L'ADAPTATION DU MODELE GENERIQUE A LA SITUATION DES GRANDS CAUSSES.

L'intérêt du modèle étant de permettre la production d'informations utiles à la gestion et à la prise de décision, son application à des cas concrets est une nécessité incontournable. Dans cette partie, le modèle générique a été adapté afin de correspondre de manière plus réaliste à la situation locale des Grands Causses.

Le modèle a été couplé à un système d'information géographique et complété pour que les agents et leurs méthodes soient plus représentatifs de la situation des Grands Causses. La description suivante expose les modifications introduites à partir du modèle générique. Des scénarios ont été réalisés pour, d'une part caractériser les effets d'incertitudes portant sur l'élevage et les comportements d'alimentation des vautours, et d'autre part, évaluer les conséquences de choix méthodologiques liés à la modélisation. Enfin, des scénarios ont été constitués afin d'explorer les effets de mesures concernant la gestion de l'équarrissage.

1. L'adaptation du modèle à la situation caussenarde.

1.1. La zone représentée dans le modèle.

La zone d'étude (44°31'21" Nord et 02°45'47" Est au Nord-Ouest, à 43°47'26'' Nord et 03°43'53'' Est au Sud-Est) s'étend sur 6898 km² autour de la zone de nidification, et comprend la zone de prospection des vautours qui avait été déterminée en 2006 (Gault, 2006) (Fig 7.1). Elle concerne 217 communes réparties sur quatre départements, la Lozère, l'Aveyron, le Gard et l'Hérault.

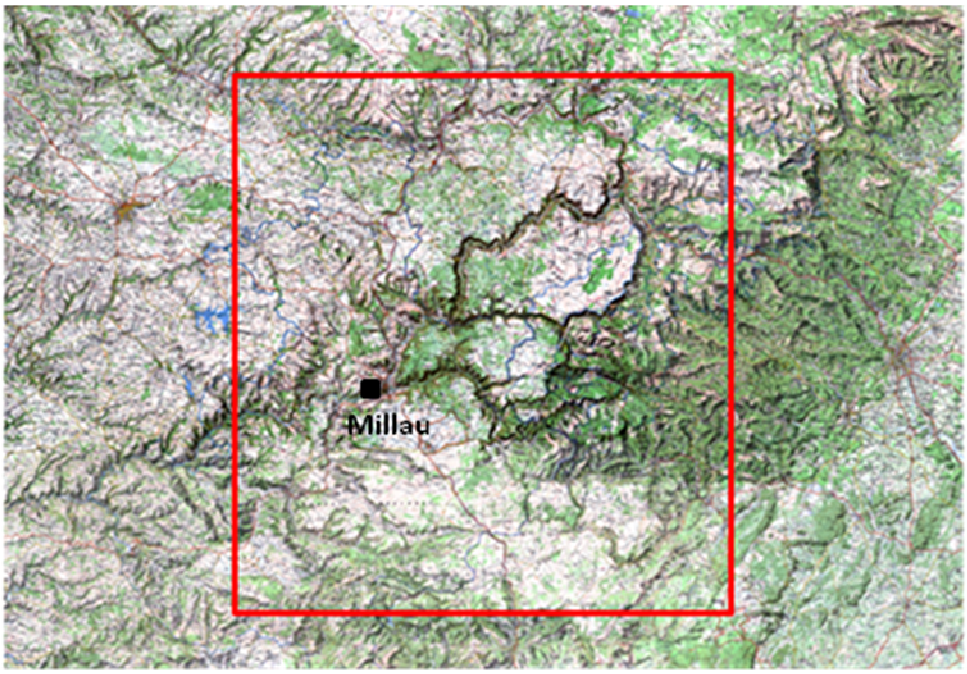

Fig. 7.1. Carte de la région des Grands Causses. La zone d'étude est comprise dans le cadre rouge. Dans le modèle, elle est délimitée par les surfaces des communes.

1.2. Les gestionnaires et les entreprises d'équarrissage.

Les gestionnaires représentés sont l'antenne Grands Causses de la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) et le Parc National des Cévennes (PNC). Ce sont des agents situés, localisés à leur point de départ respectif de collecte : la commune de Peyreleau (LPO), et le charnier du PNC. Les entreprises représentées sont la Saria et la Ferso[15].

[15] Ferso-Bio est aujourd'hui Atemax. L'hypothèse est que l'organisation et les coûts des collectes restent les même.

1.3. Les exploitations.

Les exploitants qui font appel à la collecte par les gestionnaires, ou qui ont officialisé leur placette d'alimentation, sont inscrits sur les registres des gestionnaires. Avec ceux rencontrés lors des entretiens ethnologiques, nous nous référerons à ces éleveurs en parlant d'exploitants « identifiés ». Les localisations précises de leurs exploitations ont été géo-référencés, ce qui a permis de les placer sur l'interface spatiale du modèle.

Pour les exploitations non identifiées, deux cas de figure se sont présentés : soit le nombre d'exploitations et le nombre moyen d'ovins par commune étaient connus soit les données étaient indisponibles (Fig. 7.2).

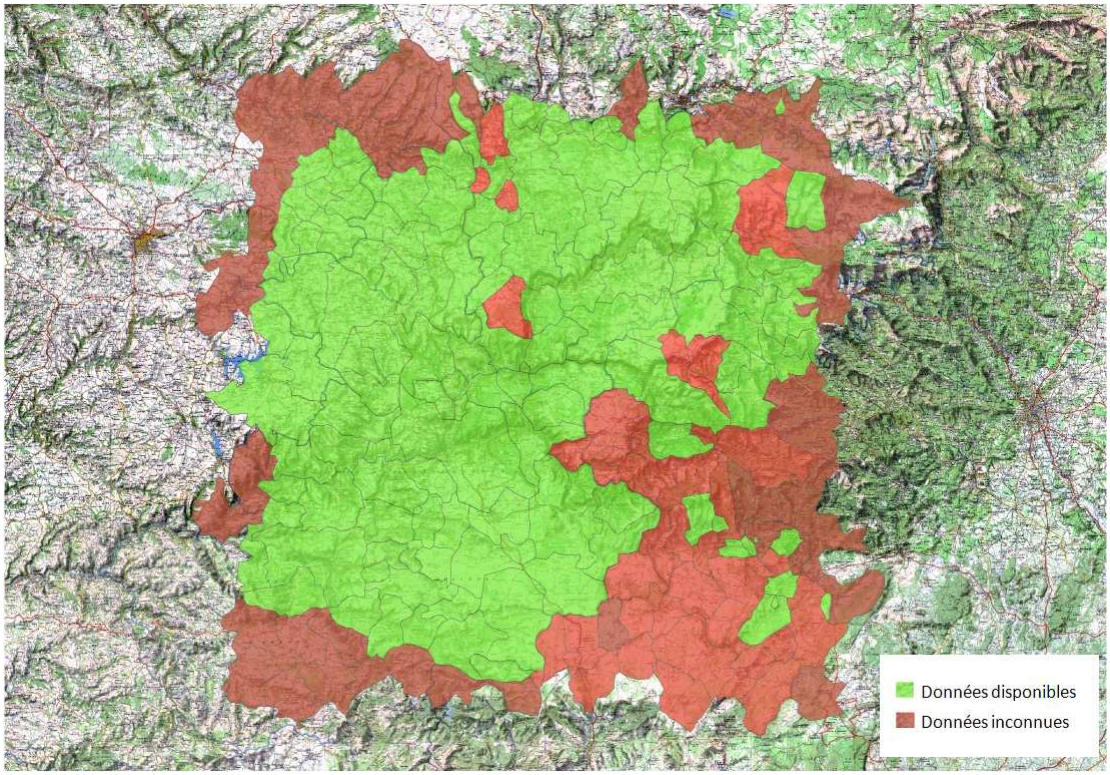

Fig. 7.2. Carte de la répartition des données disponibles et inconnues sur le nombre d'exploitations et d'ovins dans la zone d'étude.

Pour les 55 communes dont les données n'étaient pas connues, deux hypothèses ont été retenues :

- Il n'y a pas d'exploitation dans ces communes. Cette hypothèse, certes peu réaliste, permet d'obtenir des résultats pour une quantité minimum de ressources potentiellement disponibles pour les vautours.
- Il y a des exploitations sur ces communes. Leur nombre et le nombre moyen d'ovins correspondent à ceux des autres communes. Ces nombres ont été extrapolés à partir des données disponibles. La distribution du nombre d'exploitations a été générée en utilisant une loi binomiale négative et la distribution du nombre moyen d'ovins par exploitation a été obtenue en utilisant la loi de Poisson (Fig. 7.3).

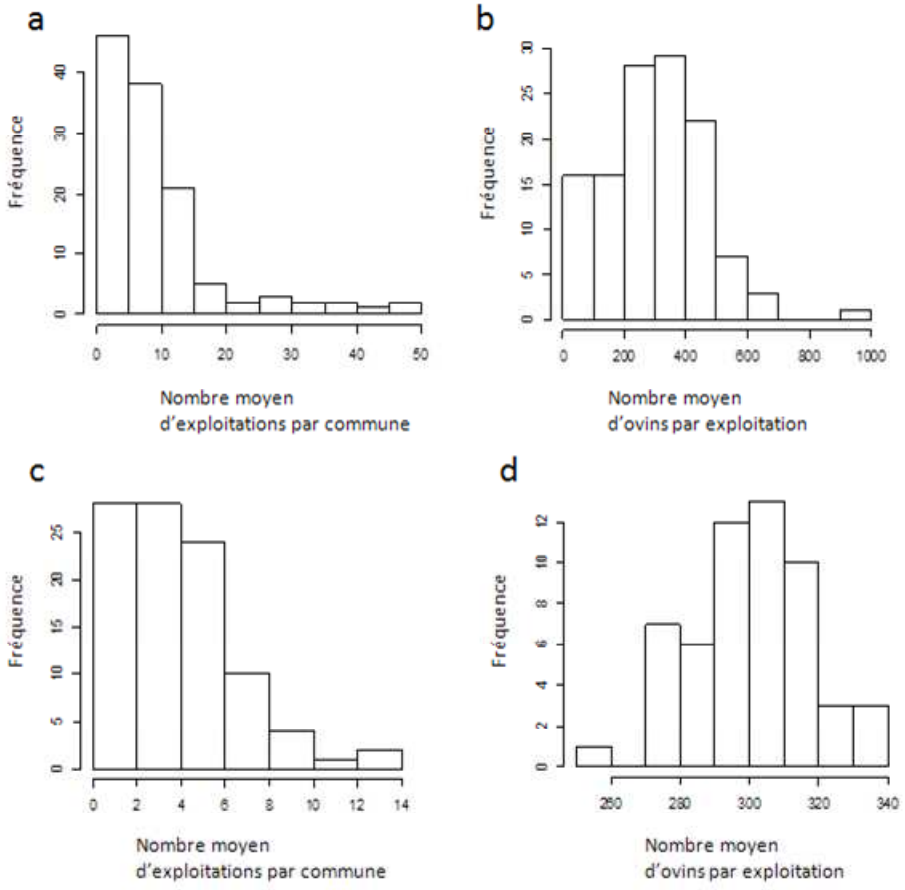

Fig. 7.3. Fréquences du nombre d'exploitations par commune et d'ovins par exploitation à partir des données disponibles et après les extrapolations. a : histogramme des exploitations par commune à partir des données connues. **b** : histogramme du nombre d'ovins moyen par exploitation à partir des données connues. **c** : histogramme des exploitations par commune extrapolé à partir des données connues. **d** : histogramme du nombre d'ovins moyen par exploitation extrapolé à partir des données connues.

Les communes sont des entités spatiales du modèle, auxquelles un « nombre moyen d'exploitations » et un « nombre d'ovins moyen » ont été attribués, en fonction des données disponibles et des données extrapolées. Quant aux exploitations non identifiées, elles sont situées aléatoirement sur la surface de leurs communes respectives.

1.4. Les pratiques d'équarrissage.

Les pratiques d'équarrissage des exploitants identifiés sont connues (Fig. 7.4). Nous avons fait l'hypothèse que les 66 éleveurs inscrits sur les registres de collecte de la LPO et du PNC de 2010 font systématiquement appel à ces collectes. Pour les 61 éleveurs ayant officialisé leur placette, l'hypothèse est qu'ils l'utilisent aussi systématiquement.

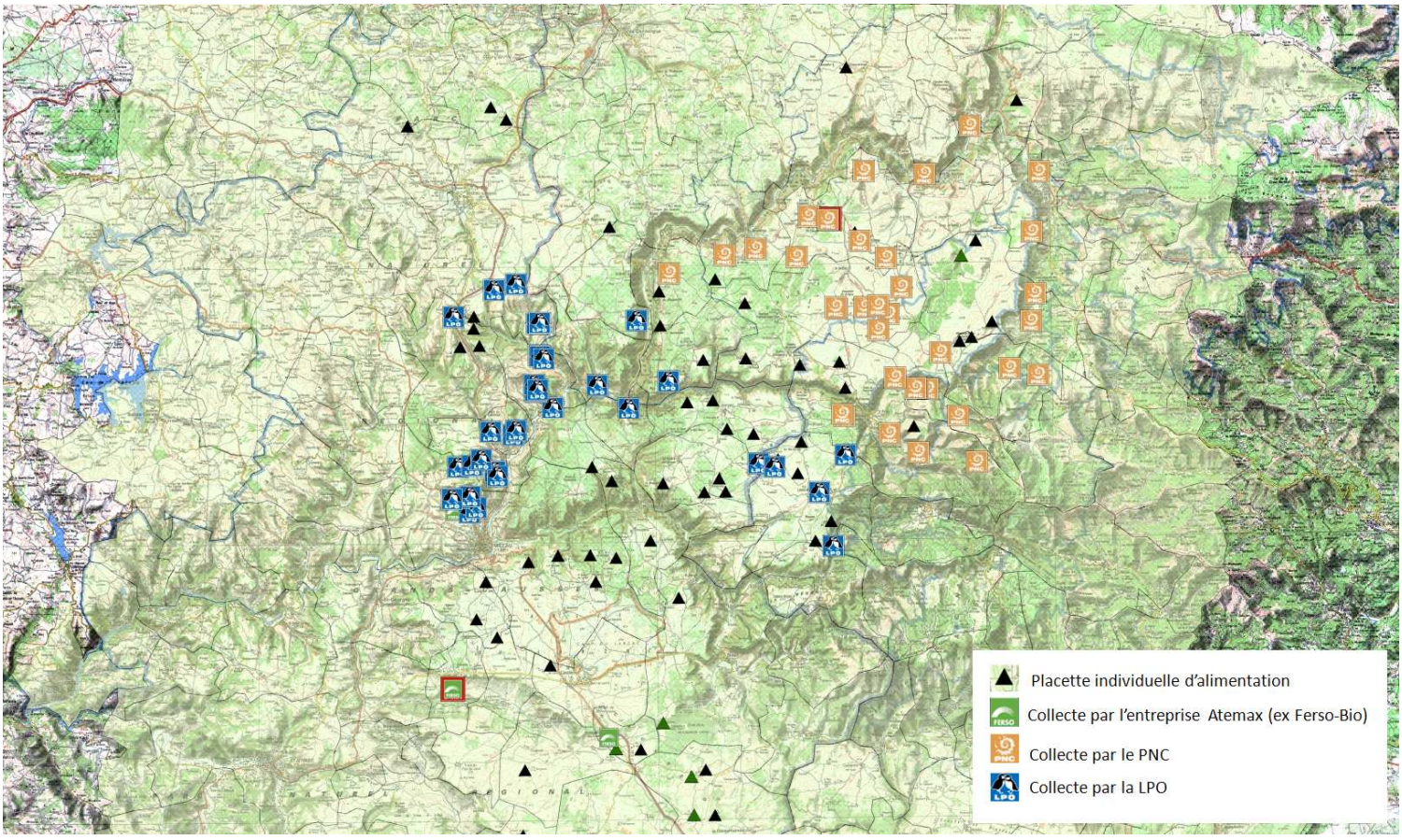

Fig 7.4. Distribution spatiale des principaux systèmes d'équarrissage utilisés par les exploitants identifiés dans les Grands Causses.

Pour les exploitations non identifiées, dont les pratiques sont inconnues, l'option des collectes par la LPO et le PNC a été écartée, puisque ce mode d'équarrissage est destiné soit à rester au nombre actuel de collectés, soit à s'arrêter. Ils peuvent donc utiliser la collecte par une entreprise d'équarrissage ou une placette. Les entreprises d'équarrissage peuvent intervenir partout, et la zone a été séparée selon le partage territorial entre les deux sociétés opérant dans cette région : Saria et Ferso-bio (Fig. 7.5). Une zone correspondant à la possibilité de créer une placette a été définie. Elle est contrainte par l'altitude, celle de la placette actuelle la plus basse ayant servi de référence comme altitude minimale (Fig. 7.6).

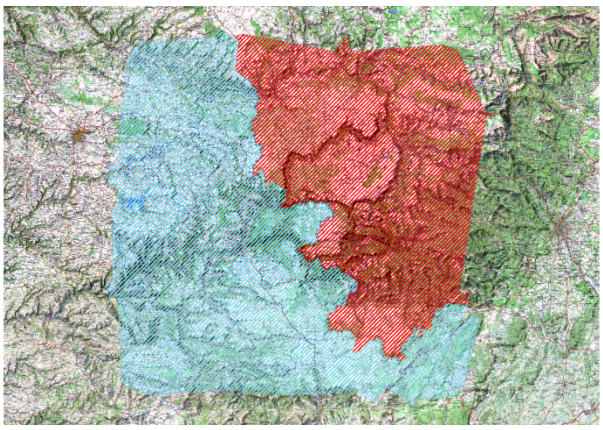

Fig. 7.5. Zones des collectes des entreprises d'équarrissage dans les Grands Causses, rouge : entreprise Saria. Bleu : entreprise Atemax.

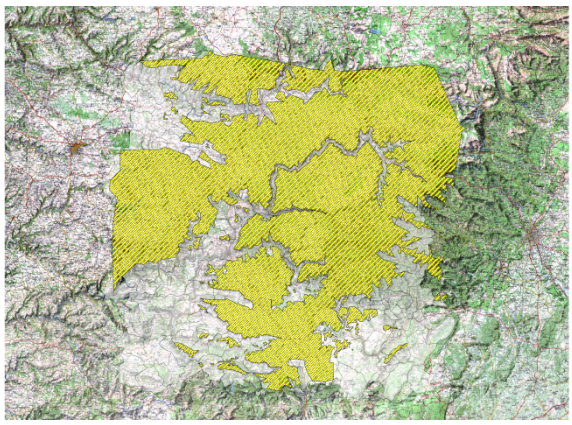

Fig. 7.6. Zone correspondant à la possibilité d'utiliser une placette individuelle d'alimentation dans les Grands Causses (jaune).

Dans les zones où la seule option est de faire appel aux entreprises d'équarrissage, l'hypothèse est que les exploitants y font systématiquement appel. Pour les zones où il est également possible d'utiliser une placette, des stratégies d'équarrissage ont été attribuées de manière probabiliste selon les scénarios définis dans le paragraphe 1.7. Les zones de collecte des entreprises et celle correspondant à la possible utilisation de la placette ont été intégrées dans le modèle en tant qu'entités spatiales du modèle. Une autre zone a été ajoutée ; celle de nidification des vautours.

1.5. La zone de nidification des vautours.

Les vautours partent à la recherche de nourriture à partir de leur site respectif de nidification. Nous avons souhaité évaluer si la prise en compte de l'étendue de la zone de nidification pouvait influencer les résultats du modèle. Deux modalités concernant le point de départ de prospection ont été testées. Ce point de départ est soit situé aléatoirement chaque jour dans la zone de nidification, soit fixé à la rencontre des gorges du Tarn et de la Jonte où leur envol matinal est régulièrement observé (Duriez, comm. pers.).

1.6. Les indicateurs donnés par le modèle.

Ces indicateurs sont issus des méthodes et des valeurs utilisées dans le modèle, décrites dans le chapitre modélisation du système étudié (cf Chapitre III). Dans le cas contraire la modification est mentionnée ici:

- L'effectif de la population au cours du temps et lorsqu'elle a atteint la capacité de charge,
- Le nombre de carcasses par système d'équarrissage (placette, Saria, Ferso-Bio, LPO, PNC)
- Le nombre de carcasses non éliminées –appelées également carcasses restantes, permettant de calculer l'efficacité d'équarrissage,
- L'efficacité d'équarrissage sur les placettes, lorsque la population de vautours a atteint la capacité de charge, en fonction des saisons,
- Les coûts dus aux collectes, par collecteurs (LPO, PNC, Saria, Ferso-Bio). Le coût moyen par carcasse collectée est de 20, 39 € pour la LPO et de 26,23 pour le PNC (Boumellassa, 2004). Pour les entreprises, les coûts sont de 139,9 euros par tonne (Boumellassa, 2004).
- Les émissions de carbone générées par les collectes, par collecteurs. Les exploitations collectées par la LPO et le PNC ont été situées précisément. A partir des distances (en kilomètre) entre les exploitations voisines et à l'aide d'une routine développée avec le logiciel R, les distances minimum entre toutes les exploitations ont pu être déterminées. Elles ont été intégrées sous forme de

matrices dans le modèle, l'une concernant les exploitations collectées par la LPO et l'autre les exploitations collectées par le PNC. Des méthodes ont été développées dans le modèle afin que ces agents puissent choisir le trajet le plus court pour chaque collecte, et d'obtenir précisément le nombre de kilomètres parcourus par les gestionnaires. A partir de ces distances, la quantité de carbone émis par leur collecte est calculée comme précédemment, c'est-à-dire avec le coefficient de 0.1009 kg équivalent carbone par km. Ce degré de précision n'a pu être atteint pour calculer les émissions de carbone générées par les collectes des entreprises, du fait du nombre important d'exploitations collectées. Ceci nécessite une puissance de calcul dont nous ne disposions pas. Les trajets des camions de collectes des entreprises sont calculés comme précédemment, en ligne droite d'une exploitation à l'exploitation la plus proche.

Le nombre d'individus juvéniles à l'envol (à t=30) a été ajouté aux indicateurs afin de permettre une comparaison des résultats du modèle concernant la population de vautours avec des données de terrain.

1.7. Les scénarios.

Un premier scénario dit « standard » a été constitué comme base de référence. Il est initialisé sans l'extrapolation sur les nombres moyens d'exploitations et d'ovins, c'est-à-dire avec un nombre minimum d'ovins dans la zone d'étude. La distribution spatiale des exploitations est réinitialisée à chaque répétition. Les exploitations sont néanmoins toujours situées dans leurs communes respectives. Le point de départ de prospection de la population de rapaces nécrophages est fixe, à la rencontre des gorges du Tarn et de la Jonte. La compétition intra spécifique pour les ressources subie par les juvéniles est de type « contest », autrement dit, ces derniers n'ont accès aux ressources qu'après les autres classes d'âge.

Les pratiques d'équarrissage des exploitants ont été exposées dans le point 1.4. Restait à définir les pratiques des exploitants placés face à l'alternative : faire appel à la collecte par une entreprise d'équarrissage ou utiliser une placette. Des pratiques ont été attribuées selon des probabilités comme suit : 10% des éleveurs utilisent systématiquement une placette, 10% utilisent systématiquement la collecte par une entreprise d'équarrissage, 10% combinent les

deux dispositifs suivant la stratégie « Compromis » et 70% combinent les deux dispositifs suivant la stratégie « Pragmatique ».

Ces deux stratégies ont été définies dans le chapitre VI partie 2. La stratégie « Compromis » consiste à déposer les carcasses sur une placette si la dernière utilisation de la placette a été efficace. Dans le cas contraire, l'éleveur fait appel à l'entreprise d'équarrissage qui collecte dans la zone où l'exploitation est localisée. La placette sera ensuite utilisée à nouveau. Couramment pratiquée dans les Grands Causses, la stratégie « Pragmatique » consiste à laisser les carcasses aux vautours de manière ponctuelle (Bobbé, 2006; 2009). La placette est utilisée lorsque la mortalité à lieu du vendredi au dimanche.

Des paramètres du scénario « standard » ont été modifiés pour évaluer la sensibilité des indicateurs à certaines incertitudes. La première concerne le nombre de carcasses à éliminer dans la zone : le scénario « standard » a été réalisé avec l'extrapolation sur les nombres moyens respectifs des exploitations et des ovins.

La seconde porte sur l'intensité de la compétition intra spécifique subie par les vautours juvéniles : le scénario « standard » a été réalisé avec une compétition de type « scramble » au lieu de la compétition de type « contest », c'est-à-dire que les ressources sont accessibles de la même manière pour toute la population de vautours.

Le scénario « standard » a ensuite permis de tester la sensibilité des indicateurs à des hypothèses sur des aspects spatiaux. Des simulations ont été réalisées avec une distribution spatiale fixe des exploitations. Les répétitions du scénario, permettant d'obtenir des résultats moyens, sont réalisées à partir d'une même carte de localisation des exploitations.

Par ailleurs, des simulations ont été réalisées avec un point de départ de prospection situé chaque jour aléatoirement dans la zone de nidification. Les vautours n'étant pas représentés de manière individu-centrée, ce point est le même pour tous.

Les trois scénarios suivants, constitués sur la base du scénario « standard », concernent les décisions d'acteurs de la gestion de l'équarrissage. La première est prise par les gestionnaires : ils arrêtent leurs activités de collecte. L'hypothèse est que les exploitants qui y faisaient appel souhaitent continuer à donner les carcasses aux vautours. Lorsque c'est possible (cf point 1.4), ils utilisent alors une placette. Dans le cas contraire, ils se reportent sur la collecte par l'entreprise d'équarrissage qui collecte dans la zone où est localisée l'exploitation.

Dans le second scénario, l'utilisation de placettes officieuses n'est plus envisageable pour les éleveurs : les dépôts officieux n'ont plus court. Sous l'hypothèse que les services vétérinaires ne souhaitent pas l'augmentation de la population de vautours, aucune nouvelle placette n'est officialisée. Tous les éleveurs n'ayant pas de placette officielle font appel à une entreprise.

Enfin, dans le dernier scénario, l'utilisation de l'équarrissage naturel est encouragée par la promotion du dispositif de placette : dans les zones où la placette est utilisable, l'hypothèse est que 80% des éleveurs adoptent la stratégie « Compromis », 10% des éleveurs utilisent systématiquement une placette, et 10% des éleveurs font systématiquement appel à une entreprise.

Ces scénarios sont récapitulés dans le *livret des simulations* (Tableau 11).

2. Résultats.

Les résultats des simulations pour les différents indicateurs sont présentés par scénario, selon l'ordre de présentation des scénarios.

2.1. L'incertitude sur le nombre d'ovins présents dans la zone étudiée.

Le nombre de carcasses à éliminer annuellement est de 12 571 (±66) lorsque le nombre d'ovin est minimum sur la zone étudiée. Il est de 15 129 (±74) avec l'extrapolation sur les nombres moyens d'exploitations et d'ovins. Sans l'extrapolation, l'effectif de la population de vautours est de 377 (±15) individus, tandis qu'avec l'extrapolation la population compte 459 (±18) individus, soit de 82 individus supplémentaires en moyenne. Le nombre de juvéniles à l'envol est respectivement de 128,65 (±6,61) individus et de 160,6 (±8,1) individus. Le nombre de carcasses non consommées par les charognards est de 552 (±57) sans l'extrapolation et 663 (±62) avec. Les coûts générés par les collectes sont plus importants de 21 839 euros en moyenne dans le cas de l'extrapolation (Tableau 11). Les émissions de carbone sont plus importantes de 4,95 tonnes par an (Tableau 11). L'efficacité d'équarrissage comme l'indicateur d'éco-efficience ont les mêmes valeurs avec et sans

l'extrapolation, et sont respectivement de 95,78% et de 2 Kg de carbone émis par carcasse éliminée.

2.2. L'incertitude sur l'intensité de la compétition intra-spécifique pour les juvéniles.

Avec une compétition de type « scramble » la population de rapaces nécrophages compte environ 504 (±24) individus, soit une augmentation de 127 individus en moyenne par rapport au scénario dans lequel la compétition est de type « contest ». Le nombre moyen de juvéniles à l'envol est du même ordre de grandeur quelque soit le type de compétition, soit de 127,36 (±6,95) individus. Par rapport au scénario avec la compétition de type « contest », le nombre de carcasses non consommées est moins élevé, de 342 (±46) par an. Le taux d'efficacité correspondant est de 97,34%, soit une efficacité supérieure de 1,56% par rapport au scénario avec la compétition de type « contest ». L'indicateur d'éco-efficience reste le même dans les deux cas.

2.3. Les aspects spatiaux.

Les indicateurs sont peu sensibles aux éléments spatiaux qui ont fait l'objet de scénarios : un départ de prospection situé aléatoirement chaque jour dans la zone de nidification ou fixé à la rencontre des gorges de la Jonte et du Tarn (scénario standard) modifie peu les valeurs trouvées pour les indicateurs (Tableau 7.1). Les résultats moyens sont également équivalents lorsque les localisations des exploitations sont fixées pour toutes les répétitions et lorsque les localisations des exploitations sont réinitialisées à chaque répétition (Tableau 7.1).

	Eff.	Krest	Nv	Njuv	CE	Eco-eff.	C
Sans extrapolation	95,78	552,92 ±57,63	377,14 ±15,86	128,65 ±6,61	25 301,75 ±526,72	2,01	100 098,62 ±2359,54
Compétition « scramble »	97,34	342,84 ±46,75	504,19 ±24,26	127,36 ±6,95	25 257,89 ±459,01	2,00	99 885,65 ±2139,06
Avec l'extrapolation	95,79	663,78 ±62,56	459,8 ±18,10	160,6 ±8,1	30 262,31 ±542,31	2,00	121 938,43 ±2631,24
Localisation fixe des exploitations	96,13	509 ±47	386 ±11	132,8 ±6	25,2 ±0,4	1,99	100 343,94 ±1763,61
Point de départ de prospection aléatoire	95,86	542 ±55	376 ±15	124,14 ±7,5	25,4 ±0,5	2,02	100 282,27 ±2263,34

Tableau 7.1. Bilan synthétique des valeurs prises par les indicateurs dans les Grands Causses selon les scénarios.
Eff : Efficacité en termes de pourcentage de carcasses éliminées par an. **Krest** : Nombre de carcasses non éliminées par an. **Nv** : Effectif de la population de vautours. **Njuv** : Effectif des individus juvéniles dans la population de vautours. **CE** : émission de carbone (T/an). **Eco-eff**.: Ecoefficience des systèmes proposés en termes de quantité de carbone émise par carcasse éliminée (Kg/carcasse). **C** : Coûts générés par les collectes (€/an).

2.4. Scénario sur les pratiques d'équarrissage.

2.4.1. L'arrêt des collectes par la LPO et le PNC.

La demande pour le service d'équarrissage naturel, qui concernait 3 278 (±134) carcasses avec le scénario « standard », en concerne alors 2 996 (±94). Sur la totalité des carcasses à éliminer, cela représente 22,89% des carcasses en moyenne contre 24,98% avec le scénario « standard » (Fig. 7.7A). Cette différence d'apport de ressource affecte peu l'effectif de la population de vautours et le nombre de carcasses non consommées. L'effectif moyen à l'équilibre est alors de 340 (±15) individus (Fig. 7.8) et le nombre de carcasses restantes de 518 (±49) (Fig. 7.7B). Le nombre moyen d'individus juvéniles à l'envol est de 114 (±7). La LPO et le PNC économisent respectivement 7 967,59 (±417) € et 1 152,33 (±174) €. Les coûts sont reportés vers les entreprises d'équarrissage (Tableau 7.2) et le coût total diminue en moyenne de 6 326 €. Si l'on considère la totalité des carcasses éliminées, le coût par carcasse diminue en moyenne de 7,96 € (scénario « standard ») à 7,46 € et l'éco-efficience est de 1,9 (Tableau 7.3).

2.4.2. L'arrêt d'utilisation de placettes officieuses.

Dans le scénario où les placettes officieuses ne sont plus utilisées, il reste les 61 placettes officielles répertoriées au moment de l'étude (2010). Le nombre moyen d'individus juvéniles à l'envol est de 37 (±17). La population de vautours, qui peut se maintenir dans ce contexte avec en moyenne 110 (±6) individus (Fig. 7.8), dispose annuellement de 925 (±47) carcasses. La demande pour le service d'équarrissage naturel concerne alors 7,3% des carcasses de la zone prise en compte pour l'étude (Fig. 7.7A). L'efficacité d'équarrissage est améliorée par rapport aux autres scénarios, atteignant 99,21% des carcasses à éliminer. Ceci correspond à un nombre moyen de carcasses non éliminées de 99 (±20) par an (Fig. 7.7B). Le succès d'élimination des carcasses sur les placettes est toujours optimal en été mais seulement 39,6% des carcasses déposées en hivers sont consommées, alors que la moyenne est supérieure dans les autres scénarios (Fig. 7.9). Par rapport au scénario « standard », les coûts sont supérieurs de 23 077 € en moyenne (Tableau 7.2) soit 9,80 € par carcasse. L'indicateur d'éco-efficience est le plus élevé des trois scénarios, avec 2,25 kg de carbone émis par carcasse (Tableau 7.3).

2.4.3. La promotion de l'utilisation de la placette.

Avec la promotion du dispositif de placette, la demande pour le service d'équarrissage naturel équivaut à 44,73% des carcasses de la zone étudiée (Fig. 7.7a). Par rapport au scénario « standard », l'efficacité d'équarrissage est moindre, 94,7% (contre 95,78%), avec 708 (±59) carcasses restantes en moyenne par an (Fig. 7.7b). La population de vautours compte 677 (±17) individus, soit 300 individus de plus en moyenne que dans le scénario « standard » (Fig. 7.8). Le nombre d'individus juvéniles à l'envol est de 261 (±8). L'économie réalisée est de 26 030 € (Tableau 7.2). Le coût moyen par carcasse éliminée, de 5,89 €, est le moins élevé parmi les trois scénarios. L'éco-efficience est la plus basse, avec 1,59 kg carbone émis par carcasse éliminée (Tableau 7.3).

Coûts des collectes (€ /an)	LPO	PNC	Saria	Ferso	Total	Coût par carcasse
Scénario standard	7 967,59 ±417,69	1 152,33 ±174,03	30 060,94 ±767,76	60 917,74 ±1 000,04	100 098,62 ±2 359,54	7,96
Arrêt de la collecte par la LPO et le PNC	0	0	30 102,27 ±680,78	63 669,42 ±826,10	93 771,69 ±2 465,36	7,45
Arrêt de l'utilisation de placette officieuse	7 953,48 ±382,16	1 159,68 ±178,75	39 389,40 ±577,63	74 673,81 ±668,26	123 176,39 ±1 813,29	9,79
Promotion de l'utilisation de placette	7 945,33 ±388,64	1 145,83 ±177,87	19 360,68 ±810,14	45 616,65 ±1 095,17	74 068,50 ±1 506,88	5,88

Tableau 7.2. Coûts annuels dus aux collectes dans les Grands Causses, en fonction des scénarios de gestion de l'équarrissage.

carbone (kg/an)	LPO	PNC	Saria	Ferso	Total	Eco-efficience
Scénario « standard »	1 616,60 ±78,44	167,18 ±26,32	7 652,28 ±207,74	15 865,67 ±214,20	25 301,75 ±526,72	2,01
Arrêt de la collecte par et le PNC	0	0	7 646,53 ±170,88	16 326,61 ±205,14	23 973,14 ±376,02	1,90
Arrêt de l'utilisation de placette officieuse	1 631,43 ±74,30	166,36 ±27,32	9 132,99 ±163,09	17 438,63 ±200,28	28 369,42 ±465,01	2,25
Promotion de l'utilisation de placette	1 619,22 ±72,80	162,48 ±26,01	4 975,93 ±270,10	13 355,36 ±237,82	20 113,01 ±606,75	1,59

Tableau 7.3. Emissions annuelles de carbone dues aux collectes dans les Grands Causses, en fonction des scénarios de gestion de l'équarrissage.

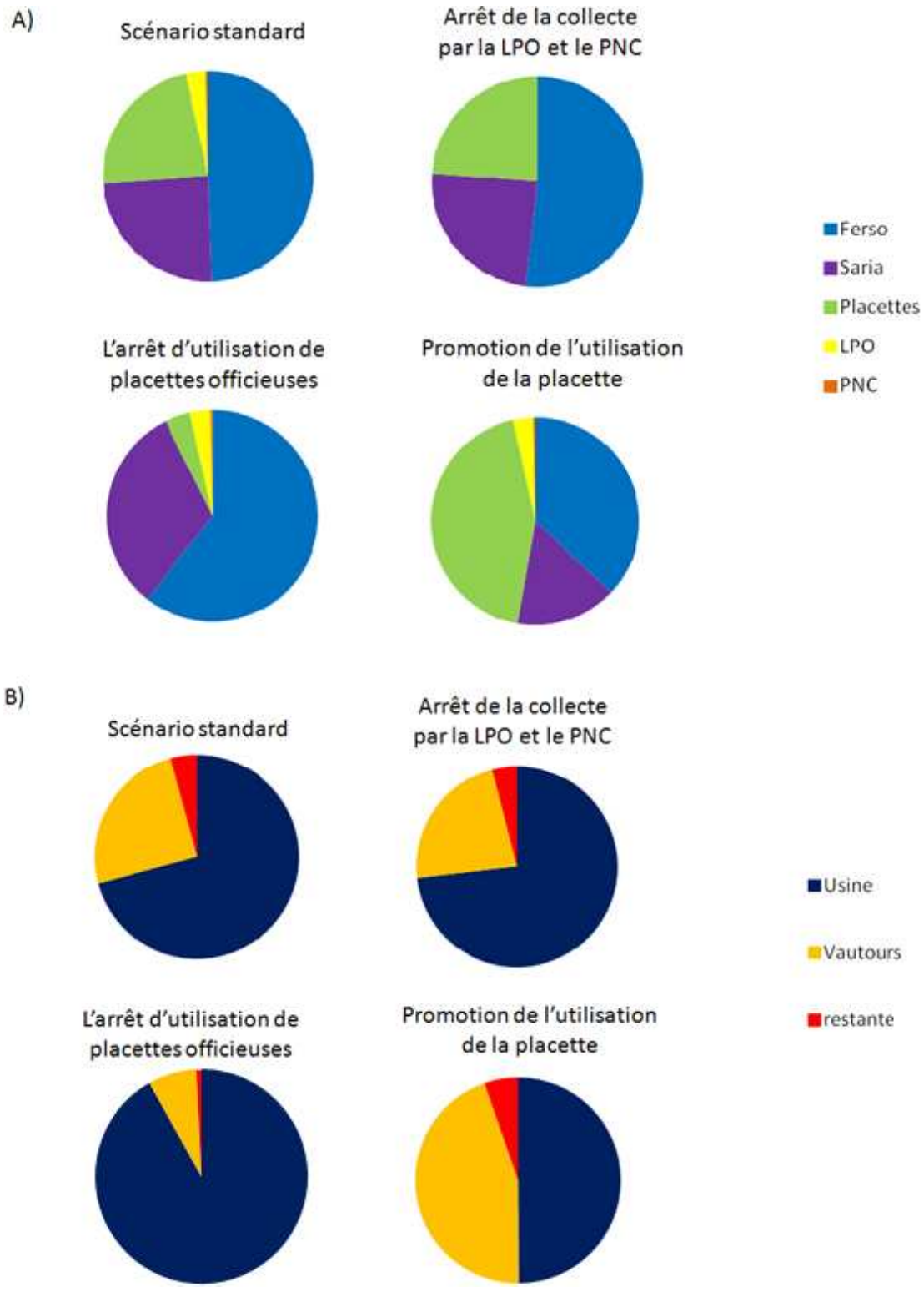

Fig.7.7. Répartition et destination des carcasses dans les Grands Causses, en fonction des scénarios de gestion de l'équarrissage.

A) Répartition des carcasses entre les services d'équarrissage proposés et selon les scénarios. **B)** Destination finale des carcasses entre l'usine, les vautours et les carcasses restantes, soit non éliminées.

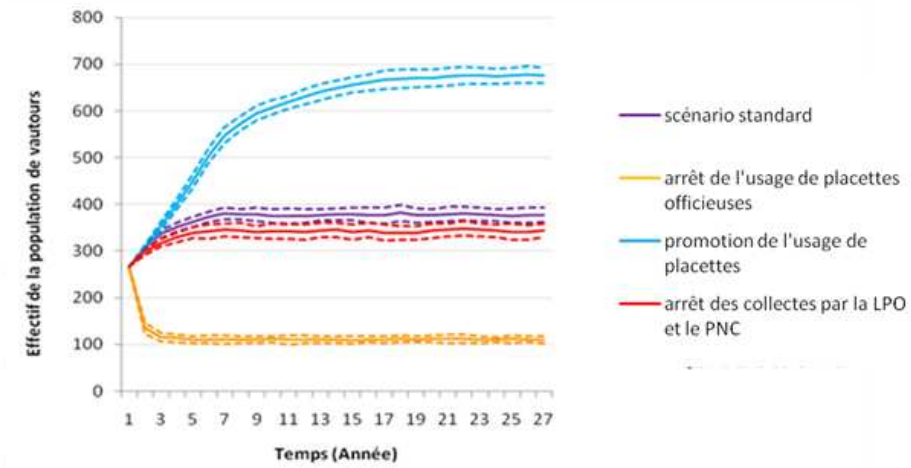

Fig. 7.8. Effectif de population de vautours au cours du temps, dans les Grands Causses, selon les scénarios de gestion de l'équarrissage. Les moyennes sont représentées par les lignes pleines et les écarts types par les lignes en pointillés.

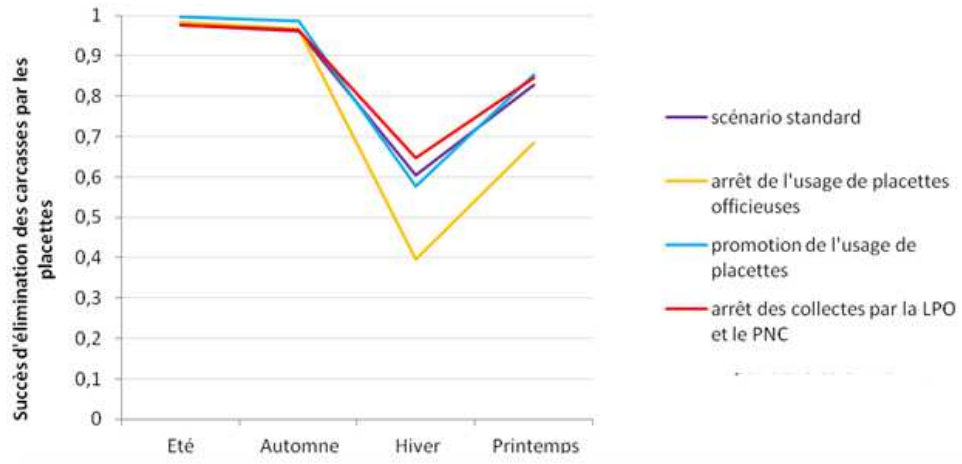

Fig. 7.9. Succès d'élimination des carcasses par les placettes en fonction des saisons, dans les Grands Causses, selon les scénarios de gestion de l'équarrissage.

3. Discussion.

A partir de ces résultats, nous proposons une comparaison avec des données empiriques concernant la population de vautours, suivie d'une discussion sur la gestion de l'équarrissage naturel dans les Grands Causses. Auparavant, nous expliquons la faible sensibilité des résultats aux paramètres spatiaux testés.

3.1. Les effets d'éléments spatialisés.

Un point de départ de prospection des vautours au centre de la zone est une simplification qui n'a que peu ou pas d'effet sur les indicateurs. Comme les vautours prospectent au plus proche, de manière concentrique, et comme la zone de nidification est centrale et peu étendue en comparaison avec la zone d'étude, la variation journalière du point de départ de la prospection équivaut à un point fixe.

Le fait que les exploitations soient situées aléatoirement à chaque répétition ou fixés pour toutes les répétitions modifie également peu les résultats. Rappelons qu'elles restent situées sur leur commune respective, c'est-à-dire que les densités de carcasses à éliminer à l'échelle des communes restent les mêmes dans les deux cas. La manière de calculer les indicateurs explique que les résultats soient équivalents. Les calculs de distances pour les collectes des entreprises ne sont pas précis au point de la localisation exacte des exploitations. Les coûts ne sont calculés que sur la base du nombre de carcasses données aux collecteurs (gestionnaires et entreprises). La méthode principale régissant le comportement de prospection des vautours ne prend pas en compte les distances absolues mais seulement les distances relatives entre les sites approvisionnés.

Les paramètres d'initialisation testés affectent peu les résultats, notamment du fait des méthodes utilisées dans le modèle. Ceci était attendu, mais permet de confirmer qu'il n'aurait pas été approprié de chercher à préciser ces éléments spatiaux, en vue de l'utilisation du modèle qui a été développé.

3.2. La population de vautours, estimations et données empiriques.

Au printemps 2009, 437 individus ont été identifiés par lecture de bagues et 186 jeunes individus produits ont été comptés (Lécuyer, 2009). Les résultats du modèle les plus proches de ces données ont été obtenus avec le scénario « standard », avec l'extrapolation du nombre d'exploitations et d'ovins pour les communes dont ces données étaient inconnues (459 ±18 individus et 160 ±8 juvéniles produits). Cependant, le nombre d'individus identifiés par lecture de bague est un effectif minimum : d'une part, les individus de la population ne sont portent pas tous les bagues et d'autre part, il arrive régulièrement qu'ils les perdent. Par

ailleurs, les résultats du modèle indiquent des valeurs lorsque la capacité de charge du milieu est atteinte. Or, il n'est pas certain que ce soit le cas dans les Grands Causses.

Pour une espèce longévive, la régulation d'une population par les ressources trophiques devrait théoriquement affecter la survie juvénile, puis la productivité de la population, et mener à terme l'effectif de la population à un équilibre dynamique (Lebreton et Clobert, 1991 ; Gaillard et al., 2000). Dans les Grands Causses, des juvéniles sont régulièrement en difficulté (comm. pers. LPO) durant la période estivale et une baisse du taux de survie juvénile a été mise en évidence (Fig. 7.10). La diminution et la stabilisation du taux de survie des individus juvéniles devraient aboutir, à terme, à une stabilisation du nombre de couples reproducteurs (Gault, 2006). Des projections de la dynamique de population réalisées sur la base d'estimations des paramètres démographiques, et incluant la densité-dépendance, ont été réalisées (Gault, 2006). Elles indiquent que d'une part, le taux de croissance pourrait diminuer à partir de 2010 (Gault, 2006), et que d'autre part, la population de vautours des Grands Causses devrait se stabiliser au début des années 2020, avec 200 couples reproducteurs environ (Gault, 2006).

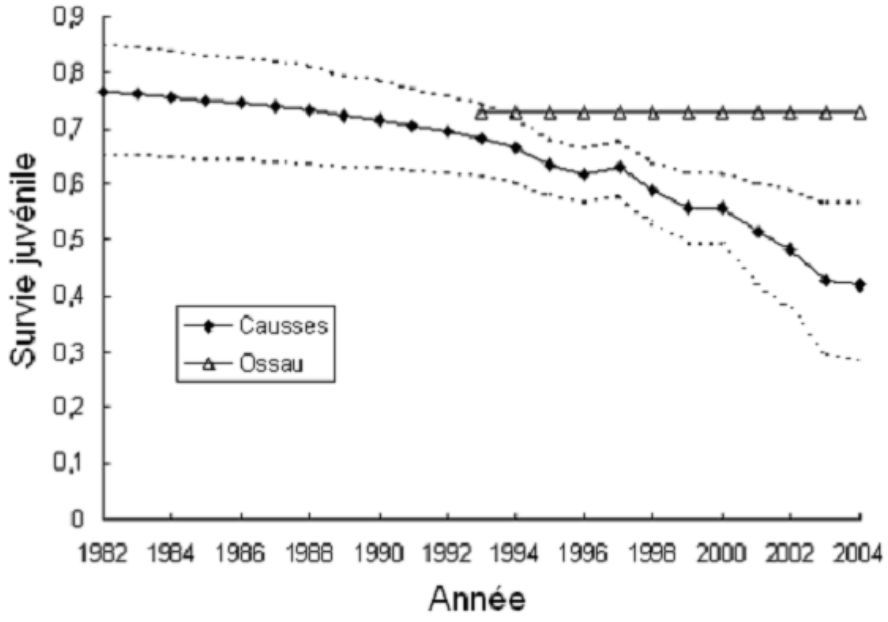

Fig. 7.10. Estimation des taux de survie des individus juvéniles de 1962 à 2004 pour la population de vautours des Grands Causses et celle d'Ossau (Gault, 2006).

Or le taux de croissance ne montre pas de diminution en 2010, et environ 224 juvéniles ont été produit. Aussi, par rapport à l'effectif de vautours que l'on peut attendre pour la population caussenarde ayant atteint la capacité de charge, ces éléments indiquent que les résultats du modèle avec le scénario « standard » sont probablement sous estimés. Plusieurs explications peuvent être avancées. Une explication serait le manque de données sur les carcasses réellement mises à disposition des vautours. Une utilisation plus importante de placettes mène à un effectif plus élevé de vautours au vue des résultats du scénario de promotion de l'utilisation de placette (677 individus en moyenne et 261 juvéniles). En 2005, à partir d'une estimation des besoins alimentaires de la population de vautours, Morio a déterminé que les vautours auraient trouvé 38 tonnes de nourriture ne provenant ni des collectes par la LPO et par le PNC, ni des placettes officialisées (Morio, 2006). Ces ressources peuvent provenir en particulier des pratiques de dépôt officieux de carcasses, ou encore de la mortalité de la faune sauvage.

Ensuite, comme nous l'avons constaté dans le chapitre V et celui-ci, l'effectif de la population peut être affecté par la modélisation de la compétition subie par les juvéniles. Par ailleurs, comme nous l'avons écrit dans le chapitre V, l'effectif de la population de vautours varie selon la période à laquelle il est enregistré. Enfin, dans la mesure où elles n'ont pas été validées, les relations entre la quantité de ressources consommées et les taux de productivité et de survie peuvent être remises en cause.

Il semble important de rappeler qu'étant donné que les vautours sont capables de parcourir de grandes distances journalières pour s'approvisionner (une centaine de km, Mundy et al., 1992), les ressources qu'ils sont susceptibles de trouver sont importantes. Au vu des premiers résultats de suivis par GPS, de tels trajets seraient exceptionnels dans les Grands Causses (Duriez, comm. pers.). Pourtant, les ressources peuvent « se multiplier » puisque l'utilisation de placettes est une pratique qui se répand. C'est par exemple le cas au sud du plateau du Larzac, zone que les éleveurs considèrent encore peu fréquentée par les vautours en hiver. Ces éleveurs, qui souhaitent utiliser l'équarrissage naturel, apportent donc des ressources à la population de vautours en été, lorsque leur zone de prospection est plus étendue. Les capacités de vol des vautours comme la dynamique des pratiques d'équarrissage peuvent ainsi représenter des forces s'opposant ou retardant la régulation de la population de vautours par les ressources trophiques.

3.3. Implication des résultats pour la gestion.

Des données concernant les coûts et les émissions de carbone générés par les collectes réalisées par les entreprises, sont difficiles à estimer car une large partie de leurs activités sort de l'échelle d'étude. Les émissions de carbone des collectes par les gestionnaires sont également inconnues. Si les résultats obtenus pour les valeurs de ces indicateurs se prêtent peu à la recherche d'une validation, ils permettent néanmoins une discussion à partir de comparaisons entre les différents scénarios de gestion de l'équarrissage.

Pour la LPO et le PNC, l'arrêt des collectes serait intéressante au point de vue financier et n'aurait que peu d'impact sur l'effectif de la population de vautours. L'hypothèse utilisée dans ce scénario est que les éleveurs faisant appel la collecte des gestionnaires, s'ils le peuvent, déposent alors les carcasses sur une placette. Dans le modèle, la possibilité d'utiliser une placette est contrainte par l'altitude de l'exploitation. Il s'agit d'une approximation qui ne tient pas compte des pentes, de la proximité des villes et des chemins, de la possibilité qu'il n'y ait pas de compromis possible entre la LPO ou le PNC, et l'éleveur, sur le lieu de la placette (cf chapitre II point 1.3). Cependant, même si les 66 éleveurs utilisant actuellement la collecte des gestionnaires se tournent vers la collecte d'une entreprise d'équarrissage, l'effectif de la population devrait être peu affecté. En effet, les ressources pour la population de vautours proviennent en majorité des pratiques ponctuelles de dépôts officieux. C'est dans le scénario où l'utilisation de placette officieuse (selon la stratégie « pragmatique ») n'a plus cours que l'effectif de la population de vautours est le plus affecté.

L'arrêt d'utilisation des placettes officieuses a peu d'effet sur les indicateurs dans les scénarios de contextes (cf Chapitre VI partie 1), alors qu'il apparaît primordial dans le système caussenard. Dans les Grands Causses, il s'agit d'une pratique traditionnelle ou opportuniste (cf Chapitre III). Le caractère théorique de la composition des populations testées dans le premier cas (scénario de contextes Chapitre VI partie 1), met en évidence la limite d'aborder de manière générique la question de l'équarrissage naturel. Autrement dit, la comparaison des résultats obtenus pour le modèle basé sur une population théorique et pour le modèle adapté à la situation caussenarde, souligne la nécessité de tenir compte d'éléments historiques propres aux terrains étudiés.

Par ailleurs, cette stratégie opportuniste apparait peu intéressante, aux points de vue environnemental et économique, alors que tous les éleveurs l'utilisent (chapitre VI partie 2). Dans le contexte caussenard, elle a un effet positif sur l'efficacité du service d'équarrissage par les vautours ; lorsque ces dépôts n'ont plus lieu, l'efficacité d'équarrissage naturel est moindre pendant la période hivernale que durant la période estivale.

En comparant les résultats obtenus avec le scénario « standard » à ceux obtenus avec une utilisation majoritaire de placette, la promotion du dispositif de placette pourrait aboutir à des économies non négligeables, de l'ordre de 26 K€ par an et la réduction des émissions de carbone d'environ 5 tonnes de carbone par an. Ces chiffres sont à considérer comme des approximations dans la mesure où des inconnues persistent sur les pratiques actuelles (nombre de carcasses à éliminer et pratiques réelles des éleveurs), sur les réponses des éleveurs (en termes de pratiques) à des politiques de promotion du service d'équarrissage naturel. Les résultats peuvent néanmoins donner un ordre d'idée. Dans ce scénario, l'efficacité d'équarrissage est moindre, bien que le nombre de carcasses non éliminées soit probablement surestimé par le modèle (cf Chapitres V et VI). C'est pendant la période hivernale que l'équarrissage par les vautours ne peut répondre à la demande. Nous avons précédemment identifié que la mortalité dans les élevages et les besoins alimentaires des vautours sont en décalage et discuté des implications (cf Chapitre V), telles que le maintien de collecte par des entreprises d'équarrissage, mais qui peuvent être potentiellement négatives à la fois pour les éleveurs et pour les vautours telles que les « attaques ».

Dans les Grands Causses, des plaintes pour dommages causés par les vautours sur des animaux vivants sont déposées durant la période estivale (Duriez, comm. pers.). La responsabilité des vautours peut être mise en cause dans la mort d'animaux d'élevage mais dans la majorité des cas, les vautours consomment la carcasse *a posteriori* (Arthur et Zenoni, 2010). Les « attaques » déclarées par des éleveurs en 2009 sont situées majoritairement en périphérie de la zone de localisation des placettes officielles et des charniers (Fig. 7.11). Pour certains acteurs locaux, les déclarations d'attaques sont le fait d'éleveurs qui ont peu l'habitude d'observer les vautours et qui, en les voyant consommer une carcasse, les considèrent responsables de la mort de l'animal (éleveurs, DDSV, LPO, comm. pers. 2008, 2009). En supposant que ces cas soient pour la plupart des consommations d'animaux déjà morts, il n'en reste pas moins que certains éleveurs ressentent une pression plus forte des rapaces à cette période de l'année (chapitre III point 3.5).

L'abondance hivernale et printanière de carcasses mises à disposition des vautours devrait leur assurer une reproduction efficace. L'évolution du nombre de jeunes produits ne montre actuellement pas de tendance à la stabilisation mais est toujours en augmentation (Fig. 7.12A). Le taux de productivité (de 0,79 en 2010) est toujours élevé pour la population des Grands Causses (Fig. 7.12B). En conséquence, un grand nombre de juvéniles s'ajoutent aux vautours qui cherchent à se nourrir au moment de la pénurie de ressources. Mieux connaitre les conséquences de cette pénurie, en terme de mortalité et de dispersion des juvéniles apporterait des informations intéressantes pour une gestion de l'apport de ressources aux vautours. S'il s'agit de mortalité, peut être est-il préférable de réguler l'apport de ressources en hiver. Cette gestion pourrait réguler les effectifs d'été, soit par une réduction de la productivité, soit en provoquant de la dispersion d'individus plus âgés, au lieu d'une régulation par une mortalité de plus en plus importante des juvéniles.

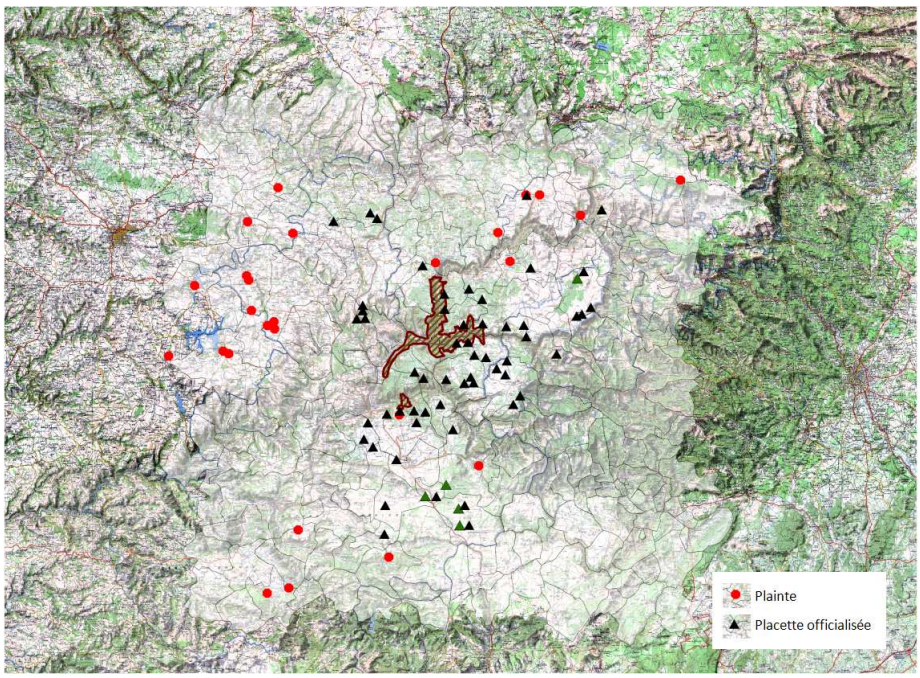

Fig. 7.11. Localisation des évènements ayant conduit à des dépôts de plaintes en 2009 dans les Grands Causses. Zone central rayée rouge = zone de nidification des vautours. Source : O. Duriez et LPO antenne Grands Causses.

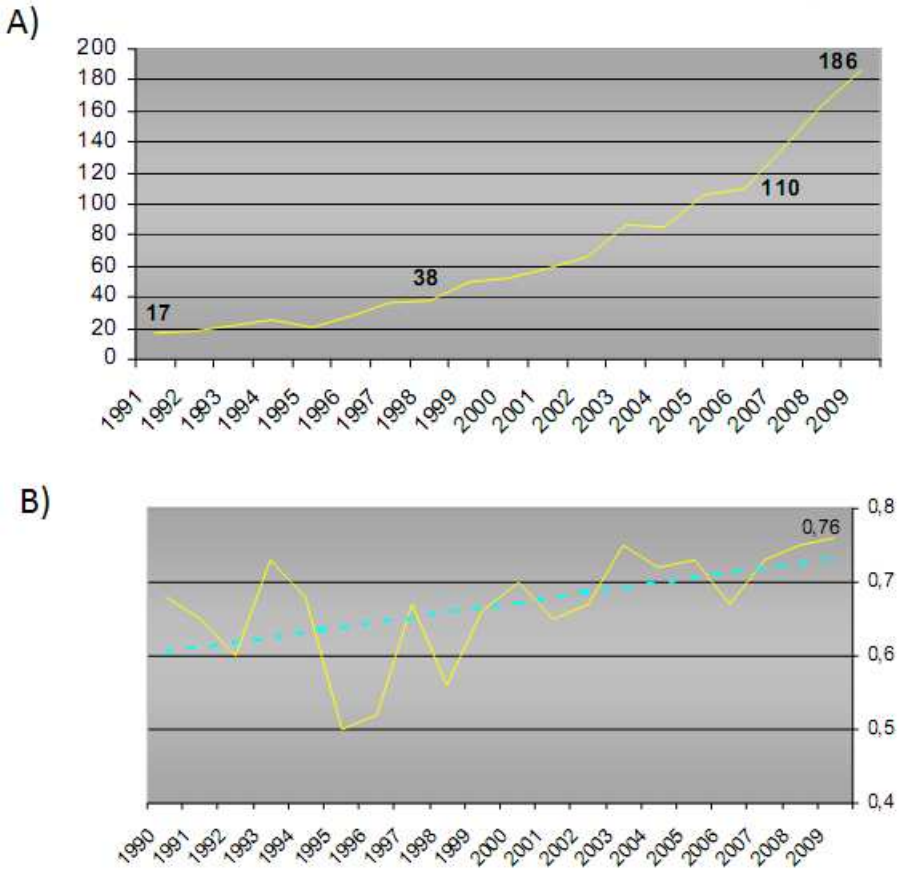

Fig. 7.12. Evolution de la productivité de la population de vautours des Grands Causses de 1990 à 2009 (Lécuyer, 2009). A) Nombre de jeunes produits entre 1991 et 2009. **B)** Taux de productivité entre 1990 et 2009. Source : LPO antenne Grands Causses.

Les éleveurs localisés à la périphérie de la zone de prospection des vautours, utilisent les placettes, lorsqu'ils observent les vautours, en été. Comme l'élimination des carcasses est soumise à une incertitude, ces éleveurs ne devraient pas être très nombreux, et sont ceux qui ont une préférence affirmée pour le service d'équarrissage écologique, plaçant l'assurance de l'élimination des carcasses au second plan. En tant qu'apport de ressources supplémentaires, ces pratiques devraient contribuer à augmenter la capacité de charge du milieu. Les représentants de la LPO et du PNC souhaitent que la population de vautours soit régulée sans intervention humaine planifiée, mais par un processus « *naturel* » (LPO, PNC, comm. pers.). Seulement, si les éleveurs sont réellement de plus en plus nombreux à utiliser une placette, ou à l'utiliser de manière plus régulière, la vitesse de la régulation de la population peut être freinée (comme nous avons précédemment écrit point 3.2), tant qu'il n'y a pas de saturation des sites de nidification disponibles dans la zone. Il serait pertinent pour la gestion de l'équarrissage de considérer cet élément. En effet, si la population pouvait croître et que les

individus produits chaque année étaient de plus en plus nombreux, l'efficacité hivernale pourrait être augmentée pour un certain nombre d'éleveurs, mais les effets potentiels de la moindre abondance de ressources en été pourraient en être amplifiés.

Au cours de cette discussion, nous avons vu que des résultats obtenus avec le modèle générique peuvent être nuancés, notamment à propos de l'utilisation de placettes officieuses. Cet élément souligne l'importance de prendre en compte le contexte sociologique d'un site particulier. De plus, nous avons pu constater que rendre compte de la réalité locale caussenarde - bien qu'elle soit la mieux renseignée - nécessite de disposer d'un plus grand nombre de données, notamment sur les pratiques officieuses et leurs évolutions. Des conséquences négatives pour les vautours comme pour les éleveurs pourraient advenir si le nombre de juvénile produits annuellement continu à croître sans apports alimentaires suffisants en été. Ainsi, si les « attaques » de vautours créent des conflits entre les professionnels de l'élevage et les agents du PNC et de la LPO, c'est bien sur la coopération et l'échange d'informations entre ces acteurs locaux que repose la possibilité d'organiser une bonne gestion de l'équarrissage naturel. Nous pouvons conclure en affirmant que les exploitants proches des sites de nidification, comme ceux qui en sont éloignés et n'observent les vautours qu'en saison estivale, sont concernés par la gestion de l'équarrissage naturel.

Ce chapitre clos l'exploration de scénarios à l'aide du modèle. Cette étude de modélisation d'un service écosystémique s'est appuyée sur des matériaux ethnologiques et écologiques. Le chapitre suivant est consacré à une réflexion sur la démarche méthodologique que nous avons adoptée, et sur la mobilisation du concept de service écosystémique, qui a été central dans ce travail.