique peut faire expertiser la demande du titulaire par un expert indépendant.

Lorsque le réexamen est demandé par la personne publique, celle-ci justifie sa demande sur la base des pièces comptables ou documents techniques relatifs à l'exécution du marché qui lui auront été fournies par le titulaire conformément aux dispositions du Chapitre 4 du CCTP n°EQUAR-2005-19.

Chaque partie s'engage à examiner de bonne foi la demande de son cocontractant.

Si, dans un délai de trois mois à compter de la demande, un accord entre les parties n'est pas intervenu, la décision de réviser le prix et, le cas échéant, les modalités de cette révision sont fixées par une commission composée de trois membres dont l'un est désigné par la personne publique, l'autre par le titulaire et le troisième par les deux premiers.

A l'issue du délai précité, faute pour les parties de s'entendre dans un délai d'un mois pour la désignation d'un ou plusieurs membres de la commission, cette désignation sera effectuée par le Président du Tribunal Administratif de Paris.

Pénalités

Si le titulaire ne fournit pas, dans les délais prévus, l'un des documents ou fichier de données prévus par le CCTP n°EQUAR-2005-19, il encourt, sans mise en demeure préalable, les pénalités suivantes :

Article du CCTP	Nature du document ou fichier	Délai de remise	Pénalité
12	Tout document demandé par la PRM au titre du contrôle	15 jours à compter de la date de réception de la demande	100 euros par jour de retard entamé
14	Rapport mensuel	Au plus tard le 25 du mois suivant	100 euros par jour de retard entamé
15	Compte rendu annuel technique et financier : par année civile	Au plus tard : - le 30 avril de l'année suivante - 4 mois après la date de fin du marché pour le dernier compte rendu	100 euros par jour de retard entamé

Au cas où la personne publique constate que le compte rendu annuel prévu à l'article 15 du CCTP n°EQUAR-2005-19 est incomplet, le titulaire doit alors transmettre les informations ou données manquantes dans le délai de quinze jours maximum à compter de la date de réception de la demande de complément.

Si ce délai n'est pas respecté, le titulaire encourt les pénalités de retard prévues ci-dessus.

Modalités de règlement

Dispositions générales

Conformément à la réglementation, les propriétaires ou détenteurs de certaines catégories de cadavres d'animaux, dont la destruction relève du service public de l'équarrissage, supportent une partie du montant de cette destruction. Cette participation est recouvrée et encaissée par le titulaire dans les conditions fixées par la réglementation. La personne publique paye le montant des prestations exécutées au titre du présent marché, déduction faite du montant de cette participation.

Conformément à l'article 87 du Code des marchés publics, le titulaire pourra percevoir une avance forfaitaire égale à 5 % du montant annuel TTC estimé du marché, financé par la personne publique.

Les paiements des prestations exécutées au titre du présent marché et financées par la personne publique sont effectués, selon les règles de la comptabilité publique, sur présentation d'une facture. Celle-ci est présentée en un original et 2 duplicata.

L'ordonnateur des dépenses et le comptable assignataire des dépenses, chargé des paiements relevant de la personne publique, sont désignés dans l'acte d'engagement.

Conformément aux dispositions de l'article 96 du Code des marchés publics, le paiement des sommes dues par la personne publique, au titre du présent marché, est effectué dans un délai global maximum de 45 jours à compter de la date de réception de la facture, sous réserve que

celle-ci soit conforme et que le rapport mensuel prévu à l'article 14 du CCTP n°EQUAR-2005-19 ait été transmis et soit complet.

Au cas contraire, le délai de paiement de la facture concernée sera suspendu jusqu'à réception des informations manquantes. Cette suspension est notifiée au titulaire, par tout moyen permettant d'attester une date certaine de réception, dans un délai maximum de quinze jours à compter de la date de réception de la facture. Cette notification précise les informations ou pièces à fournir ou à compléter.

A compter de la réception des justificatifs manquants demandés par la personne publique, un nouveau délai global de paiement est ouvert : il est de 30 jours ou égal au solde restant à courir à la date de la suspension si ce solde est supérieur à 30 jours.

Le défaut de paiement par la personne publique dans les délais exposés ci avant fait courir de plein droit, et sans autre formalité, des intérêts moratoires au bénéfice du titulaire ou du sous-traitant payé directement.

Le taux des intérêts moratoires est celui de l'intérêt légal en vigueur à la date à laquelle les intérêts moratoires ont commencé à courir, augmenté de deux points.

Cession ou nantissement de créances résultant du marché

En vue de l'application du régime de nantissement institué par les articles 106 à 110 inclus du code des marchés publics, le comptable chargé du paiement des sommes dues par la personne publique et la personne compétente pour fournir les renseignements énumérés à l'article 108 du code des marchés publics sont désignés dans l'acte d'engagement.

L'exemplaire unique du marché est délivré pour le montant du marché financé par la personne publique.

En cas de sous-traitance prévue dès la passation du marché, le titulaire indique dans le marché la nature et le montant des prestations qu'il envisage de confier à des sous-traitants bénéficiant, dans les conditions prévues à l'article 115 du code des marchés publics, du paiement direct. Ce montant est déduit du montant du marché pour déterminer le montant maximum de la créance que le titulaire est autorisé à céder ou à donner en nantissement.

En cas de sous-traitance en cours de marché, le titulaire transmet à la personne publique son exemplaire unique du marché à chaque demande d'acceptation de sous-traitance afin de mettre à jour les montants relatifs au nantissement et à la cession de créance.

Échéancier des paiements

Les prestations exécutées au titre du présent marché et financées par la personne publique sont réglées mensuellement à terme échu.

Présentation des factures

Les factures sont adressées à l'ordonnateur des dépenses désigné à l'acte d'engagement.

Outre les mentions légales, chaque facture comprend les indications suivantes :

- le nom et l'adresse du créancier ;
- le numéro du compte bancaire ou postal tel qu'il est précisé sur l'acte d'engagement ;
- les références du marché (numéro et date de notification) ;
- le poids effectif de cadavres collectés au titre du présent marché (A) ;

- le prix unitaire HT des prestations exécutées (B) ;
- le montant total HT des prestations exécutées (C = A x B) ;
- le poids effectif de cadavres collectés, au titre du présent marché, chez les propriétaires ou détenteurs de certaines catégories de cadavres d'animaux visés au §9.1 ci-dessus ;
- le montant total HT de la participation obligatoire due par ces propriétaires ou détenteurs (D) ;
- le montant total HT de la facture à régler par la personne publique au titre du présent marché (C-D) ;
- le taux et le montant de la TVA ;
- le montant total TTC de la facture à régler par la personne publique au titre du présent marché.

En cas de groupement conjoint, la facture fait apparaître en outre la répartition des sommes à payer entre les membres du groupement.

En application de l'article 116 du Code des marchés publics, les sous-traitants adressent leurs demandes de paiement au titulaire du marché. Les demandes de paiement des sous-traitants ayant droit au paiement direct sont transmises à l'ordonnateur des dépenses, revêtues de l'acceptation du titulaire du marché. En outre, par dérogation à l'article 8.2 du CCAG/FCS, la facture fait apparaître la ou les sommes à régler directement au(x) sous-traitant(s) avec mention des bénéficiaires du paiement direct.

Chaque facture est accompagnée du rapport mensuel mentionné à l'article 14 du CCTP n°EQUAR-2005-19.

Assurances

Le titulaire du marché doit avoir souscrit un contrat d'assurance responsabilité civile en cours de validité. Ce contrat doit le garantir contre les conséquences pécuniaires de l'engagement de sa responsabilité civile pouvant résulter des dommages corporels ou matériels subis par des tiers ou la personne publique cocontractante à l'occasion de l'exécution des prestations objet du présent marché.

Le titulaire du marché doit également avoir souscrit un contrat d'assurance responsabilité professionnelle en cours de validité. Celui-ci doit le garantir contre tout type de dommages qu'il causerait à la personne publique, à l'occasion de l'exécution des prestations objet du présent marché, que ce soit de son propre fait ou de celui de ses préposés.

Dans les huit jours suivant la notification du marché et avant tout début d'exécution, le titulaire doit produire les attestations d'assurance en cours de validité, indiquant la nature, le montant, la durée et les conditions d'application des garanties précitées.

Le titulaire présente ces attestations chaque année dans le cadre du rapport annuel prévu à l'article 15 du CCTP n°EQUAR-2005-19.

Cession et transfert

Du fait du titulaire

Le présent marché ne pourra en aucun cas faire l'objet d'une cession totale ou partielle par le titulaire, à titre onéreux ou gracieux, sans autorisation écrite et préalable de la personne publique.

Dans l'hypothèse où le titulaire disparaîtrait par fusion, fusion-absorption ou absorption avec ou par une autre société, il est précisé que la mise au point de l'avenant de transfert est soumise à la réception immédiate par la personne responsable du marché des documents énumérés à l'article 2.22 du CCAG / FCS complétés par l'acte portant la décision de fusion, fusion-absorption ou absorption et la justification de son enregistrement légal.

A défaut, la personne publique se réserve le droit de résilier le marché en application de l'article 28 du CCAG / FCS.

Du fait de la personne publique

Conformément aux dispositions de l'article L.226-1 du code rural, le Ministère de l'agriculture et de la pêche peut transférer tout ou partie de la gestion du service public de l'équarrissage à un établissement public. Le transfert est effectué par décret simple.

Ce transfert emporte la cession de l'ensemble des droits et obligations de l'Etat résultant du présent marché à l'établissement public.

Le titulaire ne peut ni refuser ce transfert, ni prétendre à une quelconque indemnité à ce titre.

Le transfert est constaté par avenant.

Résiliation

Résiliation pour faute

En application de l'article 47 du CMP, en cas d'inexactitude des renseignements fournis à l'appui de la candidature et de l'offre (prévus au 2°, aux b et c du 3° de l'article 45 et au I de l'article 46 du CMP), le marché peut être résilié dans les conditions de l'article 28 du CCAG / FCS.

En complément aux dispositions prévues par les articles 25 à 28 du CCAG / FCS, le marché peut être résilié aux torts du titulaire sans que celui-ci puisse prétendre à indemnités, lorsqu'il commet une faute caractérisée au regard de la réglementation en vigueur applicable pour l'exécution du service public de l'équarrissage.

Dans cette hypothèse, la personne responsable du marché notifie au titulaire une mise en demeure, assortie d'un délai d'exécution.

La décision de résiliation ne peut intervenir que si la mise en demeure est restée infructueuse.

Résiliation unilatérale

Dans le cas où la personne publique souhaiterait mettre fin au marché, celui-ci serait résilié en application de l'article 24 du CCAG / FCS après un préavis de trois mois date à date, notifié au titulaire par lettre recommandée avec accusé de réception postal.

Litiges et attribution de juridiction

Les parties s'efforceront de régler par voie amiable les différends, qui pourraient survenir lors de l'exécution du présent marché.

En cas de litige, et après épuisement des moyens de recours amiables prévus par la réglementation, le tribunal administratif de Paris est seul compétent.

Dérogations

Le présent marché déroge aux articles suivants du CCAG / FCS :

Article du CCAP	Libellé de l'article	Nature de la dérogation	Article du CCAG / FCS
8	Pénalités	Formule de calcul	11
9.4	Présentation des factures	Mention des sommes à régler directement au(x) sous-traitant(s)	8.2

Annexe Modèle d'état de révision du prix unitaire

Raison sociale du titulaire
Marché n° Lot n°

Révision du 1er janvier (*indiquer l'année de la révision*)

Le prix révisé P est tel que :

$$P = k \times P_o$$

Le coefficient k est calculé à partir de la formule :

$$K = 0,20 + 0,80 \left[0,125 \frac{GO}{GO_o} + 0,125 \frac{VU}{VU_o} + 0,375 \frac{SCH1-R}{SCH1-R_o} + 0,250 \frac{ICHTTS1}{ICHTTS1_o} + 0,125 \frac{BT01}{BT01_o} \right]$$

dans laquelle :

- GO = indice Gazole du mois d'octobre (*indiquer l'année*), égal à (*indiquer la valeur*) ;
- GO_o = indice GO du mois d'octobre 2005 égal à (*indiquer la valeur*) ;
- VU = indice véhicules utilitaires mois d'octobre (*indiquer l'année*), égal à (*indiquer la valeur*) ;
- VU_o = indice VU du mois d'octobre 2005 égal à (*indiquer la valeur*) ;
- SCH1-R = indice salaires et charges du personnel roulant du mois d'octobre (*indiquer l'année*), égal à (*indiquer la valeur*) ;
- SCH1-R_o = indice SCH1-R du mois d'octobre 2005 égal à (*indiquer la valeur*) ;
- ICHTTS1 = indice du coût horaire du travail tous salariés confondus, charges sociales comprises dans les industries mécaniques et électriques du mois d'octobre (*indiquer l'année*), égal à (*indiquer la valeur*) ;
- ICHTTS1_o = indice ICHTTS1 du mois d'octobre 2005 égal à (*indiquer la valeur*) ;
- BT01 = index national du prix du bâtiment tous corps d'état du mois d'octobre (*indiquer l'année*), égal à (*indiquer la valeur*) ;
- BT01_o = indice BT01 du mois d'octobre 2005 égal à (*indiquer la valeur*) ;

K =

Le prix révisé résulte de l'application du coefficient k au prix figurant dans le bordereau de prix annexé à l'acte d'engagement

Cet état sera complété par le titulaire suivant les indications figurant en italiques.