

## Le lynx pardelle (*Lynx pardinus*) au Portugal : diverses approches dans un scénario de pré-extinction

Carmen Bessa-Gomes<sup>1§\*</sup>, Margarida Fernandes<sup>2§</sup>, Paula Abreu<sup>2</sup>, Luis Castro<sup>2</sup>, Helena Ceia<sup>2</sup>, Bruno Pinto<sup>2</sup>, Ana Elisabete Pires<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Laboratoire d'Ecologie, Bât. A, 7, quai Saint Bernard, F. 75252 Paris cedex 05, France

<sup>2</sup> Instituto da Conservação da Natureza, Rua Filipe Folque 46, 2° 1050-126 Lisboa, Portugal

<sup>3</sup> Laboratório de Biotecnologia, INETI, Estr. Paço Lumiar, Edifício F, UTPAM, 1699 Lisboa, Portugal

\* M : cbessa@snv.jussieu.fr

§ Ces auteurs ont contribué de façon équivalente à ce travail

Le lynx pardelle (*Lynx pardinus*) est une espèce endémique à la péninsule ibérique, distincte des autres lynx, et considéré comme le félin le plus menacé du monde. Au Portugal, un programme de recherche dans la région d'Algarve, basé sur des analyses de fèces et du piégeage photographique n'a apporté aucune preuve évidente de présence de lynx résidents. Cette population était supposée être la plus grande des cinq populations de lynx identifiées au Portugal. Un modèle d'analyse de viabilité a montré que l'avenir du lynx au Portugal est sombre, seul l'accroissement de la capacité de charge du milieu couplé à un renforcement de la population pourrait faire significativement décroître la probabilité d'extinction de la population. Des actions urgentes sont nécessaires pour assurer la sauvegarde du lynx ibérique.

### Introduction

Le lynx pardelle (*Lynx pardinus*) est un carnivore rarement observé et considéré comme étant le félin le plus menacé du monde (Nowell & Jackson 1996). C'est une espèce distincte des autres lynx, endémique à la péninsule ibérique. Sa distribution et ses populations sont actuellement fortement réduites. Son déclin au cours du XX<sup>ème</sup> siècle est dû aux modifications de son habitat, au braconnage des prédateurs et aux maladies de ses proies principales : les lapins (*Oryctolagus cuniculus*) (myxomatose, maladie hémorragique virale). L'espèce est au sommet de la liste rouge des espèces menacées en Espagne et au Portugal et peut être considérée comme un des plus grands défis pour l'Europe en matière de conservation. Jusqu'en 1994, nos connaissances sur cette espèce au Portugal étaient limitées, mises à part quelques études locales (Palma 1980, Castro, 1994). Depuis cette année, un programme d'étude et de conservation (initialement financé par un Projet Life) a permis d'acquérir des informations sur le statut de l'espèce et prendre des décisions concernant des actions urgentes de conservation. Cet article présente les données rassemblées au cours de ces cinq années d'étude et suggère différentes méthodes et approches.

### Statut et distribution

En première approche, la distribution du lynx au Portugal a été déterminée à partir d'enquêtes. Des interviews des populations locales ont été réalisés par des personnes expérimentées dans des zones initialement sélectionnées (soit environ 18.000 km<sup>2</sup>). Cinq populations ont été identifiées (chacune contenant moins de vingt animaux). Deux d'entre elles formaient sans doute une ancienne métapopulation portugaise (Sado - Algarve), les trois autres

étant des populations transfrontalières (Figure 1). Des observations éparpillées sur l'ensemble du territoire signalent d'importants mouvements d'animaux. A ce jour, les enquêtes auprès des populations locales semblent être la meilleure méthode pour apprécier sur une grande échelle la présence d'une espèce difficile à observer (Easterbee *et al.* 1991, Rodrigues & Delibes 1992, Gros 1998, Stahl 1998) et présente en faibles densités, comme le lynx. Les observations directes sont des données aussi utiles pour développer un modèle concernant les relations lynx-habitat et les patrons de distribution spatiale (Palma *et al.* 1999).

### Information locale de présence

Sur la base des résultats précédents, une étude écologique a débuté en 1996 dans la région montagneuse d'Algarve, hébergeant la population la moins connue et plus importante : son territoire est le plus vaste, sa taille effective semble être grande et cette population est isolée. Les méthodes utilisées ont été la recherche de traces par trajets rectilignes et une campagne de piégeage à petite échelle. Très peu de crottes (n=8) et de traces (n=3) ont été détectées jusqu'en 1999. En se basant sur les résultats d'une étude sur la distribution et l'abondance des lapins (Pais & Palma 1998), les recherches intensives se sont poursuivies. Des carrés de 5 km<sup>2</sup> étaient parcourus pendant 12 heures par plusieurs personnes afin de confirmer ou non la présence de lynx résidents (Palomares *et al.* 1999). La surface étudiée totalise 600 km<sup>2</sup>, sur laquelle neuf carrés ont été totalement prospectés. De cette façon, 13 crottes d'origine douteuse ont été collectées.

### Pièges photographiques

Dans les mêmes zones, des appareils photographiques à déclenchement automatique (par infrarouge ou tapis à pression) ont été utilisés dès 1998. En juillet 1999, avec un nombre plus élevé de pièges photographiques (9), un système de rotation de 1 mois/ km<sup>2</sup> a été mis en place et des appâts olfactifs à base d'urine de lynx ont été utilisés. Jusqu'à mars 2000, le système a été opérationnel durant 613 nuits-pièges et a produit 78 photographies présentant des mammifères sauvages identifiables (soit 28% de la totalité). Parmi les carnivores détectés, on trouve la genette (*Genetta genetta*) (n=16), le renard (*Vulpes vulpes*) (n=36), le blaireau (*Meles meles*) (n=5), la martre (*Martes martes*) (n=3), la mangouste (*Herpestes ichneumon*) (n=3) et le chat sauvage (*Felis silvestris*) (n=1, Figure 2). Aucun lynx n'a encore été ainsi repéré. Pourtant cette technique a été couronnée de succès dans la détection d'autres félins, dont les tigres (*Panthera tigris*), avec un effort plus faible (Karanth 1995, Austin & Tewes 1999). Cependant, dans

une autre étude sur le lynx boréal *Lynx lynx*, aucun individu ne fut détecté (Foresman & Pearson 1998).

### Génétique moléculaire

Les crottes d'origine douteuse récoltées durant les sessions de travail de terrain ont été soumises à des analyses génétiques utilisant des régions spécifiques de l'ADN mitochondrial (Palomares *et al.* 1999). L'extraction et l'amplification de l'ADN des échantillons a révélé des difficultés techniques du fait de la présence d'inhibiteurs, d'un ADN de médiocre qualité et d'un risque élevé de contamination. L'étude est en cours mais des résultats préliminaires indiquent une possible identification de lynx pour quelques échantillons (Figure 3). Ils doivent être confirmés par le clonage et le séquençage de chaque produit de PCR. En fonction du nombre de lynx détectés, l'étude pourra se poursuivre sur les microsatellites et fournir des informations importantes sur la variabilité génétique, les migrations et les distances entre les sous-populations. L'amplification de microsatellites félins a déjà été entreprise en 1996 (Institute of Zoology, Londres) avec d'autres échantillons de crottes du Portugal, des peaux de collections, des animaux naturalisés et une dent. Certains échantillons ont été génotypés sur trois loci en utilisant des « amorces » fluorescentes. Nous espérons confirmer la présence de l'espèce et, si possible, identifier individuellement chaque animal à l'aide de crottes ou d'attrape-pois.

### Analyse de viabilité de la population

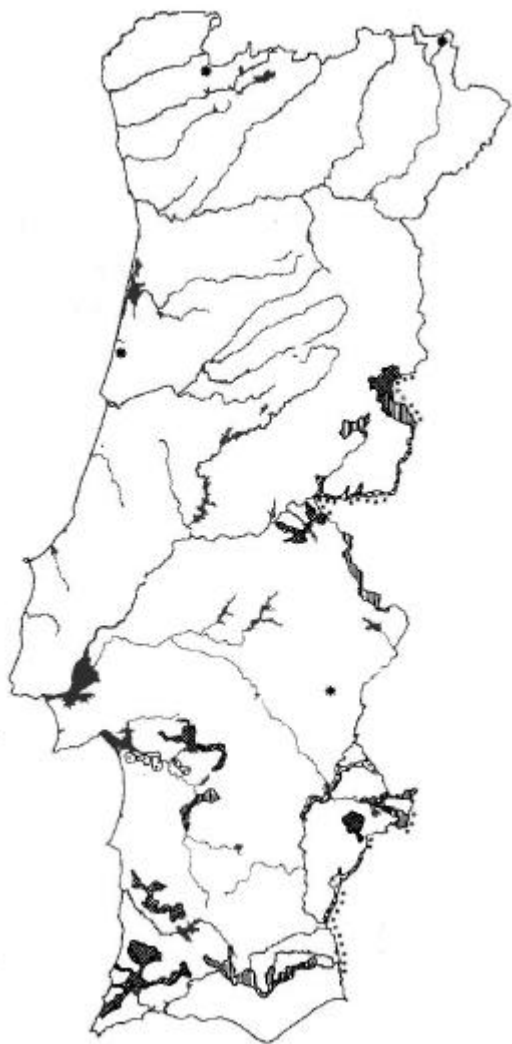
La gestion de zones particulières pour la conservation du lynx a consisté essentiellement en actions visant à augmenter le nombre de ses proies naturelles (lapin de garenne) par le maintien de pâturages ouverts, la création de refuges artificiels et des opérations de repeuplement expérimental (Pinto *et al.* 1999).

Cependant, le but premier d'un programme de conservation du lynx doit être de réduire le risque de son extinction. A partir des connaissances actuelles sur le cycle de vie du lynx ibérique et de modèles démographiques déterministes ou stochastiques développés avec le logiciel ULM (Legendre & Clobert 1995, Ferrière *et al.* 1996), nous avons développé un modèle général permettant d'analyser la probabilité d'extinction des populations de lynx ibériques. Notre objectif était d'identifier les caractéristiques démographiques qui influencent le plus la dynamique des populations et d'évaluer le risque d'extinction associés à divers mécanismes démographiques. Nous nous sommes limités aux effets relatifs sur la probabilité d'extinction de mécanismes pouvant faire l'objet d'actions de gestion (Boyce 1992, Beissinger & Westphal 1998). Cette approche nous permet d'établir une base dans la mise en place de futures actions de conservation dans une perspective de gestion adaptative, notamment de renforcement de populations voire de réintroduction. Les fondements de notre modèle ont été élaborés par Beja (1995), dans sa description détaillée du cycle de vie du lynx. En résumé, ce cycle de vie a été modélisé en considérant quatre classes fonctionnelles : les juvéniles, les flottants, les résidents et les dispersants (Figure 4). Lors de la construction du modèle, les

hypothèses ont été établies en accord avec les observations du Parc National de Doñana, où les lynx pardelles sont étudiés depuis plusieurs décennies. D'après Ferreras *et al.* (1997) et Gaona *et al.* (1998), nous avons supposé que les adultes sont territoriaux et que la reproduction est limitée aux femelles possédant un territoire (Gaona *et al.* 1998), la dynamique des populations étant régulée par la disponibilité des territoires. Habituellement, on observe autant de mâles résidents que de femelles, mais quand les mâles sont rares, chaque mâle peut vivre sur trois territoires de femelles, i.e. chaque mâle peut s'accoupler avec au plus trois femelles (Gaona *et al.* 1998). Le nombre réel de territoires dans un endroit donné dépend de la qualité de l'habitat, en fait de la densité des lapins, et détermine la capacité de charge des individus résidents (Gaona *et al.* 1998). A l'âge de l'indépendance, les juvéniles, en particulier les mâles commencent à chercher un territoire vacant (Ferreras *et al.* 1997). Du fait de la saturation des territoires, les mâles juvéniles peuvent disperser en dehors de leur population d'origine (Ferreras *et al.* 1997, Gaona *et al.* 1998). L'âge de la première reproduction est deux ans pour les femelles, trois ans pour les mâles (Ferreras *et al.* 1997, Gaona *et al.* 1998). Les adultes qui ne possèdent pas de territoires (i.e. les flottants) peuvent aussi disperser quand les territoires sont saturés. La mortalité s'accroît fortement pendant la dispersion (Gaona *et al.* 1998). Les populations de lynx pardelles les mieux connues appartiennent à la métapopulation du Parc National de Doñana. En se basant sur ces populations, nous avons défini deux groupes de paramètres du modèle (d'après Gaona *et al.* 1998) (Tableau I). Les valeurs « optimistes » correspondent aux populations situées au cœur du Parc National de Doñana, populations sources. Au contraire, les valeurs « pessimistes » correspondent aux populations puits situées à l'extérieur du parc. Malgré l'absence de données sur les paramètres démographiques des populations portugaises, nous sommes amenés à supposer que ces valeurs seront proches des « pessimistes » du fait du récent déclin du lynx. L'effet de variations de certains paramètres sur la dynamique de la population est dramatique. En accord avec le modèle « source-puits » observé pour la métapopulation de Doñana (Gaona *et al.* 1998), si nous faisons abstraction de la stochasticité démographique et environnementale et considérons le groupe des valeurs « optimistes », le taux de croissance de la population est de 1, i.e. la population est durable, même en l'absence de renforcement. Cependant, si nous considérons les valeurs « pessimistes », le taux de croissance de la population est inférieur à 1, donc la population décline et sa persistance dépend de l'immigration. Le taux d'accroissement de la population est très sensible à la mortalité des résidents. Même en considérant les valeurs « pessimistes », le taux de croissance de la population augmente avec la survie des résidents pour atteindre 1 lorsqu'on s'approche de la valeur « optimiste » du taux de survie des résidents (Figure 5). Si nous prenons en considération la stochasticité démographique, la différence entre les deux scénarios est alarmante (Figure 6).

**Tableau I :** Valeurs des paramètres démographiques considérés dans le modèle de la métapopulation des lynx du Parc National de Doñana (d'après Gaona *et al.* 1998). Les groupes de valeurs "optimistes" et "pessimistes" correspondent respectivement aux populations sources et puits de Doñana.

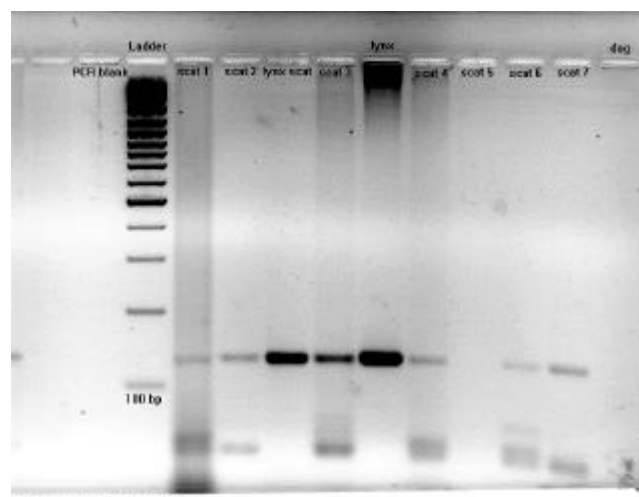
Paramètres	"Optimiste"	"Pessimiste"
Survie		
Chatons ( $s_{fc}=s_{mc}$ )	0,5	0,4
Juveniles ( <i>Subadultes</i> ) ( $s_{ff}=s_{mj}$ )	0,7	0,5
Flottants ( $s_{fe}=s_{me}$ )	0,7	0,6
Résidants ( $s_{fr}=s_{mr}$ )	0,9	0,7
Fécondité ( $f$ )		
Taux de reproduction ( $g$ )	0,8	0,6



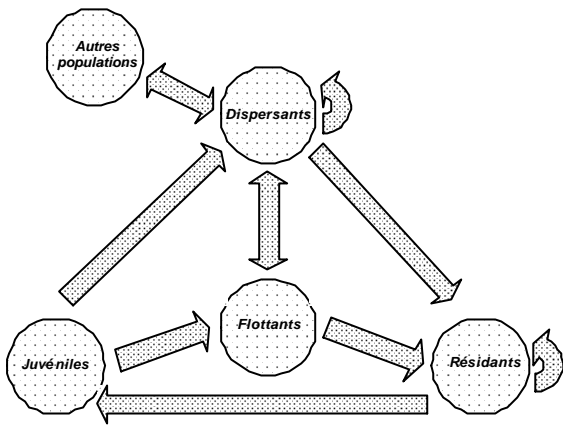
**Figure 1 :** Distribution du lynx pardelle au Portugal d'après enquêtes (1987-1995) et évaluation de l'habitat. Les régions les plus foncées correspondent aux aires de présence les plus régulières de l'espèce ; les régions marquées d'une astérisque (\*) à l'intérieur du Portugal correspondent à des zones où le statut du lynx est inconnu (trop peu d'observations ont été rapportées au cours du temps) ; alors que les astérisques le long de la frontière correspondent à de possibles connexions entre populations (d'après Rodriguez & Delibes 1992).



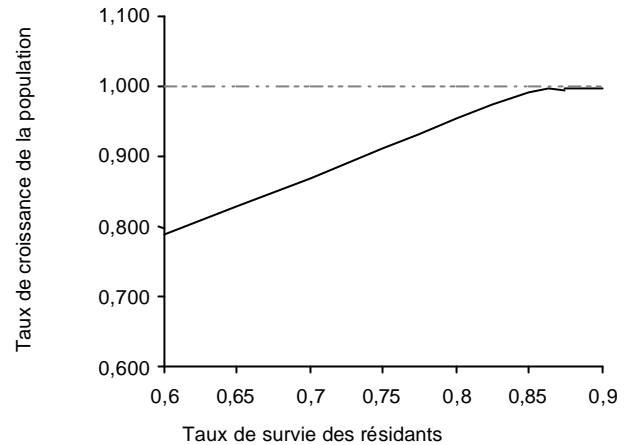
**Figure 2 :** Chat sauvage photographié par un appareil à déclenchement automatique. Monts Algarve, Portugal, 30/9/99, 7:04 am.



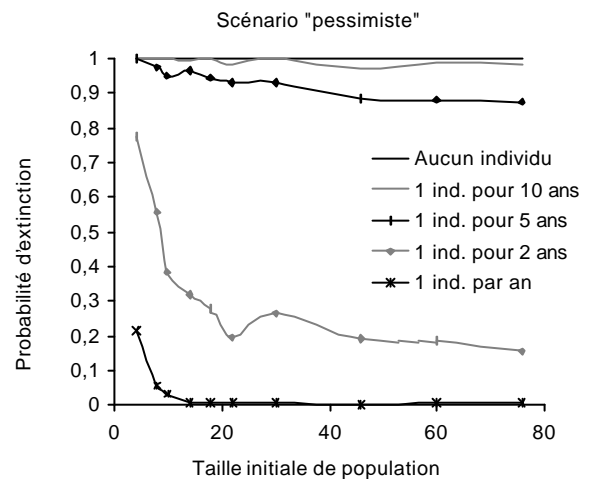
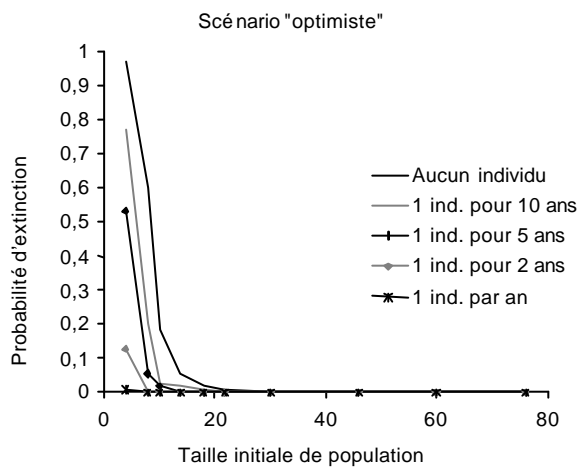
**Figure 3 :** Résultat de PCR sur l'ADN mitochondrial avec des amorces spécifiques du lynx (Palomares *et al.* 1999) pour identifier les échantillons douteux. Les contrôles positifs (échantillons de lynx et crotte de lynx captif) et négatif (chien) ont été inclus. Les crottes 1, 2, 3, 4, 5 et 7 peuvent correspondre à des lynx (les résultats attendent encore confirmation).



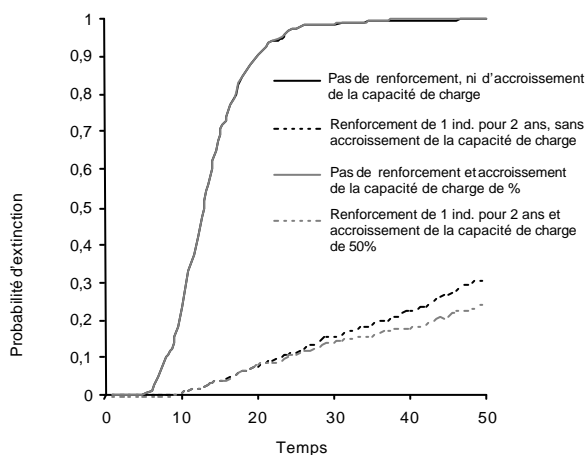
**Figure 4 :** Représentation schématique du cycle de vie du lynx ibérique. La transition de juvénile à flottant ou dispersant dépend de taux de saturation des territoires. Si le taux de saturation est élevé, c'est-à-dire s'il y a peu ou plus de territoires vacants, alors la proportion d'individus acquérant un territoire sera faible et les individus tendront majoritairement à disperser. Au contraire, si des territoires sont disponibles, les individus pourront s'installer et acquérir le statut de résident reproducteur.



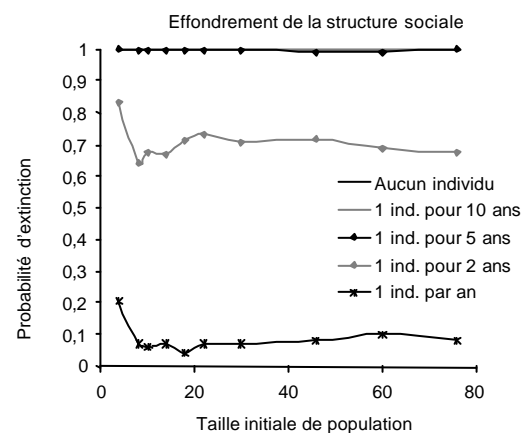
**Figure 5 :** Variation du taux de croissance de la population en fonction du taux de survie des résidents quand tous les autres paramètres démographiques prennent les valeurs du groupe « pessimiste ». En pointillé, figure le taux de croissance 1 correspondant à une population stable.



**Figure 6 :** Probabilité d'extinction en fonction du scénario et de l'effectif initial de la population avec différents taux de renforcement. Les taux de renforcement présentés sont des valeurs moyennes qui peuvent varier suivant une distribution de Poisson.



**Figure 7 :** Variation de la probabilité d'extinction en fonction du temps, suivant quatre scénarios.



**Figure 8 :** Probabilité d'extinction en fonction de l'effectif initial de la population et de différents niveaux de renforcement en considérant les effets de l'effondrement de la structure sociale sous un scénario « pessimiste ».

Même sous le scénario « optimiste », une population de taille moyenne ( $n=20$ ) est confrontée à un risque faible d'extinction à moyen terme (50 ans), alors que sous le scénario « pessimiste », la probabilité d'extinction à moyen terme, pour des populations de 4 à 250 individus, sera toujours égale à 1. Ces résultats soulignent l'importance énorme d'une évaluation extensive de la mortalité des adultes, soit en fait le degré de mortalité induite par l'homme, mais aussi les caractéristiques de la mortalité naturelle. L'effet de la dégradation de l'habitat et de la diminution du nombre de proies sur la valeur sélective individuelle (i.e. son taux de survie) est trop souvent sous-estimé dans les actions de conservation. Néanmoins, lorsque les conditions de vie se dégradent, l'espérance de vie peut être sévèrement réduite, ce qui accroît encore le risque d'extinction des populations de lynx.

Une fois que l'information relative à la mortalité des adultes, naturelle ou induite par l'homme, a été acquise, des actions de gestion peuvent être décidées pour inverser la tendance et obtenir un taux d'accroissement approchant 1 qui traduit une population viable. Le renforcement avec l'arrivée de nouveaux individus en provenance d'autres populations diminuera le risque d'extinction. Ce renforcement est généralement le fait de l'immigration d'individus de populations adjacentes mais peut aussi être réalisé par la translocation ou le lâcher d'individus captifs. Pour certaines métapopulations, le renforcement naturel et à long terme des populations peut être facilité en augmentant les connexions entre les populations, c'est-à-dire en « perméabilisant » le milieu aux individus dispersants ou en établissant des corridors. Comme mentionné précédemment, la dynamique des populations de lynx pardelles est régulée par la disponibilité des territoires vacants. Quand tous les territoires sont occupés, la population est dite saturée et son taux de croissance sera 1. Cela signifie que l'effectif de la population ne peut qu'augmenter et le risque d'extinction décroît si la capacité de charge augmente, ce qui peut être réalisé par diverses actions de gestion de l'habitat. Cependant, sous le scénario « pessimiste », le taux de croissance de la population est inférieur à 1 et la population sera incapable de croître et de coloniser de nouveaux territoires (Figure 7). Ainsi la diminution du risque d'extinction par la gestion de la capacité de charge dépend du renforcement de la population et ces deux actions doivent être couplées. Ceci est particulièrement significatif pour le succès des actions de renforcement avec lâchers d'individus captifs ou translocations. Dans des situations extrêmes, on ne pourra éviter l'extinction de populations que par la conjonction de l'amélioration de l'habitat et un renforcement de population.

#### Remarques finales

La rareté ou l'absence de traces de lynx dans la région d'Algarve peut être expliquée par un déclin rapide de la population. Il n'y a pas de preuve que des lynx résidents sont présents dans la zone de recherche. Une situation similaire d'absence de traces et de scénario de pré-extinction locale a été décrite dans une autre région du Portugal (Malcata) après des années de travail de terrain intensif (Sarmiento &

Cruz 1998). L'hypothèse est que la réduction de l'abondance des lapins et la faible disponibilité induite en proies provoquent une modification du comportement territorial. Ces changements sont régulés par différents types d'interactions avec les individus des territoires avoisinants selon un système complexe de superposition des marquages territoriaux. En l'absence de réponse, particulièrement en l'absence de réponse de femelles aux mâles reproducteurs, les individus pourraient danger de territoire pour rechercher des partenaires ailleurs. Dans des situations extrêmes de faible densité de population ou de faible saturation de territoires, les individus pourraient fréquemment abandonner leur territoire du fait de l'absence de congénères, et retourner dans la catégorie des individus flottants caractérisée par un taux de mortalité plus élevé. De plus, cela pourrait provoquer une forme d'effet Allee (Courchamp *et al.* 1999) sur la reproduction en diminuant le nombre d'adultes réellement reproducteurs.

La situation actuelle peut être résumée par un accroissement de la taille des territoires, un nombre plus élevé d'individus flottants, un effondrement de la structure sociale et probablement l'absence de reproduction. Ceci a également été rapporté pour d'autres espèces de lynx (Knick 1990). Ces mécanismes contribuent à augmenter la probabilité d'extinction sous le scénario « pessimiste » et en fait accroissent fortement la vulnérabilité de l'espèce à l'extinction. Nos résultats issus d'approches multiples dans l'étude du lynx ibérique révèlent une situation pire que celle qui était initialement envisagée. Ce félin est probablement au bord de l'extinction sur l'ensemble du territoire portugais. Le récent effondrement des populations a attiré notre attention vers certains aspects notamment l'écologie comportementale trop souvent ignorés dans les actions de conservation. L'analyse de viabilité a aussi révélé l'importance cruciale de la mortalité des adultes et la situation alarmante pour l'extinction à moyen terme sous le scénario « pessimiste » (i.e. médiocre qualité de l'habitat) en absence d'immigration.

Ceci fournit des directives essentielles pour des recherches futures et des actions de conservation, comme le renforcement. Une analyse détaillée considérant leur fréquence, le nombre d'animaux, leur sexe et leur âge devrait être établie dans un futur proche pour encadrer des actions de renforcement. L'analyse de viabilité, ainsi que les méthodes et techniques complémentaires se sont avérées utiles pour la problématique de conservation du lynx ibérique et laissent entrevoir divers scénarios pour les populations réduites de lynx dans toute la péninsule ibérique.

#### Remerciements

C. Bessa-Gomes remercie S. Legendre et A. St Aubyn pour les fructueuses discussions sur les modèles d'analyse de viabilité de population.

**Mots-clés :** Lynx ibérique, *Lynx pardinus*, Portugal, statut, distribution, viabilité de population, génétique, piège photographique.

## Références

- Austin, S. C. & Tewes, M.E. 1999. Ecology of the clouded Leopard in Khao Yai National Park, Thailand. *Cat News* 31 : 17-18.
- Beissinger, S. R. & Westphal, M. I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62 : 821-841.
- Beja, P. 1995. *Elementos para a análise de viabilidade populacional de lince-ibérico, Lynx pardina*. Trabalho efectuado no âmbito do projecto 'Conservação do lince-ibérico em Portugal'/Programa Life. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 33 p.
- Boyce, M. S. 1992. Population Viability Analysis. *Annual Review in Ecology and Systematics* 23 : 481-506.
- Castro, L. 1994. Ecología y conservación del lince ibérico en la sierra portuguesa de Malcata. *Quercus* 96 : 8-12.
- Easterbee, N., Hepburn, L.V. & Jefferies, D.J. 1991). *Survey of the status and distribution of the wildcat in Scotland, 1983-1987*. Nature Conservancy Council for Scotland. 52 p.
- Ferreras, P., Beltran, J. F., Aldama, J. J. & Delibes, M. 1997. Spatial organization and land tenure system of the endangered iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology* 243 : 163-189.
- Ferrière, R., Sarrazin, F., Legendre, S. & Baron, J.-P. 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation: theory and practice using ULM software. *Acta Oecologica* 17 : 629-656.
- Foresman, K. R. & Pearson, D.E. 1998. Comparison of proposed survey procedures for detection of forest carnivores. *Journal of Wildlife Management*. 62 (4) :1217-1226.
- Gaona, P., Ferreras, P. & Delibes, M. 1998. Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian Lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* 68 : 349-370.
- Gros, P. M. 1998. Status of the cheetah *Acinonyx jubatus* in Kenya: a field-interview assessment. *Biological Conservation* 85 : 137-149.
- Karanth, K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71 : 333-338.
- Knick, S.T. 1990. Ecology of bobcats relative to exploitation and a prey decline in Southeastern Idaho. *Wildlife Monographs* 108 : 1-42.
- Legendre, S. & Clobert, J. 1995. ULM, a software for conservation and evolutionary biologists. *Journal of Applied Statistics* 22 : 817-834.
- Nowell, K. & Jackson, P. 1996. *Status, survey and Conservation Action Plan. Wild cats*. IUCN/SSC Cat Specialist Group, Gland (Switzerland). 382 p.
- Pais, M. & Palma, L. 1998. *Seleção de habitat, distribuição e abundâncias relativas do Coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus) nas serras do Algarve e do Sudoeste Alentejano*. Estudo integrado no Programa Liberne/Life. UCTRA/Universidade do Algarve - Instituto da Conservação da Natureza. 34 p.
- Palma, L. 1980. Sobre distribuição, ecologia e conservação do lince-ibérico em Portugal. *Actas I Reunion Iberoamer. Zool. Vert.*, 1977, La Rábida : 569-580.
- Palma, L., Beja, P. & Rodrigues, M. 1999. The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution in western Algarve (Portugal). *Journal of Applied Ecology* 36 (5) : 812-824.
- Palomares, F., Delibes, M., Godoy, J.A., Piriz, A., Revilla, E., Ruiz, G., Rivilla, J.C. & Conradi, S. 1999. *Determinacion de la presencia y tamaño poblacional del lince iberico usando tecnicas moleculares y un sistema de informacion geografico*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. CSIC. 106 p.
- Pinto, B., Fernandes, M., Abreu, P., Castro, L. & Ceia, H. 1999. The efficiency of a modified restocking operation of wild rabbit. *3<sup>rd</sup> European Congress of Mammalogy*. Jyväskylä, Finland.
- Rodrigues, A. & Delibes, M. 1992. Current Range and Status of the Iberian Lynx *Felis pardina* Temminck 1824 in Spain. *Biological Conservation* 61: 189-196.
- Sarmiento, P. & Cruz, J. 1998. *Ecologia e conservação do lince-ibérico e da comunidade de carnívoros da serra da Malcata*. Instituto da Conservação da Natureza. 162p.
- Stahl, P. 1998. *Evolution récente de la répartition du chat sauvage en France*. Résumé du Protocole d'enquête. CNERA Prédateurs. ONC.