

Gestion adaptative de la population de loup en France : du monitoring à l'évaluation des possibilités de prélèvements

Éric Marboutin & Christophe Duchamp

Équipe : Jérôme Boyer, Michel Catusse, Guillaume Chapron*, Olivier Gimenez**, Jean-Dominique Lebreton**, Yannick Léonard, Pierre Migot, Christian Miquel***, Carole Poillot***, Roger Pradel**, Anne-Marie Reboulet**, Pierre Taberlet*** (auteurs classés par ordre alphabétique)

* Laboratoire d'Écologie, CNRS UMR 7625, École normale supérieure

** CNRS, UMR 5175, Centre d'écologie fonctionnelle & évolutive, Montpellier

*** CNRS, UMR 5553, Laboratoire d'Écologie alpine, Grenoble

Contexte de la démarche

Depuis la première observation confirmée en France en 1992, le loup colonise essentiellement l'arc alpin du sud vers le nord. Composée en 2005 de 14 meutes, ainsi que de zones de présence stabilisée et d'individus en dispersion, cette population s'accroît actuellement d'environ 10 à 30 % selon les années, que ce soit sur le plan numérique ou spatial (Figure 1). Cette expansion engendre inévitablement des interactions avec les activités humaines, principalement l'activité pastorale extensive. Le retour du loup a été accompagné par la mise en œuvre de deux programmes techniques Life successifs (Poulle *et al.*, 2000 ; Duchamp *et al.*, 2003), ainsi que des réflexions issues des travaux d'une commission d'enquête parlementaire (Assemblée Nationale, 2003). Les analyses alors disponibles ont conduit l'État à élaborer un document cadre intitulé « Plan d'Action Loup 2004-2008 », basé sur le principe de la conciliation d'un développement contrôlé de la population de loup avec un accompagnement de la filière de l'élevage face aux contraintes induites par sa présence. Ce contrôle est subordonné à la possibilité de mise en œuvre des clauses dérogatoires au statut de protection intégrale de l'espèce telles que définies par l'Article 16 de la Directive Habitat (Conseil de l'Europe, 1992). Parmi ces clauses, figure la nécessité de ne pas nuire au « statut de conservation favorable » de l'espèce. La notion de « favorable » est reliée, selon l'article 1 de cette Directive, à une évolution positive en matière de viabilité démographique, et à l'évolution de l'aire de répartition. Les données de terrain recueillies par le réseau « Grands Carnivores » animé par l'ONCFS servent donc de base à l'évaluation de ce statut de conservation. Les expertises ainsi fournies constituent un des éléments de l'élaboration de l'action de l'État en matière de quotas de prélèvements de loups, et sont mises à jour annuellement dans le cadre plus général d'une stratégie de gestion adaptative.

L'objectif est de caractériser le statut de conservation du loup en France, au regard tant de la connaissance biologique que des textes en vigueur en matière de protection de l'espèce. La notion de statut de conservation des espèces peut s'expliquer selon plusieurs critères, et différents systèmes de classification ne fournissent pas toujours des résultats convergents (Regan *et al.*, 2005b). Ainsi, selon les critères IUCN (2001), la population de loup en France comptant moins de 50 unités reproductrices serait considérée comme « en danger critique d'extinction ». Selon l'avis empirique d'un collègue d'experts européens (Boitani, 2000), une population isolée géographiquement pourrait être viable sur le plan

démographique à partir de 15 meutes ou 100 loups. Selon de récents travaux de modélisation du risque d'extinction démographique (Chapron *et al.* 2003), les seuils de viabilité, exprimés en nombre de meutes, dépendent des scénarios démographiques sous-jacents, et donc des taux de croissance observés. C'est cette conception robuste car non fixiste de la viabilité démographique qui a été retenue. Elle a été ensuite déclinée par rapport aux attendus de la Directive Habitat, seul texte ayant à la fois force de loi, ratifié par la France, et explicite en termes d'applicabilité des critères d'évaluation à valider avant de pouvoir déroger au statut de protection intégrale du loup.

Méthode

Les données récoltées et les indicateurs de population

Le Réseau Grands Carnivores Loup-Lynx (animé par l'ONCFS) est composé d'environ 1000 correspondants qui recueillent différents indices de présence de terrain (proies sauvages ou domestiques, empreintes, observations visuelles, excréments, hurlements). Ces indices sont ensuite validés selon une démarche standardisée d'analyse de la convergence de leurs caractéristiques techniques vers l'identification de l'espèce. Des indicateurs liés à l'évolution de la population de loups en sont ensuite dérivés.

Pour les aspects démographiques, il s'agit :

- du nombre de zones de présence dite permanente (ZPP), de son évolution et du nombre de meutes dans les ZPP (avec ou sans reproduction),

- de l'estimation du nombre minimum de loups détectés sur ces ZPP par pistage hivernal, et de son évolution (Effectif Minimum Retenu ou EMR),

- de l'estimation du nombre total d'individus présents dans l'ensemble de la population par modélisation de type « Capture-Marquage-Recapture » (CMR) des signatures génétiques individuelles détectées sur l'ensemble de l'aire de répartition.

Pour les aspects liés à la distribution géographique de l'espèce il s'agit :

- de la tendance d'évolution inter-annuelle du nombre de communes avec au moins un indice de présence de l'espèce,

- de la même tendance observée dans l'évolution du nombre de communes avec récurrence forte ou faible de la détection de l'espèce (présence dite « régulière » vs. « occasionnelle »).

La convergence d'évolution de ces différents types d'indicateurs est ensuite examinée.

L'élaboration de l'expertise à partir de l'évolution inter-annuelle des indicateurs de population

Ces indicateurs sont pour la plupart mis à jour en temps réel par rapport à la prise de décision : les valeurs des indices l'année $N-1$ sont disponibles pour le processus de décision de l'année N . Seul l'indicateur le plus élaboré sur le plan méthodologique, l'estimation CMR des effectifs totaux, n'est disponible qu'avec environ deux années de décalage (laps de temps nécessaire au recueil des excréments sur le terrain, à leur analyse génétique, puis à la modélisation CMR). L'analyse des variations des indicateurs démographiques et spatiaux renseigne sur le taux de croissance sous-jacent de la population de loup. Chacun des deux types d'estimateurs démographiques

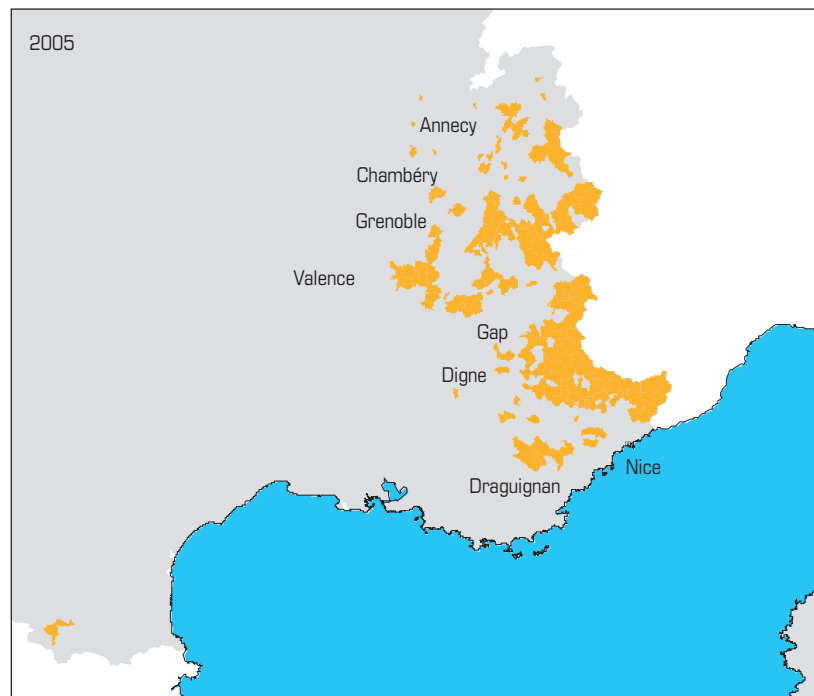


Figure 1 : Aire de distribution communale détectée du loup en France en 2005.

disponibles (EMR, CMR) possède ses propres limites. Les effectifs dits EMR ne concernent qu'un nombre minimal d'individus détectés uniquement sur les ZPP. Ils sont une sous-estimation des vrais effectifs à l'intérieur des ZPP, et donc a fortiori une sous-estimation aussi de l'effectif total de la population qui, lui, englobe à la fois les zones de présence permanentes et les zones avec individus en dispersion. Les effectifs dits CMR, s'ils représentent bien l'ensemble de la population, ne sont mis à jour qu'avec au moins deux ans de retard. On ne peut donc en estimer un ordre de grandeur, mis à jour annuellement, que de manière nettement moins robuste, en utilisant l'équation de la droite de régression $CMR = f(EMR)$ obtenue à partir de la série temporelle de données disponibles pour ces deux variables (actuellement 1995-2001).

La confrontation des données de terrain aux résultats des modèles de viabilité

Les indicateurs sont ensuite mis en relation avec des modèles de viabilité de population (Chapron *et al.*, 2003), selon 4 étapes successives : a) déduction du scénario démographique sous-jacent le plus probable à partir de l'ordre de grandeur du taux de croissance observé des indicateurs ; b)

détermination, selon ce scénario, du nombre minimum de meutes nécessaire à la viabilité démographique ; c) si le seuil de nombre de meutes est atteint, définition du taux de prélèvement supportable sans encourir un risque d'extinction démographique $\geq 2\%$ en 50 ans ; d) calcul du nombre de loups correspondant qu'il serait possible de prélever.

Chaque année, la « marge de manœuvre » biologique dégagée par le taux de croissance observé permet ainsi une ré-évaluation de la viabilité démographique de la population et des possibilités d'intervenir ou non sur ses effectifs.

L'intégration du principe de précaution : une démarche a posteriori et adaptative

En appliquant le taux de prélèvement retenu précédemment aux deux estimations d'effectifs disponibles (EMR & CMR), on obtient une fourchette (mini-maxi) constituant l'ordre de grandeur du nombre d'animaux qu'il serait possible de prélever en ne soumettant la population qu'à de « faibles » risques d'extinction démographique. Le niveau « zéro incertitude » des données biologiques n'existe pas. À la fois l'imprécision relative des méthodes disponibles et

les variations naturelles de ces données impliquent que le processus de décision tienne compte de cette incertitude (principe de précaution) sans pour autant que cela ne paralyse sa mise en œuvre. C'est pourquoi cette expertise s'inscrit dans une stratégie de gestion adaptative : chaque année, l'impact de l'action engagée l'année précédente est évalué au regard des objectifs retenus par l'État (en l'occurrence un « développement contrôlé » de la population de loup) et au regard du taux de croissance mesuré entre les années N et N-1. Le prélèvement pour l'année N est donc estimé d'après le taux de croissance déjà acquis l'année précédente. Il ne s'agit donc pas d'une démarche supputant sur le « à venir », mais plutôt s'appuyant sur le « déjà réalisé ».

Résultats

Les données de terrain et leur évolution

Des protocoles et arrêtés ministériels prévoyaient des possibilités de prélèvement de loups depuis 2000. Pourtant, la démarche d'évaluation de viabilité de population et de possibilités biologiquement supportables de prélèvements n'a été mise en œuvre qu'une fois initiée la rédaction du plan d'action loup (2003). L'évolution inter annuelle des indicateurs de population à considérer ne débute donc qu'à la fin de l'hiver 2002/03 (tableau 1), et montre une progression spatiale et numérique, ces deux modalités d'expression de la démographie de l'espèce étant liées par sa structure sociale particulière. Du fait de ces modalités biologiques de colonisation (structures en meute « produisant » des individus qui se dispersent ensuite), une augmentation de l'aire de distribution géographique peut en théorie s'effectuer à effectifs constants : un sub-adulte en meute l'année N peut devenir un dispersant l'année N + 1. Ce phénomène, peut donc engendrer un taux de croissance spatiale différent du taux de croissance numérique. Lorsque tel est le cas, priorité est donnée à la croissance dite « démographique » (nombre de ZPP, effectifs) plutôt qu'à celle dite « géographique » : en effet, les prélèvements s'exercent *in fine* sur les individus. Les taux de croissance λ observés (tableau 2) sont transformés [$r = \ln(\lambda)$] et comparés à la relation obtenue par Chapron *et al.* (op.

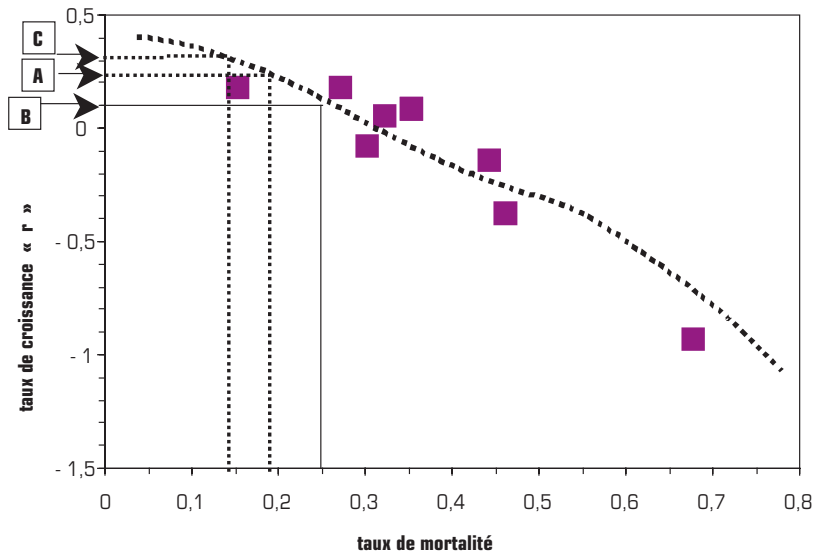


Figure 2 : (reconstituée d'après Fig. 2 in Chapron *et al.*, 2003) : Taux de croissance calculés selon des taux de mortalité affectant l'ensemble des classes d'âge d'une population de loup (en pointillés), et données de terrain (■) d'après la revue de Fuller (1989). Les taux de croissance observés des indicateurs de population entre les hivers 2002/03-2003/04 et 2004/05-2005/06 (A et C, lignes en pointillés), et entre les hivers 2003/04-2004/05 (B, lignes continues) correspondent à des situations démographiques avec taux de mortalité globale de 15 à 20 % (A et C) ou de 25 % (B).

Tableau 1 : Indicateurs de suivi de la population de loup à l'issue des hivers 2002-2003 à 2005-2006.

Indicateur à l'issue de :	hiver 02/03	hiver 03/04	hiver 04/05	hiver 05/06
Nombre de ZPP (*)	11	14	17	21
EMR (**)	33	41	45	62
Nombre de meutes (***) parmi les ZPP	7	8	13	14
Nombre de communes avec présence détectée	135	154	187	215
Nombre de communes avec détection régulière	n.d.	92	117	140
« Effectifs » CMR (****)	76	94	103	141

(*) : zone dite « Zone de Présence Permanente » (loup détecté durant deux hivers consécutifs ET confirmation génétique)

(**) : effectifs obtenus par pistage hivernal sur l'ensemble des ZPP, dits « Effectifs Minimum Retenus ».

(***) : on entend par meute un groupe d'au moins deux animaux de sexe différent, identifiés par les analyses génétiques et résidents sur un territoire donné.

(****) : « effectifs » obtenus par modélisation dite « capture/marquage/re-capture » des histoires de re-capture des génotypes issus des analyses génétiques sur excréments (1994-2001), et projection de la relation $CMR = f(EMR)$.

Tableau 2 : Taux de croissance observés entre années successives ($\lambda = X_n/X_{n-1}$), suivis entre parenthèses de leur transformation $r = \ln(\lambda)$.

Croissance des indicateurs entre :	hiver 02/03 et hiver 03/04	hiver 03/04 et hiver 04/05	hiver 04/05 et hiver 05/06
Nombre de ZPP	1,27 (0,24)	1,21 (0,19)	1,24 (0,21)
EMR (*)	1,24 (0,22)	1,10 (0,10)	1,38 (0,32)
Nombre de communes avec présence détectée	1,14 (0,13)	1,21 (0,19)	1,15 (0,14)
Nombre de commune avec présence régulière	n.d.	1,27 (0,24)	1,20 (0,18)

(*) : seule l'évolution des effectifs observés EMR est présentée ; les effectifs CMR étant obtenus par la relation $CMR = f(EMR)$ mise à jour seulement *a posteriori*, leur taux de croissance est par structure, et aux arrondis près, identique.

cit.) entre taux global de mortalité toute classe d'âge confondue et croissance observée (Figure 2, d'après Fig. 2 in Chapron *et al.*, *op. cit.*).

Confrontation des données de terrain aux résultats des modélisations : la caractérisation du statut de viabilité démographique

Que ce soit à partir des données de terrain nord-américaines (Fuller, 1989), ou de la modélisation de Chapron *et al.* (*op. cit.*), une population de loups serait en croissance tant que la mortalité globale n'excède pas 30 % (soit une survie moyenne toutes classes d'âge confondues de 0,7). Dans le premier cas (A : évolution entre les hivers 2002/03 et 2003/04), la croissance observée et le niveau global de mortalité correspondent au scénario démographique S3 de Chapron *et al.* (cf. tableau 1 *op. cit.*), pour lequel la viabilité démographique semble assurée à partir de 3 meutes installées (Figure 3, d'après Fig. 4, in Chapron *et al.*, *op. cit.*). Dans le deuxième cas (B : évolution entre les hivers 2003/04-2004/05), la croissance observée un peu plus faible, et le niveau de mortalité globale correspondant plus fort, suggèrent un scénario démographique intermédiaire entre S3 (qui correspond à $\lambda_{det.} \approx 1,20$) et S2 (qui correspond à une population en croissance moindre, soit $\lambda_{det.} \approx 1,10$). Dans un tel cas, la viabilité démographique est atteinte à partir de 4-5 meutes.) Le troisième cas (C : évolution entre les hivers 2004/05-2005/06) est, démographiquement parlant, au moins similaire au cas A. De telles conditions de viabilités en terme de nombre de meutes sont réunies qu'il s'agisse des situations A et C, ou B (cf. nombres de ZPP et de meutes, tableau 1).

Confrontation des données de terrain aux résultats des modélisations : la détermination du nombre de loups prélevables

L'étape suivante consiste, une fois la viabilité démographique établie, à utiliser la dernière partie des résultats de Chapron *et al.* (*op. cit.*), qui définissent l'ordre de grandeur de la fraction de la population que l'on peut prélever avec un risque d'extinction donné (Figure 4,

d'après Fig. 6a, in Chapron *et al.*, *op. cit.*) et selon les objectifs de croissance finale recherchée (le plan d'action loup garantit un développement de l'espèce, soit $\lambda > 1$). En situation démographique correspondant aux taux de croissance observés en A et C, le modèle prédit alors que cette fraction peut être de l'ordre de 10 à 15 %. En situation démographique correspondant aux taux de croissance observés B, une fraction moindre de la population peut-être prélevée (de l'ordre de 5 à 10 % des effectifs). Appliquées aux effectifs moyens EMR (hypothèse basse) et CMR (hypothèse haute), ces valeurs permettent d'établir une « fourchette » du nombre de prélèvements biologiquement supportables par la population de

loups. En situation B par exemple, on obtiendrait ainsi 5 à 10 % de 45 (base d'effectifs EMR) à 103 (base d'effectifs CMR) individus, soit de 2 à 4 animaux si le prélèvement est concentré sur les zones de présences permanentes, ou 5 à 10 s'il est réparti sur l'ensemble de l'aire de répartition.

Conclusion

Cette analyse, ainsi que les incertitudes qui y sont attachées, fournit une fourchette théorique du nombre d'animaux qu'il serait possible de prélever en n'encourant qu'un risque

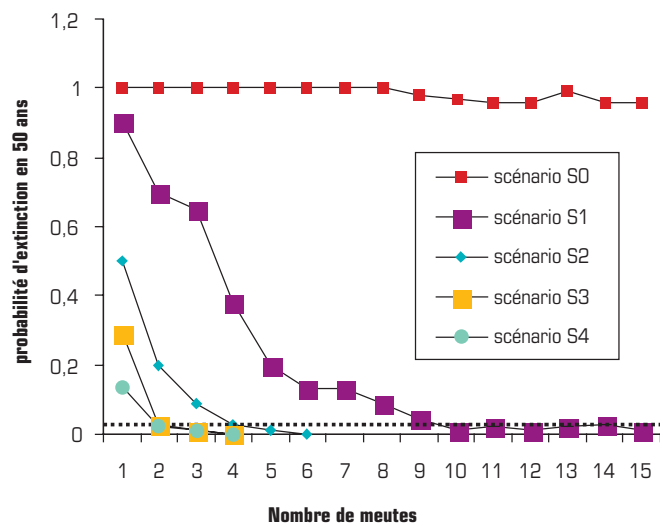


Figure 3 (reconstituée d'après Fig. 4 in Chapron *et al.*, 2003) : probabilités d'extinction en fonction du nombre de meutes. Les scénarios démographiques (S0 à S4, tableau 1 in Chapron *et al.*, *op. cit.*) diffèrent par des taux de survie croissants pour toutes les classes d'âge.

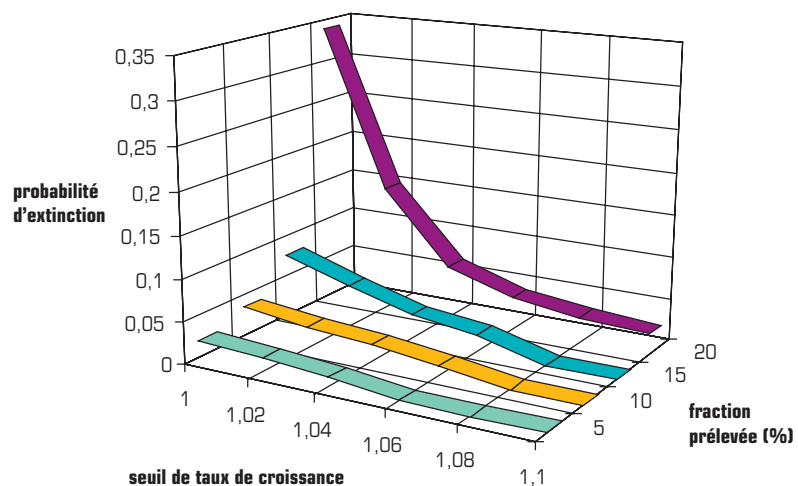


Figure 4 (reconstituée d'après Fig. 6a in Chapron *et al.*, 2003) : probabilité d'extinction en fonction de la fraction prélevée de la population et du seuil de taux de croissance minimum à ne pas dépasser.

d'extinction démographique $\leq 2\%$ sur 50 ans. L'effectif EMR étant une sous-estimation, non seulement de l'ensemble de la population, mais aussi des effectifs réels sur ZPP, les niveaux de prélèvements théoriques lorsqu'ils sont calculés sur la base des EMR et concentrés sur ces ZPP constituent une approche largement conservatrice sur le plan numérique. Toutefois, le modèle de Chapron *et al.* (*op. cit.*) considère des prélèvements distribués au prorata de la représentativité de chaque classe d'individus. Concentrer les prélèvements sur les ZPP constituerait un risque statistique d'accroître, par exemple, la mortalité des individus dominants reproducteurs. En conséquence il vaudrait mieux, sur le plan de l'adéquation avec les hypothèses de construction du modèle, répartir les prélèvements sur l'ensemble de l'aire de répartition. C'est une combinaison de ces deux options que l'État a retenu en 2005, avec, au sein du quota global d'individus qu'il était possible de prélever, un sous-quota constituant le nombre maximal en provenance des ZPP.

L'État dispose ainsi d'une évaluation annuelle du statut de conservation du loup (au titre des conditions décrites dans la directive dite « Habitat »), et des possibilités d'intervention sur ses effectifs. Ces données participent ensuite à l'élaboration du processus de décision, au même titre que la prise en compte des divers enjeux de

société exprimés au sein d'une instance nationale consultative, le *Groupe National Loup*. La combinaison de la croissance observée et du nombre de meutes présentes suggère actuellement des possibilités de prélèvements de 5 à 15 % des effectifs, selon les années. Compte tenu des incertitudes entachant toute estimation de l'abondance des espèces, le calcul du prélèvement théorique possible doit favoriser le principe de précaution et pouvoir être adaptatif. Cet ajustement est réalisé sur les bases des variations annuelles observées du taux de croissance de la population, ce qui permet aussi d'évaluer indirectement et *a posteriori* l'adéquation entre la réalité biologique et les prédictions du modèle de viabilité, dont la structure est forcément simplifiée par rapport à la complexité du fonctionnement démographique. Les hypothèses de construction des modèles et les imprécisions de mesure en nature sont ainsi mises à l'épreuve en « grandeur réelle », un dispositif de sécurité retro-actif (la dimension adaptative annualisée) permettant d'adopter une approche prudente en terme de biologie de la conservation. En effet, alors que la modélisation reproduit une stratégie de prélèvements d'intensité constante simulée pendant 50 ans, l'action choisie par l'État est ré-évaluée annuellement. Par ailleurs, les taux de croissance disponibles en temps réel par rapport à la prise de décision (*e.g.* ceux des effectifs EMR), semble consti-

tuer une estimation soit non biaisée soit sous-estimée de la croissance vraie de la population (cf. comparaison EMR - CMR, Figure 5). Au final, l'évaluation du statut de conservation prioritairement axée sur le taux de croissance observé, donc sur l'expression de la dynamique démographique sous-jacente, plutôt que sur un critère fixe (comme un seuil d'effectifs), présente le double avantage d'être opérationnelle et biologiquement conservatrice. Ainsi, une croissance plutôt forte (*e.g.* $\lambda > 1,20$) mais portant sur de petits effectifs autorise-t-elle néanmoins une intervention, limitée, sur la population. À l'inverse, une croissance faible (*e.g.* $\lambda \approx 1,05$), ou *a fortiori* négative ($\lambda < 1$), même portant sur des effectifs plus conséquents, induirait une décision encore plus conservatrice sur le plan biologique.

Cette démarche s'amende elle-même des résultats précédemment acquis au fur et à mesure de sa propre mise en œuvre, d'où son qualificatif d'adaptative (sensu Lee, 1999). C'est la solution minimale pour garantir au processus de décision une certaine robustesse, et permettre d'associer à la fois action et prise en compte de la nature forcément imprécise et partielle des données biologiques recueillies. Lorsqu'à la fois incertitudes biologiques et contraintes socio-économiques se conjuguent dans les processus de décision, les risques de « sur-exploitation » peuvent être sous-estimés (Ludwig *et al.*, 1993). L'approche actuellement développée dans le cas du loup, même si elle n'est pas aussi élaborée que ce que la théorie de la gestion des incertitudes semble augurer pour l'avenir (Regan *et al.*, 2005a), constitue néanmoins un cadre tentant de concilier des impératifs de gestion de société et de biologie de la conservation (Chapron, 2004).

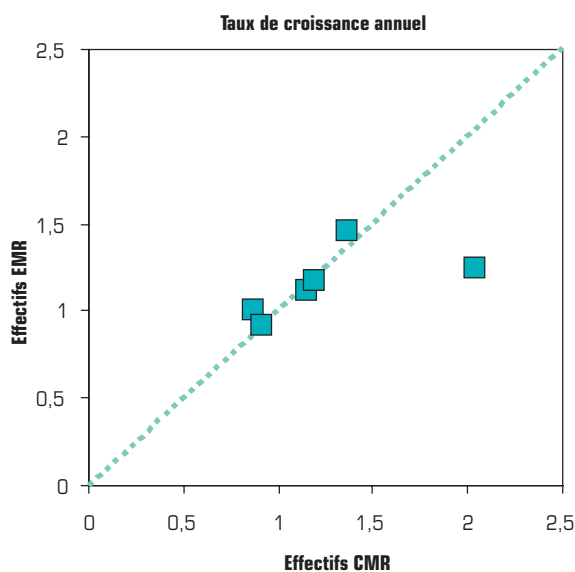


Figure 5 : Comparaison des taux de croissance annuels selon qu'ils sont déduits du pistage hivernal (EMR) ou des effectifs de référence (CMR).

BIBLIOGRAPHIE

- Assemblée Nationale (2003) – Commission d'enquête sur les conditions de la présence du loup en France et l'exercice du pastoralisme dans les zones de montagne. Rapport n° 825.
- Boitani L. (2000) – Action plan for the conservation of wolves in Europe. *Nature & Environment*, 113. Council of Europe Publishing.
- Chapron G., Legendre L., Ferrière R., Clobert J. & R.G. Haight (2003) – Conservation and control strategies for the wolf in western Europe based on demographic models. *C.R. Biologies*, 326 : 575-587.
- Chapron G. (2004) – La viabilité des populations de carnivores. Thèse de doctorat, Université Paris VI. 203 p.
- Conseil de l'Europe (1992) – Directive 92/43/CEE du conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. *Journal officiel des Communautés européennes*, L206 : 7-50.
- Duchamp C., Favier F., Genevey V. & N. Lacour (2003) – Le retour du loup dans les Alpes françaises : rapport final juillet 1999 – mars 2004. *Projet LifeNat99/F/006299*.
- Fuller T.K. (1989) – Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs*, Vol. 80.
- IUCN (2001) – IUCN red list categories and criteria : version 3.1 IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland.
- Lee K.N. (1999) – Appraising adaptive management. *Conservation Ecology* 3 (2) : 1-18. [online] URL : [http://www.consecol.org/vol3/iss2.art3/](http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3/)
- Ludwig D., Hilborn R. & C. Walters (1993) – Uncertainty, resource exploitation, and conservation : lessons from history. *Science*, 260 (2) : 17
- Poulle M.L., Dahier T., De Beaufort R. & C. Durand (2000) – Le loup en France : rapport final 1997-1999. *Projet Life Nature, conservation des grands carnivores en Europe*.
- Regan H.M., Ben-Haim Y., Langford B., Wilson W.G., Lundberg P., Andelman S.J. & M.A. Burgman (2005a) – Robust decision-making under severe uncertainty for conservation management. *Ecological Applications*, 15 : 1471-1477
- Regan T.J., Burgman M.A., McCarthy M.A., Master L.L., Keith D.A., Mace G.M. & S.J. Andelman (2005b) – The consistency of extinction risk classification protocols. *Conservation Biology*, 19 : 1969-1977

ABSTRACT

Adaptive management of the French wolf population : monitoring program and decision-making

Éric Marboutin & Christophe Duchamp

■ The wolf came back to France in 1992, and most of the colonizing process took place over the Alps. The population in the Alps and in some other areas with stabilized presence is made of ca. 14 packs and, in addition, a non estimated amount of dispersing wolves. The annual population growth rate is 10-30 %, and the geographical range is also expanding. This expansion continuously generates new opportunities for wolf-flocks interactions. Within the framework of « Wolf Action Plan 2004 – 2008 », the French government has defined an approach that aims at balancing the needs for the conservation of the wolf, and those for minimizing conflicts within areas where livestock production – mainly sheep – is a major economic activity. This strategy includes lethal control of wolves, when possible according to international laws (i.e. Bern Convention and Habitat Directive), and where necessary. The wolf is a protected species, and, from a biological point of view, legal control can only occur if it is not detrimental to «...the favourable conservation status of the species... », as defined by article 1 of the Habitat Directive. The population dynamics of the species with regard to demographic viability, and changes in its geographical range, are the key elements for assessing its conservation status. Different kinds of field data are collected annually in France to build population indicators ; those connected to the demographic output are :

- the number of areas with stabilized presence (i.e. presence during two consecutive winter seasons with a genetic proof), how many among them are packs, and how many are breeding ones ;
 - the minimum number of wolves estimated from sampling transects and snow tracking during winter, calculated only over areas with stabilized presence ;
 - the overall population size estimated from mark-recapture analysis of individual genetic typing, calculated over the whole distribution area from scat analysis ;
- and those connected to the distribution range of the species are :
- changes in the number of administrative districts with at least one presence sign ;
 - changes in the numbers of districts with regular vs. occasional detection of wolves (≥ 3 or $3 <$ presence signs over a 2-years moving window – i.e. 2003-04, 2004-05... etc.).

■ Most of these indicators are updated on real time : values of year $n-1$ are available for the decision making during year n . The mark-recapture indicator, however, although being the most robust one from a methodological point of view, is always delayed : scats are collected over year i , then analysed during year $i + 1$, then the modelling of population size is done during year $i + 2$. Because field data from year j can only yield population estimates for year $j-1$, the mark-recapture population size of a given year is available only three years later. A preliminary analysis of data already available (1994-2001) evidenced however a strong correlation between the increase rates in this indicator and the rate in the snow tracking-based indicator ; in addition, numbers obtained from snow tracking largely underestimate the overall population size (by a 2.3 factor on average). Any year, the whole analysing process is run, from changes observed in field data to demographic viability analysis, and a rough estimate of the numbers of wolves that can be « safely » removed is calculated. The possible impact onto the population of such removals is evaluated the following year, by looking at the resulting changes in the growth rates of the indicators. The decision making during year i is based on the growth rate that is already realized in the wild (between year $i-1$ and year i). It can be additionally tuned according to the consequences of the decision making from year $i-1$, so the process as a whole looks like an adaptive strategy. This theoretical evaluation of how many wolves could be « safely » killed from the biological conservation point of view is incorporated in the decision making process held by the government, together with inputs from the political, economical, and social driving forces.